



HAL
open science

Protected areas, deforestation and agricultural performances in developing countries

Jean-Galbert Ongono Olinga

► **To cite this version:**

Jean-Galbert Ongono Olinga. Protected areas, deforestation and agricultural performances in developing countries. Economics and Finance. Université Clermont Auvergne [2017-2020]; Université de Yaoundé II, 2019. English. NNT : 2019CLFAD015 . tel-03012146

HAL Id: tel-03012146

<https://theses.hal.science/tel-03012146>

Submitted on 18 Nov 2020

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

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

Université Clermont Auvergne
École d'Économie
Ecole Doctorale Des Sciences Economiques, Juridiques et de Gestion
Centre d'Études et de Recherches sur le Développement International (CERDI)

**PROTECTED AREAS, DEFORESTATION AND AGRICULTURAL
PERFORMANCES IN DEVELOPING COUNTRIES**

Thèse de Doctorat
Pour l'obtention du titre de Docteur ès Sciences Économiques

Par
Jean-Galbert ONGONO OLINGA

27 septembre 2019

Jury :

Beumais Olivier, Professeur, Université de Rouen Normandie, Rapporteur

Combes Motel Pascale, Professeur, Université Clermont Auvergne, Directrice de thèse

Hubert Marie-Hélène, Maître de conférences HDR, Université de Rennes 1, Rapporteur

Schwartz Sonia, Professeur, Université Clermont Auvergne, Directrice de thèse

Turcu Camélia, Professeur, Université d'Orléans

Fondo Sikod, Professeur, Université de Yaoundé II-Soa, Directeur de thèse

L'Université Clermont Auvergne n'entend donner aucune approbation ou improbation aux opinions émises dans cette thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à son auteur.

Remerciements

Je remercie de façon égale toutes les personnes qui de près ou de loin ont participé de quelques façons que ce soit à la réalisation de cette thèse. Vos conseils, vos attentions, vos encouragements, vos soutiens financiers, moraux et affectueux ont permis d'aboutir à la réalisation de ce joyau. Ma reconnaissance est et sera infinie à votre égard.

J'ai une pensée particulière pour feu le Professeur FONDO SIKOD qui malgré son état de santé alarmant n'avait pas cessé en tant que mon co-directeur, de me donner des conseils. Que la terre des ancêtres lui soit légère.

Merci aux Professeurs Pascale COMBES MOTEL, Sonia SCHWARTZ et José Gustavo FERES qui ont permis à chaque fois de relever la qualité des travaux réalisés dans cette thèse.

Le compromis entre les objectifs de développement économique et ceux de la protection de l'environnement ne cesse de faire l'objet d'une attention particulière au sein des pays en développement. Les organisations internationales, les gouvernements nationaux et mêmes des institutions académiques de recherche s'accordent sur la nécessité d'émettre et appliquer des politiques économiques qui permettent d'accroître le revenu des habitants tout en dégradant le moins possible l'environnement. Cette thèse de doctorat s'inscrit dans cette réflexion du développement durable à travers ses chapitres qui se focalisent sur les aires protégées, la déforestation et les performances agricoles au sein des pays en développement. Le premier chapitre présente le cadre contextuel et théorique de l'étude. Le deuxième chapitre s'intéresse aux effets de l'instrument de protection de l'environnement – les aires protégées – sur la déforestation. En se focalisant sur le cas du Brésil en Amazonie légale, il montre que les aires protégées indigènes et intégrales permettent de réduire la déforestation, contrairement aux aires protégées soutenables. Le troisième chapitre s'intéresse aux effets des aires protégées sur l'agriculture. Contrairement aux intuitions selon lesquelles les aires protégées entraveraient le développement de l'agriculture, il montre, dans le cas du Brésil en Amazonie Légale, que la politique de création d'aires protégées améliore les performances agricoles des producteurs. Ces derniers emploient davantage des pratiques qui permettent d'obtenir plus de rendements sur de petites surfaces sans toutefois dégrader l'environnement ni augmenter la déforestation. Le quatrième chapitre se réfère à la relation empirique entre les prix des matières premières agricoles et la déforestation. Il s'avère que l'évolution des prix des matières premières agricoles favorise la perte de la forêt dans les pays en développement disposant de surfaces forestières importantes. Autrement dit, au fur et à mesure que les prix vont s'accroître, la demande de matières premières agricoles augmentant avec la croissance démographique, le processus de déforestation va également s'accroître entraînant une perte importante de la forêt dans le long terme. Finalement, la thèse recommande d'accroître la création des aires protégées qui permettent d'éviter une déforestation importante au sein des pays en développement, mais aussi de mettre en place des politiques de contrôle ou de stabilisation des effets d'accroissement de prix des matières premières agricoles et d'encourager l'adoption de technologies agricoles qui permettent d'obtenir suffisamment de production sur des surfaces de terre réduites.

The trade-off between the economic development and the environmental goals is always subject of attention in developing countries. International organizations, national governments and even academic research institutions agree that development countries should implement economic policies that increase people's incomes while minimizing the environmental degradation. This doctoral thesis is part of this reflection on sustainable development through its chapters that focus on protected areas, deforestation and agricultural performance in developing countries. The first chapter presents the contextual and theoretical framework of the study. The second chapter focuses on the effects of the environmental protection instrument - protected areas - on deforestation. Focusing on the case of Brazil in the Legal Amazon, he shows that indigenous and integral protected areas reduce deforestation, which is not the case for sustainable protected areas. The third chapter focuses on the effects of protected areas on agriculture. Contrary to the intuitions that protected areas would hinder the development of agriculture, it shows, in the case of Brazil in the Legal Amazon, that the policy of creating protected areas improves the agricultural performance of producers. The latter employ more practices that allow more yields to be obtained on small areas without degrading the environment or increasing deforestation. The fourth chapter refers to the empirical relationship between agricultural commodity prices and deforestation. It appears that changes in the prices of agricultural raw materials favor the loss of forests in developing countries with large forest areas. In other words, as prices rise, as demand for agricultural raw materials increases with population growth, the deforestation process will also increase, leading to a significant loss of forest in the long term. Finally, the thesis recommends increasing the creation of protected areas to avoid significant deforestation in developing countries. Policies that control and stabilize the price increase effects of agricultural raw materials should also be a key objective in developing countries. We recommend again the adoption of agricultural technologies that allow sufficient production to be obtained on reduced land areas.

Table de matières

Introduction Générale	1
1. Contexte d'étude et question de recherche	2
2. Principaux objectifs de la thèse	5
3. Principales contributions de la thèse	6
Chapitre 1 Aires Protégées, déforestation et performances agricoles dans les pays en développement	8
1. Introduction	10
2. L'efficacité des aires protégées : consensus quasi-général, méthodologies d'évaluation et effets mitigés non anticipés.....	19
2.1 La réduction de la déforestation par les aires protégées : un consensus quasi-général	19
2.2 Les méthodologies d'évaluation de l'efficacité des aires protégées	20
2.3 Les effets inattendus de la mise en œuvre des aires protégées.....	22
3. Les barrières à l'efficacité maximale des aires protégées	23
3.1 La gestion ou le contrôle des aires protégées	24
3.2 La définition des règles et droits de propriété	25
3.3 Le développement des infrastructures de communication : le cas du réseau routier	27
3.4 La jachère : une pratique agricole particulière dans les pays en développement.....	28
3.5 La hausse des prix des matières premières agricoles	30
4. Incitations à la déforestation versus incitations à la conservation de la forêt.....	32
4.1 La perte de la forêt : une conséquence de la croissance démographique et du développement des activités agricoles	33
4.2 La Conservation de la forêt : une nécessité pour réduire le réchauffement climatique et entretenir les services de la forêt	35
5. Conclusion	37
Chapitre 2 Neighborhood effects in the Brazilian Amazonia: protected areas and deforestation	39
1. Introduction	41
2. A theoretical analysis.....	44
3. Empirical Analysis	45
3.1 The Brazilian Legal Amazônia study area	45
3.2 The econometric setting	49
3.3 Empirical results.....	50
3.3.1 Specification and robustness check	50
3.3.2 Pattern of spatial autocorrelation	51
3.3.3 Effect of protected area on deforestation	52
3.4 Control variables	56

4. Concluding Remarks	57
5. Appendices	58
A- The theoretical model	58
5.1 Assumptions and benchmark	58
5.2 Protected-areas implementation	60
Chapitre 3 Protected-areas and technological progress in agriculture in the Brazilian Legal Amazon: An analysis of the Porter hypothesis	68
1 Introduction	70
2 Environmental policy and technological innovation: a literature review	73
2.1 The traditional view and the Porter hypothesis	73
2.2 Some trigger factors of innovative practice adoption in agriculture	74
2.3 Protected areas and agricultural performance improvement in the Brazilian Amazon	75
3 Empirical framework	78
3.1 Data	78
3.1.1 Protected-areas	78
3.1.2 Other variables	79
3.2 Agricultural performance: potential production, technical efficiency, and total factor productivity	80
3.3 Comparison of agricultural performance: the difference-in-difference model	84
4 Econometric results	86
4.1 Descriptive statistics	86
4.2 Stochastic model results	88
4.3 Diff-in-diff model results	92
5 Concluding remarks	95
6 Appendix	96
Chapitre 4 Hausse des prix agricoles et déforestation dans les pays en développement	98
1. Introduction	100
2. Les prix de produits agricoles et la déforestation : une revue de la littérature	104
2.1 Les déterminants de la déforestation	104
2.2 L'impact des prix agricoles sur la déforestation : le débat	108
2.3 Description des tendances récentes des prix agricoles et de la déforestation	109
3. L'analyse empirique	111
3.1 La modélisation économétrique : La déforestation et les prix agricoles au niveau mondial	112
3.2 Les Données	115
3.2.1 La perte de la forêt	115
3.2.2 Les prix agricoles au niveau mondial	116
3.2.3 Les variables de contrôle	117

3.3	Les statistiques descriptives	118
3.4	Les résultats économétriques	120
3.5	L'analyse de robustesse : Prix agricoles à la production et déforestation.....	126
4.	Conclusion	131
5.	Annexes	132
	Conclusion Générale	136
1.	Rappels de principaux résultats de la thèse	137
2.	Recommandation de politiques économiques	137
3.	Possibles extensions	138

Liste des tableaux

Table 1: Marginal effects of PAs on deforestation by introducing explanatory variables gradually	54
Table 2: Summary of the impact of PAs on deforestation: marginal effects and elasticity	55
Table 3: Variables, definitions, and descriptive statistics	62
Table 4: Estimation results of the impact of PAs on deforestation by introducing explanatory variables gradually	63
Table 5: Regression of error terms of Table 4 on the explanatory variable	64
Table 6: Testing the impact of one type of PA independently of other types of PAs	65
Table 7: Marginal effects of regressions in Table 6	66
Table 8: Regression of error terms of tables 6 on the explanatory variables	67
Table 9: Comparison of municipalities over time	77
Table 10: Protected-area versus non- protected-area municipality characteristics	77
Table 11: Descriptive statistics	87
Table 12: Results of both stochastic frontier models	88
Table 13: The 5 best performance by year (Greene 2005a and Kumbhakar and Heshmati 1995)	90
Table 14: Agricultural firm performance by Legal Amazon states (mean of municipalities). 91	
Table 15: Diff-in-diff model results using agricultural performance from Kumbhakar and Heshmati's (1995) methodology	94
Table 16: Diff-in-diff model results using agricultural performance from Greene's (2005a) methodology	96
Table 17: Missing data for the main export products	97
Tableau 18: Les déterminants de la déforestation	107
Table 19: Statistiques descriptives	119
Table 20: Résultats des estimations	124
Table 21: Estimations des élasticités de la perte de forêt 20 (ha) aux prix agricoles	125
Table 22 : Résultats d'estimation économétriques (robustesse)	129
Table 23: Estimation des élasticités de la perte de forêt suite aux prix agricoles de la FAO	130
Table 24: Estimations des élasticités de la perte de forêt 25 (ha) aux prix agricoles	133
Table 25 : Estimations des élasticités de la perte de forêt 30 (ha) aux prix agricoles	134
Table 26: Les produits agricoles employés pour le calcul de l'indice de prix suivant Deaton et Miller (1996)	135

Liste de figures

Figure 1: Perte de la forêt et création d'aires protégées annuelles -----	13
Figure 2: Forêt disponible et aires protégées cumulées -----	13
Figure 3: Localisation des aires protégées et déforestation en Malaisie -----	14
Figure 4: Localisation des aires protégées et déforestation en Indonésie -----	15
Figure 5: Localisation des Aires protégées et déforestation au Brésil -----	16
Figure 6: Localisation des aires protégées et déforestation en Argentine -----	17
Figure 7: Localisation des aires protégées et déforestation dans le bassin du Congo -----	18
Figure 8: Prix internationaux de céréales et d'huile de palme -----	31
Figure 9: Déforestation au Brésil et en Indonésie de 2001 à 2016 -----	31
Figure 10: Déforestation en Malaisie et en Inde de 2001 à 2016 -----	32
Figure 11: Évolution de la taille de la forêt et de la production agricole au sein des pays en développement (données en log). -----	34
Figure 12: Évolution de la taille de la forêt et de la production agricole au sein des pays à revenu élevé (données en log) -----	35
Figure 13: Évolution de la forêt disponible et des variations de température au sein des pays en développement -----	37
Figure 14: Changes in the surface areas of PAs and deforested areas in the Brazilian Legal Amazônia (square kilometers). -----	44
Figure 15: Deforestation rates in the municipalities of Brazilian Legal Amazônia between 2001 and 2009 as a % of 2001 forest surface area. -----	47
Figure 16 : Spatial distribution of protected areas by type in 2009 -----	48
Figure 17: Average surface area of PAs by deforestation quartile -----	55
Figure 18: Inefficiency and technical progress illustration -----	81
Figure 19: TFP and potential production distributions -----	89
Figure 20: Export products in Brazil's Legal Amazon (% of total production) -----	97
Figure 21: Prix mondial et prix domestiques de céréales (Brésil et Inde) -----	103
Figure 22: Prix mondial et prix domestiques d'huile de palme (Malaisie et Indonésie) -----	104
Figure 23: Perte de la forêt (en ha) et prix agricoles au niveau mondial en indices (Période : 2001 à 2016 ; Prix calculés selon la méthode de Deaton et Miller 1996) -----	110
Figure 24: Perte de la forêt (en ha) et prix des producteurs en indices -----	111
Figure 25: Nuages de points (perte de forêt et prix agricoles mondiaux) -----	114
Figure 26: Nuages de points (perte de forêt et prix agricoles mondiaux en log) -----	115
Figure 27: Seuil de forêt conditionnant la perte de forêt suivant la hausse de prix agricoles -----	121

Introduction Générale

1. Contexte d'étude et question de recherche

La protection de l'environnement est au centre des préoccupations de la part des gouvernements nationaux et des organisations internationales. Elle fait partie des Objectifs de Développement Durable à prendre en compte par les autorités nationales au même titre que les objectifs liés à l'éradication de l'extrême pauvreté, l'amélioration de la santé maternelle, la réduction de la mortalité infantile et l'amélioration de l'accès à l'éducation. En effet, les conséquences de la dégradation de l'environnement (réchauffement climatique, pollution de l'air, des sols et des eaux, perte de la biodiversité etc.) causées par les activités anthropogéniques peuvent s'avérer sévères au point de compromettre le bien-être de l'Homme (Baek et al. 2009). De ce fait, ce dernier se doit d'assurer la protection du milieu dans lequel il extrait des ressources non seulement pour maintenir son bien-être au fil du temps, mais aussi pour permettre aux générations futures d'avoir également la possibilité d'exploiter les ressources dans ce même environnement.

La dégradation de l'environnement causée par les activités anthropogéniques (agriculture et industrie) ne cesse de croître au fil du temps (Baek et al 2009). A titre d'exemple, les émissions de gaz à effet de serre ont augmenté d'environ 2,3% en moyenne chaque année entre 2005 et 2014 dans le monde. L'agriculture a participé à l'émission de gaz dans l'atmosphère à hauteur de 24% (devant l'industrie 21%) entre 2005 et 2014. L'utilisation des énergies représente le premier facteur qui rejette le plus de gaz dans l'atmosphère soit 44%. Dans le secteur agricole en particulier, les plus grands émetteurs de gaz à effet de serre sont les pays d'Asie suivis de ceux d'Amérique du Sud et d'Afrique. Concernant la perte de la forêt causée par les activités humaines, selon l'Évaluation des Ressources Forestières Mondiales (2015) de la FAO, entre 1990 et 2015, celle-ci a été remarquable même si les taux de déforestation avaient considérablement ralenti sur cette même période. En effet, la surface forestière dans le monde représentait 31,6% de la superficie mondiale des terres en 1990, et ce chiffre est passé à 30,6% en 2015 correspondant à une perte nette de 129 millions d'hectares de forêt en 16 ans.

Les conséquences de la perte de la forêt sont multiples et néfastes pour le bien-être de l'Homme (Schuyt 2005). Sur le plan climatique, la destruction des arbres qui sont des puits de carbone favorise l'incapacité de l'écosystème à stocker plus de CO₂ et contribue au réchauffement de la planète. Sur le plan de la biodiversité, la perte de la forêt favorise

l'extinction de diverses espèces animales (mammifères, amphibiens, insectes, oiseaux etc.) qui participent à l'équilibre de l'écosystème de l'Homme. Sur le plan écologique, la perte de la forêt fragilise les sols à travers la réduction de la richesse organique qui s'y trouve. Ceci entraîne la diminution de la résistance des sols aux intempéries et catastrophes naturelles telles que les inondations. Globalement, la déforestation est à l'origine de conséquences telles que la pollution de l'air, la perte de la fertilité des sols, les avancées du désert, la perte de la biodiversité, la raréfaction progressive en eau à proximité des zones déboisées, ce qui a des répercussions néfastes sur le bien-être des habitants.

Au regard de ces conséquences, la protection de l'écosystème se révèle être une contrainte nécessaire. L'intérêt pour l'Homme à préserver son écosystème est visible à travers les efforts d'implémentation de différents instruments de protection qui sont la plupart du temps émis en fonction des objectifs cibles spécifiques. Dans la littérature, on dénombre plusieurs instruments de protection qui peuvent être classés selon la distinction instruments de commande et contrôle, instruments de marché et approches volontaires. Concernant les instruments de type commande et contrôle, nous distinguons les réglementations de l'autorité publique qui imposent des normes relatives à la protection que les agents économiques doivent respecter. Les aires protégées terrestres et marines dont le but est de protéger la biodiversité et de réduire le processus de déforestation au sein des pays constituent des exemples d'instruments de type commande et contrôle (Portillo-Quintero et Sanchez-Azofeifa 2010, Miteva et al. 2012). Les instruments économiques ou de marché concernent les taxations environnementales ou les marchés de quotas de pollution formulés par l'État aux agents économiques et qui sont fondés sur le principe pollueur-payeur pour décourager les émissions de CO₂ ou d'autres polluants dans l'atmosphère (La Nauze et Mezzetti 2019). Selon les approches volontaires, on distingue le paiement de services environnementaux ou encore la décentralisation de la gestion des ressources forestières. Le paiement par services environnementaux est un instrument de préservation mis en œuvre pour encourager les agents à entreprendre ou développer davantage des activités qui préservent l'environnement (Liu et Kontoleon 2018, Ola et al. 2019). La décentralisation de la gestion des ressources forestières est une politique de protection qui consiste à impliquer les populations locales les plus proches des zones où l'exploitation de ressources naturelles est forte dans la fixation des règles d'exploitation soutenable de la forêt (Baland et al. 2010). L'ensemble de ces instruments de protection ont des conséquences bénéfiques qui améliorent la qualité de l'air et

des sols, la stabilité du climat, la pureté ou dépollution de l'eau et des plantes ou encore la pérennisation des espèces biologiques vivantes.

Dans le cadre de cette thèse, nous nous focalisons en particulier sur les instruments de protection que sont les aires protégées terrestres. Nous abordons le sujet sous un double angle à savoir l'impact de la création des aires protégées sur la déforestation et sur le développement de l'agriculture. Ce dernier cas est un effet non attendu de la création des aires protégées. En d'autres termes, nous étudions le rôle des aires protégées en rapport avec l'évolution du processus de déforestation et les performances agricoles au sein des pays en développement. Nous tentons de répondre à la question suivante : quels sont les effets attendus et inattendus des aires protégées en ce qui concerne la déforestation et l'agriculture au sein des pays en développement ? Autrement dit, dans un contexte où les économies en développement sont en expansion avec une conjoncture du marché agricole qui leur est favorable, quel est l'impact des aires protégées sur le processus de perte de la forêt et sur les performances agricoles ?

La motivation première liée au choix de ce sujet porte sur le contexte récent et actuel des économies en développement. Celles-ci en effet se démarquent par des performances économiques importantes et soutenues la plupart du temps par un niveau de production agricole important. En poursuivant principalement des objectifs d'accumulation de richesses en vue d'améliorer le bien-être des populations, les gouvernements des pays en développement émettent des politiques qui visent à accroître la production par tête et donc le revenu par tête. Cependant, ces politiques n'ont pas que pour conséquence l'amélioration de la production par tête. Elles sont également à l'origine de la perte de la forêt. Il émerge alors une préoccupation importante liée au choix entre la croissance économique source d'amélioration du bien-être et la conservation de la forêt qui par hypothèse représente une contrainte dans le processus de croissance économique. La création des aires protégées permet de réduire l'impact environnemental du développement des activités agricoles au sein des pays en développement. Cependant, on peut se demander si les aires protégées introduisent des contraintes qui restreignent les possibilités de croissance ou de développement de l'agriculture au sein des pays. La réponse à cette question est abordée implicitement dans cette thèse. La motivation seconde liée au choix de ce sujet réside dans son originalité. Des études se sont intéressées au compromis existant entre le développement économique et la protection de l'environnement (Mills et Wait 2009, Piquer-Rodriguez et al.

2018, Beauchamp et al. 2018). Plusieurs études ont mis en évidence l'effet des aires protégées sur le processus de déforestation (Amin et al. 2019). Cependant, peu d'études ont abordé cette problématique en prenant en compte les performances agricoles des firmes. Nous abordons cette question dans le chapitre 3 de cette thèse.

2. Principaux objectifs de la thèse

L'objectif général de cette thèse est de mettre en évidence les effets des aires protégées terrestres. Toutefois, cette forme de protection (sur la forêt disponible et la biodiversité) peut demeurer insuffisante si on prend en compte des facteurs tels que les prix élevés du marché agricole. En effet, ces prix peuvent exercer des effets d'incitation des firmes à produire davantage et donc à contourner les règles de la protection pour exploiter les surfaces forestières. L'objectif général se subdivise en quatre sous objectifs qui reflètent la rédaction des quatre chapitres de la thèse.

1- Le premier sous-objectif a pour but de rappeler la littérature existante sur les aires protégées (leur efficacité, les méthodes d'évaluation de cette efficacité et les barrières à l'atteinte d'une efficacité maximale). Ce sous-objectif fait l'objet du chapitre I. Le problème traité porte sur l'identification du débat relatif aux différents résultats de recherches effectuées sur les effets des aires protégées sur la déforestation, et des limites qui entravent ces effets. De façon générale, il en ressort que les aires protégées réduisent la perte de la forêt. Cependant, certains obstacles en l'occurrence leur localisation éloignée des zones à forte pression à la déforestation, la pratique de la jachère, la définition moins transparente des droits de propriété ou encore le contrôle de la protection ne permettent pas d'atteindre une efficacité importante.

2- Le deuxième sous-objectif a pour but de mesurer empiriquement l'impact des aires protégées sur la déforestation. Il justifie la rédaction du chapitre II. Le problème traité dans ce chapitre porte sur l'identification des effets des aires protégées sur la déforestation dans l'Amazonie Légale Brésilienne en prenant en compte les interactions spatiales entre les municipalités. De manière générale, il en ressort que les surfaces de forêt à la protection stricte et les terres indigènes réduisent la déforestation. Les surfaces à la protection soutenable n'ont pas d'effet sur la déforestation. Aussi, les effets des surfaces à la protection stricte et ceux des terres indigènes favorisent dans le voisinage la création d'aires protégées et donc la réduction de la déforestation.

3- Le troisième sous-objectif vise à analyser empiriquement les impacts des aires protégées sur l'efficacité agricole. Il est à l'origine de la rédaction du chapitre III. Le problème traité dans ce chapitre porte sur l'identification de l'impact d'une politique environnementale (ici les aires protégées) sur les performances des firmes agricoles dans l'Amazonie Légale Brésilienne. De manière générale, les résultats montrent que la création des aires protégées encourage les firmes agricoles à améliorer leurs performances productives (pratiques agricoles ou productivité agricole). En effet, la politique de mise en œuvre de surfaces protégées envoie un signal aux firmes sur la nécessité de faire un bon usage de la terre.

4- Le quatrième sous-objectif porte sur l'étude de l'effet adverse des tendances à la hausse des prix agricoles des dernières décennies sur la conservation de la forêt. Il a entraîné la rédaction du chapitre IV. Le problème traité dans ce chapitre est l'identification empirique de l'impact de la hausse des prix agricoles sur la déforestation compte tenu de la dotation initiale en quantité de forêt des pays en développement. Les résultats montrent que tant que les prix agricoles seront élevés, quel que soit le type de protection, la présence de surfaces forestières accessibles fera certainement l'objet d'exploitation par les firmes agricoles, ce qui pourra entraîner des pertes importantes de forêt dans le long terme.

Tous les sous-objectifs cités ci-dessus participent à l'atteinte de l'objectif général de la thèse et constituent chacun de façon indépendante un enjeu ayant motivé la rédaction de ce manuscrit. Intéressons-nous aux différentes contributions de la thèse à la recherche en économie de développement.

3. Principales contributions de la thèse

Les contributions de la thèse à la recherche en économie sont de plusieurs ordres :

1- La première contribution de la thèse est d'ordre méthodologique. Nous employons différents modèles économétriques dans chacun des chapitres pour mettre en évidence des idées issues de faits stylisés. La robustesse de ces modèles nous amène à présenter des résultats qui soutiennent le raisonnement théorique. Nous employons un modèle d'économétrie spatiale dans le chapitre 2. Ensuite nous faisons appel à deux modèles économétriques (le modèle à frontière stochastique et le modèle d'analyse d'impact « difference-in-difference ») dans le chapitre 3. Dans les chapitres 4, il s'agit d'un modèle de panel dynamique qui est employé pour mettre en évidence l'effet des prix sur la déforestation. Ces différentes techniques nous permettent de mettre en évidence les suppositions théoriques évoquées en amont.

2- La deuxième contribution de la thèse est liée à ces recommandations de politique économique. Les différentes suggestions proposées suite aux résultats économétriques obtenus représentent implicitement des forces de propositions de politiques économiques qui pourraient s'avérer importantes pour l'avenir des pays en développement. Globalement, les résultats du chapitre 2 recommandent d'exploiter les interactions existantes entre les municipalités pour accroître l'efficacité des aires protégées lors de leur création au sein des municipalités d'une même région. Les résultats des chapitres 3 et 4 recommandent aux autorités d'accompagner les agriculteurs dans l'adoption de nouvelles pratiques agricoles permettant d'obtenir plus de rendements sur des surfaces de terre réduite. Ils suggèrent surtout de renforcer la protection générée par les aires protégées dans les pays où la forêt est encore abondante de sorte à passer du stade de protection annoncée au stade de protection de fait.

3- La troisième contribution de cette thèse concerne son originalité. En effet, à notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée à l'effet des aires protégées sur les performances agricoles des fermes. Dans cette thèse, nous faisons un parallèle entre l'hypothèse de Porter et la relation aires protégées et performances agricoles. Il révèle que les aires protégées favorisent l'amélioration des pratiques agricoles comme les régulations environnementales pourraient encourager l'adoption de nouveaux procédés de production moins polluants (Porter and Van der Linde 1995).

4- Plan de la thèse

Cette thèse est structurée en quatre chapitres à la suite desquels une conclusion générale est présentée. Le chapitre I est intitulé *Aires protégées, déforestation et performances agricoles dans les pays en développement : une revue de la littérature*. Les chapitres II et III constituent des articles indépendants traitant de la question principale de la thèse (effet des aires protégées sur la déforestation et sur les performances agricoles). Ils sont respectivement intitulés *The Neighborhood effects in the Brazilian Amazônia: Protected areas and deforestation* et *Protected-areas and technological progress in agriculture in the Brazilian Legal Amazon: An analysis of the Porter hypothesis*. Enfin, le chapitre IV dont le titre est *Hausse des prix agricoles et déforestation dans les pays en développement : une analyse empirique* intervient pour montrer que tant les prix agricoles seront en hausse, la perte de la forêt dans les pays en développement sera également importante.

Chapitre 1

Aires protégées, déforestation et performances agricoles dans les pays en développement : une revue de la littérature

Résumé

Les aires protégées en tant qu'instrument de protection de l'environnement ont fait l'objet d'attention dans des études et la littérature actuelle est riche sur le sujet. Dans ce chapitre, nous revisitons cette littérature en se focalisant sur le débat portant sur l'efficacité des aires protégées. Nous présentons tout d'abord les méthodologies employées pour évaluer cette efficacité et mettons en lumière la relation aires protégées et déforestation au sein des pays en développement. Nous rappelons les facteurs qui peuvent contrarier l'efficacité des aires protégées comme la gestion et le contrôle des aires protégées, l'insécurité des droits de propriété, la jachère, les infrastructures de transport et les prix agricoles. Enfin nous présentons les incitations à l'exploration de nouvelles surfaces forestières et les incitations à la conservation de celles-ci. Cette comparaison aboutit à la compréhension des écarts de tendances observées de la déforestation entre les pays à revenu élevé et les pays en développement.

Keywords: Protected areas; deforestation

Codes JEL: C23, Q24

1. Introduction

Aborder la question du rôle des aires protégées en rapport avec le processus de déforestation et le développement de l'agriculture nécessite de préciser le cadre théorique et contextuel dans lequel l'étude est développée. En effet, la littérature s'intéressant à la protection de la forêt, son efficacité et ses conséquences sur le développement de l'agriculture est très abondante. Tandis que certaines études abordent cette relation dans un cadre purement écologique, sociologique (Palomo et al. 2014, West et al. 2006, Gaston et al. 2008) ou politique et institutionnel (Corson et al. 2014, Mathevet et al. 2016), d'autres se focalisent sur le cadre d'analyse d'économie du développement. Ces dernières mettent en évidence les comportements des agents économiques en liaison avec des facteurs environnementaux et économiques influençant leur bien-être. Ceci aboutit à la compréhension des raisons qui expliquent leurs actions qui peuvent se trouver favorables ou défavorables à l'atteinte d'une efficacité maximale de la protection. Ces facteurs peuvent être de plusieurs ordres : l'amélioration ou non des revenus au sein des localités où la forêt fait l'objet d'une protection, la réduction ou non de la déforestation, la revitalisation des parcs forestiers, la reprise ou non de la biodiversité, la réduction des gaz à effets de serre, la dépollution de l'atmosphère etc. Quelque-soit le facteur considéré dans les différentes études focalisées sur les aires protégées, il en ressort que la problématique centrale dans le cadre de l'économie du développement porte implicitement ou explicitement sur leur efficacité tant sur l'aspect environnemental que sur l'aspect développement économique.

Les statistiques sur les surfaces protégées sont fournies chaque année par l'union internationale de la conservation de la nature. Celle-ci met à jour une base de données (World Database on Protected Areas) sur le nombre, le type et la taille des aires protégées depuis 1819. Aujourd'hui, on compte environ 5.238 aires protégées marines, 10.022 aires protégées marines et terrestres et 226.972 aires protégées terrestres. Les aires protégées terrestres représentent environ 26.374.787,24 km² de surface de la terre. Sur les périodes récentes, entre 2001 et 2018, environ 89541 aires protégées représentant une surface de 8.532.471,21 km² ont été créées à travers le monde. Ce chiffre représente plus d'un tiers de l'ensemble des aires protégées créées depuis 1819. Au sein des pays en développement en particulier, entre 2001 et 2018, en moyenne 190.293,33 km² de surface ont été désignées comme surfaces protégées chaque année tandis que la moyenne annuelle de la perte de la forêt sur la même période s'élève à environ 75.982,32 km². Dans la figure 1 ci-dessous, nous mettons en évidence l'évolution des surfaces de la perte de la forêt et de la création d'aires

protégées (en flux¹) dans les pays en développement en utilisant les données de la FAO pour la perte de la forêt et celles de WDPA² pour la création d'aires protégées. Globalement, nous constatons que la perte de la forêt diminue sur la période de 2001 à 2018. Les surfaces d'aires protégées créées sont instables et montrent une légère tendance à la baisse entre 2001 et 2018. Dans la figure 2, nous constatons que le stock³ de forêt disponible diminue tandis que le stock d'aires protégées augmente. Bien que la perte de la forêt soit en diminution d'après la figure 1, l'observation de la figure 2 suscite une interrogation liée à l'efficacité des aires protégées à assurer la conservation de la forêt disponible.

L'un des facteurs à l'origine de l'inefficacité des aires protégées à réduire la perte de forêt est la localisation de la protection. Il s'agit d'une limite non négligeable à prendre en compte lors des démarches économétriques visant à mesurer ou évaluer l'efficacité des aires protégées (Kéré et al. 2017). En effet, les surfaces protégées sont désignées au sein des zones où la pression de déforestation n'est pas importante (Joppa et Pfaff 2011). Ceci amène à penser que les créateurs d'aires protégées ont soit une préférence pour le laisser-faire (le développement des activités économiques au sein des zones où la pression à la déforestation est forte) ou ils sont contraints de concilier le développement des activités agricoles avec des objectifs de protection de la forêt en désignant des surfaces protégées ailleurs. D'après Soliku et Schraml (2018), l'action des décideurs de politique économique en matière de création d'aires protégées ailleurs ou au sein de la zone cible permet d'appréhender les motivations de ces derniers compte tenu de la nécessité de protéger l'environnement et le besoin d'accroître le bien-être par des activités économiques impliquant la perte de la forêt. Au sein des pays en développement, le besoin d'accroître les richesses peut paraître dominant sur celui de la protection, incitant les décideurs à protéger ailleurs qu'au sein des zones ciblées par le processus de déforestation. Dans les Figures 3, 4, 5, 6 et 7 ci-dessous, nous mettons graphiquement en évidence la localisation des aires protégées au sein des pays où le secteur agricole occupe une place importante dans l'économie et où le processus de déforestation évolue rapidement (le Brésil, l'Argentine, l'Indonésie, la Malaisie et le bassin du Congo). Nous pouvons constater au regard de ces figures que les endroits où la déforestation évolue ne correspondent pas aux endroits où les aires protégées sont désignées. L'hypothèse selon laquelle le législateur a une préférence pour le laisser faire c'est-à-dire l'acceptation de la déforestation au profit du développement des activités agricoles ou autres est vérifiée sur ces

¹ Par flux, nous entendons les surfaces observées chaque année de perte de forêt et de création d'aires protégées.

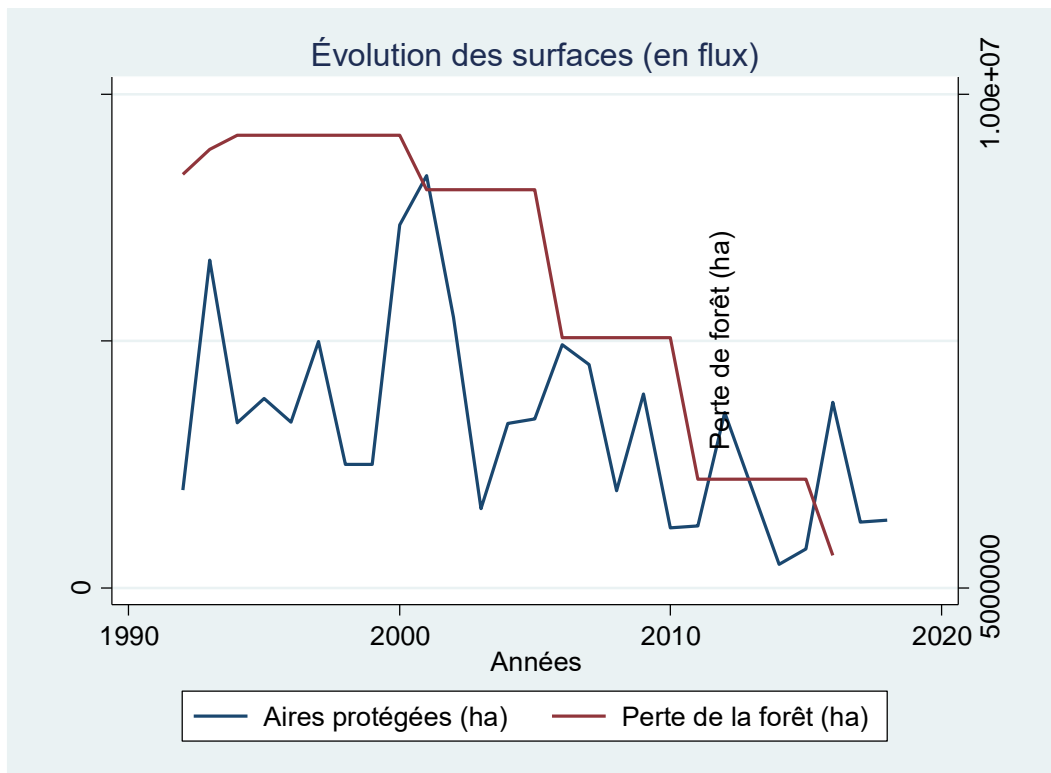
² WDPA : World Database on Protected Areas

³ Par stock, il s'agit du cumul d'aires protégées de la date de création jusqu'à l'année correspondante.

figures. La disposition du décideur public à s'opposer à l'évolution de la déforestation se matérialise par la désignation de surface protégée dans des zones reculées où les activités de développement ne sont pas ou presque pas entamées.

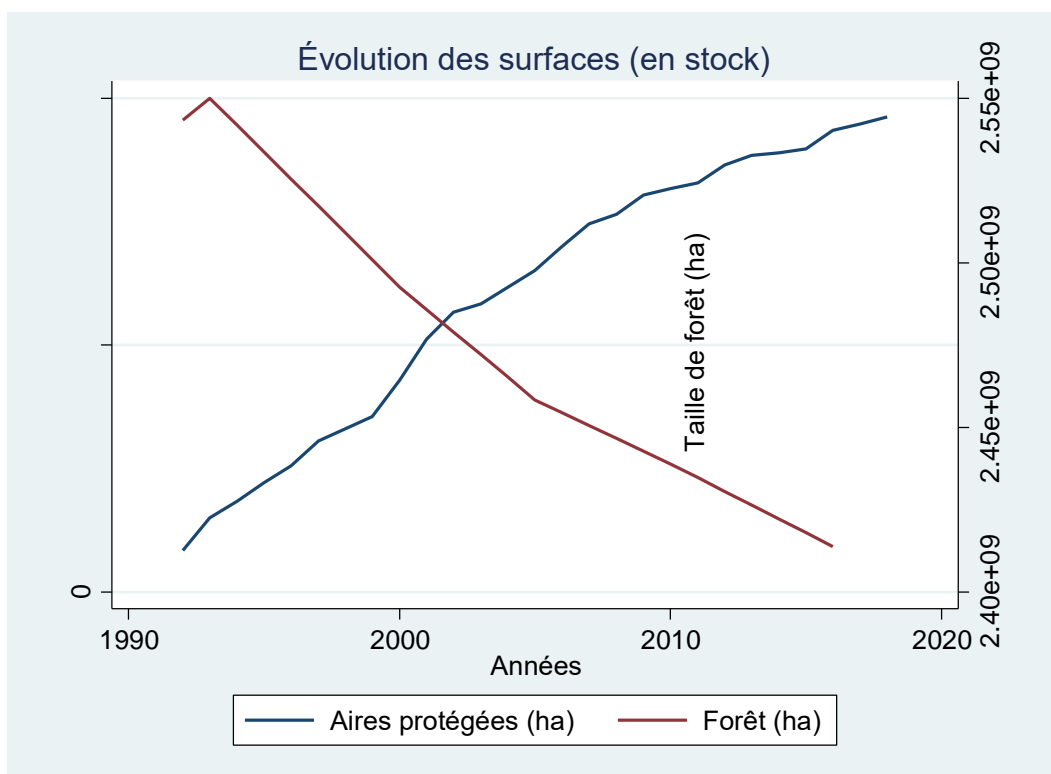
Dans ce chapitre, nous explorons donc la littérature économique portant sur l'efficacité des aires protégées dans un cadre d'analyse d'économie du développement. Nous présentons dans la Section 2 le débat sur l'efficacité des aires protégées en rapport avec la cible première qui est la réduction du processus de déforestation et la conservation de la biodiversité. Nous mettons également en évidence les méthodologies usuellement employées par les auteurs pour évaluer l'efficacité de la protection. Dans la Section 3, nous examinons les facteurs qui peuvent entraîner des effets contraires aux objectifs de la politique de création des aires protégées. Il s'agit de la gestion et du contrôle des aires protégées créées, de l'insécurité des droits de propriétés, du développement du réseau routier, des pratiques agricoles comme la jachère et des prix agricoles favorables. Dans la Section 4, nous confrontons les incitations à la déforestation et celles liées à la protection de la forêt pour tenter de comprendre l'avenir des forêts dans les pays en développement.

Figure 1: Perte de la forêt et création d'aires protégées annuelles



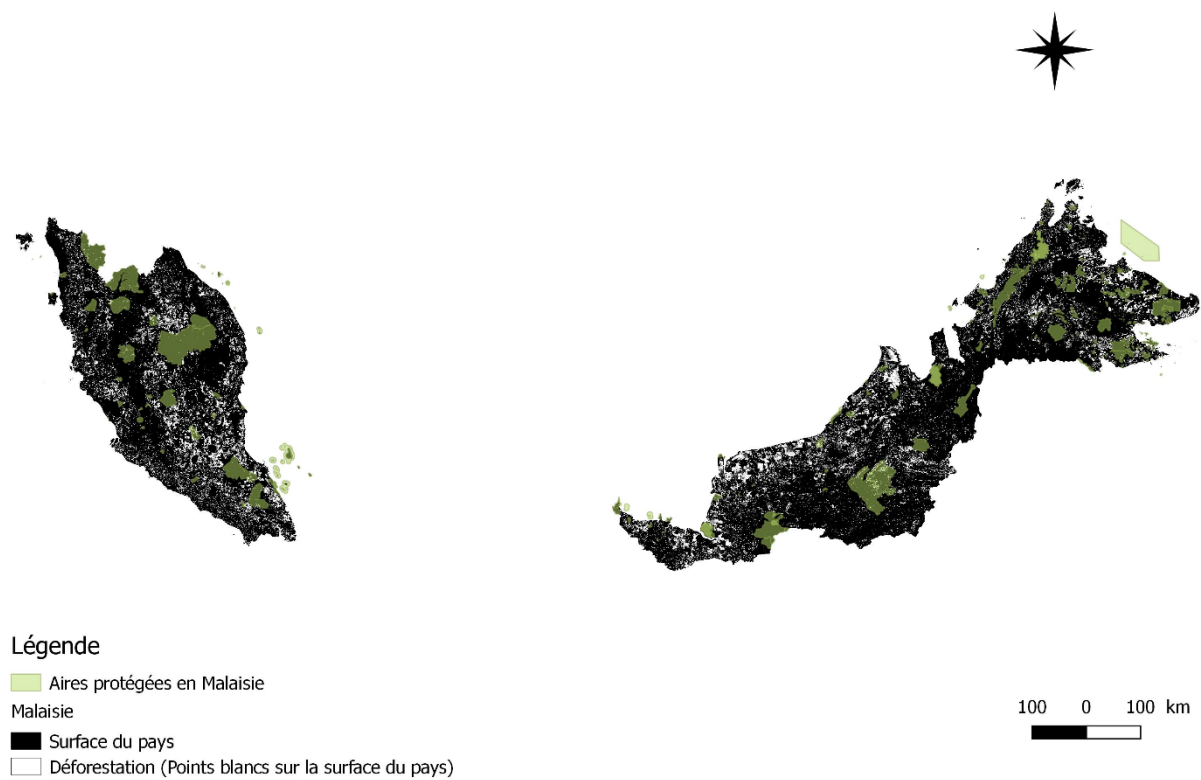
Source : Par l'auteur, données issues de la FAO et WDPA

Figure 2: Forêt disponible et aires protégées cumulées



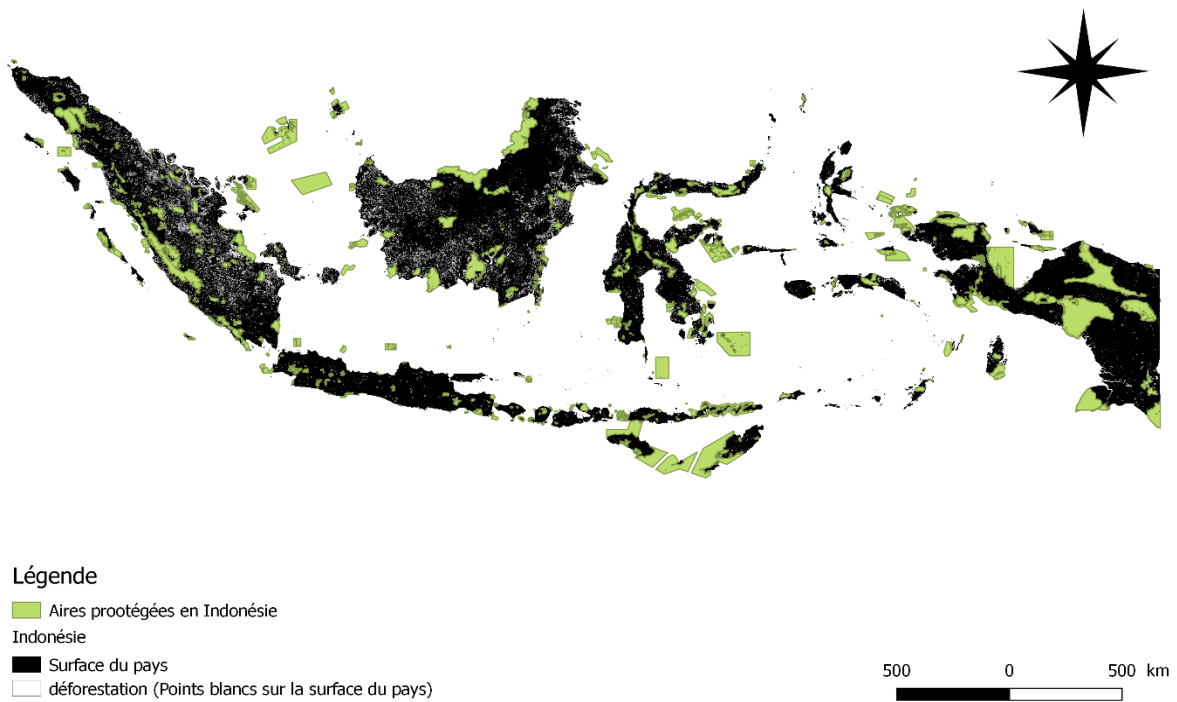
Source : Par l'auteur, données issues de la FAO et WDPA

Figure 3: Localisation des aires protégées et déforestation en Malaisie



Source : par l'auteur, les données sont issues de la WDPA et d'Hansen et al. (2013)

Figure 4: Localisation des aires protégées et déforestation en Indonésie



Source : par l'auteur, les données sont issues de la WDPA et d'Hansen et al. (2013)

Figure 5: Localisation des Aires protégées et déforestation au Brésil



Légende

 Aires protégées au Brésil

Brésil

 Surface du pays

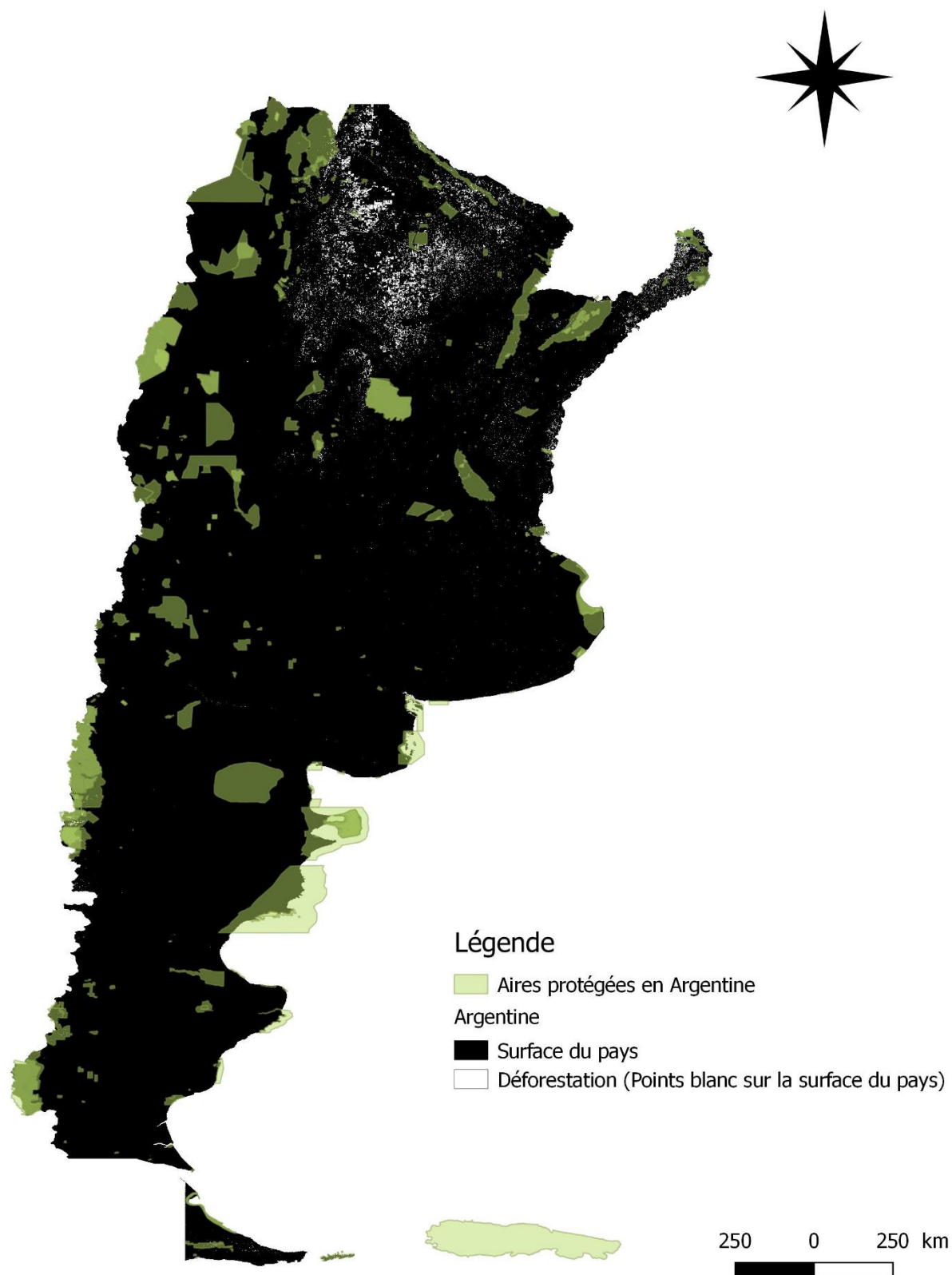
 Déforestation (points blancs sur la surface du pays)

250 0 250 km



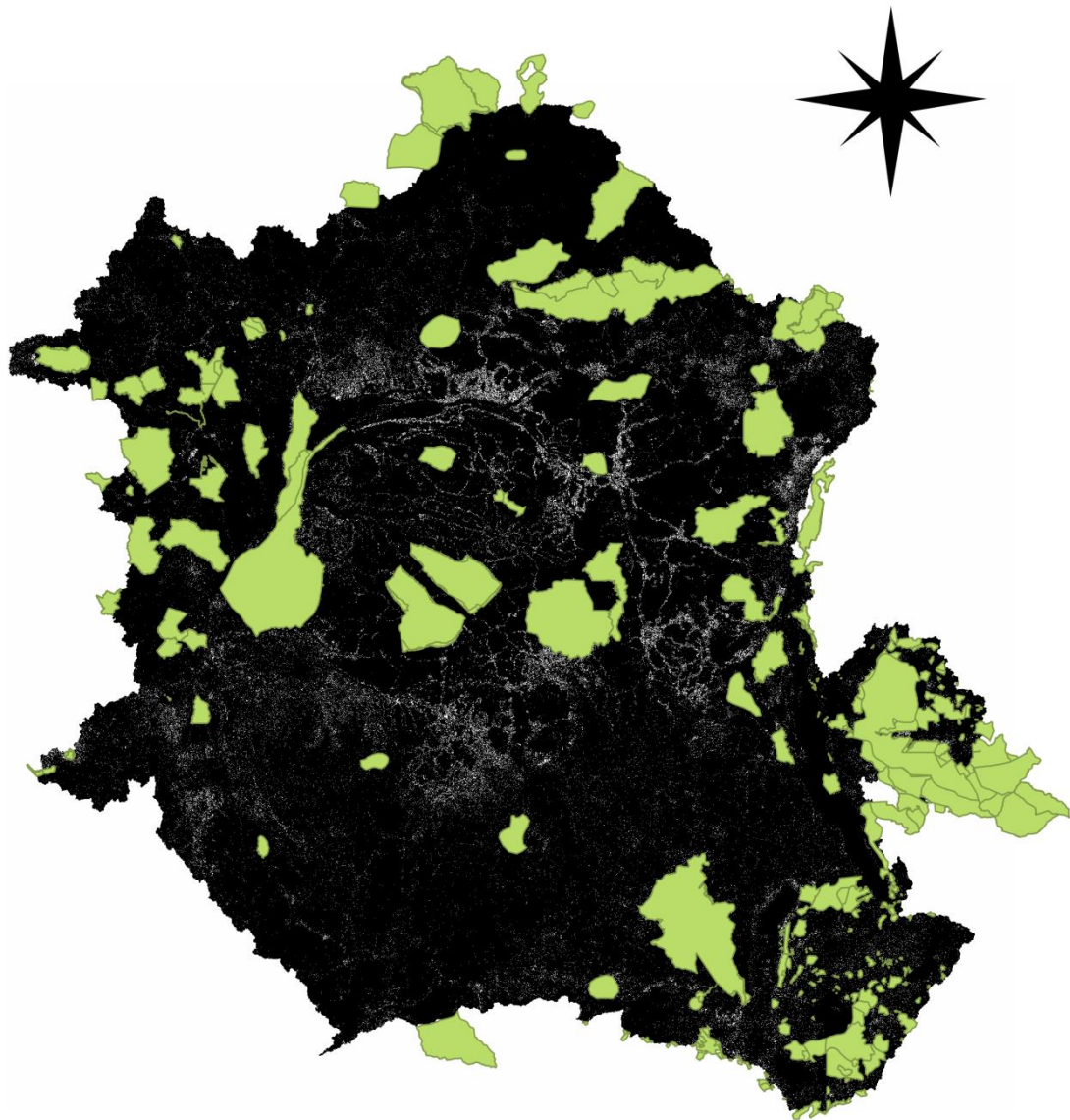
Source : par l'auteur, les données sont issues de la WDPA et d'Hansen et al. (2013)

Figure 6: Localisation des aires protégées et déforestation en Argentine




Source : par l'auteur, les données sont issues de la WDPa et d'Hansen et al. (2013)


Figure 7: Localisation des aires protégées et déforestation dans le bassin du Congo



Légende

 Aires protégées dans le bassin du Congo

 Bassin du Congo

 surface du bassin du Congo

 Déforestation (Points blancs sur la surface du bassin du Congo)

0 250 km



Source : par l'auteur, les données sont issues de la WDPA et d'Hansen et al. (2013)

2. L'efficacité des aires protégées : consensus quasi-général, méthodologies d'évaluation et effets mitigés non anticipés

L'efficacité des aires protégées dans le cadre de la réduction de la déforestation et de la conservation de la biodiversité fait l'objet d'un débat dans la littérature économique. La revue de littérature permet de souligner l'unanimité des points de vue concernant l'effet des aires protégées sur la déforestation (Barber et al. 2014 ; Gaveau et al. 2009). Nous présentons dans la sous-section 2.1 le débat sur l'efficacité des aires protégées en se focalisant sur le consensus qui se dégage dans la littérature. Nous mettons ensuite en évidence les méthodologies d'études empiriques effectuées sur la question dans la sous-section 2.2. Enfin, nous présentons dans la sous-section 2.3 des études qui mettent en évidence des effets non-anticipés des aires protégées.

2.1 La réduction de la déforestation par les aires protégées : un consensus quasi-général

La réduction de la déforestation attribuée à la création des aires protégées est mise en évidence dans la littérature économique. Un consensus quasi-général est établi par la majorité des études qui se focalisent sur le sujet en ce sens que les aires protégées favorisent la réduction de la déforestation à travers les restrictions d'accessibilité aux surfaces forestières qu'elles imposent (Andam et al. 2008, Nelson et Chomitz 2009, Nolte et al. 2013 et Pfaff et al. 2014). Cependant, la déforestation évitée mise en évidence par ces études peut être qualifiée de partielle car les surfaces protégées sont en général établies au sein des zones où la pression à la déforestation est moindre (Joppa et Pfaff 2009). Elles sont également à l'origine d'effets de déplacement ou d'effets de débordement géographique de la perte de la forêt (Andam et al. 2008 ; Delacote et Angelsen 2015 ; Delacote et al. 2016 ; Robalino and Pfaff 2012). L'atteinte d'une déforestation évitée maximale par la création d'aires protégées nécessite de prendre en compte d'autres facteurs tels que le mode de gestion, le contrôle interne et externe des activités susceptibles d'être engagées au sein des surfaces protégées (Abman 2018).

L'efficacité des aires protégées dépend également du type de protection dont elles font l'objet (selon la classification de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature : IUCN). Les aires protégées dont la protection est stricte et totale et qui appartiennent aux catégories I, II de la classification de l'IUCN sont considérées comme plus efficaces que les aires protégées où la protection est partielle ou relative (Blackman 2015). Ce constat doit cependant être nuancé car l'efficacité des aires protégées strictes peut être altérée par la

localisation même de la forêt qui fait l'objet d'une protection (Pfaff et al. 2014). Étant données que celles-ci sont en général désignées au sein des régions où la pression à la déforestation est faible, leur efficacité est due au fait que ces forêts sont très peu fréquentées. En prenant en compte ce biais de localisation lors des applications empiriques, il apparaît que les aires protégées mettant en œuvre une protection stricte se trouvent finalement moins efficaces que celles faisant l'objet d'une protection soutenable c'est-à-dire appartenant aux catégories III, IV, V et VI selon la classification de l'IUCN (protection partielle avec autorisation d'activités contrôlées Pfaff et al. 2014). Les aires protégées de type protection soutenable sont considérées comme plus efficaces car elles permettent d'éviter la perte de la forêt au sein des zones où la pression au développement d'activités agricoles ou d'exploitation de ressources forestières est importante.

Toutefois, le consensus quasi-général lié à l'effet positif des aires protégées sur la déforestation ne prend pas en compte l'objectif de préservation de la biodiversité. S'il est établi que les aires protégées réduisent la déforestation, leur efficacité quant à leur effet sur la conservation ou la protection de la biodiversité reste sujet à controverse car plusieurs auteurs s'accordent sur le fait qu'elles ne parviennent pas à protéger la biodiversité (Françoso et al. 2015 ; Brun et al. 2015). D'après Joppa et al. (2008), de grandes surfaces forestières sont désignées comme étant des aires protégées *de jure* et non *de facto*⁴. Ceci signifie que ce sont des surfaces désignées comme zones protégées au sein desquelles l'absence de règles, de sanctions et de contrôle des activités qui y sont exercées ne font pas l'objet d'une préoccupation de la part des autorités administratives. Dans un tel contexte, la fragmentation de la forêt causée par des activités agricoles qui y sont effectuées constitue la première cause de leur inefficacité pour la conservation de la biodiversité. Il a été mis en évidence dans la littérature que la fragmentation de la forêt au sein d'une aire protégée encourage la perte de la biodiversité qui s'y trouve (Sims 2014 ; Tapia-Armijos 2015). Il serait donc nécessaire que les aires protégées faisant l'objet d'une protection *de jure* deviennent des zones protégées *de facto* pour atteindre une efficacité maximale.

2.2 Les méthodologies d'évaluation de l'efficacité des aires protégées

L'évaluation de l'efficacité des aires protégées dans le cadre de la réduction de la déforestation nécessite de prendre en compte de nombreux défis de nature économétrique.

⁴ Les aires protégées *de jure* renvoient à la protection par formalité ou protection annoncée tandis que les aires protégées *de facto* renvoient à la protection effective ou de fait.

Ces défis sont liés à la localisation des aires protégées compte tenu des zones où la pression à la déforestation est grande, au déplacement de la déforestation vers les zones non protégées, aux effets de transbordement géographique d'une région à l'autre, au contrôle d'autres variables explicatives susceptibles d'influencer le processus de déforestation (baisse des prix des produits agricoles, crise financière de 2008) etc. Prendre en compte tous ces aspects permet d'améliorer l'analyse de l'impact des aires protégées sur la déforestation.

L'une des méthodologies couramment rencontrées dans la revue de littérature est la méthode d'appariement par les scores de propension. Cet outil compare deux groupes : un groupe de traitement (zones avec aires protégées) et un groupe de contrôle (zones sans aire protégée). Etant donné que les aires protégées ne sont pas implantées de façon aléatoire, il est important que les deux groupes de traitement et contrôle aient les mêmes caractéristiques. Ceci permet en effet de mieux mesurer la déforestation évitée. Les résultats obtenus suite à l'application de cette méthode quasi-expérimentale sont la plupart du temps éloignés des attentes (Joppa et Pfaff 2011). En effet, la comparaison dite naïve des zones protégées par rapport aux zones non protégées conduit à une surestimation des résultats car il n'est pas certain que les zones protégées auraient évolué comme les zones non protégées si elles n'avaient pas fait l'objet d'une protection. La prise en compte des caractéristiques communes entre les deux types de groupes permet ainsi de les rendre comparables et d'obtenir des résultats non biaisés. Notons que la principale limite de cette méthodologie porte sur les caractéristiques non-observées des individus des groupes de contrôle et de traitement car aucune garantie n'assure que les deux types de groupes auraient eu la même évolution malgré leurs caractéristiques observables communes. Les résultats d'évaluation qui ont employé cette méthodologie sont donc basés sur l'hypothèse forte selon laquelle les groupes de traitement et contrôle aux caractéristiques communes auraient évolué de la même façon s'il n'y avait pas eu de protection. Il s'agit de l'hypothèse de « parallel trend ».

Plusieurs autres méthodologies ont été mises en évidence pour identifier des effets de débordement géographique. Robalino et Pfaff (2012) par exemple utilisent un modèle à équations simultanées pour mettre en évidence les interactions des décisions de déforestation entre les régions voisines. Ils argumentent qu'entre les régions voisines, il existe des caractéristiques non-observées et spatialement corrélées qui sont des sources d'interactions de décisions de déforestation. Ainsi, lorsque ces interactions sont négligées lors des applications économétriques, les mesures de la déforestation évitée par les aires protégées qui sont calculées ne sont pas précises. Ils emploient une méthode d'estimation instrumentale en deux étapes pour obtenir des coefficients robustes et non biaisés. Ces interactions sont à prendre en

compte par le décideur de politique économique dans le cadre de l'implémentation des politiques de conservation de la forêt. Kéré et al. (2017) mobilisent un modèle économétrique en deux étapes : la première étape est basée sur un modèle multiniveau qui permet de prendre en compte la corrélation entre les municipalités et de tenir compte des caractéristiques liées à la localisation des aires protégées au sein des municipalités. Ils justifient l'emploi du modèle multiniveau par le fait que certaines caractéristiques physiques sont mesurées au niveau du pixel (construit au sein même de la municipalité), tandis que d'autres sont uniquement liées à la conjoncture contextuelle de la municipalité (PIB, densité de la population, biodiversité etc.). D'après ces auteurs, le fait de ne pas prendre en compte cette structure des données (pixel et municipalité) affecte la mesure de la déforestation évitée. La seconde étape fait appel à la méthode de propensity score matching qui permet de construire un groupe contrefactuel facilitant l'identification de la déforestation évitée par les aires protégées. Amin et al. (2019) emploient un modèle d'économétrie spatiale dans le but de mettre en évidence les effets de débordements géographiques des aires protégées et de la déforestation en Amazonie légale. Il s'agit d'un modèle spatial Durbin dynamique. Le fait de prendre en compte ces influences « spatiales » permet de mesurer avec précision les effets de la protection sur le processus de déforestation.

2.3 Les effets inattendus de la mise en œuvre des aires protégées

Au-delà de l'effet attendu des aires protégées, d'autres effets induits ou non visés peuvent intervenir et avoir un impact positif ou négatif sur le bien-être des populations locales. Dans ce sens, Sims (2010) montre qu'en plus de protéger la biodiversité en Thaïlande, les aires protégées réduisent le niveau de pauvreté des populations locales en améliorant les revenus issus du tourisme. L'auteur démontre que le niveau de consommation des populations locales s'améliore grâce à la création des aires protégées. L'effet non attendu des aires protégées dans le cadre de cette étude se trouve bénéfique. Toutefois, ceci n'est pas toujours le cas. Pour Miranda et al. (2016), les aires protégées au Pérou n'ont aucune incidence sur la pauvreté même si elles parviennent à réduire considérablement le processus de déforestation. De par les restrictions relatives à certaines activités, les aires protégées dont la protection est stricte ou partielle représentent une contrainte d'accessibilité aux surfaces forestières nécessaires au développement de l'agriculture.

Des effets de débordement géographique entre les municipalités déjà abordés dans la sous-section précédente constituent également des effets non attendus de la politique de création des aires protégées. Ils s'effectuent soit par mimétisme soit par le besoin de renforcer ou non

la conservation de la forêt par la création d'aires protégées d'une municipalité à l'autre. D'après Sauquet et al. (2012), le fait de récompenser les municipalités qui créent des aires protégées dans l'État du Para au Brésil décourage la création d'autres aires protégées dans les municipalités voisines. L'effet non attendu ici est effectivement le comportement de passager clandestin de la part des municipalités par rapport à la création d'aires protégées. Ceci cause donc un effet global stratégique de substitution dans la création d'aires protégées dans l'État du Para. Dans l'étude d'Amin et al. (2019), l'effet inattendu est l'impact qu'ont les aires protégées créées dans une municipalité sur le comportement de déforestation des localités voisines lorsque les décisions de déforestation sont complémentaires. En effet, dans chaque municipalité, il existe des agents qui ont une certaine préférence pour la conservation de la forêt et d'autres qui préfèrent le développement des activités économiques qui sont à l'origine de la déforestation. La création des infrastructures au sein d'une municipalité affecte à la baisse le coût de production de biens privés⁵ des firmes de ladite municipalité et aussi celui des firmes situées au sein des municipalités voisines. Ainsi, la création des aires protégées au sein des municipalités influence à la hausse le coût de production des biens privés au sein de la municipalité considérée et aussi au sein de la municipalité voisine. Par conséquent, la déforestation dans la municipalité voisine diminue parce que l'aire protégée créée augmente son coût de production du bien privé. D'autres effets non attendus énoncés par la théorie économique n'ont pas encore été mis en évidence empiriquement. Il s'agit notamment de l'amélioration des performances de la production apportée par la prise en compte des questions environnementales dans les procédés de production. Dans cette thèse, au chapitre 3, nous tentons d'évaluer l'impact des aires protégées sur les performances agricoles au sein des municipalités de l'Amazonie légale au Brésil. La section 3 ci-dessous s'intéresse aux facteurs qui peuvent contrarier l'atteinte d'une déforestation évitée maximale par la création des aires protégées.

3. Les barrières à l'efficacité maximale des aires protégées

Dans cette section, nous mettons en lumière certains facteurs déterminants du processus de déforestation et les effets induits qu'ils engendrent qui peuvent mitiger l'efficacité des aires protégées. L'attention est d'abord mise sur la gestion et le contrôle des surfaces protégées (section 3.1). La définition claire et transparente des droits de propriété fait l'objet de la

⁵ Le bien privé renvoie implicitement à l'exploitation forestière notamment l'exploitation du bois par des firmes individuelles.

section 3.2. Ensuite, nous nous intéressons au rôle du développement du réseau routier en proximité de la forêt (section 3.3). Une pratique agricole particulière telle que la jachère peut réduire l'efficacité des aires protégées (section 3.4). Enfin, dans la sous-section 3.5, nous évoquons le rôle incontournable des prix des matières premières agricoles qui peuvent accélérer la conversion des terres forestières en terres agricoles.

3.1 La gestion ou le contrôle des aires protégées

Le mode de gestion de l'aire protégée est important pour assurer son efficacité maximale. Elle nécessite néanmoins d'employer des ressources financières, humaines et matérielles pour assurer la diminution effective de la perte de la forêt et la protection de la diversité biologique. Selon la Commission Mondiale chargée des Aires protégées (2003), assurer l'efficacité de la protection devrait prendre en compte six points essentiels. Le premier point est relatif au contexte (dimension spatio-temporelle) dans lequel l'aire protégée est mise en place. Le deuxième point porte sur l'objectif visé par la surface protégée. Le troisième point se focalise sur l'anticipation des ressources nécessaires dont aura besoin l'unité en charge de surveiller la surface protégée. Le quatrième point porte sur la stratégie mise en œuvre pour assurer une surveillance permanente couvrant toute la surface de l'aire protégée. Enfin, les cinquième et sixième points se rapportent respectivement à la procédure d'évaluation des actions menées et à celle d'évaluation des objectifs atteints (Hockings et al. 2003). Cependant, certains points parmi ceux cités ci-dessus font obstacle à l'efficacité des aires protégées. Il s'agit notamment des ressources nécessaires et de la stratégie de surveillance de la surface protégée. En effet, l'indisponibilité de financements nécessaires à la gestion de l'aire protégée constitue la première cause d'une gestion approximative notamment au sein des pays en développement (Geldmann et al. 2013 2015 ; Bruner et al. 2001). La recherche de financement nécessaire à la protection de la forêt se confronte à la question de « qui doit financer la protection ? » dans un contexte où les services de la forêt représentent un bien public qui profite à tous au-delà même des frontières du territoire où se trouve la protection. En général, plusieurs parties prenantes s'impliquent dans la gestion de l'aire protégée (les ONG, les institutions internationales, le gouvernement, les populations résidentes etc.), ce qui pourrait aboutir à des mésententes en ce qui concerne les objectifs à atteindre ou le statut de la surface faisant l'objet de la protection (Lockwood 2010).

Au sein des pays en développement où le besoin d'accroissement de la production agricole peut impliquer de perdre une partie de la forêt, la question du financement des aires protégées se pose avec plus d'acuité (Bruner et al. 2004). Bon nombre d'études attribuent

l'inefficacité des aires protégées à l'absence du financement nécessaire à la gestion des surfaces forestières qui font l'objet d'une protection (Wilkie et al. 2001 ; Balmford et al. 2003). Le cas de la forêt du bassin du Congo est assez illustratif. Non seulement les pays manquent de ressources financières pour assurer leur développement (croissance économique, développement d'infrastructures, amélioration de l'éducation, accumulation des richesses pour le bien-être des populations), mais aussi ils doivent prévoir des ressources pour la préservation de leur forêt. Certes la protection est bénéfique pour le territoire entier mais aussi et surtout, elle bénéficie aux autres pays à travers le monde. Le financement de l'entretien de la surface protégée devrait en effet impliquer plusieurs parties prenantes à travers de monde.

3.2 La définition des règles et droits de propriété

La question des droits de propriété ou de titres d'appropriation de terres cultivables est une question importante dans l'analyse du processus de déforestation au sein d'une région. La transparence et la clarté des conditions d'acquisition de droits de propriété ou titres d'appropriation de terres cultivables sont déterminantes dans l'analyse du comportement des agents économiques par rapport à l'extension des activités agricoles au-delà de la frontière forestière (Deacon 1994). Etant donné que l'acquisition du facteur terre par des agriculteurs est un investissement nécessaire à la maximisation de leur profit, ces derniers sont tentés d'adopter des comportements opportunistes d'obtention de surfaces agricoles par le biais de la déforestation ou de l'extension de leurs activités agricoles aux dépens de surfaces forestières lorsque les conditions d'octroi, de reconnaissance ou d'acquisition de droits de propriété ne sont pas clairement définies.

Au sein des pays en développement, en général, les lois sont telles que les surfaces forestières non interdites d'accès et non exploitées sont librement utilisables par les individus qui choisissent d'y résider, ou de les exploiter en pratiquant des activités agricoles (Mueller et al. 1994 ; Mueller 1997). Ces derniers ont la possibilité d'obtenir légalement des titres de propriétés des surfaces qu'ils exploitent si leurs activités perdurent au sein des terres qu'ils occupent, et s'ils remplissent toutes les conditions prévues dans la législation de l'Etat. L'insécurité de droits de propriété intervient ainsi à travers le caractère « open access » de ces surfaces forestières non exploitées. En effet, la terre étant un facteur nécessaire à la réalisation d'objectifs de maximisation du profit, les agriculteurs se résolvent à accroître leurs surfaces agricoles à court terme par le phénomène de déforestation en anticipant qu'à long terme les surfaces précédemment acquises leur reviendraient de plein droit (Mendelsohn 1994).

L'anticipation d'une possible acquisition de la terre dans le long terme attire de nouveaux agriculteurs d'autres régions entraînant par ce phénomène une amplification du processus de déforestation (Amacher et al. 2009). Dans certains cas particuliers, l'insécurité des droits de propriété au-delà du caractère « open access » des surfaces forestières non exploitées peut être aggravée par l'absence de transparence par rapport à la législation ou la corruption dans un pays. Les règles et conditions d'expropriation des surfaces de terres non valorisées par des individus précédemment reconnus par les institutions agréées comme propriétaires de terres qu'ils occupent ne sont pas toujours clairement définies. Au Brésil par exemple, l'absence de clarté sur les procédures d'expropriation est souvent à l'origine de violents conflits entre les différentes parties sollicitant la terre pour l'agriculture. Ceci aboutit à un niveau de déforestation non négligeable (Alston et al. 1996 ; Alston et al. 2000 ; Fearnside 2001).

Des études empiriques sur le sujet permettent de mettre en évidence les effets négatifs de l'insécurité de droits de propriété sur l'évolution de la déforestation. Bien que ces études emploient des démarches différentes, leurs résultats montrent que l'insécurité des droits de propriété entraîne une augmentation de la déforestation. La divergence entre ces études réside dans la façon de mesurer l'insécurité de droits de propriété. Araujo et al. (2009) par exemple utilisent un indice calculé à partir des données de trois variables que sont : le nombre d'homicides enregistrés dans les conflits d'octroi ou de reconnaissance de droits de propriété, les surfaces de terre expropriées et le nombre d'expropriations effectuées au Brésil dans l'Amazonie Légale. Ils montrent que l'insécurité des droits de propriété a contribué à amplifier le phénomène de déforestation. Deacon (1994) se base sur des variables reflétant l'instabilité politique, l'incapacité du gouvernement à établir des règles d'octroi de droits de propriété et la qualité du gouvernement et met également en évidence le caractère amplificateur de l'insécurité des droits de propriété sur la déforestation. Pour ce dernier, ces variables représentent des « proxies » de l'insécurité de droits de propriété qui règne au sein de la région qui fait l'objet de leur étude. D'après Southgate et al. (1991), l'indice reflétant l'insécurité de droits de propriété est un rapport entre le pourcentage de surfaces agricoles légalement acquises dans un canton dans l'Est de l'Equateur rapporté au pourcentage de surfaces agricoles légalement acquises sur toute la surface faisant l'objet de leur étude. Selon ces derniers, lorsque cet indice est supérieur à 1, alors la propension à acquérir les surfaces agricoles de manière légale au sein d'un canton est plus élevée que celle qui prévaut dans l'Est de l'Equateur. Autrement dit l'insécurité au sein de ce canton tend à être faible par rapport à celle qui règne au sein de toute la région. Si cet indice est inférieur à 1 alors c'est l'interprétation contraire qui est faite. Leurs résultats vont également dans le sens selon lequel

les droits de propriété bien établis limitent l'avancée de la déforestation tandis que le contraire aggrave la déforestation.

3.3 Le développement des infrastructures de communication : le cas du réseau routier

L'expansion de surfaces agricoles causée par le développement du réseau routier à proximité des zones forestières au sein des régions a fait l'objet d'études théoriques et empiriques dans la littérature économique (Chomitz et Gray 1996 ; Nelson et Hellerstein 1997 ; Pfaff 1999). La théorie de la transition forestière également souligne le rôle de la distance réduite grâce au développement des infrastructures de transport dans le processus de perte de la forêt (Barbier et al. 2010 ; Pfaff et Walker 2010). Un consensus quant aux effets aggravants du développement de routes sur l'expansion de surfaces agricoles se dégage de la quasi-totalité des études. La relation positive du développement des routes et la perte de la forêt mise en évidence est causée par la réduction des coûts de transport facilitant l'acheminement de la production agricole des zones de production vers le marché local, ou des intrants agricoles du marché local vers les zones de production (Cropper et al. 1999). En effet, l'avènement des routes au sein des zones forestières a pour conséquence l'accroissement de la mobilité des agriculteurs entre le marché local et les zones de production agricole. Cette mobilité croissante rendue possible par la baisse des coûts de transport favorise l'exploration de nouvelles surfaces de forêt au détriment de leur conservation. Ce sont les marges positives de rendements agricoles dégagées grâce à la réduction des coûts de transport qui conduisent les nouveaux exploitants agricoles à accroître leurs surfaces cultivables dans le but de maximiser leurs profits.

Les vérifications empiriques de la relation entre le développement du réseau routier et l'expansion de surfaces cultivables ont été menées. Celles-ci mettent en évidence l'existence d'effets directs et indirects (ou spillovers) de la création des routes au sein des zones forestières sur l'expansion agricole (Southgate et al. 1991 ; Pfaff et al. 2007). Le recours aux méthodes d'analyse permettant de prendre en compte l'autocorrélation spatiale ou les effets de voisinage ont également été employés dans le but d'identifier précisément les effets directs et indirects du développement des routes sur l'évolution de surfaces agricoles (Chomitz et Gray 1996 ; Nelson et Hellerstein 1997). Cependant, une critique demeure quant au caractère endogène des voies routières dans les applications économétriques. En effet, celles-ci peuvent être le résultat d'une volonté politique de l'Etat de les établir à proximité de zones forestières pour encourager les agents économiques à s'investir dans le secteur agricole. Bien que

d'autres caractéristiques importantes déterminant les motivations à utiliser plus de surfaces de terre soient prises en compte (la fertilité, la pente, l'altitude et la température) dans certaines études pour mieux identifier l'effet des routes sur la déforestation, le caractère exogène de celles-ci dans les spécifications des modèles économétriques reste tout de même contestable. Nous nous intéressons à la suite à une pratique agricole la jachère, comme facteur favorisant le processus de déforestation au détriment de la conservation de la forêt.

3.4 La jachère : une pratique agricole particulière dans les pays en développement

La jachère est une pratique agricole qui consiste à exploiter une parcelle de terre pendant une période de temps déterminée, et à l'abandonner sur une période de temps plus ou moins longue afin de permettre à celle-ci de se réapproprier naturellement les éléments nécessaires à une bonne croissance des cultures qui y seront semées. Elle est considérée comme une pratique qui est à l'origine de l'avancée de la déforestation (Godoy et al. 1997) et qui participe, dans une perspective longue, à la transformation de la forêt par les activités humaines (Lewis et al. 2015). Une conséquence de la jachère est l'extension de surfaces cultivables initiée par des agriculteurs au-delà du front de déforestation, lorsque leurs surfaces précédemment cultivées sont laissées au repos (Myers 1992 ; O'Brien 2002). Ceci peut entraver l'efficacité des aires protégées.

La rationalité sous-jacente à l'adoption de la jachère comme pratique agricole est justifiée de différentes façons dans la littérature économique. La principale justification se réfère au comportement des agriculteurs qui cherchent à améliorer les rendements agricoles. En effet, la production initiale de cultures consomme les éléments organiques du sol de sorte que les rendements de celui-ci pour une seconde production se trouvent réduits par rapport aux rendements de la première exploitation. Ainsi, les terres précédemment cultivées par les agriculteurs sont mises en jachère. Dans l'objectif de minimiser leurs coûts de production et de maximiser les rendements de leurs activités agricoles, les agriculteurs sont incités à explorer de nouvelles surfaces de terres supposées plus fertiles et accessibles plutôt que de recourir aux techniques d'intensification exigeant de coûts supplémentaires d'exploitation (Dvorak 1992 ; Nielsen et al. 2006).

Le canal par lequel la pratique de la jachère entraîne une aggravation du processus de déforestation ou une dégradation de la forêt porte sur la durée de repos ou d'attente que les agriculteurs accordent à une terre ayant précédemment fait l'objet d'une exploitation agricole (Dvorak 1992 ; Metzger 2003 ; Balsdon 2007). Lorsque le temps de repos est suffisamment

long de sorte qu'un renchérissement de la terre en matières organiques s'effectue, et que l'exploration de nouvelles terres par les agriculteurs jadis exploitants des terres en repos s'accompagne de pratiques agricoles commodes à la non-dégradation de l'environnement⁶, la jachère est à la fois considérée comme favorable pour la conservation de la forêt, et l'amélioration de rendements agricoles (Mertz 2002 ; Takasaki 2006). Dans le cas contraire, c'est à dire lorsque le temps de repos de la terre est court et bref, la jachère est considérée comme défavorable à la conservation de la forêt, et donc responsable de la dégradation de celle-ci.

L'une des causes de la réduction du temps de repos d'une terre en jachère dans la littérature économique est issue du besoin de satisfaire la demande en biens agricoles d'une population dont les effectifs croissent rapidement (Allen et Barnes 1985). Au fur et à mesure que la population augmente, la demande de terres agricoles s'accroît entraînant une propension forte à exploiter les terres disponibles. La conséquence de la croissance démographique se traduit donc par une baisse du temps de repos des terres abandonnés en jachère car la demande de surfaces à cultiver se trouve élevée (Pascual et Barbier 2006). La pratique de la jachère cause ainsi la dégradation de la forêt lorsque le temps de repos que les agriculteurs accordent aux sols ne permet pas à ceux-ci de se réapproprier suffisamment les éléments naturels pour une nouvelle exploitation. L'effet destructeur de la jachère sur la conservation de la forêt est donc étroitement lié aux éléments suivants : la croissance de la population, la durée de temps pendant lequel les agriculteurs laissent les terres au repos, le type de pratiques agricoles que ces derniers emploient au cours de l'exploitation de nouvelles terres forestières etc.

Empiriquement, l'effet amplificateur de la pratique de la jachère sur la déforestation fait l'objet d'un débat non tranché. Tandis que certains montrent que la pratique de la jachère est l'une des causes directes de la déforestation (Myers 1992 ; Bulte et Van Soest 1996), d'autres par contre soutiennent que cette pratique faciliterait la conservation des forêts (Ickowitz 2006 2011). Toutefois, l'appréhension, la définition, l'identification, et même la formalisation approximative de la jachère dans des études constituent des points controversés qui diffèrent d'une étude à l'autre. Les effets de la jachère bien qu'étant supposés favorables à la déforestation ou défavorables à la conservation de la forêt ne pourront être mis en évidence

⁶ On entend par pratiques agricoles favorables à l'environnement des pratiques agricoles qui n'entraînent pas la dégradation de l'environnement dans le long terme. Il peut s'agir de l'utilisation de semences améliorées ou encore de l'utilisation des animaux pour le désherbage. A l'opposé de celles-ci, on distingue l'utilisation importante d'engrais et de pesticides chimiques.

que si les études s'accordent sur une définition ou une identification précise du phénomène au sein des régions où elle est pratiquée (Angelsen, 1995 ; Ickowitz 2011).

3.5 La hausse des prix des matières premières agricoles

Le niveau général des prix constitue l'un des principaux déterminants du processus de déforestation au sein des pays en développement. En effet, lorsque le marché des produits agricoles est favorable, les incitations à accroître la production agricole sont importantes. Ceci a pour conséquence l'exploration de nouvelles surfaces cultivables par les firmes agricoles au sein de la forêt disponible. D'après Assunção et al. (2012), l'effet incitatif de la hausse du prix des produits agricoles qui serait à l'origine de la déforestation est en général plus dominant que l'effet de protection enrôlé par les politiques environnementales des gouvernements, institutions internationales, ONG et autres organisations. Cet effet dominant est encore plus important si les infrastructures adéquates et nécessaires au développement de l'agriculture sont disponibles au sein du pays considéré (Cattaneo 2001). Ceci étant, les Figures 8, 9 et 10 ci-dessous montrent la coïncidence entre la tendance à la hausse des prix internationaux des produits agricoles et les niveaux de déforestation dans certains pays en développement. La Figure 8 présente uniquement la hausse des prix des céréales et de l'huile de palme qui constituent les denrées agricoles les plus exportées par les pays où les taux de déforestation sont les plus élevés (le Brésil et l'Inde pour les céréales, la Malaisie et l'Indonésie pour l'huile de palme).

Nous pouvons constater que les taux de déforestation pour chacun des 4 pays présentent une tendance globale à la hausse sur toute la période de 2001 à 2015 avec des périodes ponctuelles de baisse (Cf. Figure 9 et 10). Seul le Brésil enregistre une baisse considérable du processus de déforestation entre 2004 et 2009. Dans la revue de la littérature, cette baisse du processus de perte de la forêt est attribuée à la fois à la création abondante des aires protégées en Amazonie Légale et également à la baisse de la production causée par la crise financière de 2008 (Assunção et al. 2012). Les prix des denrées alimentaires les plus exportées sont en pleine expansion sur la même période (2001 à 2015) avec une accélération importante entre 2005 et 2008. Cette accélération explique en partie la hausse de la déforestation au sein des autres pays que sont l'Inde, l'Indonésie et la Malaisie.

Le facteur à l'origine de la perte de la forêt qui est lié à la hausse des prix est le comportement des agents économiques en matière de maximisation du profit ou d'utilité. Ces derniers sont en effet à l'origine de l'exploration de nouvelles surfaces forestières de la part des exploitations agricoles lorsque le marché des produits agricoles est favorable (Chouinard

et al. 2008). De ce fait, la stabilisation du niveau de déforestation au sein des pays en développement pourrait ainsi passer par une stabilisation du niveau des prix agricoles.

Figure 8: Prix internationaux de céréales et d'huile de palme

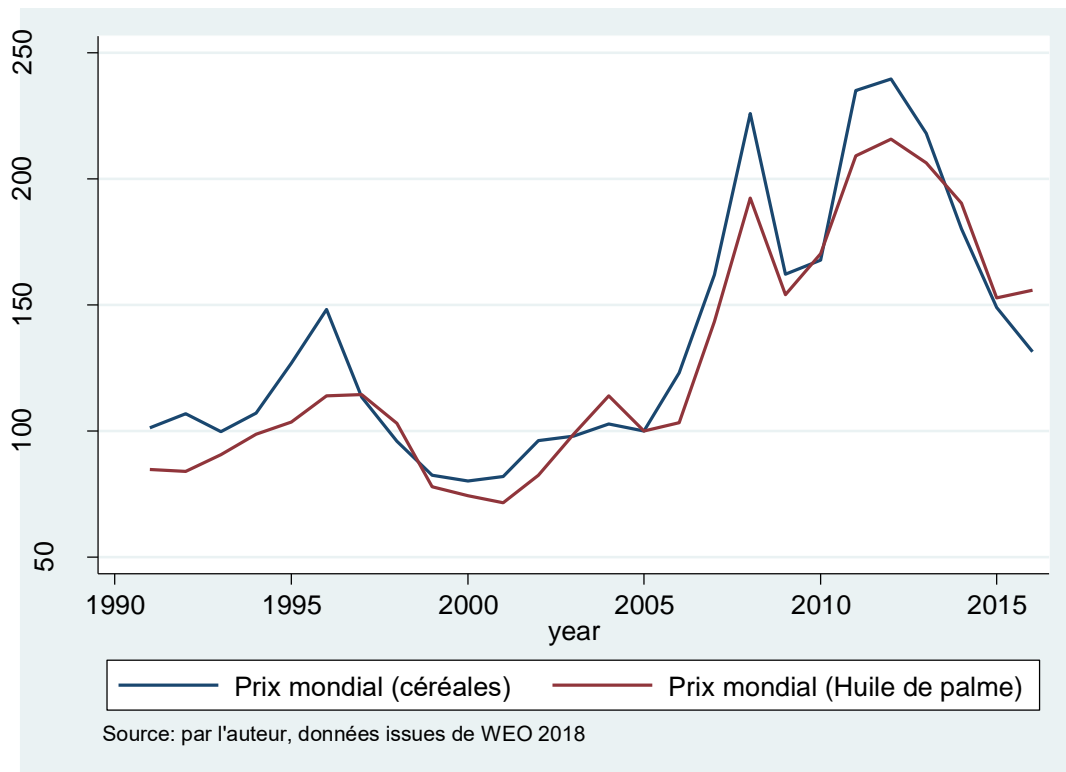


Figure 9: Déforestation au Brésil et en Indonésie de 2001 à 2016

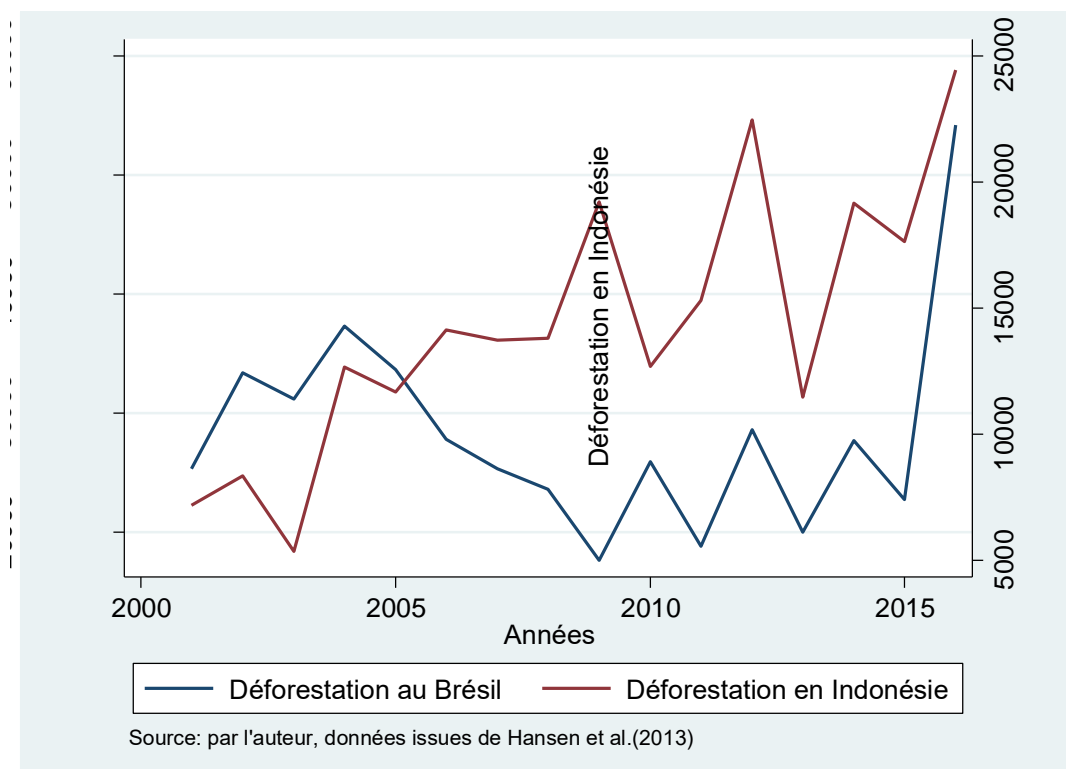
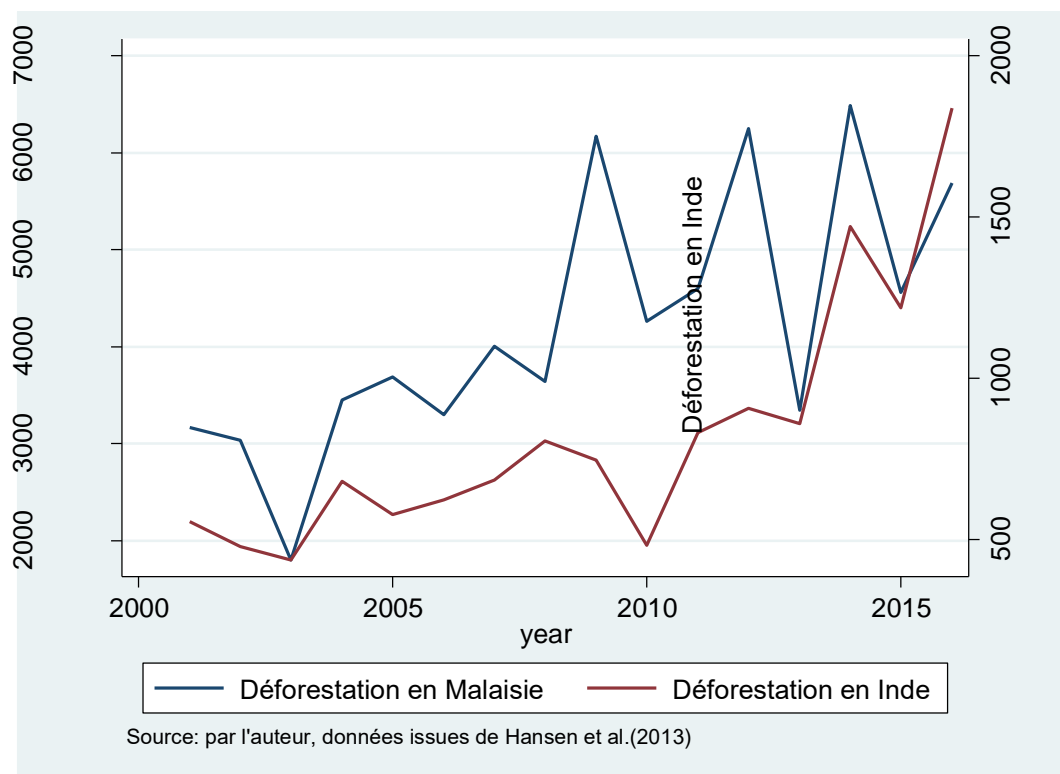


Figure 10: Déforestation en Malaisie et en Inde de 2001 à 2016



4. Incitations à la déforestation versus incitations à la conservation de la forêt

Les aires protégées en tant qu'instruments de protection de la forêt participent à la réduction du processus de déforestation au sein des pays en développement. Malgré cette stratégie de conservation de la forêt, le niveau de déforestation au sein de ces pays reste un phénomène inquiétant nous amenant à faire une comparaison entre les incitations à l'exploitation de la forêt qui conduisent à sa perte, et celles conduisant à la prise de conscience de la nécessité de la conserver. Dans la sous-section 4.1 suivante, nous nous focaliserons sur la croissance démographique et l'évolution de la production agricole comme principaux facteurs incitatifs de l'accroissement de la perte de la forêt au sein des pays en développement. Dans la sous-section 4.2 par contre, nous présentons la possibilité de séquestration des émissions de CO₂ et les services de la forêt comme les principales raisons encourageant la protection et la conservation de surfaces forestières.

4.1 La perte de la forêt : une conséquence de la croissance démographique et du développement des activités agricoles

La croissance démographique est l'un des premiers facteurs à l'origine de l'usage important de la terre notamment via les activités agricoles (Tritsch et Tourneau 2016). Au sein des pays en développement, le besoin d'accroître la production agricole pour nourrir les populations, d'augmenter leur niveau de richesse et d'améliorer leur bien-être se traduit la plupart du temps par des politiques publiques incitant à produire des biens agricoles (Binswanger 1991). Le but de ces dernières est de parvenir à satisfaire à la fois les demandes domestique et extérieure en produits agricoles. Cependant, ces politiques ont des conséquences telles que la perte importante de la forêt disponible, et c'est pourquoi l'une des solutions préconisées dans la littérature pour éviter ces conséquences est l'intensification agricole ou l'amélioration des technologies et pratiques agricoles (Borlaug 2007). En effet, l'intensification de l'agriculture est censée améliorer les niveaux de production avec une utilisation réduite des surfaces cultivables. Pourtant, l'observation des données de la production agricole de ces deux dernières décennies qui sont marquées par l'intensification grâce aux pesticides, engrais et des investissements importants en recherche et développement, révèle que plus la valeur ajoutée de la production agricole augmente, plus la perte de la forêt s'accroît au sein des pays en développement (Cf. Figure 11). Toutefois, ceci n'est pas le cas pour les pays à revenu élevé (Cf. Figure 12). Pour ces derniers, l'amélioration de la valeur ajoutée de la production agricole va de pair avec la reforestation.

Une tentative d'explication de cette différence de comportement est liée à la dotation initiale en forêt et également au besoin marqué d'accumulation de richesses de la part des pays en développement. En effet, comme la majorité des pays en développement sont dotés d'une quantité de forêt abondante et que ces derniers suivent l'objectif d'amélioration de leur niveau de bien-être, l'intensification de l'agriculture a pour conséquence d'attirer de nouveaux investisseurs désireux de faire du profit dans le secteur agricole (Villoria et al. 2014 et Rudel et al. 2009). Ceci entraîne une hausse de l'exploitation de nouvelles surfaces forestières et donc une perte importante de la forêt. L'abondance de la forêt et donc des terres cultivables, l'importance de la demande de produits agricoles de par la croissance démographique et enfin le besoin d'accroître la richesse sont en effet les facteurs qui principalement conduisent à exploiter la forêt disponible au sein des pays en développement. Contrairement aux pays à revenu élevé c'est-à-dire où le niveau de richesse accumulé semble être déjà important, ces facteurs sont moins incitatifs. D'ailleurs, ils s'orientent davantage

vers une accumulation des richesses qui prend notamment en compte la dégradation de l'environnement et donc la nécessité d'innover par des pratiques permettant de conserver ou préserver les forêts (Stern 2004). Dans la sous-section suivante, nous nous intéresserons aux incitations à conserver la forêt au sein des pays en développement.

Figure 11: Évolution de la taille de la forêt et de la production agricole au sein des pays en développement (données en log).

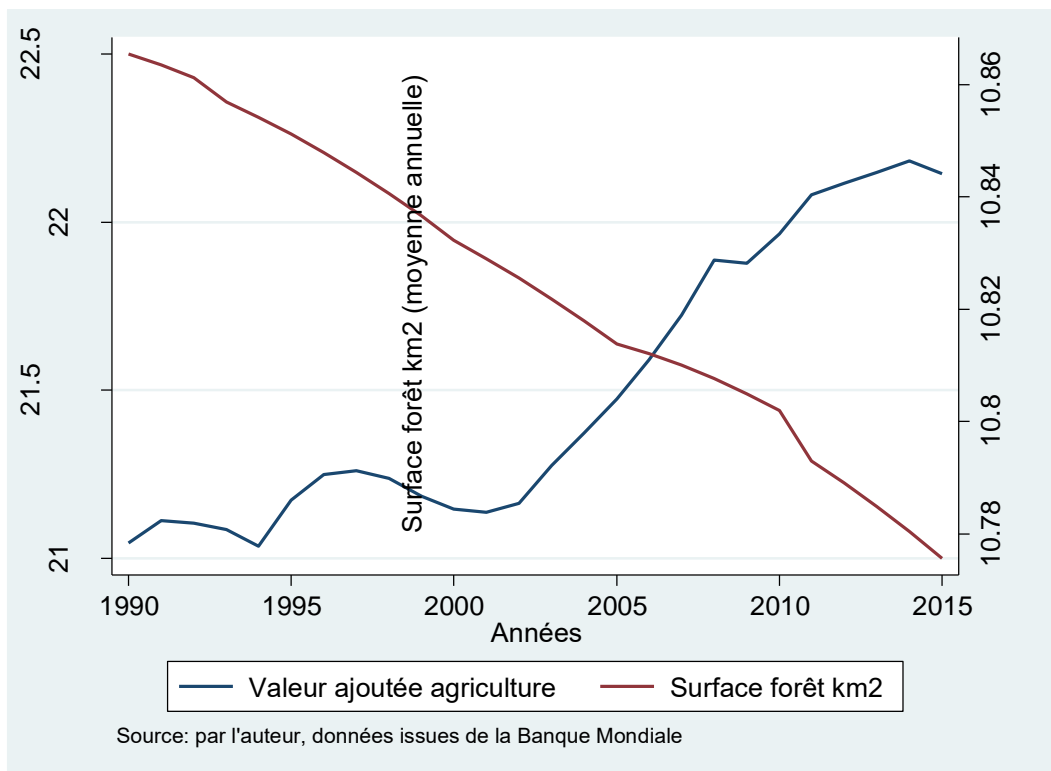
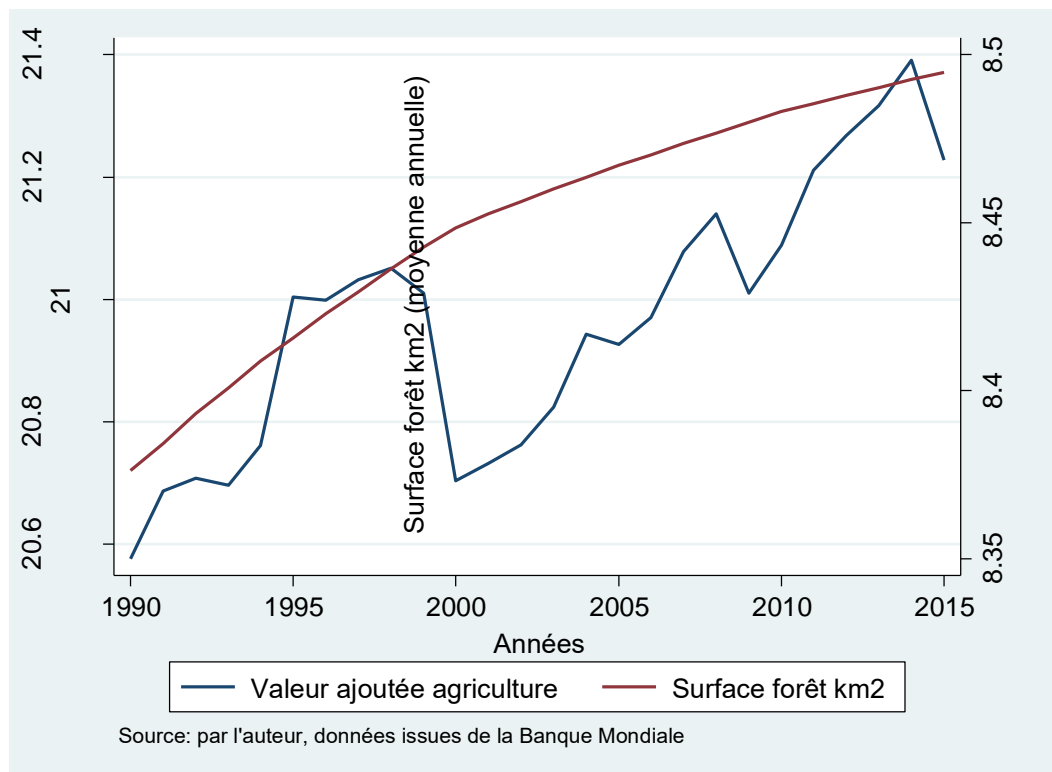


Figure 12: Évolution de la taille de la forêt et de la production agricole au sein des pays à revenu élevé (données en log)



4.2 La Conservation de la forêt : une nécessité pour réduire le réchauffement climatique et entretenir les services de la forêt

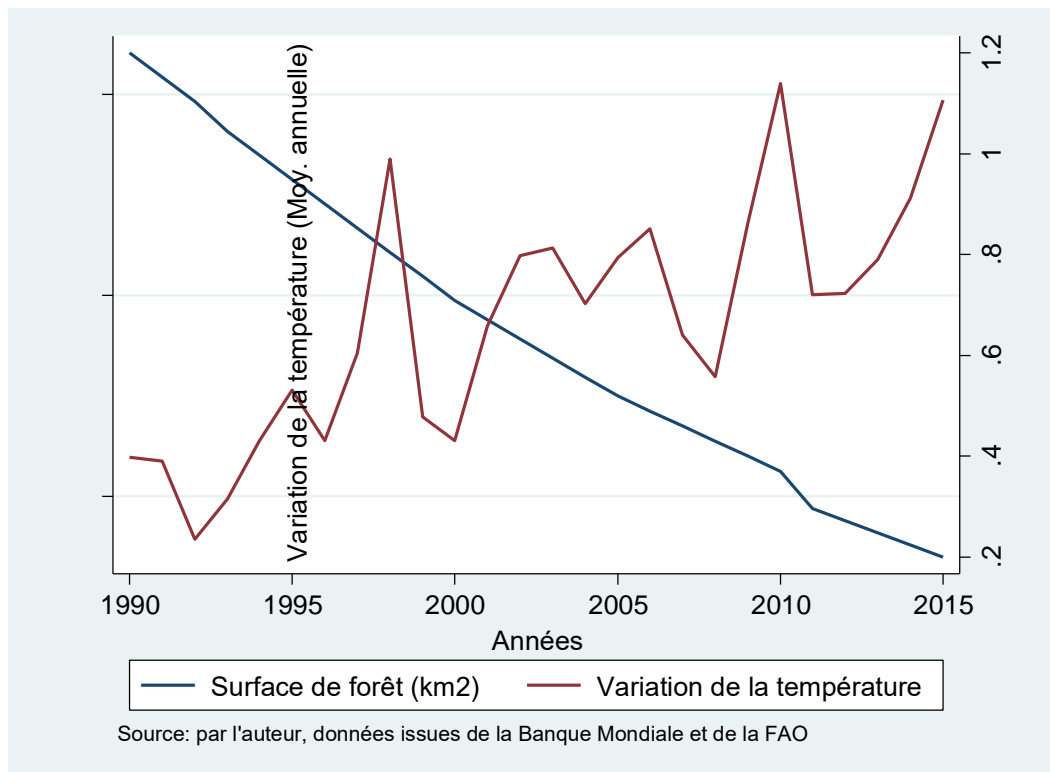
La perte de la forêt est l'un des principaux facteurs à l'origine de l'émission de CO₂ dans l'atmosphère après la pollution causée par les activités industrielles. D'après Sanchez et Stern (2016), l'émission de CO₂ provenant des activités agricoles (activités non industrielles) évolue avec la croissance économique au même titre que l'émission de CO₂ causée par les activités industrielles au sein des pays en développement. En effet, la recherche du bien-être se traduit par des politiques visant à encourager la production de tous les secteurs de l'économie (primaire, secondaire et tertiaire). Ces politiques se matérialisent par la hausse de dépenses publiques (politique budgétaire), la hausse de la masse monétaire en circulation (politique monétaire), l'ouverture au commerce extérieure qui sont des actions qui ne sont pas sans conséquence sur la perte de la forêt (Galinato G et Galinato S. 2016, Combes et al. 2015 et Lebois et al. 2017). Les principales conséquences qui en résultent sont certes positives car le revenu par tête augmente, mais aussi négatives car l'émission de CO₂ par tête augmente également et favorise davantage le réchauffement de la planète (Pravalie 2018). Dans la

Figure (13)⁷, nous confrontons la courbe d'évolution de la variation de la température d'une année à l'autre et celle de l'évolution de la surface de forêt disponible (en km²) au sein des pays en développement. Nous observons une variabilité importante et une tendance globale croissante au fil du temps de la température. Dans le même temps, la quantité de forêt disponible est en décroissance. Bien que les émissions de CO₂ qui sont à l'origine du réchauffement de la planète ne soient pas causées uniquement par la perte de la forêt mais aussi par les industries, l'urbanisation et d'autres facteurs, et compte tenu qu'il existe un décalage temporel entre les dommages et les émissions, le graphique ci-dessous révèle tout de même qu'un ralentissement de la perte de la forêt favoriserait une diminution d'émissions de CO₂ (Sanchez et Stern 2016). De plus, la forêt disposant de propriétés d'absorption de CO₂ dans l'atmosphère, une stratégie consistant à tacler l'évolution du réchauffement climatique résiderait dans la conservation et la préservation des forêts encore disponibles.

Par ailleurs, le réchauffement de la planète ne constitue pas l'unique motivation qui soit à l'origine de la nécessité de conserver la forêt. D'autres services fournis par la forêt contribuent au bien-être des populations aussi bien que l'accumulation des richesses. En l'occurrence, la forêt participe à la régulation de la qualité de l'eau (par rapport à la composition chimique), la protection de la biodiversité en vue d'une exploitation durable à des fins pharmaceutiques et scientifiques, le contrôle de l'érosion et de la sédimentation des sols et la préservation des beaux paysages (Ninan et Inoue 2013). Le challenge pour les pays en développement notamment les pays africains n'est pas tant de faire le choix de suivre une politique de développement avec des conséquences dévastatrices en termes de déforestation par rapport à une politique de conservation de la forêt qui viendrait contraindre les capacités de développement. Il s'agit plutôt de concilier l'exploitation maximum des capacités de développement dans un contexte où la protection de la forêt devient une exigence primordiale pour la conservation de l'environnement.

⁷ Notons que nous avons calculé pour chaque variable de la figure (13) une moyenne annuelle à partir des données des pays en développement.

Figure 13: Évolution de la forêt disponible et des variations de température au sein des pays en développement



5. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons exposé une revue de la littérature se rattachant aux aires protégées en rapport avec le processus de déforestation et le développement des activités agricoles au sein des pays en développement. Dans la première partie, nous avons présenté les résultats d'études empiriques menées sur la question d'efficacité des aires protégées. Si les aires protégées participent à la réduction de la déforestation au sein des pays en développement, beaucoup reste à faire dans le cadre de la conservation de la biodiversité. Nous précisons également que certains effets non attendus peuvent être perceptibles au-delà des objectifs à atteindre. Dans la deuxième partie, nous avons présenté les effets qui empêchent les surfaces protégées d'atteindre leur principal objectif de réduction de la déforestation et de conservation de la biodiversité. Nous nous sommes focalisés en particulier sur le management des aires protégées, sur la définition des droits et règles d'appropriation de terres au sein des pays en développement, sur le développement du réseau des routes à proximité des forêts, et enfin sur une pratique agricole la jachère. Ces facteurs ne sont pas exhaustifs mais sont en majorité retrouvés dans la littérature comme les principaux

déterminants de la perte de la forêt qui entravent l'efficacité maximale des aires protégées. Dans la troisième partie, nous avons rappelé les principales incitations au sein des pays en développement à la déforestation et celles qui peuvent être à l'origine de la conservation de la forêt. Cette partie nous permet de mieux appréhender l'avenir des forêts au sein des pays en développement.

Ce chapitre nous permet de mettre en évidence le sujet de thèse traité dans ce manuscrit. Dans le chapitre 2, nous contribuons à la recherche en analysant l'efficacité des aires protégées au Brésil et les interactions entre les municipalités. Le chapitre 3 met en évidence un effet non-anticipé des aires protégées : l'amélioration des performances agricoles au sein des municipalités au Brésil. Dans le chapitre 4, nous analysons l'effet des prix agricoles sur la déforestation dans les pays en développement.

Chapitre 2

Neighborhood effects in the Brazilian Amazônia: Protected areas and deforestation⁸

Abstract

This article investigates whether protected areas are efficient instruments against deforestation in the Brazilian Amazônia. A Dynamic Spatial Durbin Model taking into account both the location bias and the spatial spillover effects between municipalities allows to assess the impact of the different types of protected areas (integral protected areas, sustainable protected areas and indigenous lands) on deforestation. We show that deforestation decisions are strategic complements. The econometric results differ according to the type of protected area. It is shown that: i) *integral* protected areas and *indigenous* lands allow for reducing deforestation; ii) *sustainable* use areas do not help to reduce deforestation; and iii) the spillover effects generated by *integral* protected areas and *indigenous* lands lead a reduction in deforestation in their vicinity. A 10% increase in the surface area of *integral* protected areas (*indigenous* lands) allows an estimated 9.32 sq. km (10.08 sq. km) of avoided deforestation.

Keywords: Protected areas; deforestation; spatial econometrics; Brazil; Amazônia.

JEL Codes : C23, Q24, Q28, Q57

⁸ Ce chapitre co-écrit a été publié : Amin, A., J. Choumert-Nkolo, J-L. Combes, P. Combes Motel, E. N. Kéré, J-G. Ongono-Olinga, and S. Schwartz. 2019. “Neighborhood Effects in the Brazilian Amazônia: Protected Areas and Deforestation.” *Journal of Environmental Economics and Management* 93 (January): 272–88. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.11.006>.

1. Introduction

Tropical forests are home to the most biodiverse ecosystems and provide a host of ecosystem services (e.g. Wearn et al., 2012). They play a crucial role in ecological, climate and biogeochemical processes as well as in preserving human livelihoods. However anthropogenic actions increasingly disrupt forest structure, function, and composition (Lewis et al., 2015). For instance the loss of tropical forest is a key factor in climate change. Curbing deforestation is a crucial question in Brazil where the deforestation rates were relatively higher than in other Latin American countries between 2001 and 2010 (Aide et al., 2013). Yet deforestation in the Brazilian Amazônia rainforest declined steadily from 2004 to 2010, and since then, until 2014, it has been about 5800 square kilometers per year according to INPE⁹ Deforestation has experienced an impressive 79% decrease with respect to the 28,000 square kilometers peak in 2004.

A range of reasons for the decline of deforestation in Brazil have been put forward, including the 2008–2009 financial crisis (Nepstad et al., 2009), and conservation policies enforced in recent years by the Brazilian authorities which mainly relied on the implementation of protected areas (Assunção et al., 2012; Hargrave and Kis-Katos, 2012; Nolte et al., 2013; Palmer and di Falco, 2012 among others). The surface area of protected areas (PAs) in the Brazilian Legal Amazônia doubled between 2000 and 2009, and today amounts to 2 million square kilometers representing 42% of its surface. Figure 14 shows a negative correlation between protected and deforested areas in Brazil. However this correlation may be misleading and other determinants of the slowdown in deforestation might have played a substantial role (e.g. Nepstad et al., 2014; Macedo et al., 2012). Thus further analysis is needed to investigate the impact of PAs on deforestation. This is the topic of this paper.

A wealth of literature has been devoted to the effects of PAs. Robalino (2007) theoretically shows that PAs induce distributional effects through changes in rents and wages. Most other articles empirically analyze PAs efficiency to curb deforestation, taking into account the location bias or the spillover effects. Empirical studies that have examined the impact of PAs on deforestation have shown that their ecological characteristics (level of rainfall, slope, and surface temperature) as well as their types (belonging or not to indigenous populations, integral versus sustainable PAs) matter in the process of deforestation (see

⁹ Instituto Nacional de Pesquisa Espacial - Brazilian National Institute for Space Research, Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite. Available at <http://www.obt.inpe.br/prodes/> accessed May 2015.

among others, Deininger and Minten (2002) for Chiapas and Oaxaca in Mexico, Mertens et al. (2002) for the case of São Félix do Xingú in South Pará in the Brazilian Amazônia and Mertens et al. (2004) for Santa Cruz in Bolivia)¹⁰. The efficiency of PAs on deforestation is subject to debate because PAs are not randomly distributed (Gaston et al., 2008; Gaveau et al., 2009). They are usually located on lands with characteristics that do not favor agricultural expansion, owing to low soil fertility, slope, poor accessibility, and so forth (Albers and Ferraro, 2006). Neglecting this location bias could induce an overestimation of the impact of PAs on deforestation (Kéré et al., 2017; Joppa and Pfaff, 2009; Nepstad et al., 2006; Sanchez-Azofeifa et al., 2003).

The location bias has been addressed either with matching methods (Andam et al., 2008, Gaveau et al. 2009, Pfaff et al. 2009, Pfaff et al. 2014, Pfaff et al. 2015a and Pfaff et al. 2015b) or bivariate probit models (Cropper et al., 2001). For example, Pfaff et al. (2015a) show that PAs in the Brazilian Amazônia do significantly lower deforestation within their boundaries during 2000 to 2008 period. As PAs are biased towards lands that are facing lower clearing threat, their matching estimates impacts are only half as large as the simplest estimates. Moreover integral PAs' impacts are greater than impacts of sustainable PAs in the arc of deforestation (Pfaff et al. 2015b). Yet, those papers share a common distinctive feature: they take into account the location bias but they overlook spatial spillover effects between deforestation areas.

Several papers draw attention to the indirect land use changes generated by environmental policies. They focus on displacement or leakage effects induced by land use change (Meyfroidt et al., 2013; Soares-Filho et al., 2010): agriculture encroaches on grazing lands which are moved towards forests' frontiers. This phenomenon might be of crucial importance since it could wipe out benefits from the voluntary moratoriums of soy producers on forest conversion (Arima et al., 2011) as well the mitigation efforts brought by biofuel programs (Lapola et al., 2010). As exemplified by Andrade de Sá et al. (2013) there is a positive relationship between sugarcane expansion in the São Paulo state and deforestation in the Amazônia from 1970 to 2006.

Spatial deforestation spillovers have already been the subject of attention. In Costa Rica, Robalino and Pfaff (2012) focus on neighborhoods defined by distance regardless of political boundaries and find that neighboring deforestation significantly raises the probability of

¹⁰ Contrary to integral PAs, deforestation can be allowed in sustainable PAs. This classification of PAs stems from the IUCN PA management categories (Chape et al., 2005).

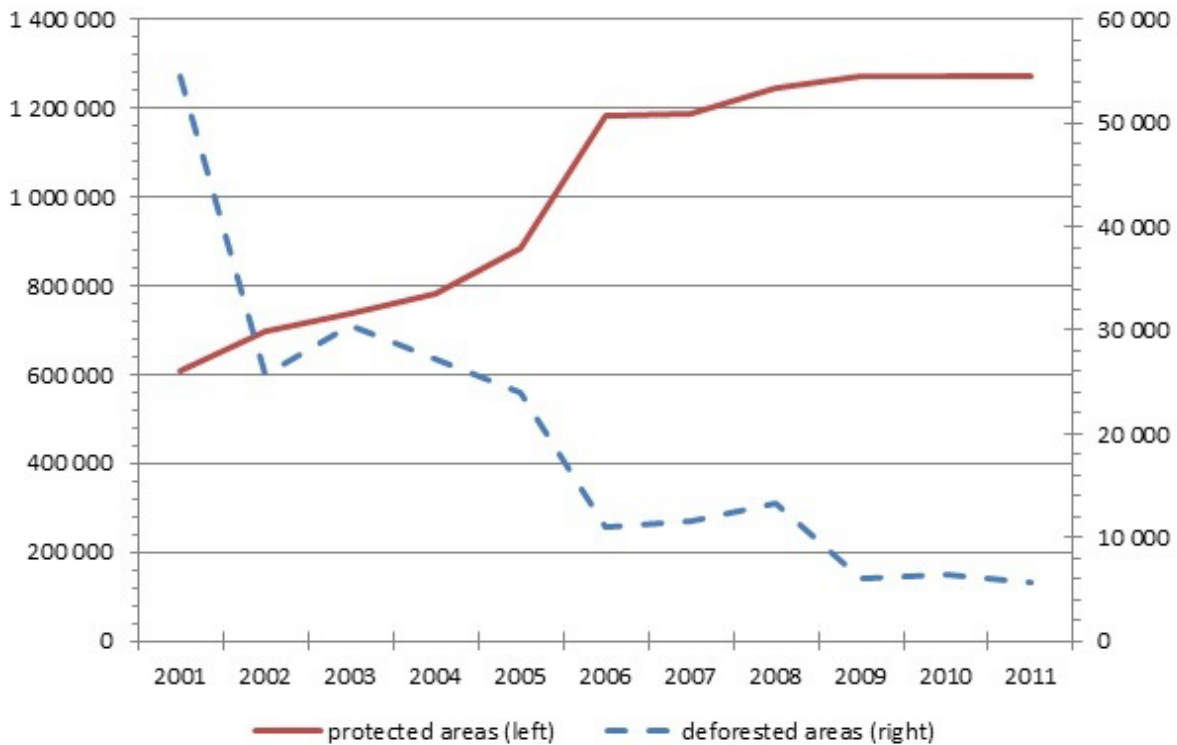
deforestation. They conclude that these effects have to be taken into account in addressing forest conservation policies. Using fine scale data, Robalino et al. (2017) address deforestation spillovers from Costa-Rican PAs. They find leakage effects close to roads in areas without tourism whereas no leakage is found far from roads and in areas affected by tourism. According to Oliveira et al. (2007), PAs could cause leakages in deforestation in the Peruvian Amazônia. If restricting the land-use reduced the level of human impacts, there was a dramatic increase in deforestation rates outside the landscapes surrounding the forest concessions. A couple of empirical studies have shown that there are strategic interactions between municipalities regarding deforestation decisions. More precisely, deforestation decisions seem to be strategic complements in the Legal Amazônia as underlined by Aguiar et al. (2007) and Iglioni (2006).

Our paper focuses on the municipality cross-border effects generated by different types of PAs on deforestation. It takes into account both the location bias of PAs and strategic interactions between municipalities within a broad geographical area, i.e. the Brazilian Legal Amazônia. It also provides a theoretical framework to understand how these spillover effects could occur.

The salient features of our study are the following. First, the theoretical analysis shows that due to the infrastructure effect, deforestation decisions are strategic complements. This means that establishing a PA in one municipality enables a reduction of deforestation in nearby municipalities, even if the latter do not implement PAs. Second, the empirical analysis is conducted using a geo-referenced database of land use in the Brazilian Legal Amazônia over the period 2001-2009 at municipal level. The spatial interdependences in deforestation as well as cross-border effects of PAs are evidenced using a Dynamic Spatial Durbin Model. This empirical framework delivers different effects of PAs according to their management type. Contrary to sustainable areas, integral PAs and indigenous lands allow the deforestation decrease. Moreover, the spillover effects generated by integral PAs and indigenous lands help to reduce the deforestation in the vicinity.

The rest of this article is organized as follows. In Section 2, we present the key features of the theoretical model. In Section 3 the empirical analysis is presented. Concluding remarks are offered in Section 4.

Figure 14: Changes in the surface areas of PAs and deforested areas in the Brazilian Legal Amazônia (square kilometers).



Source: INPE and authors' calculations. Note that indigenous lands are not included

2. A theoretical analysis

Articles quoted above empirically evidence spatial spillover effects between deforestation decisions. They do not explain how spillovers could occur and what could be the underlying mechanism. It is a matter of knowing whether these decisions are complementary or substitutable. In order to obtain some answers, we develop in Appendix A a theoretical model and we expose below its main hypotheses and results.

We assume that the forest in a municipality is not only a local public good but also provides raw materials such as wood that input in the production of a private good. In each municipality, a representative consumer has preferences for the private good but also for the forest located in different municipalities. The representative firm of the municipality produces the private good, which leads to deforestation. Several papers, such as Pfaff et al. (2007), underline that in the Amazonian rainforest, infrastructures are pivotal in the deforestation process. When a firm deforests, adequate infrastructures have to be put in place such as roads. These infrastructures will benefit other firms by reducing their remoteness and so their production costs. This infrastructure effect (see Angelsen, 2001) is accounted for by assuming

that the marginal cost of production of the firm depends negatively on the level of production of the firm located in another municipality.

We assume now that a municipal decision-maker is willing to establish a PA to tackle deforestation. The equilibrium depends on the policy in another municipality that consists in fighting against deforestation or not. Nash symmetric or asymmetric equilibrium allow comparing deforestation levels depending on the decisions taken by non-cooperative municipal decision-makers.

We find that the production cost - represented by the infrastructure effect - matters. Setting a PA in a municipality increases the production cost of the private good in another municipality, whereby generating spatial spillovers. The representative firm located in this municipality decreases the production of the private good, leading to less deforestation. Put differently, deforestation decisions taken at the municipal level are complementary. Hence, establishing a PA in a municipality dampens deforestation in another municipality even if the latter does not implement a PA. Obviously, deforestation is even lower when each municipality sets up a PA.

It is important to notice that if this model illustrates how spatial spillovers emerge from the infrastructure effect and non-cooperative municipalities, it does not address the enforcement of PAs, neither their efficiency which can differ along with their type. The empirical analysis conducted below allows taking into account those issues.

3. Empirical Analysis

We first present a description of the Brazilian Legal Amazônia area and then the econometric background. We follow by the presentation of main results and after we analyze the effects of control variables.

3.1 The Brazilian Legal Amazônia study area

Data on forest cover and PAs in the Brazilian Legal Amazônia are available for the period 2001-2009 from the PRODES System of the Instituto Nacional de Pesquisa Espacial - INPE (National institute space research center).¹¹ A surface is considered as deforested if it is

¹¹Legal Amazônia is an administrative division of the Brazilian territory created in 1953 for regional policy purposes. With a geographic area of 5 million sq. km located in the northwestern part of the country, it includes the states of Rondonia, Acre, Amazonas, Roraima, Para, Amapa, Tocantins, Mato Grosso, and parts of Maranhão and Goiás (a very small part in the latter).

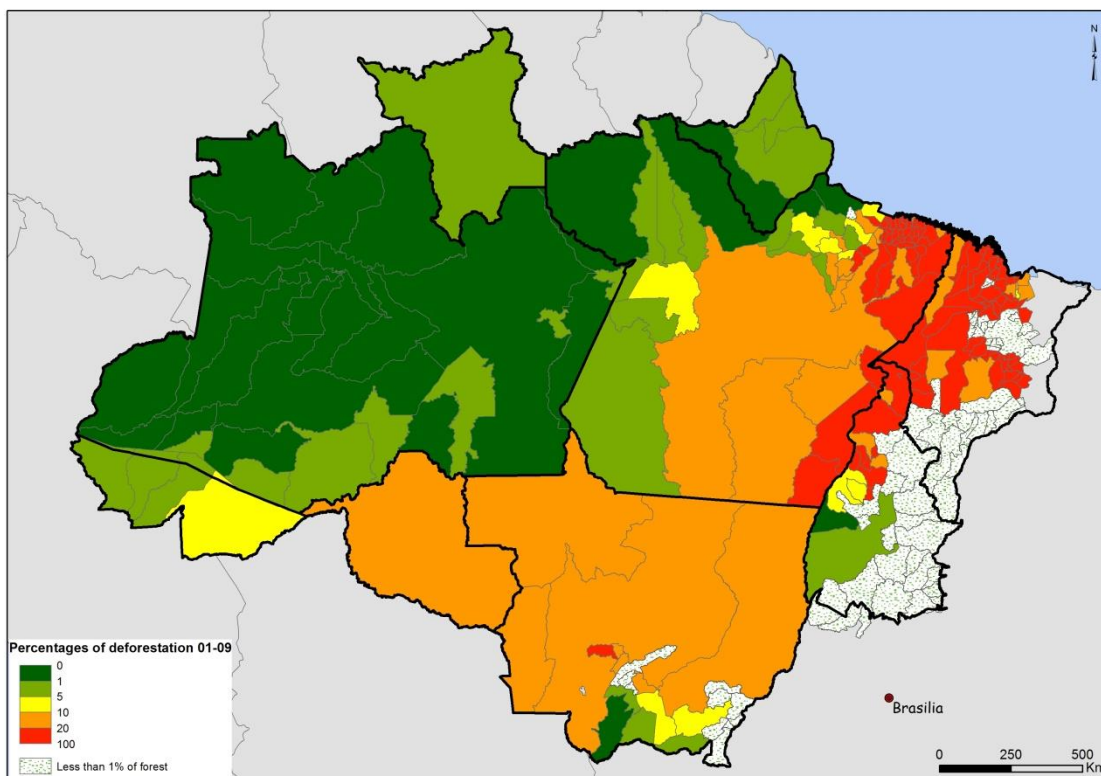
converted from forest to non-forest land between year t and year $t+1$. The deforestation variable corresponds to the area deforested each year during the period. Figure 15 depicts the familiar arc of deforestation (Fearnside 2005 and Alves 2002) in the Brazilian Amazônia with notably high rates of deforestation along the southern and eastern edges. Deforestation appears to spread northward. Brazil has recently invested in the creation of PAs in Amazônia, in particular, via the Amazônia region Protected Areas project (ARPA). The objective of this project is to create a mosaic of PAs around productive landscapes to maintain the ecological integrity of the area in the long run.

According to INPE, PAs currently represent a vast surface amounting to more than 44% of the Brazilian Amazônia (Pfaff et al., 2014). Three types of PAs have been defined in Brazil: integral PAs, sustainable PAs and indigenous lands. Integral PAs, which represented 19% of the PA surface area in 2009, prioritize preservation of biodiversity. In these PAs, no productive activity is allowed. They can be classified in the most restrictive categories of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) classification (categories I, II and III). Sustainable PAs which accounted for 32% of the PA surface area allow a "sustainable use" of resources (categories IV, V, and VI of the IUCN classification). Indigenous lands are devoted to the protection of the living space of indigenous peoples. These areas have no equivalent in the IUCN classification. Figure 16 shows the boundaries of the PAs in 2009. A rough comparison of Figure 15 and Figure 16 shows that PAs are more frequent in northern Legal Amazônia than in the arc of deforestation.

In our analysis, the unit of observation is the municipality. Indeed under Brazilian law No. 9.985/ 2000, the creation of a PA must be based on a technical study that takes into account the forest cover, the biodiversity statut, the presence of indigenous peoples, the structure of property rights and the pressure on forest resources. A consultation with the residents of the municipalities is organized which aims at defining the type of protection of the PA. As part of this process, the decision to create a PA is generally taken by the federal state or the Brazilian states. But municipalities can influence the localization and the type of protection of PAs. As far as indigenous areas are concerned, municipalities have no influence on their location that depends on the historical location of indigenous populations. However municipalities can help indigenous communities with administrative procedures for a PA creation. In a rural context, this assistance can be of great importance. Moreover indigenous lands matter in the

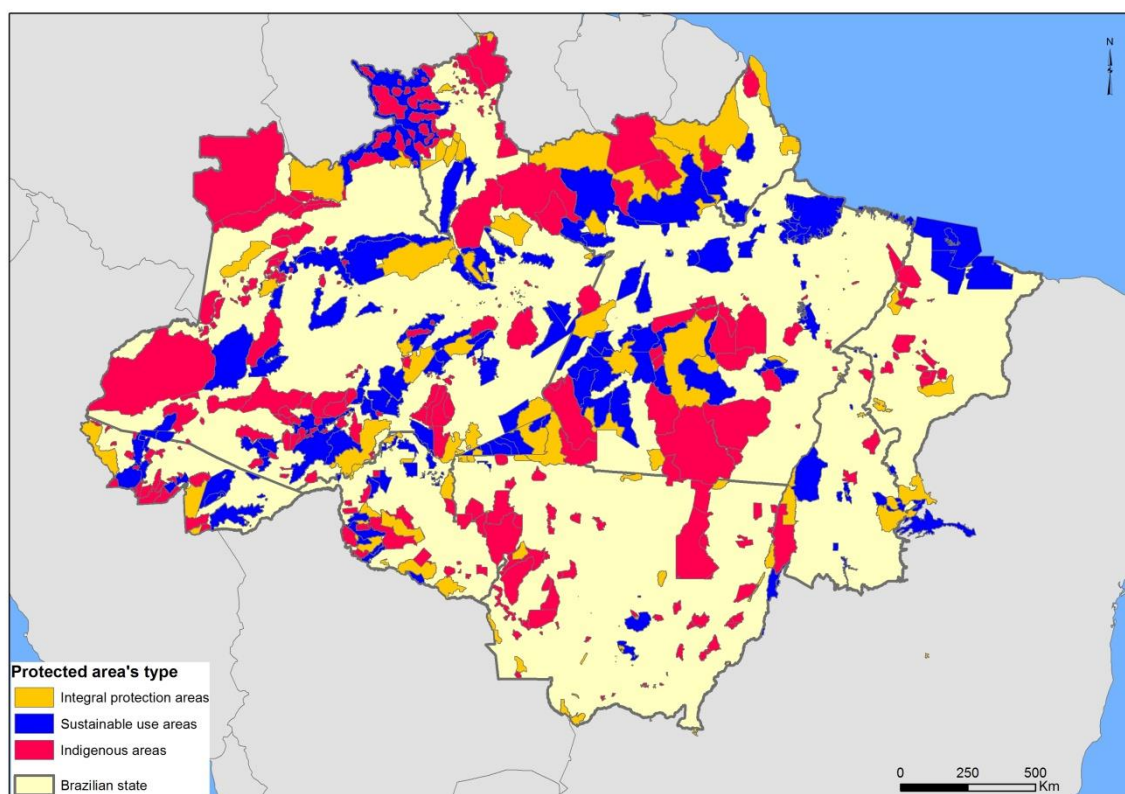
deforestation process and so in the creation of other PAs. The importance of the municipal governance for fighting deforestation is highlighted among others by Dias et al. (2015) and Toni (2011). Moreover municipalities indirectly determine the level of annual deforestation through the policies/incentives they implement at the local level. They do so by being attractive, encouraging firms to set up businesses and choosing the location of infrastructures, whereby reducing the cost of deforestation (roads in particular).

Figure 15: Deforestation rates in the municipalities of Brazilian Legal Amazônia between 2001 and 2009 as a % of 2001 forest surface area.



Source: INPE, authors' calculations

Figure 16 : Spatial distribution of protected areas by type in 2009



Source : INPE, authors' calculations.

In order to investigate neighborhood effects at the municipal level, and in line with several studies (e.g. Andrade de Sá et al. 2013), we aggregate the municipal data into the 248 Minimum Comparable Areas (MCAs) located in the Brazilian Legal Amazônia.¹² Socio-economic data on MCAs (GDP per capita, number of cattle per sq. km, and population density) are available from the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (Brazilian agency for statistical and geographical information). The description and sources of data used are summarized in Table 3 in Appendices.

¹² Using MCA data allows comparison (because the number and size of municipalities may change through time). The list of MCAs is available from the Brazilian Institute of Applied Economic Research (IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada).

3.2 The econometric setting

The Spatial Durbin Model (SDM) allows identification of global spillovers, i.e. endogenous interactions with feedback effects.¹³ The SDM has the advantage of producing unbiased estimates even if the underlying data generator process is a Spatial Autoregressive Model (SAR) or Spatial Error Model (SEM) (Elhorst 2010b). Moreover, we take advantage of the panel data structure for the 2001 to 2009 period and therefore estimate a Dynamic Spatial Durbin Model (DSDM). Taking into account the temporal dimension helps to better identify the determinants of land-use changes (e.g. Andrade de Sá et al., 2013 and Wendland et al., 2015). Estimating the impact of PAs on deforestation raises econometric issues pertaining to reverse causality and unobserved factors. Potential reverse causality is suggested by studies which have drawn attention on the effectiveness of PAs in curbing deforestation (among others Albers and Ferraro 2006; Nelson and Chomitz 2011; Pfaff et al., 2009; Pfaff et al., 2014). The time lagged values of PAs are included in the explanatory variables in order to address reverse causality.¹⁴ Regressing the error term on the explanatory variables allows for warranting the effectiveness of this procedure while simultaneously checking for the absence of correlation between unobserved time-varying variables and PAs. Fixed effects take into account the unobserved heterogeneity specific to each MCA. This also allows controlling for time-invariant location bias of PAs. The model to be estimated is written as follows:

$$Def_{it} = \alpha Def_{i(t-1)} + \rho W Def_{it} + \beta_1 PA_{i(t-1)} + \beta_2 W PA_{i(t-1)} + \beta_3 X_{it} + \beta_4 W X_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

(1)

¹³ LeSage (2014) distinguishes between global and local spillovers. Global spillovers arise if spatial spillovers concern the neighbors of the municipality, but also the neighbors of its neighbors, and so on. Local spillovers imply only interactions with neighbors and not higher-order neighbors.

¹⁴ This endogeneity would ideally be addressed while running the Instrumental Variables and Generalized Method of Moments (IV/GMM). It is however difficult, if not impossible, to derive Maximum Likelihood (ML) or Bayesian estimators of models with spatial dependence and additional endogenous explanatory variables (Elhorst, 2014). Moreover, the use of IV/GMM to estimate a SDM is less effective than ordinary least squares unless the number of observations is greater than 500,000 (Pace et al. 2012). Since the second order spatially lagged explanatory variables in a SDM are weak instruments, they do not properly identify the spatial autocorrelation coefficient.

$t = 2001, \dots, 2009$ and $i = 1, \dots, 248$. W is the inverse distance matrix measured as the Euclidian distance between the centroid of each municipality. This matrix catches global spillovers allowing all MCAs to be connected together. It gives more weight to the nearest municipal neighbors assuming that the spillover effect decreases with the distance between municipalities. We normalize this matrix by dividing each element by the sum of the line. Thus the relationship between two municipalities depends on the relative distance between them and not on the absolute distance. Def_{it} represents the deforested surface area of land observed in MCA i at time t and α the coefficient of $Def_{i(t-1)}$ that is the time lag of Def_{it} . The variable $WDef_{it}$ is the vector of the spatially lagged dependent variable and ρ measures the spatial autocorrelation. $PA_{i(t-1)}$ is the surface area of PAs in MCA i at time $t - 1$ and β_1 measures the effect of PAs on deforestation in the MCA i . $WPA_{i(t-1)}$ is the vector of the spatially lagged variable of PAs and β_2 measures its effect on deforestation in neighboring municipalities. X is the matrix of exogenous explanatory variables and β_3 is the vector of associated parameters. WX is the matrix of the spatially lagged exogenous explanatory variables and β_4 is the vector of associated parameters. This matrix X contains the following control variables: GDP per capita, population density, livestock per sq. km, the level of rainfall and forest area at the initial period. μ_i represents the fixed effects associated with each MCA and ε_{it} is the error term.¹⁵ We apply the maximum likelihood method estimator developed by Elhorst (2010a) and Lee and Yu (2010), implemented in Stata by Hughes and Mortari (2013) and updated by Belotti et al. (2017).

3.3 Empirical results

Before presenting our main results *i.e.* the effects of PAs on deforestation, we check the relevance of the spatial model and discuss the pattern of spatial autocorrelation. More details are found in Appendix B.

3.3.1 Specification and robustness check

In order to confirm the choice of the DSDM, the Dynamic Spatial Autoregressive Model (DSAR) is tested against the DSDM. This amounts to testing the joint nullity of all coefficients of partially lagged independent variables. The null hypothesis ($\beta_2 = \beta_4 = 0$) is

¹⁵ The municipal GDP per capita is sensitive to changes in macroeconomic policy. It channels their influence on deforestation decisions at the municipal level.

rejected by the χ^2 test at the 1% level and therefore the DSDM is the preferred specification. Following Elhorst (2014), the equalities ($\beta_2 = -\rho\beta_1$) and ($\beta_4 = -\rho\beta_3$) are also tested and rejected, which comforts the DSDM with respect to the SEM specification (Spatial Error Model). A Hausman test is carried out to confirm that MCA fixed effects are statistically required. The χ^2 statistic rejects the null hypothesis of independence between errors and explanatory variables, and therefore favors fixed rather than random effects. All the specification tests are presented at the bottom of the tables 4 and 6 in Appendix.

Regressing the error terms of our specifications on the explanatory variables validates the hypothesis of no correlation between the error term and explanatory variables and therefore the effectiveness of our procedure in controlling for endogeneity. These results are presented in the tables 5 and 8 in Appendix.

Lastly, the robustness of our results is tested in two ways. First, we proceed by the gradual inclusion of explanatory variables. Marginal effects are presented in Table 1 and estimated coefficients in Table 4 in Appendix. Second, the impact of each type of PA on deforestation with all the control variables is evaluated independently to take into account the consequence of a potential multicollinearity between the different types of PAs. Estimated coefficients and marginal effects are presented in tables 6 and 7 respectively. Although the coefficients vary slightly, the results are robust. In particular, the significance and the sign of the marginal effects of the different types of PAs remain broadly the same.

3.3.2 Pattern of spatial autocorrelation

The spatial autocorrelation coefficient of deforestation, ρ , is positive and significantly different from zero. This result means that deforestation decisions are strategic complements. This result is in line with previous studies (Andrade de Sá et al., 2015; Aguiar et al., 2007; Corrêa de Oliveira and Simões de Almeida, 2010 and Iglioni, 2006). It is important to notice that our result does not go counter the conclusion reached by Sauquet et al. (2014). They focus on interacting municipal decisions governing PA creations while our study enlightens complementarity in deforestation decisions at municipal level.

Following Lesage and Pace (2009), the impact of the explanatory variables on the dependent variable is broken down into direct and indirect effects. The direct effect of PAs on deforestation measures the impact of a change in the surface area of PAs in MCA i on deforestation in MCA I . The indirect effect measures the impact of a change in the surface area of PAs in i on deforestation in all other MCAs. Put differently, indirect effects are global

spillovers because they arise in all MCAs, and are not restricted to neighboring MCAs. However, indirect effects pertain more to MCA i 's vicinity because they decrease with the distance.

3.3.3 Effect of protected area on deforestation

The magnitude of the effect of PAs on deforestation can also be investigated by calculating elasticities as follows:

$$\varepsilon_{PA} = Marg_Effect \times \frac{\overline{PA}}{\overline{Def}} \quad (2)$$

where \overline{PA} is the average area of protected area, \overline{Def} is the average area of deforestation and $Marg_Effect$ are the marginal effects of PA $\left(\frac{\partial Def}{\partial PA}\right)$ as presented in column (8) of Table (1).

The results are summarized in Table 2.

The impact in terms of avoided deforestation is low in absolute terms because the surface areas of PAs are much bigger than deforested areas. In 2009 there were over 1,000,000 sq. km of PAs against less than 7,000 sq. km of cleared forest. Moreover, PAs located on sites with low clearing threat will have almost no or a very small effect on deforestation. Integral PAs either negatively impact on deforestation in the MCA (direct effect) or in all other MCAs (indirect effect). A 10% increase (83.5 sq. km) in integral PAs reduces deforestation by 0.36% (0.334 kilometers squares) in the MCA and by 9.87% (8.98 kilometers squares) in all other MCAs. These results support the idea that integral PAs do not lead to deforestation leakage in MCAs vicinities. Rather, integral PAs create synergies between initiatives against deforestation since indirect effects are stronger than direct ones. Eventually increasing integral PAs of 10% enables to reduce total deforestation of 10.2% (9.32 sq. km).

In addition, we show that a 10% increase (115.7 sq. km) in the indigenous lands of MCA I reduces deforestation by 0.915 % (0.8332 sq. km) in MCA i . This result is consistent with those obtained by Pfaff et al. (2011) and Ricketts et al. (2010). In addition, our study provides evidence that a 10% increase in indigenous lands helps to reduce deforestation in other MCAs by 10.1% (9.258 sq. km). Increasing indigenous lands of 10% enables to reduce total deforestation of 10.08 sq. km.

Our empirical results are different for sustainable PAs. They show that the direct effect of sustainable PAs on deforestation is positive, even if it is weak: a 10% increase in the

surface area of sustainable PAs (59.354 sq. km) results in a 0.847% (0.7716 sq. km) increase in deforestation. This result may contradict both the Pfaff et al. (2014) and the Nelson and Chomitz (2011) findings, respectively obtained at a local level (state of Acre) and at the global level. We should note that the empirical strategies are different from ours which makes difficult the comparisons. They rely on matching methods. In the first study, the dependent variable catches the change from forest to non-forest land cover. In the second study, the outcome variable is a binary measure of fire induced deforestation. Moreover we should be cautious in the interpretation of this international comparison on the effects of sustainable PAs. Indeed the definition of the sustainable PAs can create discrepancies between countries: the sustainable management can be differently defined from one country to another.

The positive direct effect of sustainable PAs on deforestation might be linked to the endogenous nature of the forest protection intensity provided by this type of PAs. Human pressures on the forest resources could influence the proportion of areas under sustainable natural resource management: Figure 17 shows that sustainable PAs are mainly located in municipalities exhibiting low deforestation pressure. Hence, by creating this category of PAs, the agents leave themselves the widest possible choice set and in particular, the possibility to increase deforestation. Indirect as well as total effects of sustainable PAs are found to be non-significant in the Brazilian Legal Amazônia.¹⁶

¹⁶ However it should be noted that when the variable sustainable PAs is introduced alone (Table 7), its indirect effect becomes negative and weakly significant.

Table 1: Marginal effects of PAs on deforestation by introducing explanatory variables gradually

	Def (1)	Def (2)	Def (3)	Def (4)	Def (5)	Def (6)	Def (7)	Def (8)
Direct								
Forest	0.0562*** (0.0034)	0.0554*** (0.0038)	0.0568*** (0.0037)	0.0570*** (0.0036)	0.0571*** (0.0036)	0.0570*** (0.0038)	0.0558*** (0.0037)	0.0562*** (0.0038)
Integral		-0.0052** (0.0021)	-0.0068*** (0.0021)	-0.0046** (0.0021)	-0.0046** (0.0021)	-0.0046** (0.0022)	-0.0044** (0.0021)	-0.0040* (0.0022)
Sustainable			0.0109*** (0.0025)	0.0137*** (0.0027)	0.0137*** (0.0026)	0.0137*** (0.0027)	0.0131*** (0.0026)	0.0130*** (0.0026)
Indigenous				-0.0066** (0.0028)	-0.0065** (0.0028)	-0.0065** (0.0028)	-0.0068** (0.0028)	-0.0072** (0.0028)
GDP					-1.8215 (4.5379)	-1.8331 (4.5146)	-1.1932 (4.4952)	-0.6948 (4.5854)
Pop_dens						-0.0955 (0.4088)	-0.0957 (0.4089)	-0.0932 (0.4076)
Rainfall							0.1754*** (0.0496)	0.1775*** (0.0496)
Cattle								-0.2886 (4.6449)
Indirect								
Forest	-0.0645** (0.0258)	-0.1605*** (0.0315)	-0.1459*** (0.0358)	-0.1582*** (0.0388)	-0.1595*** (0.0385)	-0.1593*** (0.0378)	-0.1830*** (0.0372)	-0.1863*** (0.0379)
Integral		-0.1656*** (0.0327)	-0.1723*** (0.0344)	-0.1197*** (0.0383)	-0.1211*** (0.0374)	-0.1197*** (0.0340)	-0.1129*** (0.0353)	-0.1075*** (0.0369)
Sustainable			0.0111 (0.0208)	0.0349 (0.0249)	0.0358 (0.0227)	0.0354 (0.0242)	0.0274 (0.0229)	0.0250 (0.0214)
Indigenous				-0.0725** (0.0307)	-0.0712** (0.0303)	-0.0713** (0.0287)	-0.0748** (0.0304)	-0.0800*** (0.0296)
GDP					-5.2862 (16.4663)	-6.7219 (16.9351)	-2.8141 (18.8321)	-10.2424 (16.5135)
Pop_dens						0.5619 (1.2368)	0.9994 (1.1291)	1.1638 (1.1459)
Rainfall							-0.2409*** (0.0660)	-0.2493*** (0.0644)
Cattle								55.1935** (21.4294)
Total								
Forest	-0.0084 (0.0249)	-0.1051*** (0.0310)	-0.0890** (0.0352)	-0.1012*** (0.0379)	-0.1024*** (0.0375)	-0.1023*** (0.0373)	-0.1271*** (0.0367)	-0.1301*** (0.0377)
Integral		-0.1708*** (0.0334)	-0.1791*** (0.0352)	-0.1243*** (0.0392)	-0.1257*** (0.0383)	-0.1243*** (0.0351)	-0.1173*** (0.0362)	-0.1115*** (0.0378)
Sustainable			0.0220 (0.0215)	0.0486* (0.0260)	0.0494** (0.0235)	0.0491* (0.0253)	0.0404* (0.0237)	0.0381 (0.0252)
Indigenous				-0.0791** (0.0315)	-0.0777** (0.0310)	-0.0778*** (0.0295)	-0.0816*** (0.0313)	-0.0871*** (0.0304)
GDP					-7.1078 (16.3101)	-8.5550 (16.5206)	-4.0073 (18.3534)	-10.9372 (16.2635)
Pop_dens						0.4664 (1.2065)	0.9037 (1.1109)	1.0706 (1.1183)
Rainfall							-0.0655** (0.0326)	-0.0719** (0.0310)
Cattle								54.9049** (21.6863)

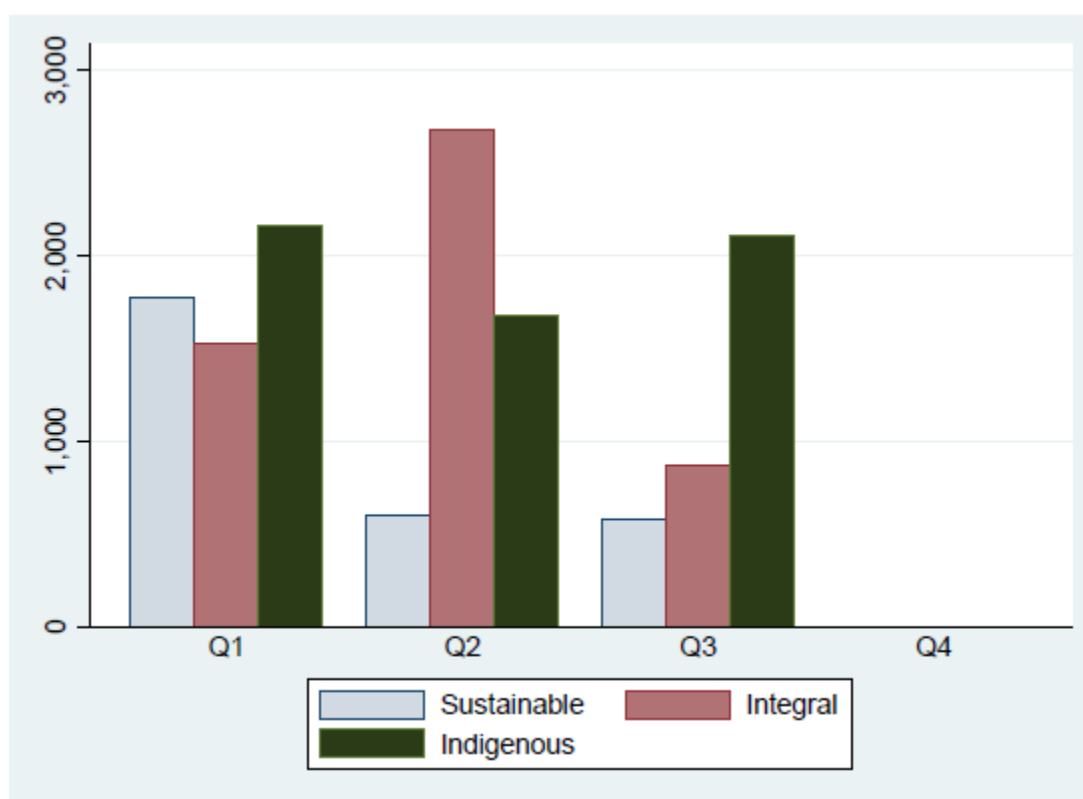
Source: by authors, Standard errors in parentheses; * p < 0.10, ** p < 0.05, *** p < 0.01

Table 2: Summary of the impact of PAs on deforestation: marginal effects and elasticity

	Marginal effect	Elasticity	Increase of protected areas by 10% (sq. km.)	Impact on deforestation (sq. km.)
Direct				
Indigenous	-0.0072** (0.0028)	-0.0915	115.731	-0.8332
Sustainable	0.0130*** (0.0026)	0.0847	59.354	0.7716
Integral	-0.0040* (0.0022)	-0.0367	83.593	-0.3343
Indirect				
Indigenous	-0.0800*** (0.0296)	-1.0173	115.731	-9.2585
Sustainable	0.0250 (0.0214)	0.1630	59.354	1.4838
Integral	-0.1075*** (0.0369)	-0.9874	83.593	-8.9862
Total				
Indigenous	-0.0871*** (0.0304)	-1.1076	115.731	-10.080
Sustainable	0.0381 (0.0252)	0.2484	59.354	2.2614
Integral	-0.1115*** (0.0378)	-1.0242	83.593	-9.3206

Source: by authors, Standard errors in parentheses; * p < 0.10, ** p < 0.05, *** p < 0.01

Figure 17: Average surface area of PAs by deforestation quartile



Source: INPE, authors' calculations.

3.4 Control variables

We also investigate the effect of control variables. The time lag coefficient of deforestation, α , is significant and positive, which means that deforestation is characterized by inertia. This result may be explained by the fact that it is hard to get rid of deforestation incentives, as those introduced, for instance, by transportation infrastructures which ease additional land clearing.

The positive direct effect of initial forest stocks on deforestation is more than offset by negative indirect effects which result in a significantly negative total effect of initial stocks of forests. Indeed a low level of forest stock may reveal the scarcity of forest and then have a negative direct effect on deforestation. On the contrary, a high level of the initial stock of increases the deforestation process. However, a large forest area nearby tends to discourage deforestation. A large forest in the vicinity means that the forest has been little harvested in the past, and therefore lacks necessary infrastructures. This is the case, for example, of Amazônia's State municipalities.

Population density appears to have no significant effect on deforestation.¹⁷ This result may reflect counteracting influences. On the one side, population density fuels the demand for arable lands while, on the other side, it can favor the demand for forest products (Cropper and Griffiths, 1994). Moreover the GDP per capita does not have a significant effect on deforestation. A potential multicollinearity with other deforestation determinants could explain this result.

Rainfall has a negative (total) effect on deforestation while cattle density has a positive (total) effect. These findings may be related to the effect of agricultural profitability on deforestation. The effect of rainfall is in line with Nelson and Chomitz (2011) who emphasized that deforestation is lower in locations that are not suitable for agriculture i.e. characterized by heavy rainfall. On the contrary, the positive effect of cattle density on deforestation illustrates how profitable conditions for agro-pastoral activities are detrimental to forests (e.g. Pacheco, 2012). This effect is driven by indirect effects which provide evidence that an increase in cattle ranching in MCA i signals profitable conditions for agriculture in neighboring municipalities and gives an impetus to land clearing. Then, we witness a cattle production displacement which leads to an increase in deforestation in often distant municipalities (Arima et al. 2011). This positive effect of cattle ranching on

¹⁷ See Pfaff (1999) for a similar result

deforestation reinforces the conclusion of Bowman et al. (2012) in favor of reforming agricultural policies that still promote deforestation in the Brazilian Amazônia.¹⁸

4. Concluding Remarks

This article belongs to the extensive literature on the effectiveness of different types of protected areas, which in most cases does not explicitly address interactions in land-use decisions. In order to understand how spillover effects could occur, we develop a simple theoretical model. It evidences spatial spillover effects generated by the infrastructure effect and shows that deforestation decisions are strategic complements. Then, a municipal decision-maker has also the possibility to influence deforestation decisions taken in neighboring municipalities through the establishment of PAs. Hence, a protected area implemented in one municipality enables to reduce deforestation in the neighborhood.

A Dynamic Spatial Durbin Model allows illustrating those interactions while taking into account the different types of PAs (integral PAs, sustainable PAs, and indigenous lands). We showed that deforestation decisions are strategic complements. Integral PAs and indigenous lands are effective not only in reducing deforestation in one MCA but also in all other MCAs. We calculated that a 10% increase in the surface area of PAs, the avoided deforestation amounts to 9.32 sq. km for integral PAs and 10.08 sq. km for indigenous lands. Our results do not allow us to conclude on sustainable PAs enabling avoided deforestation. These results require further investigation. Investigating these cross-border effects can potentially improve the design of policies aimed at curbing deforestation and biodiversity depletion. Our results are not very optimistic about preventing deforestation in Brazil because integral PAs only account for 19% of total PAs while sustainable PAs account for 32%. Though indigenous PAs are not specifically dedicated to deforestation issues, they are found to be more effective.

¹⁸According to Andrade de Sá et al. (2013) the expansion of sugarcane in the Brazilian state of São Paulo favors deforestation. We control for this indirect land-use effect using variables measuring either the production or the annual sugarcane planted areas. Data comes from the Brazilian Sugarcane Industry Association (UNICA) and IBGE. The results, available upon request, show that these variables are not significant and above all, do not affect marginal effects. However, it is important to note that these results are obtained over a time-period which is rather short (2001-2009). Hence, they can hardly be compared to the results of Andrade de Sá et al. (2013) which are obtained using decennial agricultural census data over a much longer period (1970-2006). We thank the referee for having suggested to control for this effect.

Our article fails to take into account different points. While its aim is to analyze the effects of PAs on deforestation, it does not explain the decision leading to the creation and enforcement of PAs at the municipal level. Incentive mechanisms proposed by the federal state must certainly play their part like the Municipal Priority List, the Programa Municipios Verdes or the ICMS-Ecológico. A more general study should take into account both decision levels as far as protected areas are concerned - federal and municipal - and investigate impacts on deforestation. In addition, considering both levels of decision-making would allow the fragmentation of the forest to be taken into account. This is a very important issue for biodiversity conservation, especially for species that need wide open spaces. We also do not distinguish between deforestation and forest cover degradation. Taking into account this factor would enable us to obtain richer results about the effectiveness of PAs, notably maybe about sustainable PAs. Finally, our study does not address a crucial issue that is related to a potential dilemma between environmental objectives as biodiversity preservation and development objectives as poverty alleviation, which has been addressed in several other papers (e.g. Combes Motel et al., 2014.). These important topics offer various avenues for future research on PA's effectiveness.

5. Appendices

A- The theoretical model

We first expose de assumptions of the model and the equilibrium without the PA. We then present the non-cooperative PA implementation.

5.1 Assumptions and benchmark

We consider two municipalities $i, i = 1, 2$. In each municipality, we denote by T_i the forest cover (with $T_i = T_{-i} = T$). The preferences of a representative consumer in each municipality are represented by the following quasi-linear utility function: $U(x_i, g_i, g_{-i}, M) = B(x_i) + [k.J(g_i) + (1 - k).J(g_{-i})] + M \forall i = 1, 2$ where x_i is the quantity of the private good sold at the price p_i , M is the available revenue and g_i is the quantity of local public good represented by the forest. The parameter $k \in \left[\frac{1}{2}, 1 \right]$ indexes the degree of spatial spillovers: $k = 1$ means that individuals care only about the public good in their own municipality while $k = \frac{1}{2}$ means that they care equally about public goods in both municipalities (Besley and

Coate, 2003). Preferences for the private good and local public goods are respectively described by the increasing and concave functions $B(x_i)$ and $J(g_i)$, where $B(x_i) = \gamma x_i - \frac{x_i^2}{2}$ and $J(g_i) = \beta g_i - \frac{g_i^2}{2} \forall i$.

A quantity x_i of the private good is produced by a representative firm in Municipality i . Producing x_i units requires x_i units of forest cover. The production cost depends both on the quantity (x_i) produced in municipality i and on the quantity (x_{-i}) produced in another municipality, which represents the infrastructure effect. To isolate this effect, we assume that the marginal cost of production is constant in x_i but decreasing in x_{-i} . Thus, the production cost is given by $C_i(x_i, x_{-i})$ with $C_{ix_i} > 0$; $C_{ix_ix_i} = 0$; $C_{ix_ix_{-i}} < 0, i = 1, 2$. We set $C_i(x_i, x_{-i}) = \alpha \cdot x_i \cdot (1 - x_{-i})$.

By solving the utility-maximizing consumer and the profit-maximizing firm programs, we set the market equilibrium for the private good. We substitute M by $M = R - p_i x_i$ where R is the income before spending. The inverse demand function is drawn from the first-order conditions as follows:

$$p_i = B_{x_i} \quad \forall i = 1, 2 \quad (1)$$

The representative firm maximizes its profit. The first-order condition gives:

$$p_i = C_{ix_i}(x_i, x_{-i}) \quad (2)$$

Hence the supply function $x_i(p_i, x_{-i})$ is equal to 0 if, $p_i < \alpha \cdot (1 - x_{-i})$ and positive otherwise. Equations (1) and (2) then define the following market equilibrium:¹⁹

$$B_{x_i} = C_{ix_i}(x_i, x_{-i}) \quad (3)$$

As the quantity produced in one municipality depends on the quantity produced in the other municipality, we find the following best-response functions:

$$x_i = f(x_{-i}) = \gamma - \alpha \cdot (1 - x_{-i}) \quad \forall i = 1, 2 \quad (4)$$

¹⁹ We avoid total deforestation assuming that $T > \frac{\gamma - \alpha}{1 - \alpha} > 0$

Equation (4) shows that x_i increases with the quantity x_{-i} that is produced in another municipality. As a consequence, quantities supplied in municipality i increases the deforestation in another municipality. Hence, production levels between municipalities are strategic complements as well as the deforestation levels. From the best-response functions given by Equation (4), we find the quantity of the private good at the Nash equilibrium without PA, denotes by \bar{x}_i as follows:

$$\bar{x}_i = \frac{\gamma - \alpha}{1 - \alpha} \quad \forall i = 1, 2$$

and the size of the forest is: $\bar{G}_i = T - \bar{x}_i \quad \forall i = 1, 2$.

5.2 Protected-areas implementation

A municipal decision-maker makes this choice to implement a Protected-area, in which logging is not allowed. He determines the optimal level of the private good and hence, the size of the protected-area by maximizing the municipal welfare:

$$\text{Max}_{x_i} W(x_i, x_j) = B(x_i) + [k \cdot J(g_i) + (1 - k)(J(g_{-i}))] - C_i(x_i, x_{-i})$$

$$\text{subject to } G_i = T_i - x_i \geq 0$$

The first-order condition is:

$$B_{x_i} - C_{ix_i}(x_i, x_{-i}) - k \cdot J_{x_i} = 0 \quad (5)$$

Compared to Equation (3), the municipal decision-maker internalized the negative consumption externality, taking into account the third term in Equation (5). Nevertheless, he takes as given the spatial spillover effects coming from local public goods and from the infrastructure effect. Solving Equation (5) also gives the following best-response functions:

$$x_i = f(x_{-i}) = \frac{\gamma - \alpha \cdot (1 - x_{-i}) - k \cdot [\beta - T]}{1 + k} \quad \forall i = 1, 2 \quad (6)$$

The equilibrium depends on whether other municipalities implement a protected-area or not. Assuming that municipal decision-making make their decision simultaneously, we obtain the Nash non cooperative equilibria that can be either symmetric or asymmetric.

Nash symmetric equilibrium: If a protected-area is implemented in each municipality, the behavior of the decision-makers is described by Equation (6). The quantities of the private good, denoted by x_i^{ns} are the following:

$$x_i^{ns} = \frac{\gamma - \alpha - k \cdot [\beta - T]}{1 - \alpha + k} \quad \forall i = 1,2$$

and the size of the protected area (PA) is: $PA_i^{ns} = G_i^{ns} = T - x_i^{ns} \quad \forall i = 1,2$.

Nash asymmetric equilibrium: If a protected-area is implemented in Municipality i whilst no PA is set in municipality $-i$, quantities of private good denoted by x_1^{na} and x_2^{ns} are derived from Equations (4) and (6) as follows:

$$x_1^{na} = \frac{(\gamma - \alpha)(1 + \alpha) - k \cdot [\beta - T]}{(1 - \alpha)(1 + \alpha) + k}$$

$$x_2^{na} = x_1^{na} + \frac{k \cdot [(\gamma - \alpha) + (1 - \alpha)(B - T)]}{(1 - \alpha)(1 + \alpha) + k}$$

and $PA_1^{na} = G_1^{na} = T - x_1^{na}$ and $G_2^{na} = T - x_2^{na}$.

Results: Comparing the quantities of the private good without and with PA, we find the following results, which are discussed below:

$$x_i^{ns} < \bar{x}_i \Rightarrow PA_i^{ns} > \bar{G}_i \quad \forall i = 1,2$$

$$x_1^{na} < x_2^{na} \Rightarrow PA_1^{na} > G_2^{na}$$

$$x_i^{ns} < x_i^{na} < \bar{x}_i \Rightarrow PA_i^{ns} > PA_i^{na} > \bar{G}_i \quad \forall i = 1,2$$

We find that the production cost represented by the infrastructure effect matters. Setting a PA in a municipality increases the production cost of the private good in another municipality, whereby generating spatial spillovers. The representative firm located in this municipality

decreases the production of the private good, leading to less deforestation. Put differently, deforestation decisions taken at the municipal level are complementary. Hence, establishing a PA in a municipality dampens the deforestation in another municipality even if the latter does not implement a PA. Obviously, deforestation is even lower when each municipality sets up a PA. It is important to notice that if this model illustrates how spatial spillovers emerge from the infrastructure effect and non-cooperative municipalities, it does not address the enforcement of PAs, neither their efficiency which can differ along with their type. The empirical analysis conducted below allows taking into account those issues.

Table 3: Variables, definitions, and descriptive statistics

Variables	Description	Sources	Mean	Std. Dev.
Def	Deforested area (sq. km.)	Prodes	91.00	424.6
Integral	Protected areas (sq. km.)	UNEP-Prodes	835.9	4489
Sustainable	Protected areas (sq. km.)	UNEP-Prodes	593.5	3643
Indigenous	Indigenous lands (sq. km.)	UNEP-Prodes	1157	5411
Forest	Forest area in sq. km. at start date of the estimation (2000 or 2004 depending on estimation)	Prodes	13203	37312
GDP	GDP per capita (Constant 2000 R\$)	IBGE	3.021	3.430
Pop_dens	density of the total population per sq. km.	IBGE	41.4	192.4
Cattle	number of head of cattle (beef-cattle) per sq. km	IBGE	3.876	6.305
Rainfall	rainfall of municipality (millimeter per year)	CRU TS 3.2 University East Anglia 2012	2101	607.2

Source : authors

Table 4: Estimation results of the impact of PAs on deforestation by introducing explanatory variables gradually

	Def(1)	Def(2)	Def(3)	Def(4)	Def(5)	Def(6)	Def(7)	Def(8)
L.Def	0.3006*** (0.0158)	0.2854*** (0.0161)	0.2803*** (0.0160)	0.2818*** (0.0160)	0.2812*** (0.0160)	0.2816*** (0.0160)	0.2815*** (0.0160)	0.2787*** (0.0160)
Forest	0.0577*** (0.0036)	0.0590*** (0.0039)	0.0601*** (0.0039)	0.0606*** (0.0039)	0.0607*** (0.0039)	0.0606*** (0.0040)	0.0599*** (0.0040)	0.0603*** (0.0040)
Integral		-0.0015 (0.0020)	-0.0030 (0.0021)	-0.0019 (0.0021)	-0.0019 (0.0021)	-0.0019 (0.0021)	-0.0019 (0.0021)	-0.0017 (0.0021)
Sustainable			0.0107*** (0.0024)	0.0130*** (0.0025)	0.0130*** (0.0025)	0.0130*** (0.0025)	0.0125*** (0.0025)	0.0126*** (0.0025)
Indigenous				-0.0050* (0.0028)	-0.0050* (0.0028)	-0.0050* (0.0028)	-0.0053* (0.0028)	-0.0055** (0.0028)
GDP					-1.6596 (4.6001)	-1.6392 (4.6002)	-1.0874 (4.5887)	-0.4329 (4.6528)
Pop_dens						-0.1250 (0.4242)	-0.1344 (0.4229)	-0.1351 (0.4222)
Rainfall							0.1832*** (0.0501)	0.1853*** (0.0500)
Cattle								-1.4534 (4.9529)
Wx								
Forest	-0.0622*** (0.0156)	-0.1204*** (0.0192)	-0.1127*** (0.0206)	-0.1190*** (0.0209)	-0.1208*** (0.0214)	-0.1195*** (0.0216)	-0.1357*** (0.0221)	-0.1388*** (0.0221)
Integral		-0.0995*** (0.0182)	-0.1023*** (0.0188)	-0.0710*** (0.0215)	-0.0708*** (0.0215)	-0.0708*** (0.0215)	-0.0682*** (0.0214)	-0.0655*** (0.0215)
Sustainable			0.0015 (0.0128)	0.0161 (0.0138)	0.0158 (0.0138)	0.0161 (0.0138)	0.0117 (0.0138)	0.0105 (0.0138)
Indigenous				-0.0410** (0.0172)	-0.0410** (0.0172)	-0.0407** (0.0172)	-0.0436** (0.0172)	-0.0473*** (0.0173)
GDP					-2.6528 (10.9626)	-3.3716 (11.0743)	-1.1694 (11.0715)	-5.3761 (11.2217)
Pop_dens						0.4071 (0.7449)	0.7381 (0.7698)	0.8210 (0.7693)
Rainfall							-0.2222*** (0.0581)	-0.2289*** (0.0581)
Cattle								34.5728** (14.0012)
Spatial								
rho	0.4525*** (0.0612)	0.4044*** (0.0638)	0.4107*** (0.0635)	0.4112*** (0.0634)	0.4099*** (0.0635)	0.4103*** (0.0635)	0.3983*** (0.0641)	0.3853*** (0.0648)
Variance								
sigma2_e	27327*** (781)	26862*** (766)	26548*** (757)	26436*** (754)	26428*** (754)	26426*** (754)	26258*** (748)	26176*** (746)
Observations	1984	1984	1984	1984	1984	1984	1984	1984
AIC	25715	25683	25671	25673	25682	25692	25687	25689.8270
Log lik.	-12849	-12828.9255	-12817	-12813	-12813	-12813	-12805	-12801
Hausman test								
χ^2 statistic	821.68	2332.68	600.48	7503.84	1681.69	1036.62	963.55	1356.02
p-value	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Test DSDM vs DSAR: $\beta_2 = \beta_4 = 0$								
χ^2 statistic	15.94	44.12	42.23	43.76	44.07	44.35	58.22	64.63
p-value	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Test DSDM vs SEM: $\beta_2 = -\rho * \beta_1$ or $\beta_4 = -\rho * \beta_3$								
χ^2 statistic	6.35	35.99	35.66	37.75	37.93	38.21	49.66	55.88
p-value	0.0110	0.0118	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Source : by authors

Table 5: Regression of error terms of Table 4 on the explanatory variable

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
	errora1	errora2	errora3	errora4	errora5	errora6	errora7	errora8
Forest	-0.0000 (0.0030)	0.0000 (0.0034)	-0.0000 (0.0034)	-0.0000 (0.0034)	0.0000 (0.0034)	0.0000 (0.0034)	-0.0000 (0.0034)	0.0000 (0.0034)
Integral		-0.0000 (0.0021)	0.0000 (0.0021)	-0.0000 (0.0021)	0.0000 (0.0021)	-0.0000 (0.0021)	-0.0000 (0.0021)	-0.0000 (0.0021)
Sustainable			-0.0000 (0.0026)	0.0000 (0.0027)	-0.0000 (0.0027)	0.0000 (0.0027)	0.0000 (0.0026)	0.0000 (0.0026)
Indigenous				0.0000 (0.0028)	0.0000 (0.0028)	0.0000 (0.0028)	-0.0000 (0.0028)	-0.0000 (0.0028)
GDP					-0.0000 (4.3688)	0.0000 (4.3753)	0.0000 (4.3651)	0.0000 (4.4026)
Pop_dens						-0.0000 (0.3935)	0.0000 (0.3958)	-0.0000 (0.3953)
Rainfall							-0.0000 (0.0159)	0.0000 (0.0159)
Cattle								0.0000 (4.9602)
Constant	0.0000 (39.9332)	-0.0000 (45.3118)	0.0000 (45.7325)	0.0000 (46.4037)	-0.0000 (49.0547)	-0.0000 (51.5884)	0.0000 (60.8541)	-0.0000 (63.2103)
Observations	1984	1984	1984	1984	1984	1984	1984	1984

Source: by authors, Standard errors in parentheses * $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

Table 6: Testing the impact of one type of PA independently of other types of PAs

	Def (1)	Def (2)	Def (3)
L.Def	0.2823*** (0.0161)	0.2957*** (0.0157)	0.2911*** (0.0157)
Integral	-0.0015 (0.0020)		
Sustainable		0.0089*** (0.0024)	
Indigenous			-0.0039 (0.0026)
Forest	0.0584*** (0.0039)	0.0600*** (0.0036)	0.0587*** (0.0036)
GDP	-0.1139 (4.6886)	-0.6142 (4.7098)	-0.1625 (4.7031)
Pop_dens	-0.1378 (0.4255)	-0.1458 (0.4275)	-0.1249 (0.4268)
Rainfall	0.1897*** (0.0502)	0.1796*** (0.0506)	0.2014*** (0.0504)
Cattle	-3.8226 (4.9610)	-3.2396 (4.9581)	-1.5143 (4.9677)
Wx			
Integral	-0.1016*** (0.0182)		
Sustainable		-0.0248** (0.0126)	
Indigenous			-0.0599*** (0.0140)
Forest	-0.1340*** (0.0200)	-0.0889*** (0.0198)	-0.1282*** (0.0201)
GDP	-5.4229 (11.3048)	-6.0673 (11.3587)	-6.4835 (11.3389)
Pop_dens	0.8105 (0.7754)	0.9259 (0.7787)	0.8693 (0.7775)
Rainfall	-0.2295*** (0.0580)	-0.2195*** (0.0587)	-0.2511*** (0.0584)
Cattle	32.6889** (14.0476)	32.6053** (14.1276)	37.0430*** (14.1137)
Spatial			
rho	0.3815*** (0.0650)	0.4324*** (0.0625)	0.4019*** (0.0639)
Variance			
sigma ² e	26596*** (758)	26826*** (766)	26752*** (763)
Observations	1984	1984	1984
AIC	25700	25725	25715
Log lik.	-12817	-12829	-12824
Hausman test			
χ^2 statistic	1610.51	1816.82	957.58
p-value	0.0000	0.0000	0.0000
Test DSDM vs DSAR: $\beta_2 = \beta_4 = 0$			
χ^2 statistic	70.73	37.38	63.46
p-value	0.0000	0.0000	0.0000
Test DSDM vs SEM: $\beta_2 = -\rho * \beta_1$ or $\beta_4 = -\rho * \beta_3$			
χ^2 statistic	58.91	24.93	49.24
p-value	0.0000	0.0004	0.0000

Source: by authors, Standard errors in parentheses, * p < 0.10, ** p < 0.05, *** p < 0.01

Table 7: Marginal effects of regressions in Table 6

	Def (1)	Def (2)	Def (3)
Direct			
Integral	-0.0050** (0.0021)		
Sustainable		0.0082*** (0.0023)	
Indigenous			-0.0061** (0.0025)
Forest	0.0545*** (0.0038)	0.0574*** (0.0035)	0.0548*** (0.0035)
GDP	-0.4636 (4.5692)	-1.0341 (4.5842)	-0.5633 (4.5742)
Pop_dens	-0.0949 (0.4191)	-0.0942 (0.4206)	-0.0780 (0.4202)
Rainfall	0.1839*** (0.0497)	0.1734*** (0.0501)	0.1947*** (0.0499)
Cattle	-2.5618 (4.8232)	-1.7831 (4.8034)	0.0133 (4.8140)
Indirect			
Integral	-0.1629*** (0.0306)		
Sustainable		-0.0366* (0.0210)	
Indigenous			-0.1016*** (0.0236)
Forest	-0.1788*** (0.0353)	-0.1105*** (0.0349)	-0.1733*** (0.0364)
GDP	-8.5593 (17.0049)	-10.8529 (18.4977)	-10.6414 (17.5891)
Pop_dens	1.1847 (1.1170)	1.4726 (1.2140)	1.3255 (1.1553)
Rainfall	-0.2483*** (0.0645)	-0.2438*** (0.0676)	-0.2780*** (0.0662)
Cattle	48.9882** (24.1095)	53.3171** (26.2573)	59.2144** (25.0778)
Total			
Integral	-0.1678*** (0.0315)		
Sustainable		-0.0285 (0.0219)	
Indigenous			-0.1077*** (0.0241)
Forest	-0.1242*** (0.0350)	-0.0531 (0.0345)	-0.1185*** (0.0362)
GDP	-9.0229 (16.6159)	-11.8871 (18.1965)	-11.2046 (17.2321)
Pop_dens	1.0898 (1.0808)	1.3783 (1.1873)	1.2475 (1.1225)
Rainfall	-0.0643** (0.0306)	-0.0704** (0.0341)	-0.0833** (0.0325)
Cattle	46.4264* (23.8893)	51.5340** (26.1645)	59.2277** (24.9449)

Source: by authors, Standard errors in parentheses, * p < 0.10, ** p < 0.05, *** p < 0.01

Table 8: Regression of error terms of tables 6 on the explanatory variables

	error1	error2	error3
Integral	0.0000 (0.0021)		
Sustainable		0.0000 (0.0025)	
Indigenous			-0.0000 (0.0022)
Forest	-0.0000 (0.0034)	0.0000 (0.0031)	-0.0000 (0.0031)
GDP	-0.0000 (4.4350)	-0.0000 (4.4549)	0.0000 (4.4476)
Pop dens	0.0000 (0.3983)	-0.0000 (0.4000)	0.0000 (0.3994)
Rainfall	-0.0000 (0.0160)	0.0000 (0.0161)	-0.0000 (0.0161)
Cattle	0.0000 (4.9847)	-0.0000 (4.9950)	0.0000 (5.0018) (0.0027)
Constant	0.0000 (62.9368)	0.0000 (60.6700)	0.0000 (60.8965)
Observations	1984	1984	1984

Source: by authors Standard errors in parentheses * $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$

Chapitre 3

Protected-areas and technological progress in agriculture in the Brazilian Legal Amazon: An analysis of the Porter hypothesis²⁰

Abstract

In this article we analyze whether environmental protection policies in Brazilian municipalities of Legal Amazon drive technical progress in agriculture, thus verifying the Porter hypothesis. Specifically, we investigate whether agricultural firms in municipalities with protected areas (PAs) are technically more performant in agriculture than firms in municipalities without protected areas. We use agricultural census data from 1995/1996 and 2005/2006 and derive estimates of potential production frontier, technical efficiency and total factor productivity as proxies of agricultural performance in a stochastic frontier framework. Next, we run estimates of a panel model with fixed effects, including difference-in-difference estimator, to assess the effect of protected-area policies on efficiency, potential production and total factor productivity changes. Results are consistent with significant changes in potential production and total factor productivity. Because the shift of the potential production across time is a result of technical progress, our estimates show that agricultural firms in municipalities with protected areas improved their technical progress more in year 2006 compared to year 1996.

Keywords: Protected areas, efficiency, potential production frontier, Porter hypothesis

Codes JEL : C21, Q10, Q24, Q28

²⁰ Ce chapitre est co-écrit avec P. Combes Motel, G. J. Feres et S. Schwartz

1 Introduction

The process of designating protected areas in Brazil has evolved considerably during the past three decades. Most of the country's lands have been designated integral and sustainable protected areas over this period since 1980 in line with Brazil's goal of tackling ecological, climatic and biological diversity threats due to ongoing deforestation. Based on statistics from the National Institute for Spatial Research (INPE), ongoing deforestation is the result of agricultural activities, urbanization and human habitat evolution, which have accelerated dramatically between 1970 and 2004, causing the loss of an estimated 17% of the Amazon rainforest. In an attempt to halt this destruction, environmental policy instruments, such as protected-areas, payments for environmental services, and annual district blacklist publications, have been implemented (Pagiola et al. 2013; Cisneros et al. 2015; Pfaff et al. 2015a). Among these instruments, protected areas have been the subject of particular attention by the international institutions (the World Bank) and the Brazil's federal government. Their increasing implementation in Legal Amazon has been made possible thanks to various programs, such as the "Planaforo" program financed by the World Bank, the federal government's commitment to meeting its Convention on Biological Diversity (CBD, Chart 2) targets and the Amazon's Protected Areas Program (ARPA), jointly managed by Brazil's federal and state governments. The main goal of these programs is to curtail deforestation and protect areas rich in biodiversity.

In 2010, Brazil's National System of Conservation Units statistics indicated that 22.2% of the area of Brazil had been designated as PAs (Verissimo et al. 2011), and approximately 42% of the entire area of the Legal Amazon was made up of protected-areas. They are managed according to their status, which could be local (district level), state or federal. The effectiveness of protected areas has been the subject of numerous studies, with Andam et al. (2008), Nolte et al. (2013) and Pfaff et al. (2014) among the most recent contributions. Most of these studies find that protected-areas overall are helpful environmental policy instruments and effective in slowing down deforestation and conserving and protecting biological diversity. However, some shortcomings, such as weak management enforcement, failure to designate PAs on high pressure deforestation zones and some negative consequences on local development are reducing their effectiveness (Kere et al. 2017, Chiaravalloti et al. 2015 and Pfaff et al. 2015b).

Other studies focus on leakages or unintended effects of protected-area policies. In fact, in some cases, the side effects of the protection, such as the displacement of deforestation to surrounding areas, have been observed (Oliviera et al. 2007, Arima et al. 2011 and Amin et al. 2019). The expected impact of the protection can be effectively achieved in the protected area zones but not on a global scale. Indeed, it is possible that the deforestation that would have occurred if no protection was established, happens in the surrounding areas instead (Ewers and Rodrigues 2008, Delacote and Angelsen 2015). Some unintended effects of protected areas are also found in local governance. Sauquet et al. (2014) demonstrate how reward efforts of municipalities that create protected areas in the Brazilian state of Para lead to strategic substitutability in the vicinity due to the propensity to create new protected areas. In other words, conservation units created in a municipality could discourage the creation of other protected areas in the vicinity. Other studies focus on the impact of protected areas on non-environmental targets such as poverty. They explore whether a win-win scenario – that is, a reduction of the deforestation process and the mitigation of poverty among local populations – is possible (Fearnside 2003, Miranda et al. 2016, Karki 2013, Sims 2010 and Andam et al. 2010).

In this study, we are contributing to the literature on the effectiveness of protected-area policies by studying their impact on agricultural performance. Following the insight of the Porter hypothesis which argues that environmental policies can enhance the agricultural performance of firms, we aim to explicitly check whether municipalities that welcomed protected areas in the Legal Amazon have also registered more productive practices than municipalities without protected areas. As conservation policies induce an increasing scarcity of arable land, our intuition is that this scarcity makes farmers stop practicing extensive agriculture and drives them to adopt more efficient practices. One way to understand this is to consider deforestation leakages generated by protected-area policies. The deforestation occurring from agricultural activities in surrounding conservation unit areas could happen with more efficient landuse practices because the protection delivers a signal to producers that the forest must be preserved or used with care. Thus, farmers register this information and develop new practices to increase production in their process of expanding agricultural activities outside of the protected zone.

Some studies have already tested if the Porter hypothesis is verified in the case of pollution abatement policies. They highlight that pollution abatement policies trigger technological progress which improves both productivity and environmental quality.

However, the productivity gains are mainly driven by the reallocation of resources across firms rather than by technological changes (Sadeghzadeh 2014). In the same vein, Alpay et al. (2002) also studied the Porter hypothesis focusing on food manufacturing in Mexico. They empirically showed that environmental regulation improved the competitiveness of food manufacturing firms over the long-term, resulting in significant overall changes in their productivity.

In this paper, we apply an empirical framework to demonstrate that protected-area environmental policies promote productive practices in agriculture. We hypothesize that farmers register the signal transmitted by the designation of conservation units in various areas and respond by adopting more efficient practices (Zimmerer, 2011). They adopt new methods or new technologies on restricted areas in order to cover high rents. More specifically, we empirically test whether the designation of protected areas in various municipalities results in the adoption of more efficient practices by firms in these municipalities compared to firms in municipalities without protected areas.

We test this hypothesis by using 1996 and 2006 agricultural census data of Brazilian municipalities with an application of the difference-in-difference model in panel data. The diff-in-diff model compares the agricultural performance among the municipalities. We compute the technical efficiency, the potential production and the total factor productivity as the main outcomes representing the agricultural performance, using a stochastic frontier analysis. We find that changes in terms of the potential production and total factor productivity in municipalities with protected areas compared to those without protected areas are high and significant in 2006 rather than in 1996. This leads us to a conclusion that protected-area policies drive farmers in protected zones to adopt productive practices in agriculture. The resulting intensification favors the reduction of agricultural land-use and, *in fine*, spare land in the edges of the forest.

The remainder of the paper is organised as follows. Section 2 provides a literature review on the relationship between environmental policies and technological innovation. The analytical framework is presented in Section 3 and our results are outlined in Section 4. Finally, a conclusion is given in Section 5.

2 Environmental policy and technological innovation: a literature review

The debate on the relationship between environmental policy and technical innovation stems mainly from the literature focusing on pollution abatement. In the next sub-section, we outline the traditional view of the debate and introduce insights of the Porter hypothesis. In the second sub-section, we briefly present the literature concerning factors that trigger incentives to improve technical agricultural practices. The third sub-section focuses on the Brazilian case and explores an extension of the Porter hypothesis to agriculture, substituting protected areas for environmental policies.

2.1 The traditional view and the Porter hypothesis

The traditional view of the debate on the impact of environmental policies on firm performance asserts that environmental regulation does not favor technical innovation and negatively affects the productivity, profit and competitiveness of firms (Christainsen and Haveman 1981). As a result, the view asserts, regulated firms are not motivated to invest in new technology favorable to pollution abatement in the short term but, rather, prefer to implement end-of-pipe techniques which will decrease their polluting waste. Such solutions are less effective in terms of enhancing productivity to strengthen a firm's competitiveness than those that consist in completely changing the technological production process to one that takes environmental standards into account. Indeed, investing in new technology generates new costs, in addition to those introduced by regulations that constrain the firm in the short term (Palmer et al. 1995). The traditional view of the debate supports the notion that the relationship between the regulator and regulated firms is win-lose because firm productivity cannot increase under environmental regulations. On the contrary, productivity may be negatively affected. Although empirical evidence of this argument have been demonstrated in several studies (Hazilla and Kopp 1990 and Norsworthy et al. 1979), another strand of literature survey concerning this debate contradicts this notion and is based on the Porter hypothesis.

The Porter hypothesis supports the idea that stringent and properly designed environmental regulations can trigger innovations that may partially or more than fully offset the costs of complying with them (Porter and Van der Linde 1995). According to Porter and Van der Linde, environmental regulations alert firms of their inefficiencies and of the potential need for technological improvement. Regulations that address environmental targets introduce the

concept that a firm's investment in environmental preservation is compatible with its primary goal of profit maximization (Ambec et al. 2013). In fact, they argue, the production costs of firms increase sharply in the short-term due to regulations. However, if regulations remain stringent over the long term, firms will prefer to invest in new and innovative technologies that adhere to environmental regulations rather than bearing the costs induced by them. As a result, such innovations will spark competition and spread throughout the entire economic sector. The Porter hypothesis argues that new technologies will positively impact sector productivity and simultaneously enable environmental goals to be reached. In this case, the relationship between regulator and regulated can be qualified as win-win.

Empirical and theoretical evidence supporting the positive effects of environmental regulations on technical innovation and productivity have been highlighted in the literature. According to Sadeghzadeh (2014) and Alpay et al. (2002), the stringency of environmental regulations can stimulate technical innovations. They argue that if regulations are more stringent, firms will invest in R&D for innovative technology that is more economically feasible for productivity improvements. Next, we present some trigger factors of the adoption of innovative practices in agriculture.

2.2 Some trigger factors of innovative practice adoption in agriculture

Different factors that trigger innovative practices in agriculture are highlighted in the literature. Among them, the consideration of environmental preservation is presented as a key factor leading to innovative agricultural practices coupled with high rents. Numerous studies argue that outcomes such as an increase, both in quantity and quality, of farmers' yields, are achieved when environmental consideration is undertaken in agricultural practices (Lanoie and Llerena 2009, Lutz and Young 1992 and Ibanez and Blackman 2016). According to Ibanez and Blackman (2016) and Blackman and Naranjo (2012), the adoption of eco-certification in agriculture has resulted in environmental benefits, coupled with agricultural performance, in southeastern Colombia and in Costa Rica, respectively. Adhering to environmental standards does not necessarily constrain the performance of agricultural firms. On the contrary, it can trigger the adoption of productive practices leading to larger yields for farmers.

Other studies focus on the scarcity of production factors such as land. They argue that when land scarcity increases, farmers respond by improving their practices in order to get more production in available land. Land scarcity can arise from population growth or from

restrictions introduced by conservation unit policies (Boserup 1975 and 1976, Levi 1976, Pingali and Binswanger 1986 and Zimmerer 2011). However, Hertel (2011, 2012) argues that it is not only land scarcity that matters in the process of stimulating efficient practices' adoption. Other element such as the deficiency of various production factors (labor as an example) can result in some productive practices adoption (the replacement of workforce by machineries).

Some other studies cite other factors such as commodity price booms. In fact, in order to take advantage of favorable agricultural commodity prices, farmers are likely to develop innovative practices to obtain greater yields (Barbier and Burgess 1996 and Elnagheeb and Bromley 1994). However, innovative practices resulting from commodity price booms do not necessarily favor positive environmental outcomes because they usually result in forest loss increase (Cattaneo 2001). Farmers investigate new areas beyond the forest frontier to achieve greater yields and profit. Among the factors presented above, others are outlined in the literature review and focused on the farm's size, the type of commodities produced (whether industrial or food crops) or the accessibility to the capital in comparison to the factor of labor availability (Ruff 2001 and Jayasuriya 2001). We focus in the next sub-section on the Brazilian Legal Amazon case.

2.3 Protected areas and agricultural performance improvement in the Brazilian Amazon

To the best of our knowledge, little work has been done to assess the effect of protected areas on agricultural performance in the Brazilian Legal Amazon. Protected areas in Brazil are considered as an effective environmental policy instrument used to reduce the deforestation process and conserve biological diversity (Andam et al. 2008). Given that they enforce restrictions, constraints or conditions on the use of land for agriculture, PAs often cause opposition between the regulator and farmers concerning conservation targets and the need for land for agricultural activities (Kolk, 1998 ; Fearnside, 2003 ; Brandon et al. 2005). However, these constraints or restrictions can also trigger incentives for farmers to adopt more productive practices on available arable lands.

Basic statistics at the municipal level can deliver preliminary information (Tables 9 and 10). On average, the overall value of agricultural production and the level of capital increased in Brazilian municipalities from 1996 to 2006 while a large portion of land has been converted into PAs. Total workers decreased during the same period (Table 9). In addition,

the agricultural production was greater (on average) in municipalities with protected areas than in municipalities without protected areas, though the difference is weakly significant in 1996 (Table 10). Although land use appears higher in municipalities with protected areas, the fact that capital expanded while total workers decreased in 2006 compared to 1996, indicates that incentives from farmers to adopt productive practices were strong in these municipalities (Table 10).²¹

Note that only Integral and Sustainable PAs are taken into account. The main difference between these types of protected areas involves constraints concerning their accessibility. While Integral PAs strictly prohibit human activity (except scientific research) in order to protect their natural resources, Sustainable PAs only moderately restrict human activity and promote the sustainable use of natural resources (Françoso et al. 2015).²² The total workers in agriculture refer to the number of men and women over 14 years old working in the agricultural firms in the municipality. There are 645 municipalities without missing value after the merge of the 1996 and 2006 databases. The following section focuses on the empirical strategy, developed to highlight whether the Porter hypothesis is valid with regard to protected areas.

²¹ The fact that land use in agriculture is higher in municipalities with PAs than municipalities without PAs is explained by the PA status. We find that Sustainable PAs cover about 67 million hectares while Integral PAs only account for about 29 million hectares. Sustainable PAs enable co-activities such as agriculture. Integral and Sustainable PAs also differ in their location characteristics. Pfaff et al. (2014) found that in the state of Acre, Sustainable PAs are located in sites under higher clearing threat. This signals higher potential agricultural profitability. Higher agricultural profitability in municipalities with Sustainable PAs can therefore drive the extension of agricultural area.

²² The total area under integral protection (under sustainable protection) in Brazil in 1996 was approximately 5 millions hectares (respectively 19 millions hectares) while in 2006, it was approximately 22 millions hectares (respectively 47 millions hectares). Approximately 16 millions hectares were converted into Integral PAs and 28 millions hectares into Sustainable PAs between 1996 and 2006. Corresponding data was taken from Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (2010) (IBAMA).

Table 9: Comparison of municipalities over time

Main agricultural variables	Mean		Mean-comparison tests (Municipalities 2006 vs municipalities 1996)
	Municipalities 1996	Municipalities 2006	
Land use in agriculture (ha)	127 944.5	125 699.5	- 2 245.065
Capital	137.0481	167.3659	30.31783***
Total workers in agriculture	4 149.467	3 533.781	- 615.6853***
Production in value (1996 agricultural prices, 1000 R\$)	5 758.243	8 564.237	2 805.994***
Protected areas (ha)	35 149.01	88 179.88	53 030.87***
Number of municipalities	645	645	

Source: IBGE and authors. (*), (**), (***) are at the 10%, 5%, and 1% significance levels.

Table 10: Protected-area versus non-protected-area municipality characteristics

Main agricultural variables	Mean		Mean-comparison tests (Municipalities with PA vs municipalities without PA)
	Municipalities with P.A.	Municipalities without P.A.	
1996 Land use in agriculture (ha)	162 076.4	126 733	35 343.39*
1996 Capital	127.8571	137.1252	- 9.268055
1996 Total workers in agriculture	5 435.518	4 131.469	1 304.049*
1996 Production in value (1000 R\$)	7 480.213	5 679.77	1 800.444*
Number of municipalities	56	631	
2006 Land use in agriculture (ha)	216 549.1	119 413.9	97 135.24***
2006 Capital	326.2143	150.1763	176.038***
2006 Total workers in agriculture	4 665.277	3 407.293	1 257.984***
2006 Production in value in (1000 R\$) (1996 agricultural prices)	15 077.37	8 034.427	7 042.941***
Number of municipalities	112	573	

Source: IBGE and authors. (*), (**), (***) are at the 10%, 5%, and 1% significance levels.

3 Empirical framework

In this article, we empirically test the hypothesis that conservation units are among the factors that trigger the adoption of productive practices in Brazilian municipalities of the Legal Amazon. To do that, a two-step econometric approach is applied. We begin by estimating an oriented-output stochastic frontier model to derive the agricultural performance metrics such as technical efficiency, potential production, and productivity of the municipality. Next, we compare the agricultural performance among the municipalities with protected areas and those without the protected-areas at two different time periods. To achieve this goal, a difference –in –difference (diff –in –diff) model is applied.

The sample counts 740 municipalities. Indeed, in the Brazilian Legal Amazon, there are 772 municipalities. Because we are interested in running estimates with the Brazilian municipalities as units, we keep only those found in the Brazilian Legal Amazon in 1995 since in that year there was an agricultural census, and a few years before a large area of the Brazilian Legal Amazon had become protected (Verissimo et al. 2011). There are exactly 750 Brazilian municipalities found in Brazilian Legal Amazon meaning that 22 municipalities are not in Brazil but belong to other surrounding countries. Ten of these 750 municipalities were subdivided during the period of 1996 to 2006. We choose to drop from the sample municipalities that changed during this period and keep only the unchanged municipalities. We also drop all of the municipalities (54) where we find only indigenous land as protected areas whose status is very specific and would add too much heterogeneity. We run estimates considering only the protected areas that were established in a municipality between 1985 and 2006. The empirical framework is organized as follows: in Sub-section 3.1 we present the data and descriptive statistics. The methodology used to compute agricultural performance with an oriented-output stochastic frontier model is given in Sub-section 3.2. In the next Sub-section 3.3, the diff –in –diff econometric model is described.

3.1 Data

3.1.1 Protected-areas

This study is conducted focusing on the PAs that were created 10 years prior, observing the agricultural data from Brazil’s 1995/1996 and 2005/2006 censuses. In other words, we create a dummy variable *treatment* that takes the value one in 1996 if a protected area was created in a municipality during the period of 1985 to 1995 and it takes the value one in 2006 if a

protected area was created in a municipality during the period 1996 to 2006. This means that, considering the punctual time period of 1996 and 2006 for which agricultural data are available, the dummy variable *treatment* (protected-areas) takes the value one for each period if the protected areas were established between 1985 and 2006. A municipality is considered as a treated municipality if it contains a protected area. In 1996, we count 51 municipalities with PAs and 635 without PAs. In 2006, we count 95 municipalities with PAs and 589 without PAs. There are 44 municipalities that received PA designation during the period of 1996 to 2006. The study is conducted considering only the Integral and the Sustainable PAs.

The process of designating protected areas began in Brazil in 1959 according to the National System of Conservation Units (Verissimo et al. 2011). Up to 1985, the total area of protected areas in Brazil was approximately 124,000 square kms. Between 1990 and 1994, there was an increase in the creation of protected areas thanks to the “Planaforo” programs financed by the World Bank. The “Planaforo” programs focused on protection of areas with strong environmental characteristics (Millikan, 1998). During 1990s, the Brazilian government engaged in a strategy of expanding protected areas in the Amazon in order to meet the biodiversity targets that it set. Several federal conservation units were created until 2002 (Capobianco et al. 2001).

The period spanning from 2003 to 2006 was a peak moment in the establishment of conservation units in the Brazilian Amazon. During this period, most of the conservation units found in 2010 were established (Verissimo et al. 2011). Indeed, the collaboration of the federal and state governments to curb the deforestation process via their support to the Amazon’s Protected Areas Program (ARPA) led to the creation of several protected areas. The ARPA’s goals are based on the creation and management of the Brazilian Amazon Conservation Units. The ARPA performs between 2003 and 2009 by supporting the creation and the management of approximately 63 conservations units that represent an average of 340,000 square kms of the Brazilian Amazon. The conservation units established meet the classification criteria of the United Nations for Environment Program (UNEP).

3.1.2 Other variables

The agricultural production value variable (*lnproduction_value*) is available on the *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)* or the *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)* website. It lists the value in Brazilian currency (reais \$) of crops, livestock, and other agricultural products. To account for the inflation effect, we deflate the agricultural

production value of 2006 using the agricultural prices index computed by the *Fundação Getúlios Vargas* institution, and which is available as *IPA origem - produtos agropecuários - índice (ago. 1994 = 100)* on the IPEA website. The capital variable (*lncapital*) refers to the number of materials or machinery found on the farm and used for agriculture. Precisely, we compute the capital variable, by municipality, as the sum of trucks, tractors, useful objects, planting machinery and harvest machinery of farms found in a municipality as they are specified and presented on the IBGE and IPEA websites. The land use in agriculture variable (*lnagricultural_landuse*) is aggregated at the municipality level. It has been computed by IBGE and is available on their website. The totalworkers variable (*lntotalworkers*) is the aggregate value of total workers in agriculture, by municipality. Data for this variable are also available on the IBGE website. The variables for precipitations (*lnpre_mun*) and temperature (*lntmp_mun*) have both been taken from the database CRU TS 3.22 of the University of East Anglia, which lists them for every month. A simple average of each variable is computed to obtain the annual value of precipitations and temperature. Numbers of establishments receiving technical assistance (*lntechnical_assistnb*) and using electrical energy (*electricity_nbesth*) have been taken from the IBGE website.

3.2 Agricultural performance: potential production, technical efficiency, and total factor productivity

The technical efficiency, potential production and total factor productivity are derived as the proxies of agricultural performance using an oriented-output stochastic frontier model with panel data.²³ We follow the Kumbhakar and Heshmati (1995) approach, as shown below:

$$y_{it} = \alpha_0 + f(x_{it}; \beta, t) - u_{it} + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

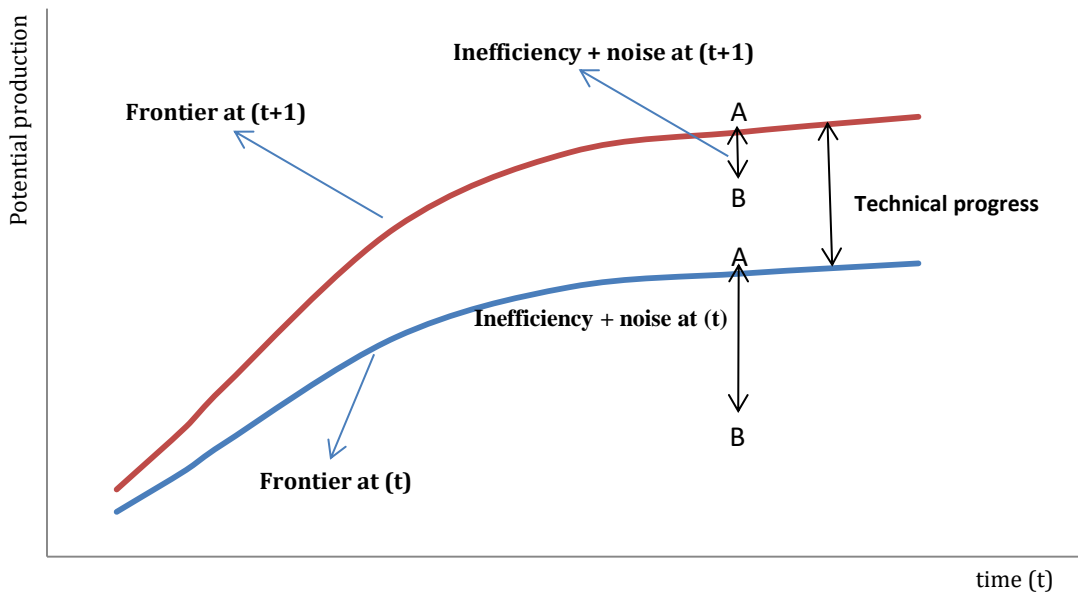
$$u_{it} = u_i + \tau_{it}$$

²³ The stochastic frontier model assumes that the gap between the maximum possible production (potential production) and the observed production of units is the sum of the technical inefficiency u_{it} and the error component ε_{it} (Aigner et al. 1977; Meeusen and van den Broeck, 1977). In this study, we run two different specifications of the stochastic model: the Kumbhakar and Heshmati's (1995) model and the Greene's (2005a) model. We retain the Kumbhakar and Heshmati (1995) stochastic model, although the LR test is in favor of Greene's (2005a) model. The LR test statistic is given by the formula: $-2*[\mathbf{LL}(\mathbf{H}_0) - \mathbf{LL}(\mathbf{H}_1)]$, where $\mathbf{LL}(\mathbf{H}_0)$ and $\mathbf{LL}(\mathbf{H}_1)$ are log-likelihood values of the restricted model and the unrestricted model. Indeed, the Greene (2005a) model is subject to incidental parameter. From the stochastic model of Kumbhakar and Heshmati (1995), the technical inefficiency is broken out into two components: the persistent inefficiency (u_i) and the time-varying inefficiency (τ_{it}).

$$\tau_{it} \sim i.i.d. N^+(\mathbf{0}, \sigma_{\tau}^2)$$

where y_{it} is the output (production value in log), x_{it} is the vector of inputs variables (capital, workers and landuse in log), u_{it} is the technical inefficiency, α_0 is the constant term, β is a vector of coefficients attached to each input and ε_{it} is the error component. The u_{it} term is broken down into two variables: the u_i component, representing the persistent inefficiency over time, and the τ_{it} component, representing the residual or time-varying portion of the technical inefficiency.²⁴ The functional form $f(\cdot)$ is a Cobb-Douglas function without any restriction on parameters, i denotes the municipality and t is the time period. The reasoning around the stochastic frontier analysis can be summarized in Figure 18 as follows:

Figure 18: Inefficiency and technical progress illustration



As we can observe in Figure 18 above, points that belong to the “frontier” are the best technical realization points representing the potential production.²⁵ With the stochastic frontier analysis, the “frontier” is obtained by connecting all of the best technical realization points. If the “frontier” is shifted upwards from t to $t+1$, then positive technological changes have been made. However, if it moves downwards, then there has been a decline in

²⁴ The inefficiency is the sum between the persistent inefficiency and the variant inefficiency. The persistent inefficiency refers to the inefficiency that doesn't change over time. It's closely related to the heaviness in unit management. In contrast to the variant inefficiency, which corresponds to the inefficiency which changes across time, the persistent inefficiency explains the reason why some units' inefficiency remains unchanged although the firm is trying to improve the management of its agricultural activities.

²⁵ “Frontier” refers to the representation of $\alpha_0 + f(x_{it}; \beta)$, the deterministic part of the stochastic frontier.

technological changes. Considering that point A is the best technical realization and point B is the observed production of a unit i , the gap between A and B is the sum of the inefficiency and the random noises. The stochastic frontier analysis assumes that the production observed is the result of the potential production, the inefficiency and the random noises occurring during the production process. Kumbhakar and Heshmati (1995) divide the inefficiency into the persistent inefficiency and the time-varying inefficiency. The efficiency is obtained as the exponential value of the inefficiency ($\exp(-\mathbf{u}_{it})$).²⁶ If individuals were perfectly efficient, that is $\mathbf{u}_{it} = 0$, and there were no random noises, the observed production \mathbf{y}_{it} would equalize the potential production, which is the combination of the inputs \mathbf{x}_{it} thanks to the functional form $f(\cdot)$. However, because the inefficiency exists and can arise from anywhere (Müller, 1974), the observed production could stay below the frontier, meaning that it is different from the combination of inputs.

Let's denote TFP as the total factor productivity changes representing the productivity changes that are unexplained by the production factor changes, so that we have:

$$\text{TFP} = \dot{y} - \sum_j S_j \dot{x}_j \quad (2)$$

S_j is the input j 's share in the production cost, j denotes the type of inputs, \dot{y} and \dot{x}_j are the ratio of the production and the ratio of the input j 's changes over the time changes. By differentiating the mathematical form of Equation (1) (we remove ε_{it} the term that brings statistical inference), we obtain:

$$\frac{dy_{it}}{dt} = \sum_j \frac{\partial f(x_{itj}, \beta, t)}{\partial x_{itj}} \times \frac{dx_{itj}}{dt} + \frac{\partial f(x_{it}, \beta, t)}{\partial t} \times \frac{dt}{dt} - \frac{du_{it}}{dt} \Leftrightarrow \dot{y}_{it} = \sum_j \varepsilon_j \dot{x}_j + \text{TC} - \Delta\text{TE} \quad (3)$$

²⁶Kumbhakar and Heshmati (1995) use a four-step approach to estimate the persistent inefficiency and the time-varying inefficiency. Their technical inefficiency estimates are deductible after running either a standard fixed effects panel regression or a standard random effects panel regression. Persistent inefficiency is derived as the difference between the predicted value of a municipality's fixed effects and the maximum predicted fixed effects among all the municipalities. Time-varying inefficiency is derived using another application of a stochastic frontier model with the predicted errors from the first estimation of a standard fixed effects panel model as the dependant variable. In this second stochastic frontier model application, the explanative variable is a vector that contains only the numeral one as a value. The main goal in applying this is to estimate the constant term and the time-varying inefficiency. The time-varying inefficiency (or efficiency) is predicted from this second application, which is the third stage of Kumbhakar and Heshmati's (1995) model. For further explanation, see Kumbhakar, Wang and Horncastle, (2015 pp 270-274).

with:

$$TC = \frac{\partial f(x_{it}, \beta, t)}{\partial t} = \frac{\Delta f(x_{it}, \beta, t)}{\Delta t} \quad ; \quad \Delta TE = \frac{du_{it}}{dt} = \frac{\Delta u_{it}}{\Delta t} \quad ; \quad \sum_j \varepsilon_j \dot{x}_j \equiv \sum_j \frac{\partial f(x_{itj}, \beta, t)}{\partial x_{itj}} \dot{x}_j$$

and ε_j is the input j 's elasticity. By replacing (3) in (2), and arranging as:

$$TFP = \sum_j \varepsilon_j \dot{x}_j - \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} \dot{x}_j + \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} \dot{x}_j - \sum_j S_j \dot{x}_j + TC - \Delta TE,$$

we obtain the TFP change decomposition as follows:

$$TFP = (RTS - 1) \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} \dot{x}_j + \sum_j \left(\frac{\varepsilon_j}{RTS} - S_j \right) \dot{x}_j + TC - \Delta TE$$

where $RTS = \sum_j \varepsilon_j$ is the return to scale. The first term $(RTS - 1) \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} \dot{x}_j$ represents the scale component, the second term $\sum_j \left(\frac{\varepsilon_j}{RTS} - S_j \right) \dot{x}_j$ is the allocative component, TC is the technological change and ΔTE is the technical inefficiency change (Kumbhakar et al. 2015 pp 286 - 287). Because information concerning input prices is not available, we consider that $\frac{\varepsilon_j}{RTS} = S_j$ following Kumbhakar and Lovell (2000, p. 284). Thus, considering the gap between 1996 and 2006 as one period, the TFP change is broken down as:

$$\begin{aligned} TFP &= (RTS - 1) \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} \dot{x}_j + TC - \Delta TE \\ &= (RTS - 1) \sum_j \frac{\varepsilon_j}{RTS} (x_{j,2006} - x_{j,1996}) + (f(x_{it}, \beta)_{2006} - f(x_{it}, \beta)_{1996}) - (u_{i2006} - u_{i1996}) \quad (5) \end{aligned}$$

Estimating the TFP requires considering the endogeneity of inputs in the production function (Van Beveren 2012 and Levinsohn and Petrin 2003). Marschak and Andrews (1944) report that inputs in the production function are not independently chosen. They are chosen depending on firm characteristics, which generates a simultaneity bias. According to Olley and Pakes (1996), it is a selection bias or “endogeneity of attrition” that matters because firms’ decisions to enter or exit the market are motivated by the difference of their productivity in comparison to other firms, i.e., their competitors. Some studies focus on other sources of biases, such as the omitted price or the use of the same technology for multi-product firms (De loecker, 2007).

To account for the endogeneity in a stochastic frontier model, we follow Kumbhakar and Heshmati (1995) and Greene (2005a) who separate the heterogeneity of firms (fixed effects) from the inefficiency of firms.²⁷ Indeed, as shown by Akerberg et al. (2007), controlling for the fixed effects overcomes the simultaneity bias. The selection bias from a firm's decision to enter or exit the market, which is determined by the time invariant effect or by the firm's specific effects, is undertaken when controlling for the fixed effects in the estimation procedure. Estimated coefficients of these models are given in Table (12) in the sub-section 4.2 and a simple comparison of outcomes from each methodology is presented.

3.3 Comparison of agricultural performance: the difference-in-difference model

To compare the agricultural performance among the municipalities (municipalities with protected areas versus those without protected-areas), a difference-in-difference model in panel data is applied. The choice of this model is justified by the availability of the agricultural data for two points in time: 1996 and 2006. In addition to this, an increasing adoption of protected areas was observed from 1980 to 2010. In fact, the difference-in-difference estimator computes a double difference: one across time and another across units, treated and non treated (see the estimator below). The main advantage of using this estimator is that it solves the selection bias arising from the non-random units that receive the treatment, and drops all differences among units that are invariant across time (Khandker et al. 2010 pp. 71-78). Indeed, to obtain unbiased estimates when comparing two groups (treated and control group, meaning in our case municipalities with protected areas and those without, respectively), it's important to ensure that municipalities that received the protected areas have been chosen randomly.

However, Andam et al. (2008) and Joppa and Pfaff (2009) have already demonstrated that some protected-area locations can be biased towards places that are unlikely to face the pressure of the deforestation process or the expansion of agricultural land-use. This is the case when protected areas are created in areas that are not suitable for agriculture. Considering this issue, if the selection bias is not solved, the estimated result of PAs is overestimated. The diff-

²⁷ Kumbhakar and Heshmati (1995) use a four-step approach to estimate persistent inefficiency and time-varying inefficiency, while Greene (2005a) performs a one-step approach. The inefficiency term follows a half-normal distribution in the Greene (2005a) model estimated.

in-diff estimator then solves the selection bias by computing a double difference across time and across units. Specification of the model is as follows:

$$Y_{it} = \alpha + \beta T_t + \gamma D_i + \delta T_t * D_i + \theta X_{it} + \mu_i + \varepsilon_i \quad (1)$$

$$i = 1, 2, \dots, n \quad t = 1996, 2006$$

Where Y_{it} is the outcome, T_t is a dummy variable that equals 1 for the year 2006 and 0 for 1996 (time), D_i is a dummy variable that equals 1 if PA is found in a municipality and 0 if not (treatment), $T_t * D_i$ is a multiplicative interaction variable of time-dummy variable T_t and treatment-dummy variable D_i , X_{it} is vector of control variables that explains the outcomes, μ_i is vector of individual effects that measures heterogeneity among municipalities, ε_i is vector of error terms, α is a constant term, β is the difference among municipalities with PAs and those without the PAs, i is the municipality and t represents the years 1996 and 2006.²⁸ In Equation (1) the largest coefficient is δ . We have:

$$(1) \Leftrightarrow Y_{it} = \alpha + \gamma D_i + \theta X_{it} + \mu_i + \varepsilon_i \quad \text{for } T_t = 0 \text{ (1996)}$$

$$(1) \Leftrightarrow Y_{it} = (\alpha + \beta) + (\gamma + \delta) D_i + \theta X_{it} + \mu_i + \varepsilon_i \quad \text{for } T_t = 1 \text{ (2006)}$$

$$(1) \Leftrightarrow Y_{it} = \alpha + \beta T_t + \theta X_{it} + \mu_i + \varepsilon_i \quad \text{for } D_i = 0$$

$$(1) \Leftrightarrow Y_{it} = (\alpha + \gamma) + (\beta + \delta) T_t + \theta X_{it} + \mu_i + \varepsilon_i \quad \text{for } D_i = 1$$

The expected outcomes considering the different possible scenarios are as follows:

$$(a) \quad \text{if } T_t = 0 \text{ and } D_i = 0, \quad E(Y_{it}) = \alpha + \theta X + \mu$$

$$(b) \quad \text{if } T_t = 0 \text{ and } D_i = 1, \quad E(Y_{it}) = (\alpha + \gamma) + \theta X + \mu$$

$$(c) \quad \text{if } T_t = 1 \text{ and } D_i = 0, \quad E(Y_{it}) = (\alpha + \beta) + \theta X + \mu$$

$$(d) \quad \text{if } T_t = 1 \text{ and } D_i = 1, \quad E(Y_{it}) = (\alpha + \beta + \gamma + \delta) + \theta X + \mu$$

where X is the average of X_{it} and μ is the average of μ_i .

²⁸ Application of a diff-in-diff model as presented above requires two time periods: before and after. The time period before is from 1985 to 1995, and the time period after is from 1996 to 2006. The set of municipalities considered to have received protection in 1995 are those that received protected-areas during 1985 and 1995, both dates included. The set of municipalities considered to have received protection in 2006 are those that received protected-areas during 1996 to 2006, both dates included.

The diff-in-diff estimator δ is given by the difference across time (1996 and 2006) of municipalities that contain PAs [(d) - (b)] that is $(\beta + \delta)$, subtracted to difference across time of municipalities that do not contain PAs [(c) - (a)] that is β :

$$\delta = \llbracket Y_{i2006} - Y_{i1996} \rrbracket_{\text{protected}} - \llbracket Y_{i2006} - Y_{i1996} \rrbracket_{\text{non-protected}}$$

The same double difference can be obtained as follows:

$$\delta = \llbracket Y_{i\text{protected}} - Y_{i\text{non-protected}} \rrbracket_{2006} - \llbracket Y_{i\text{protected}} - Y_{i\text{non-protected}} \rrbracket_{1996}$$

In this latter form, the first difference is among municipalities without PAs and those with PAs in 2006 [(d) - (c)] given by $(\gamma + \delta)$. The second difference is among municipalities without PAs and those with PAs in 1996 [(b) - (a)] given by γ . The double difference across municipalities and across time is then given by δ , which is the difference between both the first and second differences. For this study, we use the first specification of the double difference.

Because some selective activities could partly explain the change in TFP or potential production, regardless of the presence of protected-areas, we introduce an exported agricultural product for which data are available to control for that issue. We choose maize as the control variable as it is among the main export products in Brazil and the data are more available by municipality in the Legal Amazon than for other export products (orange, soy, sugar cane, coffee, bananas), as we see in Figure 20 and Table (17) in Appendix.

4 Econometric results

4.1 Descriptive statistics

Descriptive statistics are presented in Table (11) below. As we can observe, the average of the potential production stands approximately at the value 8.37 for Kumbhakar and Heshmati's (1995) model and 6.82 for Greene's (2005a) model. The largest and smallest values of the potential production are 10.48 and 5.84, respectively, for the former while they are 8.93 and 4.29, respectively, for the latter. Concerning the technical efficiency, the average is almost the same: (0.85) for the former and (0.82) for the latter. However, Greene's (2005a) methodology induces an important loss of data. There is a difference of means of the total factor productivity and the potential production. Indeed, the constant term is considered in Kumbhakar and Heshmati's (1995) estimated model and not in Greene's (2005a). The

econometric results are presented in Table (12). Table (13) and Table (14) display information concerning the most performant municipalities and the average performance of the Legal Amazon municipalities, by state. Results and comments are presented in next section.

Table 11: Descriptive statistics

Variables	Variables definition in log	Mean	Std. Dev.	Min	Max	Observations
lnproduction value	Production value in log (r\$)	8.24	1.22	3.61	12.15	1246
lncapital	Capital = trucks + tractors + planting and harvest machinery + others tools	4.24	1.52	0	8.86	1130
Intotalworkers	Workers in agriculture	7.90	1.01	4.54	10.65	1246
lnagricultural_landuse	Land use in agriculture (ha)	11.23	1.29	4.54	14.27	1245
Intechnical_assistnb	Number of establishments technically assisted	5.25	1.85	0	9.17	1239
lnelectricenergy_nbsth	Number of establishments using electrical energy	4.79	1.48	0	7.92	1236
Intmp_mun	Temperature	3.28	0.03	3.15	3.33	1370
lnpre_mun	Precipitations	5.10	0.26	4.56	5.74	1370
lnprod_value_maize	Production value of maize (r\$)	5.17	1.76	-0.12	11.02	1210
PP_Kumbhakar&Heshmati	Potential production Kumbhakar and Heshmati (1995)	8.37	0.74	5.84	10.48	1128
PP_Greene	Potential production Greene (2005a)	6.82	0.74	4.29	8.93	1128
EFF_Kumbhakar&Heshmati	Efficiency Kumbhakar and Heshmati (1995)	0.85	0.04	0.59	0.95	1126
EFF_Greene	Efficiency Greene (2005a)	0.82	0.23	0.06	1	908
TFP_Kumbhakar&Heshmati	Total Factor Productivity Kumbhakar and Heshmati (1995)	7.30	0.62	5.17	9.13	1126
TFP_Greene	Total Factor Productivity Greene (2005a)	5.62	0.74	2.37	7.48	908

Source: IBGE and authors, PP = Potential Production, TFP = Total Factor Productivity, EFF = Technical Efficiency

4.2 Stochastic model results

Estimated coefficients of both of models are presented in Table (12). Statistical characteristics and the Likelihood Ratio test (LR test) are in favor of Greene's (2005a) model. However, in the literature, this model is subject to the incidental parameters problem (see Greene (2005b) and Chen et al. (2014)).²⁹ Thus, we retain the model of Kumbhakar and Heshmati (1995). We note that the coefficients of inputs in Table (12) of the frontier are statistically significant. The distribution of the variables of interest (TFP and potential production) is presented in Figure 19. We also note that the coefficient estimated for the inefficiency from Kumbhakar and Heshmati (1995) does not appear in the table because the authors' procedure is done in four steps and the inefficiency is derived in the second step.

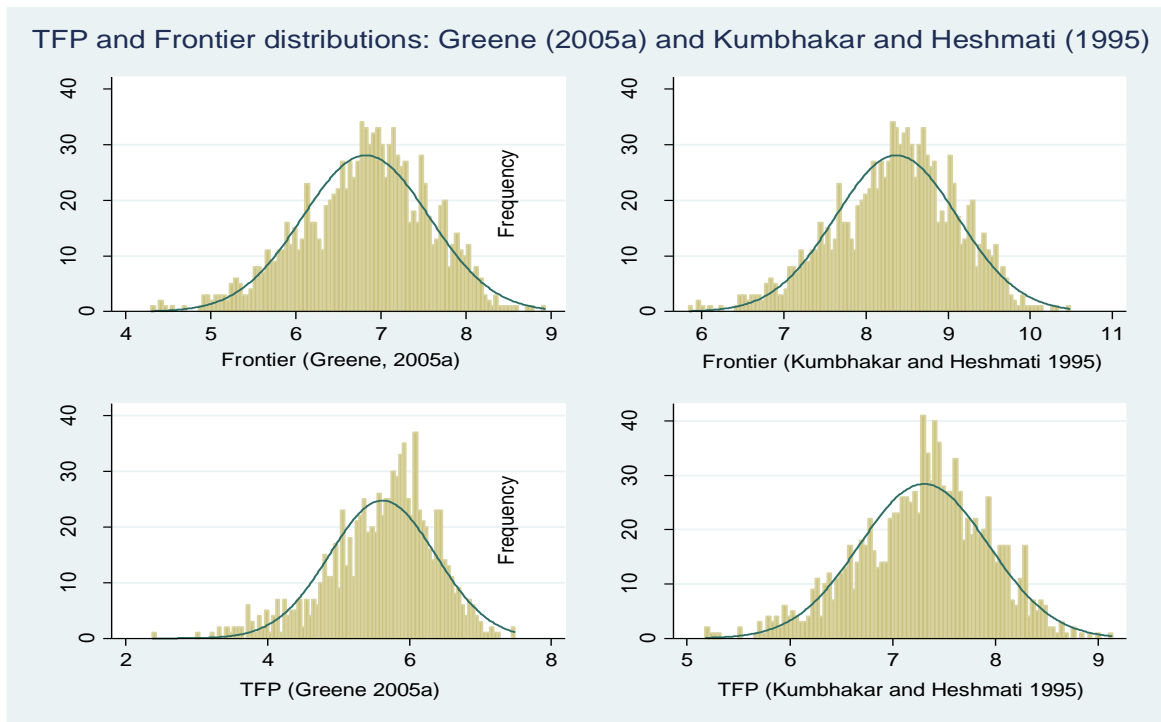
Table 12: Results of both stochastic frontier models

	Greene (2005a)	Kumbhakar and Heshmati (1995)
(Dependant variable: lnproduction_value)		
lncapital	0.203*** (0.0244)	0.203*** (0.0347)
lntotalworkers	0.485*** (0.0410)	0.485*** (0.0582)
lnagricultural_use	0.186*** (0.0463)	0.186*** (0.0659)
cons	.	1.548** (0.649)
Usigma		
_cons	-1.472*** (0.0469)	.
Vsigma		
_cons	-44.52 (1819.8)	.
N	908	1126
bic	158.5	543.2
aic	33.39	523.1
Likelihood	9.305	-257.6

Source: IBGE and authors, standard errors in parentheses * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01

²⁹ The incidental parameters arise when the number of parameters to be estimated increase with units. The consistency of estimated parameters is not guaranteed even if the number of units is too large ($N \rightarrow \infty$). In fact, the value of standard errors could depend on the ratio between units and their corresponding parameters to estimate. Related to the Greene (2005a) model, fixed effects parameters are increasing with the units. And because it's a stochastic frontier method, applying the first difference estimator to drop fixed effects doesn't solve the problem (Greene, 2005b). For further information about the incidental problem, see Lancaster (2000), Chen et al., (2014) or Greene (2005b).

Figure 19: TFP and potential production distributions



Source: IBGE and authors

As already explained above, to compute the inefficiency score, the authors predict the error term of the estimation of the first step (a panel model estimated with fixed effects) and apply a stochastic model with this error as the dependent variable. The independent variable is a vector ($n \times 1$) with only number 1 as elements. The constant term is not considered in this step. For more information concerning the Kumbhakar and Heshmati's (1995) procedure, see Kumbhakar, Wang and Horncastle (2015 pp 270-274).

Table 13: The 5 best performance by year (Greene 2005a and Kumbhakar and Heshmati 1995)

Greene (2005a): Potential production				Kumbhakar and Heshmati (1995): Potential production			
States	Municipality	Year	Potential production	States	Municipality	Year	Potential production
Rondonia	Cacoal	1996	8,368	Rondonia	Cacoal	1996	9,917
Rondonia	Alta Floresta D'Oeste	1996	8,386	Rondonia	Alta Floresta D'Oeste	1996	9,935
Para	Santarém	1996	8,515	Para	Santarém	1996	10,063
Maranhao	Santa Luzia	1996	8,530	Maranhao	Santa Luzia	1996	10,079
Matogrosso	Alta Floresta	1996	8,935	Matogrosso	Alta Floresta	1996	10,483
Maranhao	Balsas	2006	8,245	Maranhao	Balsas	2006	9,794
Matogrosso	Sorriso	2006	8,439	Matogrosso	Sorriso	2006	9,988
Para	Cametá	2006	8,573	Para	Cametá	2006	10,121
Para	Santarém	2006	8,720	Para	Santarém	2006	10,269
Para	São Félix do Xingu	2006	8,759	Para	São Félix do Xingu	2006	10,308
Greene (2005a): TFP				Kumbhakar and Heshmati (1995): TFP			
States	Municipality	Year	TFP	States	Municipality	Year	TFP
Para	Santarém	1996	6,927	Rondonia	Cacoal	1996	8,628
Rondonia	Machadinho D'Oeste	1996	6,928	Rondonia	Alta Floresta D'Oeste	1996	8,667
Para	Conceição do Araguaia	1996	7,101	Para	Santarém	1996	8,742
Rondonia	Pimenta Bueno	1996	7,138	Maranhao	Santa Luzia	1996	8,743
Rondonia	Ouro Preto do Oeste	1996	7,144	Matogrosso	Alta Floresta	1996	9,135
Maranhao	Balsas	2006	7,049	Rondonia	Machadinho D'Oeste	2006	8,5149
Matogrosso	Sorriso	2006	7,215	Para	Altamira	2006	8,532
Para	Cametá	2006	7,253	Para	Cametá	2006	8,828
Para	Santarém	2006	7,455	Para	Santarém	2006	8,914
Para	São Félix do Xingu	2006	7,488	Para	São Félix do Xingu	2006	8,979

Source : IBGE and authors

We can also observe in Figure 19 that the TFP and the potential production are higher with the Kumbhakar and Heshmati (1995) model. A large share of all municipalities (more than

25%) has a potential production score which stands between [6.5, 7.5] with Greene's (2005a) model, while it is [8.3, 9] with Kumbhakar and Heshmati's (1995). Concerning the TFP, more than 25% of all municipalities stand in an interval of [5.7, 6.5] with Greene's (2005a) model, while it is [7.2, 7.8] with Kumbhakar and Heshmati's (1995).³⁰

In Table (13), we present the 5 most productive municipalities using each methodology. We can observe that the most performant municipalities for the potential production as the outcome are always the same regardless of which of the two methodologies used. This is not the case when considering the total factor productivity (TFP). Indeed, although both methodologies separate the inefficiency to the fixed effects, they each specify the inefficiency in the model differently (see Greene 2005a and Kumbhakar, Wang and Horncastle, 2015 pp 270-274)).

Table 14: Agricultural firm performance by Legal Amazon states (mean of municipalities)

states	PP_Kumbhakar & Heshmati	PP_Greene	EFF_Kumbhakar& Heshmati	EFF_Greene	TFP_Kumbhakar & Heshmati	TFP_Greene
Acre	8,633	7,084	0,859	0,853	7,542	5,948
Amazonia	8,166	6,617	0,853	0,774	7,124	5,412
Amapa	7,219	5,670	0,858	0,806	6,299	4,728
Maranhao	8,332	6,783	0,857	0,809	7,291	5,639
Matogrosso	8,708	7,159	0,856	0,818	7,526	5,826
Para	8,487	6,938	0,857	0,831	7,394	5,703
Rondonia	8,964	7,415	0,861	0,880	7,836	6,185
Roraima	8,235	6,686	0,860	0,838	7,199	5,565
Tocantin	7,953	6,404	0,856	0,823	6,976	5,248

Source: IBGE and authors

In Table 14, we present the agricultural performance distribution, by state. We can observe that Rondonia has the best performance regardless of the methodology used. This is in

³⁰ We note that the TFP in this case is not the total factor productivity change (TFP), but the TFP at year t. As example: $TFP_{2006} = (RTS - 1) \sum_j \frac{\epsilon_j}{RTS} (x_{j,2006}) + f(x_{it}, \beta)_{2006} - (u_{i2006})$. Then, because the gap between 2006 and 1996 is considered as one period in the study ($t_{2006} - t_{1996} = 1$), the double difference presented below will deliver the TFP change as presented in Equation (5).

adequacy with results from Avila et al. (2010). Indeed, the state Rondonia is located within the arc of deforestation. It can be assumed that recently cleared lands (i.e. land located in the arc of deforestation) are more fertile than older ones. Thus, with protection of various areas in this state, farmers develop incentives to perform agricultural practices which improve their yields.

4.3 Diff-in-diff model results

The diff-in-diff model is applied using the potential production, the technical efficiency and the TFP as the dependent variables. In Table (15), the first sub-table presents the results of the diff-in-diff model, with the maximum possible production as the main outcome. In this sub-table, the first column refers to all protected areas, the second column to protected areas with “integral protection” status and the third column to protected areas with “sustainable status.” The estimated coefficient of the double difference, that is, the coefficient of variable **treatment*time** in the first column, is significant and positive. This means that, on average, the difference in 2006 to 1996 of the potential production of the agricultural firms in municipalities without protected areas is lower than that of the agricultural firms in municipalities with protected-areas.³¹ Because changes in the potential production are the result of technological progress, these estimations suggest that, on average, productive practices in agriculture have more emerged in 2006 than in 1996 among the agricultural firms in municipalities with protected areas than the municipalities without protected-areas. In other words, municipalities with PAs technically progressed in agriculture, reaching a level of 0.201 higher score than the municipalities without PAs. Consequently, in this case the Porter hypothesis is confirmed.

The double difference coefficient is also significant in another column of municipalities with Sustainable protected-areas. Interpretation of results for this column is the same as for the first column. However, considering municipalities with areas under integral protection, the double difference coefficient is not significant, meaning that the Porter hypothesis is not verified in this case. The protection of various areas in the Legal Amazon does not only lead to forest and biodiversity conservation, as demonstrated by Andam et al. (2008) and Nolte et al. (2013). It also results in the adoption of more productive practices in agriculture. The same interpretation is done with results presented in the last sub-table, with the total factor productivity as the main outcome. We can observe that municipalities with PAs are more

³¹ $[[Y_{i2006} - Y_{i1996}]_{\text{protected}} > [[Y_{i2006} - Y_{i1996}]_{\text{non-protected}}$

performant, with a total factor productivity change which stands at a level of 0.171 higher score than the municipalities without PAs.

Coefficients estimated in Table (15), in the first column of the second sub-table, show that the double difference coefficient of the efficiency is negative and not significant. This suggests that the difference in 2006 to 1996 of the efficiency in agricultural firms in municipalities with protected areas is not significantly different from those without protected areas. Although there are positive changes in productive practices among the municipalities with protected-areas, protection does not improve efficiency of municipalities across time. There is an inertia in the inefficiency among the municipalities. More technically, as presented in Figure 18 above, municipalities tend to displace their potential production across time without significantly reducing the distance gap to the frontier. We note that the outcome referring in this second sub-table in Table (15) is the variant efficiency.

As a robustness check, an identical framework is applied using performance computed from Greene's (2005a) model. Results are globally the same related to the potential production changes (technical progress) but change for the total factor productivity, following the loss of data in the estimation procedure. These results are presented in Table (16) in the Appendix.

Table 15: Diff-in-diff model results using agricultural performance from Kumbhakar and Heshmati's (1995) methodology

	PP	PP	PP	EFF	EFF	EFF	TFP	TFP	TFP
time	-0.643*** (0.0949)	-0.588*** (0.0906)	-0.651*** (0.0973)	-0.0596*** (0.0226)	-0.0629*** (0.0225)	-0.0566** (0.0229)	-0.547*** (0.0853)	-0.500*** (0.0809)	-0.555*** (0.0831)
treatment	-0.0168 (0.0831)			-0.00141 (0.0162)			-0.0118 (0.0703)		
Treatment*time	0.201** (0.0843)			-0.00939 (0.0165)			0.171** (0.0704)		
treatment_ip		-0.0360 (0.119)			-0.0276 (0.0287)			-0.0199 (0.0951)	
treatment_ip*time		0.205 (0.135)			0.0207 (0.0266)			0.164 (0.112)	
treatment_usosus			0.00567 (0.0907)			0.00695 (0.0157)			0.00384 (0.0732)
treatment_usosus*time			0.192** (0.0893)			-0.0238 (0.0161)			0.167** (0.0714)
technicalassist_nb	0.0577*** (0.0160)	0.0541*** (0.0163)	0.0567*** (0.0165)	0.00269 (0.00377)	0.00289 (0.00365)	0.00273 (0.00363)	0.0497*** (0.0138)	0.0467*** (0.0145)	0.0489*** (0.0140)
electricity_nbsth	0.139*** (0.0235)	0.134*** (0.0243)	0.138*** (0.0236)	0.00977* (0.00523)	0.0104** (0.00501)	0.00949* (0.00523)	0.118*** (0.0205)	0.114*** (0.0197)	0.118*** (0.0204)
tmp_mun	9.989*** (3.231)	8.949*** (3.202)	10.97*** (3.147)	2.907*** (0.760)	2.912*** (0.748)	2.807*** (0.742)	8.248*** (2.903)	7.378*** (2.786)	9.107*** (2.783)
pre_mun	0.129 (0.205)	0.117 (0.231)	0.119 (0.202)	0.0408 (0.0476)	0.0392 (0.0474)	0.0406 (0.0469)	0.119 (0.185)	0.110 (0.192)	0.110 (0.177)
prod_value_maize	0.0517*** (0.0140)	0.0529*** (0.0146)	0.0529*** (0.0141)	0.000236 (0.00356)	0.000234 (0.00339)	0.000251 (0.00335)	0.0430*** (0.0131)	0.0440*** (0.0128)	0.0440*** (0.0137)
_cons	-26.05** (10.77)	-22.55** (10.78)	-29.21*** (10.48)	-8.938*** (2.557)	-8.951*** (2.537)	-8.609*** (2.508)	-21.20** (9.748)	-18.28* (9.355)	-23.97*** (9.297)
N	1096	1096	1096	1094	1094	1094	1094	1094	1094
bic	-762.6	-740.9	-759.0	-4038.8	-4039.3	-4042.5	-1103.0	-1080.6	-1100.0
aic	-807.6	-785.9	-804.0	-4083.8	-4084.3	-4087.5	-1148.0	-1125.6	-1145.0

Source: IBGE and authors. Standard errors in parentheses * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01; PP = potential production, EFF = Technical efficiency, TFP = Total factor productivity

5 Concluding remarks

Protected areas in the Brazilian Legal Amazon have been expanding during the two last decades. They are considered as an important environmental policy instrument used to mitigate the deforestation process, biodiversity losses and climate change. Because the enforcement of PA restrictions constrains farmers, there is a sort of land scarcity that is increasing with the expansion of PAs. This scarcity inspires farmers to adopt technical practices that favor the intensification of agriculture and improve technical progress in the available or remaining unprotected land.

This study is applied in order to investigate the potential effect of protected areas in agriculture. The study belongs to the strand of empirical studies that focus on the effectiveness of conservation policies. We employ two-step econometric approach, the first step referring to the stochastic frontier analysis and the second to the difference-in-difference model. The empirical results show that protected areas drive farmers to practice more intense agriculture by adopting technical practices or new technologies than farmers whose land is not under protection. Because farmers want to maintain their benefits considering constraints or restrictions from protection, they are prone to develop innovative practices that help achieve both environmental and maximum agricultural production. According to the empirical strategy applied in the study, technical progress has been increasingly growing in municipalities that receive protected-area designation. Based on this result, we can verify the Porter hypothesis.

For policy-maker, these findings could be interesting and very useful. Indeed, to avoid an inverse effect of protected areas on agriculture, the government must support its environmental policy by offering technical assistance to producers in the short term. Helping them to adopt more efficient practices, machinery and new technology will increase their incentives to develop more of the same types of practices. Consequently, farmers will reach their agricultural goals and policy-makers will be satisfied with the long-term policy outcomes, achieving a win-win policy.

This article does not analyze whether these changes in agricultural practices have an effect on poverty or inequality in the area of the study. The paper does not analyze whether the productive practices cause side effects such as land degradation or land pollution. Further research could consider these points.

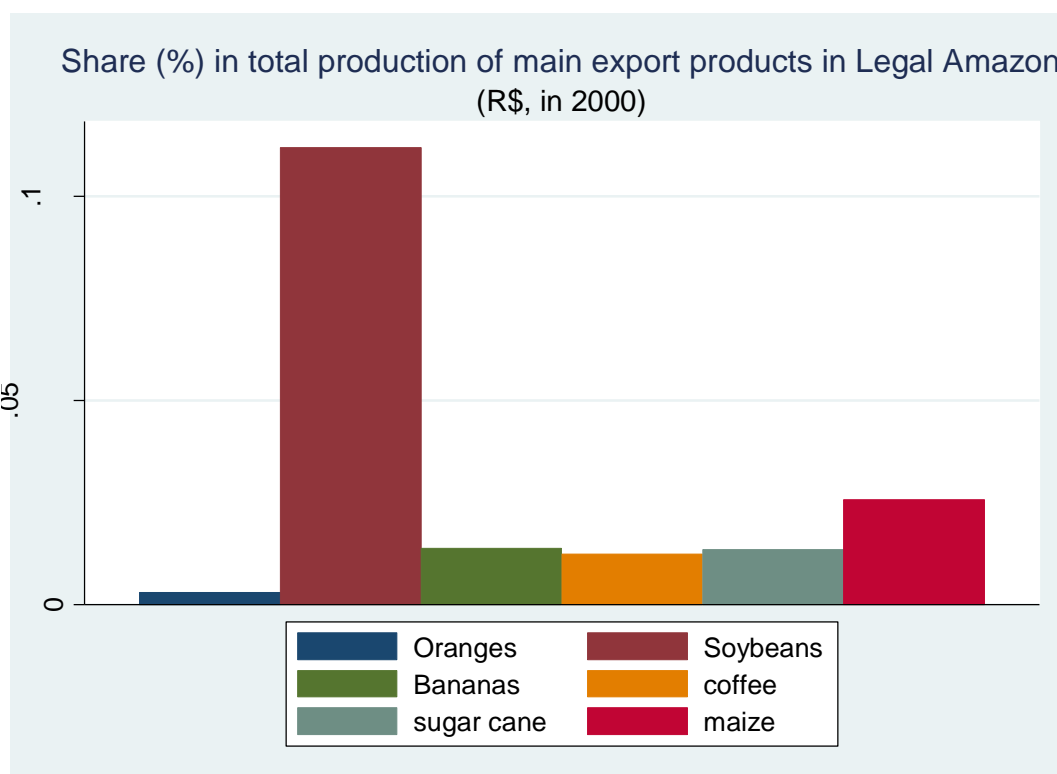
6 Appendix

Table 16: Diff-in-diff model results using agricultural performance from Greene's (2005a) methodology

	PP	PP	PP	EFF	Eff	EFF	TFP	TFP	TFP
time	-0.643*** (0.0955)	-0.588*** (0.0866)	-0.651*** (0.0975)	-0.319*** (0.110)	-0.328*** (0.100)	-0.307*** (0.112)	-1.017*** (0.189)	-0.995*** (0.194)	-1.001*** (0.191)
treatment	-0.0168 (0.0774)			0.00305 (0.0759)			-0.0241 (0.141)		
Treatment*time	0.201** (0.0804)			-0.0288 (0.0773)			0.0991 (0.143)		
Treatment_ip		-0.0360 (0.123)			-0.0889 (0.112)			-0.242 (0.269)	
Treatment_ip*time		0.205 (0.144)			0.0836 (0.115)			0.333 (0.270)	
Treatment_usosus			0.00567 (0.0839)			0.0268 (0.0779)			0.0589 (0.133)
treatment_usosus*time			0.192** (0.0860)			-0.0798 (0.0820)			-0.0193 (0.139)
Intechassist_nb	0.0577*** (0.0159)	0.0541*** (0.0156)	0.0567*** (0.0160)	0.00945 (0.0177)	0.00992 (0.0166)	0.00933 (0.0182)	0.0705** (0.0312)	0.0691** (0.0330)	0.0701** (0.0318)
lnelectricenergy_nb	0.139*** (0.0237)	0.134*** (0.0223)	0.138*** (0.0238)	0.0445* (0.0241)	0.0467** (0.0236)	0.0432* (0.0233)	0.194*** (0.0451)	0.195*** (0.0425)	0.191*** (0.0422)
lntmp_mun	9.989*** (3.282)	8.948*** (3.073)	10.97*** (3.176)	16.05*** (3.613)	15.99*** (3.533)	15.72*** (3.668)	31.36*** (5.969)	30.52*** (6.486)	31.44*** (6.098)
lnpre_mun	0.129 (0.205)	0.117 (0.225)	0.119 (0.220)	0.196 (0.226)	0.192 (0.214)	0.194 (0.217)	0.424 (0.399)	0.403 (0.394)	0.414 (0.411)
lnprod_value_maize	0.0517*** (0.0150)	0.0529*** (0.0148)	0.0529*** (0.0150)	-0.00745 (0.0166)	-0.00759 (0.0155)	-0.00718 (0.0158)	0.0451 (0.0304)	0.0460 (0.0291)	0.0461 (0.0298)
_cons	-27.59** (10.94)	-24.10** (10.21)	-30.76*** (10.62)	-53.00*** (12.13)	-52.76*** (11.90)	-51.89*** (12.37)	-100.7*** (20.16)	-97.79*** (21.86)	-100.9*** (20.51)
N	1096	1096	1096	884	884	884	884	884	884
bic	-762.7	-741.0	-759.1	-315.5	-316.0	-317.2	723.2	720.7	724.2
aic	-807.7	-786.0	-804.1	-358.5	-359.1	-360.3	680.2	677.6	681.2

Source: IBGE and authors. Standard errors in parentheses * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01; PP = potential production, EFF = Technical efficiency, TFP = Total factor productivity

Figure 20: Export products in Brazil's Legal Amazon (% of total production)



Source: IBGE and authors

Table 17: Missing data for the main export products

	Oranges	Bananas	Soybeans	Coffee	Sugarcane	Maize
Number of missing data (number of municipalities in 1996 and 2006)	661	306	1086	1085	777	162
Number of available data (number of municipalities in 1996 and 2006)	711	1066	286	287	595	1210

Source: IBGE and authors

Chapitre 4

Hausse des Prix Agricoles et Déforestation dans les pays en développement : Une analyse empirique

Résumé

Cet article examine la relation empirique entre les prix agricoles au niveau mondial et la déforestation au sein des pays en développement sur la période de 2001 à 2016. La méthode des moments généralisés empruntée de la méthodologie de Blundell-Bond est employée pour estimer un modèle économétrique dynamique avec des données en panel. Plusieurs mesures de la déforestation sont prises en compte et calculées à partir de la base de données élaborée par Hansen et al. (2013). Les prix sont calculés sous la forme d'indices suivant la méthodologie de Deaton et Miller (1996). Selon nos résultats économétriques, la hausse des prix au niveau mondial des matières premières agricoles a un impact significatif sur l'évolution de la déforestation, dépendant de la taille de la forêt disponible. Ces résultats suggèrent que la stabilisation des prix agricoles peut être un moyen efficace de réduire la déforestation au sein des pays en développement.

Mots clés : Déforestation, Prix de matières premières agricoles, modèle de panel, Pays en développement.

Codes JEL : Q10, Q24, Q56

1. Introduction

Les objectifs de développement durable fixés par les Nations Unies considèrent la protection de l'environnement comme une cible importante à atteindre à l'horizon 2030. Parmi les actions à mener pour y parvenir, la réduction du niveau de la déforestation notamment au sein des pays en développement compte car les conséquences environnementales de ce phénomène sont subies par l'ensemble des pays du monde. D'après le rapport de la commission d'évaluation globale des ressources forestières de 2015, la déforestation favorise les émissions de CO₂ dans l'atmosphère, ce qui entraîne l'aggravation des changements climatiques et le réchauffement de la planète. Bien que des statistiques récentes montrent que la déforestation a globalement diminué passant de 0.18% en 1990 à 0.08% durant la période de 2010-2015, il n'en demeure pas moins qu'au sein des pays en développement, la perte de la forêt sur cette même période a été un phénomène inquiétant. En effet, les politiques de croissance au sein des pays en développement sont plus engagées sur des trajectoires de transformation structurelle des économies basées sur des activités d'exploitation de ressources naturelles, le développement de l'agriculture et sur l'exportation de produits agricoles. Ces activités ont certes pour conséquence l'amélioration du bien-être des populations en termes de croissance du PIB par habitant, mais aussi elles provoquent des effets induits tel que la destruction de la forêt et de l'environnement (Drabo 2017). Etant donné que la perte de la forêt participe à la détérioration du bien-être des populations à travers la dégradation écologique, le changement climatique ou le réchauffement de la planète, s'interroger sur les facteurs qui la déterminent se présente comme une question majeure pour les décideurs de politique économique.

Aujourd'hui, la revue de littérature construite autour des déterminants de la déforestation est riche en études théoriques et empiriques ce qui témoigne de l'importance considérable accordée au sujet. Parmi les contributions théoriques, Levi (1976), Angelsen (1999), Mendelsohn (1994), Angelsen et Kaimowitz (2001) et Myers (1992) mettent respectivement en évidence des facteurs tels que la croissance démographique, les forces du marché (les prix et/ou la demande), les droits de propriété, les changements technologiques et certaines pratiques agricoles comme les principaux déterminants du processus de déforestation. En ce qui concerne les contributions empiriques, Allen et Barnes (1985), Southgate et al. (1991), Pfaff et al. (2007), Van Soest et al. (2002) et Araujo et al. (2009) évoquent les exportations de bois, les aménagements au sein des zones forestières, le développement du réseau routier, les améliorations technologiques et les droits de propriété comme les causes principales du

processus de déforestation. Ces études mènent une réflexion au niveau microéconomique ou au niveau macroéconomique, et sont basées sur l'analyse du comportement des agents économiques impliqués dans le processus de déforestation.

D'autres études plus récentes se focalisent sur le contexte actuel des pays en développement pour analyser les déterminants de la déforestation. Lebois et al (2017) par exemple mettent en avant le commerce des produits agricoles comme le principal facteur explicatif de la déforestation au sein des pays en développement entre 2001 et 2010. Selon ces auteurs, les performances économiques au sein des pays en développement dépendent du commerce de produits agricoles. Les surfaces forestières reculent au profit des terres agricoles dont la rentabilité est plus importante. Pour Fara et Almeida (2016), dans le cas du Brésil, c'est l'ouverture au commerce extérieur qui est la cause principale de la perte importante de surfaces forestières. En effet, l'avantage comparatif du Brésil dans le secteur agricole (disponibilité des terres cultivables au sein de la forêt, etc.) serait à l'origine de l'ampleur de la déforestation (Schimtz et al. 2015).

Cet article contribue à cette littérature sur le rôle de l'agriculture dans le processus de déforestation, en ciblant les effets de la hausse des prix des produits agricoles. L'importance du commerce des produits agricoles, observée au sein des pays en développement s'explique en partie par des conditions économiques favorables sur les marchés internationaux. La hausse des prix et la demande domestique et extérieure croissante de certaines matières premières agricoles accroissent la rentabilité du secteur de l'agriculture. Ceci a pour principale conséquence d'accroître les incitations à investir dans l'agriculture et en particulier de convertir des terres forestières. En effet, si les prix sur le marché local du pays sont plus élevés que les prix fixés au niveau du marché extérieur (marché mondial), les incitations à investir dans l'exploitation de nouvelles terres au détriment de la conservation de la forêt devraient être faibles. Cependant, une demande internationale forte par rapport à la demande domestique peut alimenter la déforestation. Dans le cas inverse c'est-à-dire lorsque les prix agricoles au niveau mondial sont plus élevés que les prix du marché local, les incitations à satisfaire la demande internationale sont plus importantes et entraînent la perte de la forêt à travers l'exploration de nouvelles surfaces cultivables (Robalino and Herrera 2009). Ce dernier cas présenté s'apparente la plupart du temps à la situation observée au sein des pays en développement. Les Figures 21 et 22 ci-dessous illustrent ce point en donnant un aperçu de la comparaison des prix au niveau mondial et des prix domestiques (locaux) des premiers pays exportateurs de céréales et d'huile de palme entre 1991 et 2016. Il est observé que les

prix agricoles au niveau mondial sont plus élevés ou proches des prix domestiques avec quelques épisodes ponctuels où les prix internationaux sont les plus bas. Bien que cette illustration ne soit que partielle, nous admettons que la tendance décrite par ces deux figures reflète celle d'autres produits agricoles exportés par d'autres pays en développement. Par ailleurs, des études théoriques et empiriques ont montré que la réaction des pays en développement en matière de rendements de l'agriculture suite aux fluctuations des prix agricoles est quasi-immédiate même si l'ampleur de cette réaction est globalement faible (Broussard 1985 et Schiff et Montenegro 1997).

L'objectif de cet article est donc de tester l'hypothèse selon laquelle une expansion du niveau des prix au niveau mondial de produits agricoles entraîne une hausse de la déforestation. Partant ainsi des tendances récentes des prix de matières premières agricoles qui sont à la hausse (cf. Figure 23 et 24), nous évaluons la relation empirique entre les prix de produits agricoles et la déforestation. En effet, plus les prix des produits agricoles augmentent, plus les incitations à accroître les profits issus des activités agricoles sont importantes entraînant une demande supplémentaire de surfaces cultivables au détriment de la forêt. Bien que des études se soient intéressées à la relation empirique entre la déforestation et certaines variables macroéconomiques à savoir l'ouverture commerciale, le taux de change réel et les termes de l'échange (Kaimowitz et al. 1999 ; Pacheco 2006 ; Arcand et al. 2008), celles-ci n'ont pas explicitement pris en compte les prix au niveau mondial des produits agricoles. Étant donné que ceux-ci sont étroitement liés à ces variables macroéconomiques (Bodart et al. 2015), ils pourraient constituer un facteur important dans l'explication des tendances de la déforestation observée au sein des pays en développement.

La méthodologie employée pour mettre en évidence la relation empirique entre la déforestation et les prix au niveau mondial de produits agricoles est basée sur l'estimation d'un modèle de panel dynamique. Nous mettons en évidence dans le modèle économétrique un effet non-linéaire c.-à-d. un effet des prix sur la déforestation qui soit conditionnel à la taille initiale de la forêt au sein du pays. L'estimateur de Blundell-Bond en panel dynamique qui fait appel à la méthode de moments généralisés est appliqué pour estimer le modèle économétrique et prendre en compte les problèmes liés à la variable endogène retardée de la déforestation. Les résultats montrent que lorsque la dotation initiale en forêt est importante, l'élasticité prix des produits agricoles par rapport à la perte de la forêt est positive et significative. La hausse des prix au niveau mondial des produits agricoles représente donc un facteur déterminant de la déforestation, toutes choses étant égales par ailleurs.

L'article est organisé de la manière suivante : la section 2 offre une revue de la littérature sur le sujet. La démarche empirique est développée dans la section 3 qui présente le modèle économétrique, les données, les statistiques descriptives et les résultats de la régression. La section 4 apporte une discussion des résultats et conclut.

Figure 21: Prix mondial et prix domestiques de céréales (Brésil et Inde)

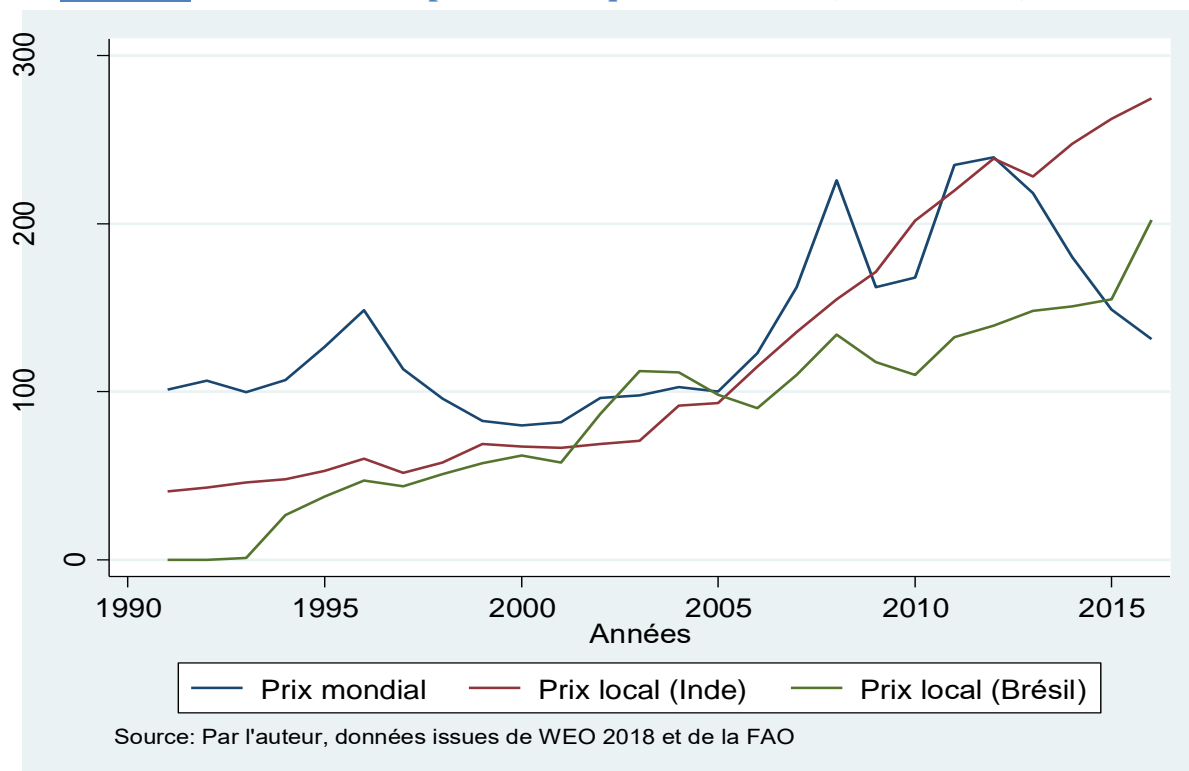
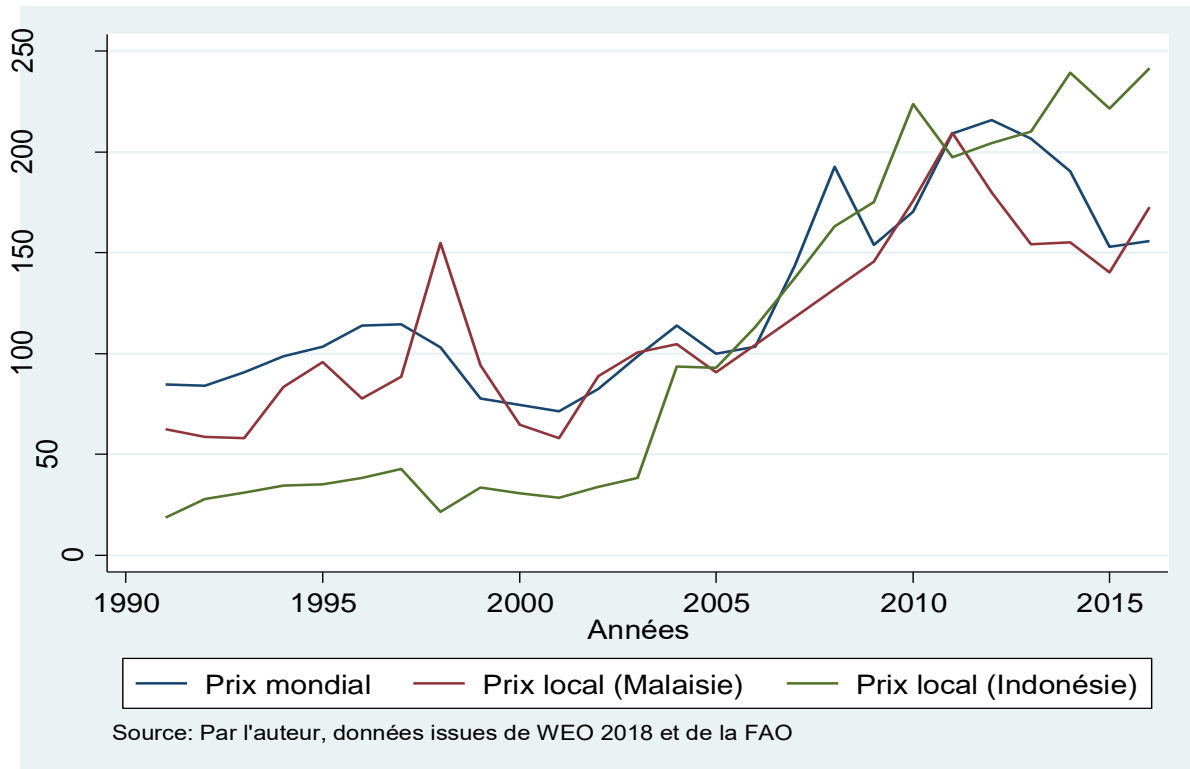


Figure 22: Prix mondial et prix domestiques d'huile de palme (Malaisie et Indonésie)



2. Les prix de produits agricoles et la déforestation : une revue de la littérature

Plusieurs études se sont focalisées sur la relation entre les prix de produits agricoles et la déforestation (Assunção et al. 2012 et Verburg et al. 2014). La hausse des prix agricoles en effet accroît la rente agricole relativement à la rente foncière, ce qui peut enclencher le processus de déforestation (Mann et al. 2010). Un consensus semble apparaître dans la littérature sur le fait que la hausse des prix agricoles favorise le processus de déforestation. Dans la sous-section 2.1 ci-dessous, nous présentons les études antérieures faites autour des déterminants de la déforestation. Le débat lié à l'impact des prix sur la déforestation et la discussion quant à la réaction des pays en développement en matière de croissance des activités agricoles suite aux variations des prix de produits sont présentés en sous-section 2.2. La sous-section 2.3 présente des faits stylisés c'est-à-dire les tendances observées des deux variables au cours des dernières années.

2.1 Les déterminants de la déforestation

La revue de la littérature qui se rapporte aux déterminants de la déforestation est bien fournie en études. D'après celle-ci, les déterminants qui favorisent le processus de

déforestation de manière générale peuvent émerger de toutes les activités se rapportant aux différents secteurs de l'économie (Angelsen et Kaimowitz 1999). Les principaux facteurs qui sont à l'origine des déterminants identifiés de la déforestation sont rattachés au comportement des agents économiques en matière soit de maximisation du profit ou d'utilité (Angelsen 1999 et Chouinard et al. 2008). Autrement dit, le comportement des agents économiques notamment les agriculteurs ou firmes agricoles lié à la maximisation de leur bien-être peut être considéré comme le premier facteur en amont dont l'incidence sur la perte de la forêt passe par des déterminants secondaires mis en évidence dans la revue de la littérature (Lin et al. 1974).

A titre d'illustration, lorsque le marché est favorable c'est-à-dire que les prix des produits agricoles sont intéressants, la recherche du profit par les agriculteurs ou firmes agricoles favorise l'exploration de nouvelles surfaces cultivables dans la forêt. Dans ces conditions, mêmes les ménages peuvent investir dans des activités agricoles non plus pour ne satisfaire que leur niveau de consommation mais aussi pour améliorer leur revenu lié à la commercialisation de leurs productions agricoles. Un marché favorable est donc à l'origine de la déforestation à travers le comportement de maximisation du profit de la part des agriculteurs producteurs ou consommateurs. Toujours à titre d'illustration, les facteurs du secteur tertiaire à savoir la fourniture des services publics ou privés tels que la construction des routes, la fixation des règles d'accès aux droits de propriété ou les crédits bancaires accordés sont également considérés comme des déterminants de la déforestation dans la revue de littérature (Cropper et al. 1999, Araujo et al. 2009, Assunção et al. 2012, Bhattarai et Hammig 2001). En effet, le but premier visé par l'offre de ces services est la réduction des coûts de transaction c'est-à-dire l'amélioration des conditions de vie, de bien-être ou du climat des affaires pour les agents économiques concernés. Cette réduction des coûts de transaction et/ou l'amélioration du climat des affaires améliorent les profits et donc les incitations à investir davantage dans de nouvelles activités agricoles nécessitant l'exploitation de nouvelles surfaces forestières. Dans ce sens, un encadrement des activités agricoles par la bonne gouvernance permettrait de ralentir l'impact de l'agriculture sur la déforestation (Araujo et al. 2009, Bhattarai et Hammig 2004). Dans le Tableau 18 ci-dessous, nous présentons les principaux déterminants de la déforestation mis en évidence dans la littérature.

Les différents déterminants listés dans ce Tableau 18 ne sont pas exhaustifs. Ils sont classés selon une approche microéconomique ou une approche macroéconomique employée par les différents auteurs. On peut constater par exemple qu'il existe des facteurs dont les

effets sur la déforestation peuvent être considérés comme indirects. C'est le cas des programmes d'ajustement structurels étudiés par Kaimowitz et al. (1999) et Pacheco (2006). Ces auteurs montrent en effet que la politique d'ajustement structurel proposé à la Bolivie durant les années 1980 avait pour objectif principal d'accroître les performances économiques du pays et d'améliorer le bien-être de ces populations dans le long terme. Cependant, ce programme d'ajustement structurel a conduit à accroître le processus de déforestation en ce sens qu'il a encouragé l'ouverture commerciale du pays aux échanges envers l'extérieur. La Bolivie s'est ainsi engagée sur cette période dans l'exportation de matières premières agricoles pour lesquelles elle disposait d'un avantage comparatif entraînant une hausse des taux de déforestation. Dans le même ordre d'idées, Combes et al. (2015) montrent que la politique monétaire restrictive initialement implémentée pour contrôler le taux d'inflation des pays en développement a entraîné une hausse de la déforestation à travers les contraintes de ressources financières qu'elle impose. Les pays n'ont d'autre choix que d'exploiter la forêt pour compenser le manque de ressources provoqué par la politique monétaire restrictive. Nous abordons dans la suite, le débat portant sur l'effet de la hausse des prix agricoles au niveau mondial sur la déforestation.

Tableau 18: Les déterminants de la déforestation

Études Microéconomiques		Études Macroéconomiques	
Auteurs	Déterminants	Auteurs	Déterminants
Cropper et Griffiths (1994)	La croissance démographique	Allen and Barnes (1985)	Exportation du bois de chauffage
Angelsen (1999)	Les conditions et/ou l'état du marché	Pfaff et al. (2007)	La construction des routes
Mendelsohn (1994)	Droits de propriété	Araujo et al. (2009)	Droits de propriété
Angelsen and Kaimotiwez (2001) and Van Soest et al. (2002)	Améliorations technologiques	Cattaneo (2001)	Améliorations technologiques
Myers (1992) and Bulte and Van Soest (1996)	Pratiques agricoles telles que la jachère	Southgate et al. (1991)	L'aménagement dans des forêts
Araujo et al. (2014)	Le rôle des revenus non-agricoles	Shively (2001)	Le chômage local ou travailleurs hors secteur agricole

Source : Par l'auteur

2.2 L'impact des prix agricoles sur la déforestation : le débat

La littérature sur la relation entre le prix des produits agricoles et la déforestation fait l'objet d'un consensus selon lequel les deux variables évoluent dans le même sens. Autrement dit, une hausse des prix des produits agricoles entraîne une hausse de la déforestation. De même, la baisse ou la stabilisation des prix des produits agricoles entraînent un ralentissement de la perte de la forêt (Verburg et al. 2014, Coxhead et al. 2001, Larson et Bromley 1991, Angelsen 1999). Partant de l'hypothèse que le comportement du consommateur ou du producteur est associé à la recherche d'une utilité ou d'un profit maximal, en cas d'augmentation des prix des produits agricoles, les producteurs sont incités à recourir à de nouvelles terres disponibles au sein de la forêt pour accroître leurs rendements. D'après Assunção et al. (2012), ce comportement a un effet qui demeure important même si des politiques de protection de la forêt sont mises en œuvre lorsque le marché des produits agricoles est favorable. Cet effet s'amplifierait davantage si les innovations technologiques, l'accès au capital et le développement du réseau routier facilitent des investissements et le démarrage des activités agricoles (Verburg et al. 2014, Coxhead et al. 2001 et Cattaneo 2001).

Cependant, la capacité des pays en développement à réagir en augmentant la production agricole suite à la hausse des prix de produits agricoles ne fait pas l'unanimité dans la littérature économique. Pour certains auteurs, en l'occurrence Delgado et Mellor (1984), la production agricole au sein des pays en développement est inélastique à la hausse des prix agricoles. Ces auteurs argumentent qu'en général, au sein de ces pays, les comportements des agriculteurs ne sont pas orientés vers la maximisation du profit ou la maximisation de l'utilité. En effet, les agriculteurs pratiquent plus de l'agriculture de subsistance que l'agriculture qui engendre des profits en termes monétaires. En d'autres termes, que le marché soit favorable ou non, la production agricole au sein de ces pays ne change pas et par conséquent la perte de la forêt est stable (De Janvry 1991). Selon Schiff and Montenegro (1997), les agriculteurs ne font pas délibérément le choix de pratiquer des activités agricoles pour leurs besoins de subsistance. Leur absence de réaction en termes d'augmentation de la production suite à la hausse des prix s'explique plus par l'absence d'infrastructures adéquates telles que les routes ou des services bancaires facilitant l'octroi de crédits. Ces services participent à la réduction des coûts de transaction énormes liés au démarrage des activités agricoles de grande envergure.

D'autres auteurs s'opposent aux idées d'absence de réaction de la part des pays en développement suite à la hausse des prix des produits agricoles (Danielson 2002, Ocran and

Biekpe 2008, Imai et al. 2011). En effet, selon Binswanger (1989), la réponse des pays en développement est immédiate mais reste faible surtout pour les pays de l’Afrique et certains pays de l’Asie. La production des matières premières agricoles à exporter est plus concernée par toute modification du niveau des prix agricoles (Ocran and Biekpe 2008) que la production d’autres matières premières agricoles. Certaines cultures nécessitent un temps d’ajustement de la part des producteurs pour être cultivées à grande échelle. L’accessibilité à de nouvelles terres cultivables, l’acquisition d’une main d’œuvre de qualité, l’introduction et l’adoption de nouvelles formes d’engrais, de semences ou de nouvelles techniques de production représentent autant de contraintes auxquels les agriculteurs doivent faire face pour réagir immédiatement à la variation des prix agricoles. Vue sous cet angle, l’absence de réaction de la part des pays Africains ou d’autres pays d’Asie n’est observée que dans le court terme. Dans le long terme, les agriculteurs ajustent leurs moyens de production aux opportunités qui leurs sont présentées ce qui favorise le processus de déforestation. Les agriculteurs au sein des pays en développement ne sont donc pas non réactifs à la hausse des prix. Leur absence de réaction à court terme s’explique par le fait qu’ils ne disposent pas immédiatement de ressources nécessaires pour accroître leur production suite à une variation des prix agricoles à la hausse (Abler and Sukhatme 2006, Schultz 1966).

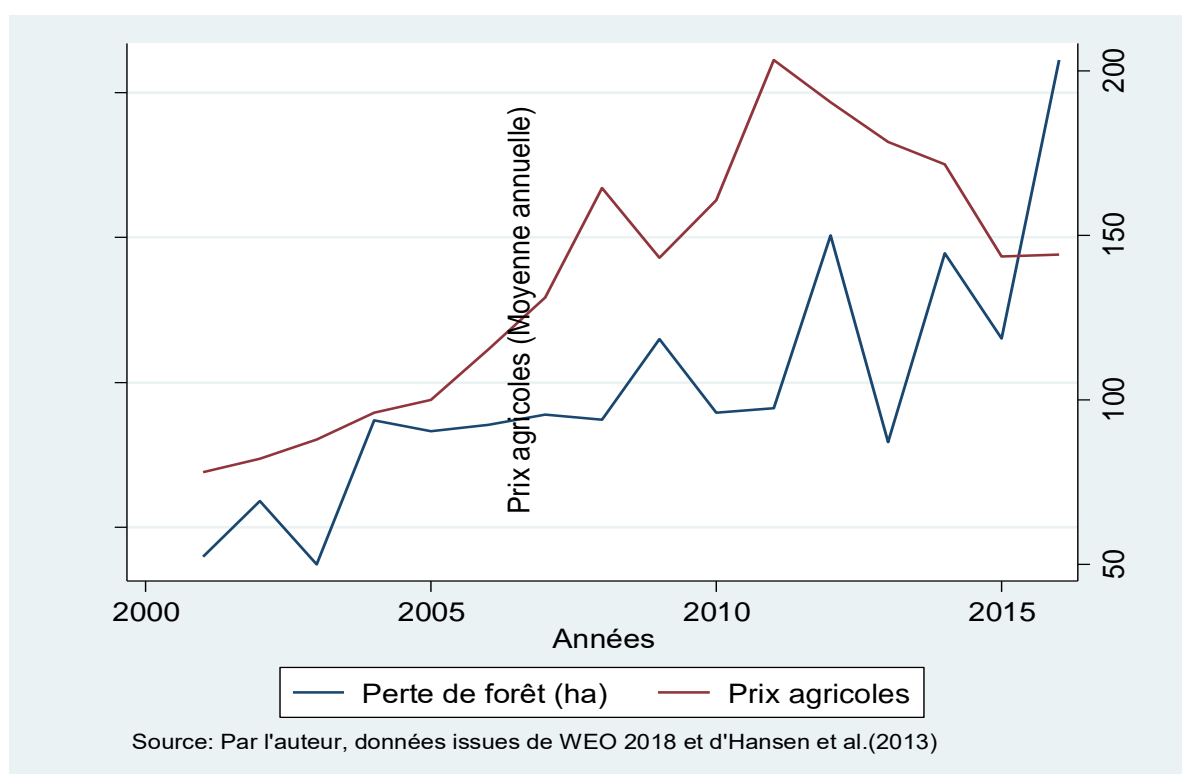
Une des conditions à prendre en compte cependant dans ce raisonnement est la disponibilité et l’accessibilité à de nouvelles surfaces cultivables par les agriculteurs au sein de la forêt. D’après Boserup (1975, 1976), lorsque les surfaces à cultiver sont rares, les agriculteurs sont poussés à innover que ce soit à travers des techniques d’intensification de l’agriculture ou à travers des innovations institutionnelles. Toutefois, si les surfaces à cultiver sont abondantes et accessibles, ces derniers n’ont aucune incitation à pratiquer une agriculture intensive. Dans ce cas, l’effet de la hausse des prix sur la déforestation devient donc dépendant de la quantité de forêt dont dispose le pays. Une façon de prendre en compte cette condition dans notre stratégie empirique consistera à introduire dans notre modèle une variable d’interaction représentant le produit de la taille de la forêt avec les prix agricoles. Dans la sous-section suivante, nous nous intéressons aux faits stylisés, c’est-à-dire à l’évolution des deux variables au cours des dernières décennies.

2.3 Description des tendances récentes des prix agricoles et de la déforestation

Les tendances récentes des prix agricoles et de la déforestation sont décrites dans les Figures 23 et 24. Dans la Figure 23, nous représentons les prix agricoles au niveau mondial

tandis que dans la figure 24, il s'agit des prix agricoles locaux³² et calculés par la FAO. Nous constatons dans les deux cas de figure que la tendance entre les prix et la déforestation est croissante. Au fur et à mesure que les prix des produits agricoles croissent, la déforestation augmente. Cette description est en adéquation avec les résultats annoncés dans des études rencontrées dans la littérature (Mertens et al. 2000, Assunção et al. 2012). Les indices de prix agricoles au niveau mondial sont calculés suivant la méthodologie de Deaton et Miller (1996). Les indices de prix à la production sont tirés de la base de données de la FAO. La déforestation³³ est calculée en considérant des arbres de plus de 5 mètres représentant 20% de la surface du pixel considéré. L'échantillon de pays considéré se réduit aux pays en développement pour lesquels les surfaces forestières représentent plus de 15% de la surface totale du pays³⁴. Ils sont au nombre de 40 et listés en annexe dans le Tableau 26. La période considérée est celle de 2001 à 2016. Les valeurs des variables représentées sur les Figures 23 et 24 sont des moyennes annuelles de tous les pays de l'échantillon. Dans la suite de l'article, nous nous consacrerons à l'approche empirique.

Figure 23: Perte de la forêt (en ha) et prix agricoles au niveau mondial en indices (Période : 2001 à 2016 ; Prix calculés selon la méthode de Deaton et Miller 1996)

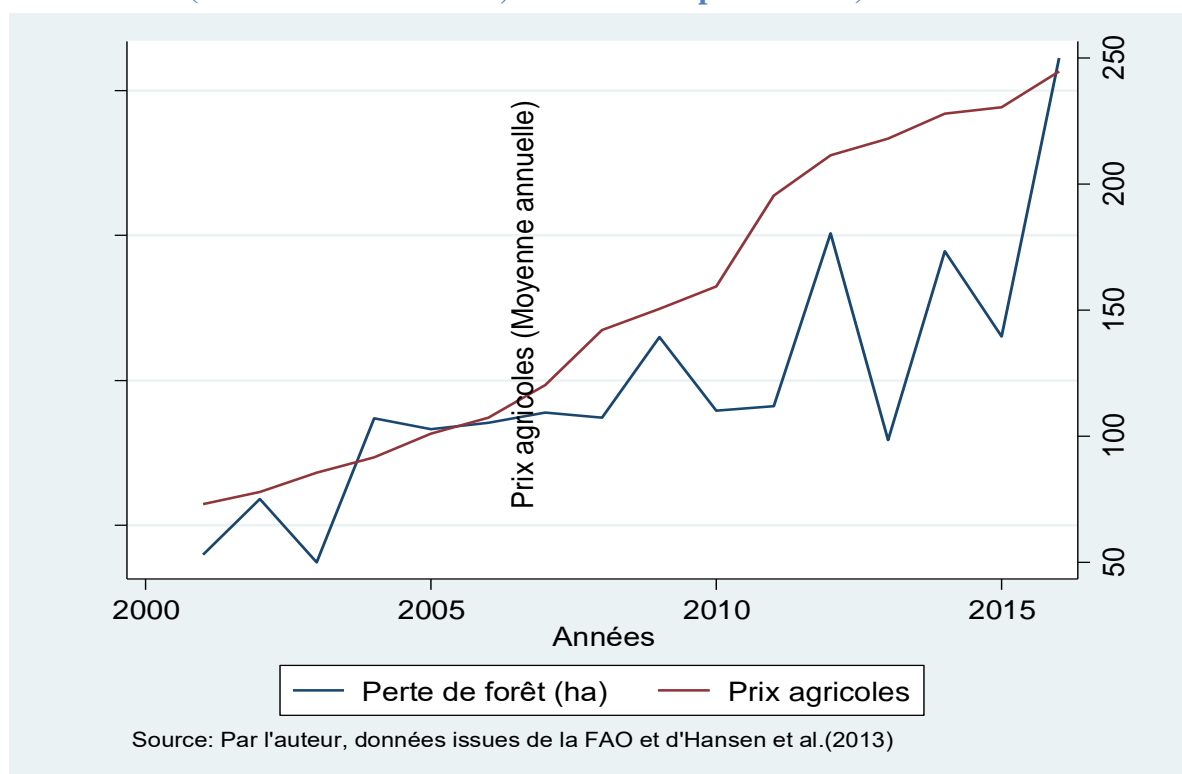


³² Les prix agricoles locaux sont les prix de produits fixés par les producteurs à la sortie des plantations.

³³ Pour plus d'informations sur la méthode de calcul, se référer à la sous-section « données ».

³⁴ Nous retenons ce seuil de 15% suivant le raisonnement selon lequel les firmes agricoles n'auront recours à de nouvelles surfaces agricoles que si le pays dispose d'une taille importante de forêt.

Figure 24: Perte de la forêt (en ha) et prix des producteurs en indices
(Période : 2001 à 2016 ; Prix calculés par la FAO)



3. L'analyse empirique

Nous présentons dans cette partie la méthodologie empirique qui nous permet de mettre en évidence l'impact des prix agricoles au niveau mondial sur le processus de déforestation de 2001 à 2016. Les indices de prix sont calculés suivant la méthodologie de Deaton and Miller (1996). Notre échantillon est constitué de 40 pays en développement. Nous retenons ces 40 pays sur la base du pourcentage de la surface forestière par rapport à la surface totale du pays fixé à 15%³⁵. En effet, nous admettons l'hypothèse qu'au sein des pays où la quantité de forêt est moins importante, l'impact de la hausse des prix agricoles sur la déforestation n'est pas significatif du fait même de l'absence de forêt. Dans la sous-section suivante 3.1, nous présentons l'analyse économétrique. Nous expliquons en particulier comment le calcul de l'indice des prix a été fait ainsi que celui des données de déforestation dans la sous-section 3.2. Nous présentons également les sources des données des variables de contrôle. Les statistiques descriptives sont présentées et commentées dans la sous-section 3.3 tandis que les résultats économétriques sont discutés dans la sous-section 3.4.

³⁵ Nous avons également effectué des régressions en retenant le seuil de 10%. Les résultats n'étaient pas concluant car certains pays ne disposant pas d'assez de forêt faisaient partie de l'échantillon.

3.1 La modélisation économétrique : La déforestation et les prix agricoles au niveau mondial

Mettre en évidence la relation empirique entre la déforestation et les prix agricoles au niveau mondial peut se faire à travers plusieurs spécifications de modèles empiriques qui permettent soit le calcul des effets marginaux soit le calcul des élasticités. Cependant, le choix du modèle économétrique à estimer, inspiré de la description des données, peut s'avérer intéressant car il est fondé sur la tendance globale ou sur une forme graphique particulière du nuage de points dévoilé par les données. Dans ce sens, à partir des figures 25 et 26 ci-dessous, il apparaît qu'il est préférable d'opter pour un modèle linéaire avec des données transformées en logarithme. En effet, le nuage de points décrits par les données lorsqu'elles sont sous leur forme initiale (Figure 25) ne permet pas d'observer une tendance particulière. Ceci s'explique par le fait que les deux variables (la perte de la forêt et les prix agricoles au niveau mondial) sont mesurées à des niveaux de grandeurs différents. Une suppression par itération progressive de données aberrantes observées sur la figure 25 à hauteur de 40000, 60000, 80000 et même 100000 km² de déforestation ne change pas considérablement le nuage de points. Toutefois, en considérant les données transformées en log, la tendance du nuage décrit une relation linéaire entre les deux principales variables. La droite esquissant la régression des points du nuage présente une pente positive mais faible par rapport à la droite horizontale. Par ailleurs, le nuage de points est plus concentré autour de cette droite représentative de la tendance linéaire. Bien que la concentration des points autour de cette droite ne renseigne que sur la corrélation et non sur la relation fonctionnelle entre la déforestation et les prix agricoles, la tendance générale du nuage de points esquisse linéairement une relation croissante. L'opérateur logarithme a ainsi transformé les niveaux différents de grandeur des variables à un niveau de grandeur comparable. Les coefficients estimés dans le modèle sont en effet des élasticités. Le modèle retenu pour évaluer la relation empirique en termes d'élasticité entre les prix agricoles au niveau mondial $\ln Prix$ et la déforestation $\ln PerteForêt$ est le suivant :

$$\begin{aligned} \ln PerteForêt_{it} = & \alpha \ln PerteForêt_{it-1} + \beta \ln Prix_{it} + \gamma \ln Prix_{it} \times \ln Forêt_{it} + \\ & \delta \ln Forêt_{it} + \theta_k \ln X_{kit} + u_i + \varepsilon_{it} ; \\ & i = 1, \dots, 40 \quad \text{et} \quad t = 1, \dots, 16 \end{aligned}$$

Dans la mesure où la forêt disponible conditionne l'effet de la hausse des prix sur la perte de la forêt, nous introduisons dans la spécification un terme croisé correspondant au produit de la forêt avec les prix agricoles au niveau mondial $\ln Prix \times \ln Forêt$. L'introduction de

cette variable d'interaction est justifiée par les hypothèses théoriques de Boserup (1975, 1976) et Pingali et Binswanger (1986). D'après ces derniers, tant que la forêt est importante et facilement accessibles aux agriculteurs ou aux firmes agricoles, en cas de conjoncture favorable du marché, le processus de déforestation s'accroît rapidement au profit des activités agricoles. Ceci signifierait qu'en cas de rareté de la forêt, ou d'une accessibilité difficile à la forêt, les agriculteurs sont à même de développer de pratiques ou techniques agricoles qui permettent d'accroître leurs rendements en utilisant des surfaces cultivables plus réduites. Cette variable d'interaction permet donc d'estimer le seuil de forêt disponible (en termes de surfaces de forêt) dans l'échantillon de pays, à partir duquel une hausse des prix agricoles pourrait inciter les firmes à explorer de nouvelles surfaces de forêt cultivables. Par ailleurs, nous introduisons la déforestation retardée d'une période ($\ln PerteForêt_{it-1}$) comme variable explicative de la déforestation courante. Le but est de prendre en compte la dynamique du processus de déforestation dans la spécification économétrique, et en particulier une éventuelle convergence vers un état régulier.

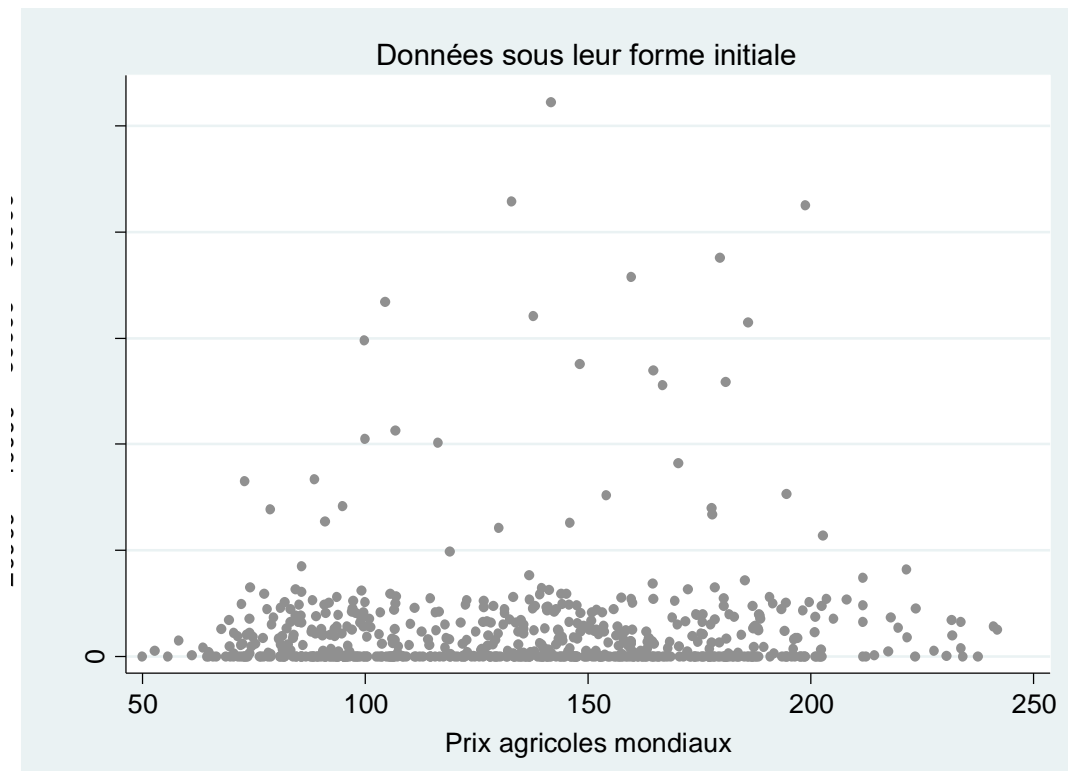
Dans le modèle économétrique ci-dessus, la variable $\ln PerteForêt_{it}$ représente les valeurs logarithmiques de la déforestation du pays i à la période t ; $\ln Prix_{it}$ représente la variable correspondant aux valeurs logarithmiques des indices de prix agricoles au niveau mondial, $\ln Forêt_{it}$ correspond à la variable des valeurs logarithmiques de la forêt disponible, $\ln X_{kit}$ représente le vecteur des variables de contrôle en valeurs logarithmiques, indicées par k , u_i est la variable représentant les valeurs muettes région et ε_{it} représente le terme d'erreur. Les coefficients à estimer sont les suivants: α , β , γ , δ , et θ_k . Il convient de noter que le coefficient β ne représente pas l'élasticité de la déforestation par rapport à l'indice des prix agricoles au niveau mondial du fait de la présence du terme croisé $\ln Prix \times \ln Forêt$ dans le modèle. L'élasticité de la déforestation par rapport à l'indice des prix agricoles au niveau mondial est dérivée de la façon suivante :

$$\frac{\partial \ln PerteForêt_{it}}{\partial \ln Prix_{it}} = \beta + \gamma \ln Forêt_{it} = \gamma'$$

γ' est interprété comme l'élasticité prix à la perte de forêt, conditionnelle à la surface initiale de forêt. Tous les coefficients θ_k sont également des élasticités par rapport aux variables explicatives correspondantes. Les coefficients θ_k sont donc interprétés de la même manière que le coefficient γ' mais ne sont pas estimés conditionnellement à la taille de la forêt initiale.

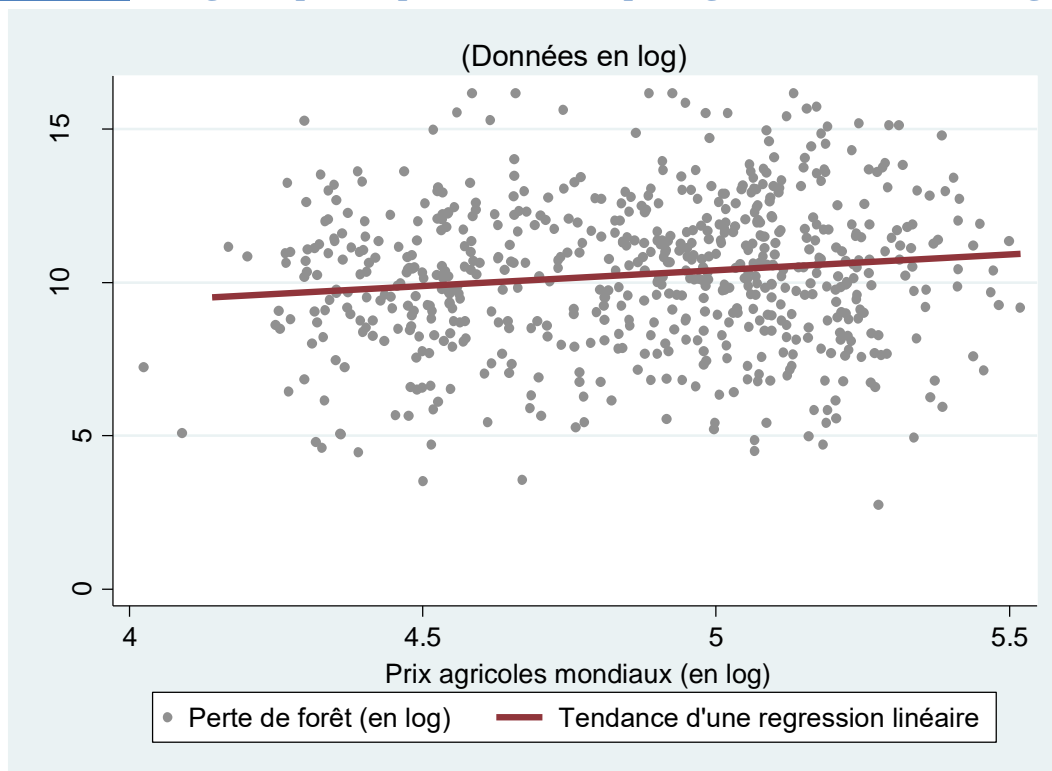
Pour estimer le modèle de panel dynamique ci-dessus, nous employons la méthode des moments généralisés selon la démarche de Blundell-Bond. Celle-ci permet de traiter les problèmes de biais des coefficients estimés dont les sources peuvent être de plusieurs ordres : variables explicatives non totalement exogènes, corrélation entre les variables explicatives et les effets fixes individuels, corrélation entre la variable dépendante retardée introduite comme variable explicative avec les valeurs passées et présentes du terme d'erreur etc. (Arellano et Bond 1991). Dans la sous-section suivante, nous présentons et expliquons les méthodes de calcul des données utilisées lors de la régression.

Figure 25: Nuages de points (perte de forêt et prix agricoles mondiaux)



Source : Par l'auteur, données issues de WEO 2018, FAO 2018 and Hansen et al. (2013)

Figure 26: Nuages de points (perte de forêt et prix agricoles mondiaux en log)



Source : Par l'auteur, données issues de WEO 2018, FAO 2018 and Hansen et al. (2013)

3.2 Les Données

Nous présentons ici les données utilisées représentant la perte de la forêt, les prix agricoles au niveau mondial et les variables de contrôle.

3.2.1 La perte de la forêt

Les données sur la perte de la forêt sont calculées à partir de la base de données fournie par Hansen et al. (2013). Ces derniers fournissent une plateforme initiale de données en 2000 qui sont mesurées avec des caractéristiques précises. Le calcul des données de la déforestation s'effectue par extrapolation du pourcentage de pixels ayant perdu de la forêt d'une année à une autre. En effet, la surface totale d'un pays est quadrillée en plusieurs pixels de même taille (30m×30m). La surface de forêt en 2000 est ainsi obtenue en additionnant les surfaces de tous les pixels considérés comme ayant de la forêt en 2000. La perte de la forêt en 2001 est obtenue en calculant dans un premier temps le pourcentage du nombre de pixels qui ont perdu de la forêt par rapport au nombre total des pixels de forêt. Ce pourcentage est ainsi multiplié par la surface de forêt initiale. De même, la perte de la forêt en 2002 et pour toutes les autres années est obtenue en multipliant le pourcentage du nombre de pixels qui ont perdu de la forêt en 2002 (respectivement les autres années) par la surface de forêt initiale en 2000. Il convient de noter que les pixels restant inchangés d'une année à l'autre ne sont pas inclus dans le calcul

ce qui évite de prendre en compte des pertes de forêt des années antérieures dans la mesure de la perte de forêt de l'année courante. Pour un pixel, nous considérons plusieurs définitions de la déforestation en fonction du pourcentage de la forêt (arbres de plus de 5 mètres) rapporté à la surface du pixel. Ainsi, pour un seuil de 20%, un pixel sera considéré comme ayant perdu de la forêt si d'une année à l'autre, il passe d'une couverture forestière de plus de 20% de la surface du pixel à une couverture forestière de moins de 20%. Aussi le nombre 20 représente la densité de canopée qui mesure la concentration des arbres dans un pixel. Dans les régressions économétriques effectuées ci-dessous, nous considérons des densités de canopée à des seuils allant de 30 à 70 en guise de robustesse. Dans ces cas, la déforestation est définie comme le passage d'une couverture d'arbres représentant plus de 30% de la surface du pixel (respectivement 70%) à une couverture d'arbres inférieures à 30% (respectivement 70%) de la surface du pixel. Des études effectuées comme celles de Lebois et al. (2017) retiennent un seuil de 25%.

3.2.2 Les prix agricoles au niveau mondial

Pour le calcul des prix agricoles au niveau mondial, nous avons employé la méthodologie de Deaton et Miller (1996). Cette méthodologie a notamment été utilisée par Combes et al. (2014) et par Mlachila et Ouedraogo (2017). Elle s'effectue en deux étapes : la première permet de dégager les indices de prix agricoles au niveau mondial et la deuxième permet de calculer les chocs de ces prix. L'indice de prix mondial de produits agricoles prend en compte la quantité de produits agricoles exportés par le pays dans la procédure de calcul. Il est calculé en utilisant l'indice des prix au niveau mondial du produit agricole j qu'on pondère sous une forme exponentielle par la part du produit agricole considéré dans le total des exportations agricoles du pays. Le principal avantage de cette méthodologie est qu'elle permet d'obtenir un indice de prix agricoles au niveau mondial qui varie par pays dû au fait de considérer la pondération par la part du produit agricole considéré dans les exportations agricoles totales du pays. La formule de calcul est la suivante :

$$Prix_{i,t} = \sum_{j=1}^n \prod P_{j,t}^{w_{i,j}}$$

$$w_{i,j} = \frac{P_j \times Q_{i,j}}{\sum_{j=1}^n P_j \times Q_{i,j}}$$

$Prix_{i,t}$ est l'indice de prix agricoles au niveau mondial correspondant au pays i pour l'année t . $P_{j,t}$ est l'indice de prix agricoles au niveau mondial non pondéré par la part de la

valeur de la production du produit agricole j dans les exportations totales en valeur du pays. $w_{i,j}$ est la part (la pondération) de la valeur de la production du produit agricole j dans le total des exportations agricoles en valeur du pays i . $Q_{i,j}$ est la quantité du produit agricole j exportée au cours d'une année de référence par le pays i . Dans cette étude, nous avons pris comme année de référence l'année 2006 pour le calcul des indices de prix. Ce choix est motivé par le fait que c'est l'année de référence prise en compte par WEO (2018) pour calculer les prix agricoles au niveau mondial. Les produits agricoles retenus pour le calcul de l'indice de prix sont ceux qui représentent plus de 10% des exportations agricoles du pays. Si un pays ne dispose pas de produits qui atteignent les 10% de ses exportations agricoles, nous prenons en compte les cinq premiers produits les plus exportés. Ceux-ci peuvent parfois ne représenter que les 3, 4 ou 5 % des exportations agricoles totales du pays. La liste des produits agricoles pris en compte dans le calcul de l'indice est présentée en annexe.

3.2.3 Les variables de contrôle³⁶

D'autres variables de contrôle sont employées dans le modèle économétrique ; elles sont censées représenter les autres facteurs explicatifs de la déforestation. Il s'agit de la densité de la population (*denspop*) qui représente le nombre d'habitants par kilomètre carré. Les données correspondantes sont issues de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture et des estimations de la population par la Banque Mondiale. Nous avons également la variable (*depenspub*) qui représente les dépenses publiques du pays, les données étant issues des bases de la Banque Mondiale. La variable (*forêt20_ha*) mesure la taille de la forêt en début de période avec le chiffre 20 représentant la densité de canopée et le pourcentage en dessous duquel un pixel est considéré comme déboisé. Les données sont issues de la base d'Hansen et al. (2013). Les chocs de température (*chocs_tmp*) et de précipitations (*chocs_pre*)³⁷ sont introduits dans le modèle comme des instruments exogènes

³⁶ Nous avons introduit lors d'estimations les aires protégées dans le modèle économétrique dans le but de prendre en compte l'effet de la protection. Cependant, du fait de l'importance des données manquantes, les résultats n'ont pas été présentés. En effet, nous perdons plusieurs pays de l'échantillon.

³⁷ Les variables *chocs_tmp* et *chocs_pre* représentent les écarts-types des résidus issus de l'estimation par les MCO des équations suivantes :

$$\ln Tmp = \alpha \ln Tmp_{t-1} + \beta \ln Tmp_{t-2} + \gamma Trend + \varepsilon$$

$$\ln Pre = \alpha \ln Pre_{t-1} + \beta \ln Pre_{t-2} + \gamma Trend + \varepsilon$$

En effet, Deaton et Miller (1996) emploient cette méthode pour calculer les chocs de prix par année à partir des indices de prix calculés en amont. Nous avons employé la même méthode qui consiste à éliminer de la variable observée sa cyclicité sur deux périodes et son trend. L'écart-type du résidu obtenu représente alors notre choc.

permettant d'instrumenter la variable endogène (perteforêt_{it-1}). Ils ne sont donc pas inclus dans le modèle comme des variables de contrôle et sont calculés par l'auteur. Les données de température et de précipitations utilisées pour le calcul sont issues de la base de données CRU TS 3.22 de l'Université d'East Anglia. Les variables de déforestation, de déforestation retardée d'une période, de prix et d'interaction entre les prix et la forêt disponible en début de période sont représentées dans le tableau des statistiques descriptives et des résultats économétriques par les sigles *perteforêt(.)_ha*, *l.perteforêt(.)_ha*, *prix*, *prix×forêt(.)_ha*.

3.3 Les statistiques descriptives

Les statistiques descriptives sont présentées dans le Tableau 19. Elles fournissent la moyenne, l'écart-type, le nombre d'observations et les sources de données. En considérant la variable *Perteforêt20_ha* calculée en prenant en compte le couvert forestier d'un pixel en dessous de 20% de sa surface totale comme critère de déforestation, on observe une moyenne des pays de l'échantillon qui s'établit à la valeur de 295558,1 ha pour un écart-type de 1115176. Ceci signifie que sur la période 2001 à 2016, chaque pays de l'échantillon d'études a perdu en moyenne 295558,1 ha de forêt par an soit une valeur de 2955,58 km² de surface de forêt. La valeur de l'écart-type étant grande et supérieur à la moyenne, on en conclut que les données sont assez variables entre les pays et entre les périodes. Certains pays affichent des taux de déforestation plus élevés par rapport à d'autres. L'interprétation faite ci-dessus tient pour toutes les autres mesures de la déforestation ainsi que pour les mesures de la forêt disponible en début de période d'étude. Concernant les prix agricoles au niveau mondial (Prix), la moyenne géométrique des taux de croissance de l'échantillon de pays s'établit à la valeur de 1,307 correspondant à un indice de prix de 130,7 base 100 en 2006. L'écart-type correspondant s'élève à 2,66. Ceci signifie que l'indice des prix agricoles au niveau mondial pour tous les pays de l'échantillon a augmenté de 30,7% en moyenne chaque année entre 2001 et 2016 et que ces écarts à la moyenne ne sont pas élevés. En d'autres termes, il n'existe pas de grosses différences entre les indices de prix agricoles au niveau mondial entre les différents pays. Ceci n'est pas le cas des prix agricoles à la production³⁸ (prix agricoles locaux). La moyenne géométrique des taux de croissance des prix à la production s'établit à 1,35 correspondant à un indice de prix de 135 en base 2004-2006. L'écart type s'établit à 14,51. Cet écart-type montre qu'il existe des différences importantes des indices de prix à la production entre les pays de l'échantillon. Nous présenterons les résultats économétriques dans la section suivante.

³⁸ Cf. www.fao.org

Table 19: Statistiques descriptives

Variables	Moyenne	Ecart-type	Observations	Sources de données
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 20% (Perteforêt20_ha)	295558,1	1115176	N = 640	Calculées par l'auteur, données issues de la base de Hansen et al. (2013)
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 20% (Forêt20_ha)	3,14e+07	8,21e+07	N = 640	idem
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 30% (Perteforêt30_ha)	169289	505549,5	N = 640	idem
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 30% (Forêt30_ha)	3,06e+07	8,24e+07	N = 640	idem
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 40% (Perteforêt40_ha)	163944,7	495612,1	N = 640	idem
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 40% (Forêt40_ha)	2,89e+07	8,01e+07	N = 640	idem
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 50% (Perteforêt50_ha)	149551,8	470120	N = 640	idem
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 50% (Forêt50_ha)	2,60e+07	7,60e+07	N = 640	idem
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 60% (Perteforêt60_ha)	134746,4	443501,5	N = 640	idem
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 60% (Forêt60_ha)	2,34e+07	7,26e+07	N = 640	idem
Perte de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 70% (Perteforêt70_ha)	127888,5	427807,9	N = 640	idem
Surface de forêt calculée à partir de pixels forestiers à 70% (Forêt70_ha)	2.23e+07	7,05e+07	N = 640	idem
Prix agricoles au niveau mondial (Prix)	130,7	2,66	N = 640	Calculés par l'auteur, données issues de WEO et de la FAO
Prix agricoles des producteurs (Prix_FAO)	135	14,51	N = 571	Base de données de la FAO
Densité de la population (denspop)	137,17	204,98	N = 640	Base de données de la FAO et de la Banque Mondiale
Dépenses Publiques (depenspub)	1,39e+10	5,29e+10	N = 620	Base de données de la Banque Mondiale
Chocs de précipitations (chocs_pre)	-1,31e-09	1,06	N = 560	Base de données CRU TS 3.22 de l'Université d'East Anglia
Chocs de température (chocs_temp)	4,61e-10	0,97	N = 560	Base de données CRU TS 3.22 de l'Université d'East Anglia

Source : Par l'auteur

3.4 Les résultats économétriques

Les résultats d'estimation économétriques sont présentés dans le Tableau 20. Chacune des colonnes de ce tableau présente le résultat d'un modèle pour lequel la variable dépendante est la déforestation mesurée en prenant en compte les différents seuils de définition de la perte de forêt dans un pixel et les densités de canopée. Ces seuils vont de 20% à 70%. Dans chaque modèle, deux principales variables représentent les variables d'intérêt : il s'agit de la variable *prix* et de la variable d'interaction *prix × forêt(.)ha*.

Parmi les résultats présentés dans les sept colonnes du Tableau 20, seuls ceux des trois premières colonnes (*perdeforêt20_ha*, *perdeforêt25_ha*, *perdeforêt30_ha*) sont interprétés. En effet, la variable retardée de la perte de la forêt dans les autres modèles n'est pas significative. Nous n'interprétons donc pas les résultats liés à ces modèles. Dans les trois premières colonnes, les coefficients β et γ attachés respectivement aux variables *prix* et *prix × forêt(.)ha* sont significatifs et de signes différents (négatif pour le premier et positif pour le second). Ceci signifierait qu'il existe un seuil de forêt à partir duquel une hausse des prix agricoles au niveau mondial entrainerait la perte de la forêt. Ce seuil peut être calculé comme suit :

$$\frac{\partial \ln \text{PerteForêt}_{it}}{\partial \ln \text{Prix}_{it}} = \gamma' = 0$$

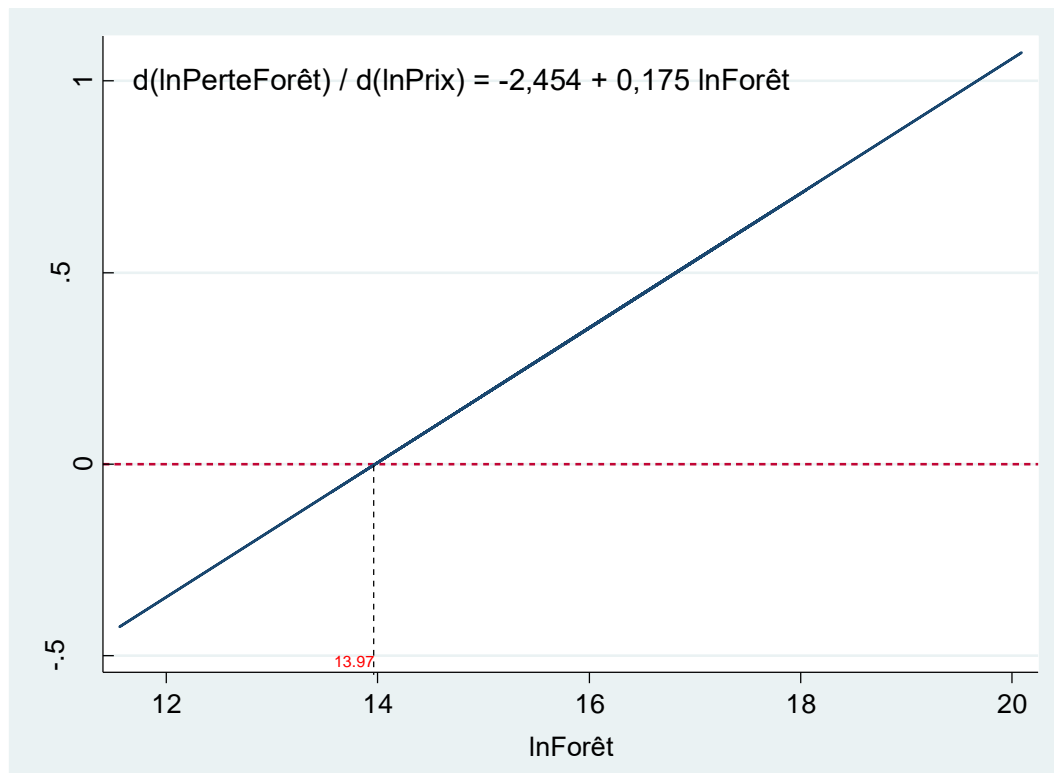
$$\Leftrightarrow \beta + \gamma \ln \text{Forêt} = 0$$

$$\Leftrightarrow \text{Forêt} = \exp\left(\frac{-\beta}{\gamma}\right)$$

Considérant les résultats économétriques de la première colonne dont la variable dépendante est *perdeforêt20_ha*, l'élasticité γ' calculée est positive dans la plupart des pays (cf. Tableau 21) : cela signifie donc qu'un accroissement du prix entraîne un accroissement de la perte du couvert forestier. Cet effet est conditionnel à la taille initiale de la forêt. Le seuil de forêt à partir duquel la hausse des prix agricoles au niveau mondial a un effet important s'établit à la valeur $\exp^{(13,973)}$ qui correspond à 1174439,305 ha soit 11744,393 km² (cf. figure 27). Ceci signifie qu'en moyenne, pour les pays en développement de l'échantillon, si la taille de la forêt initiale en début de période est supérieure à 11744,393 km², alors toute variation des prix agricoles de 1% résulterait toute chose étant égale par ailleurs en un pourcentage de perte de la forêt correspondant à l'élasticité γ' . Ce résultat confirme notre hypothèse théorique selon laquelle lorsque la forêt est abondante et facilement accessible, toute hausse des prix des produits agricoles entraîne une augmentation des activités agricoles

c'est-à-dire une acquisition de nouvelles surfaces agricoles au détriment de la forêt. Cependant, si en début de période, la forêt disponible est inférieure au seuil calculé ci-dessus, alors la hausse des prix agricoles au niveau mondial n'aura pas d'effet d'augmentation de la perte de la forêt. En effet, en cas de rareté de la forêt, la progression de l'agriculture sur les terres forestières engendre un coût élevé qui décourage les agriculteurs. Cette interprétation tient également pour les résultats des deux autres colonnes suivantes pour lesquelles les variables dépendantes sont respectivement *perteForêt25_ha* et *perteForêt30_ha*. Dans chaque cas, les seuils sont respectivement donnés par les valeurs suivantes : 7217,472 km² pour *perteForêt25_ha* et 6508,821 km² pour *perteForêt30_ha*.

Figure 27: Seuil de forêt conditionnant la perte de forêt suivant la hausse de prix agricoles



Source : Par l'auteur

De cette figure 27, nous pouvons observer que lorsque la taille de la forêt (en hectares et en log) est inférieure à la valeur de 13,97 environ, la variation de la perte de la forêt suite à une variation à la hausse des prix agricoles est négative. Cependant, si celle-ci est supérieure à ce seuil 13,97, alors la variation de la perte de la forêt suite à une variation à la hausse des prix agricoles se trouve positive. Ce seuil est dérivé à partir des estimations de la première colonne de résultat du tableau 20 ci-dessous.

Le tableau 21 donne les élasticités de la déforestation suite à la variation de prix agricoles. Les colonnes 4, 5 et 6 de ce tableau présentent les valeurs des variables suivantes : le ratio seuil de forêt/forêt initiale, la déforestation moyenne (la moyenne annuelle de la déforestation sur la période de 2001 à 2016), et le TCAM de la déforestation (où le TCAM représente le taux de croissance annuel moyen de la période de 2001 à 2016). Le ratio (seuil de forêt/forêt initiale) est un indicateur de l'abondance ou de la rareté de la forêt en début de période. Lorsque ce ratio tend vers zéro, on considère que la forêt est importante pour le pays concerné. Mais lorsqu'il est supérieur à 1, on considère que le seuil de forêt déterminé dans l'échantillon est supérieur à la forêt dont dispose le pays c'est-à-dire que la taille de la forêt initiale est faible.

La quasi-totalité des pays de l'échantillon ont une élasticité positive comprise entre 0 et 1. Ceci signifie donc que lorsque les prix agricoles augmentent de 1%, la déforestation s'accroît de moins de 1%. Ces pays réagissent ainsi à la variation des prix agricoles mais dans une plus faible mesure. Broussard (1985) et Schiff et Montenegro (1997) soulignent dans leurs travaux que les pays en développement notamment ceux de l'Afrique, l'Asie et l'Amérique Latine réagissent à la hausse des prix agricoles mais leur réaction reste faible. Nos résultats se rapprochent donc de leurs idées. Parmi les pays qui ont une élasticité positive et faible (comprise entre 0 et 1), certains ont une élasticité qui est relativement faible par rapport aux autres car elle se trouve inférieure à la moyenne des élasticités de l'échantillon (0,378). Il s'agit du Burundi, Togo, Bangladesh, Bhoutan, République Dominicaine, Malawi, Géorgie, Costa Rica, Panama, Guatemala, Nicaragua, Honduras, Cambodge et Ghana. Leurs réactions restent inférieures à celles des pays dont l'élasticité est au-dessus de cette moyenne. Il s'agit notamment de : l'Ouganda, la Guinée, la Suriname, l'Éthiopie, le Vietnam, la Côte d'Ivoire, la Madagascar, la Guyane, l'Équateur, la Thaïlande, le Chili, le Paraguay, le Gabon, la Malaisie, la Zambie, la Tanzanie, le Cameroun, le Mozambique, la République Centrafricaine, le Pérou et l'Indonésie.

Le Brésil est le seul pays qui présente une élasticité forte c'est-à-dire supérieure à l'unité. Ceci signifie que toute hausse des prix agricoles de 1% se traduirait par une perte de plus de 1% de la forêt (soit approximativement 1,074%). En effet, la forêt disponible au Brésil est abondante (son ratio seuil de forêt/forêt initiale est faible soit 0,002). L'incitation à explorer de nouvelles terres agricoles pour accroître les rendements au Brésil est plus forte. La perte de forêt moyenne s'établit à 2.844.474 hectares environ. Le taux de croissance annuel moyen de la perte de la forêt sur la période est de 4,86% environ.

Quatre pays de l'échantillon ont une élasticité négative. Il s'agit de l'île Maurice, la Jamaïque, le Rwanda et l'El Salvador. Ainsi, toute augmentation des prix agricoles se traduit par une diminution de la perte du couvert forestier dans ces pays. Ceci peut être expliqué par le fait qu'en début de période, la taille de la forêt dans ces pays est faible car leurs ratios (seuil de forêt/forêt initiale) sont supérieurs à l'unité. Les agriculteurs ont donc recours à l'intensification agricole au sein des surfaces préalablement utilisés pour accroître leurs rendements lorsque les prix agricoles augmentent. La perte de la forêt ralentit car l'accessibilité aux forêts restantes à un coût important. Nous pouvons par exemple observer que la déforestation moyenne de chacun de ces quatre pays se trouve relativement faible car inférieur à la moyenne de l'échantillon qui s'établit à la valeur de 208.277,762 ha. De même, les taux de croissance annuel moyen de la perte de la forêt sur la période de 2001 à 2016 de ces pays sont relativement bas à l'exception de celui de l'île Maurice. En effet, la perte de la forêt sur les années 2015 et 2016 à l'Île Maurice enregistre des valeurs très élevées qui tirent la moyenne géométrique des taux de croissance de la déforestation vers le haut.

Table 20: Résultats des estimations

Variabes en log	Perteforêt20 (ha) (1)	Perteforêt25 (ha) (2)	Perteforêt30 (ha) (3)	Perteforêt40 (ha) (4)	Perteforêt50 (ha) (5)	Perteforêt60 (ha)(6)	Perteforêt70 (ha) (7)
Prix	-2.455*** (0.700)	-2.312*** (0.567)	-2.410*** (0.581)	-2.537*** (0.608)	-2.939*** (0.689)	-3.351*** (0.778)	-3.174*** (0.893)
L.Perteforêt20_ha	0.243*** (0.0892)						
Forêt20_ha	0.133 (0.106)						
Prix × Forest20_ha	0.176*** (0.0411)						
L.Perteforêt25_ha		0.212** (0.0919)					
Forêt25_ha		0.156 (0.114)					
Prix × Forest25_ha		0.171*** (0.0336)					
L.Perteforêt30_ha			0.187** (0.0949)				
Forêt30_ha			0.153 (0.121)				
Prix × Forest30_ha			0.180*** (0.0344)				
L.Perteforêt40_ha				0.154 (0.0972)			
Forêt40_ha				0.142 (0.133)			
Prix × Forest40_ha				0.191*** (0.0360)			
L.Perteforêt50_ha					0.0526 (0.108)		
Forêt50_ha					0.0811 (0.156)		
Prix × Forest50_ha					0.218*** (0.0415)		
L.Perteforêt60_ha						-0.143 (0.121)	
Forêt60_ha						0.0220 (0.176)	
Prix × Forest60_ha						0.246*** (0.0486)	
L.Perteforêt70_ha							-0.140 (0.126)
Forêt70_ha							-0.00978 (0.183)
Prix × Forest70_ha							0.234*** (0.0557)
Dens pop	0.354** (0.172)	0.377** (0.155)	0.418*** (0.155)	0.461*** (0.163)	0.489** (0.201)	0.386* (0.229)	0.255 (0.214)
Depens pub	0.0194 (0.0929)	-0.0117 (0.102)	-0.0177 (0.109)	-0.0174 (0.121)	0.0444 (0.149)	0.157 (0.161)	0.204 (0.151)
Observations	542	542	542	542	542	542	542
Pays	40	40	40	40	40	40	40
Instruments	39	39	39	39	39	39	39
Ar1 test p	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.029	0.035
Ar2 test p	0.144	0.128	0.128	0.164	0.617	0.349	0.571
Hansen test p	0.111	0.113	0.114	0.114	0.123	0.132	0.144
Chi2 joint test of significance, p value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Seuil de forêt	1174439.30	721747.22	650882,17	593863	705652.9	809187.5	759670

Source : Par l'auteur, les écarts-type sont entre parenthèses, * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01

Table 21: Estimations des élasticités de la perte de forêt 20 (ha) aux prix agricoles

Pays		Elasticité estimée	Ratio: seuil de forêt / forêt initiale	Déforestation moyenne (ha): 2001-2016	TCAM de la déforestation (ha) : 2001-2016	
Brésil	élasticité supérieure à 1		1,074	0,002	2844474	4,86
Pérou	élasticité comprise entre 0 et 1	élasticités supérieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,378	0,737	0,015	146478,6	6,57
Indonésie			0,717	0,017	6230667	7,97
République Centrafricaine			0,676	0,021	42198,86	3,47
Mozambique			0,647	0,025	177614,5	10,26
Tanzanie			0,632	0,027	152068,4	5,61
Zambie			0,619	0,029	106057,4	12,65
Cameroun			0,606	0,032	58533,37	7,21
Malaisie			0,566	0,040	422609,7	3,72
Paraguay			0,543	0,045	315518,8	5,22
Gabon			0,539	0,046	21975,95	4,89
Cote d'Ivoire			0,512	0,054	150387,1	4,88
Madagascar			0,510	0,055	178244,4	10,06
Thaïlande			0,505	0,056	96036,62	11,50
Chili			0,501	0,058	102551,1	3,24
Ethiopie			0,498	0,059	23561,69	5,22
Equateur			0,492	0,061	41513,45	0,44
Guyane			0,489	0,062	9331,688	6,48
Vietnam			0,474	0,067	133585,3	14,59
Guinée			0,445	0,079	73092,2	18,29
Suriname			0,435	0,084	8008,147	10,29
Ouganda		0,420	0,092	38440,25	5,78	
Ghana		élasticités inférieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,378	0,370	0,122	56537,33	7,27
Cambodge			0,367	0,124	121469,7	13,36
Honduras			0,338	0,146	50250,93	10,55
Nicaragua			0,338	0,146	66535,06	8,59
Guatemala			0,337	0,147	76043,84	8,53
Panama			0,278	0,206	19517,66	0,40
Costa Rica			0,214	0,296	11580,24	0,26
Géorgie			0,180	0,360	558,2643	-0,55
Malawi			0,175	0,369	10435,15	12,50
République Dominicaine	0,145		0,438	14924,75	6,19	
Bhoutan	0,137	0,458	906,6869	13,90		
Bangladesh	0,110	0,536	6683,389	11,29		
Togo	0,034	0,826	4213,899	3,21		
Burundi	0,018	0,904	1629,467	3,74		
El Salvador	élasticité inférieure à 0		-0,019	1,113	3572,886	-1,23
Rwanda			-0,024	1,146	1843,377	6,70
Jamaïque			-0,074	1,524	2450,717	3,79
L'île Maurice			-0,425	11,222	220,6633	11,51

Source : Par l'auteur

3.5 L'analyse de robustesse : Prix agricoles à la production et déforestation

Cette sous-section est consacrée à l'analyse de la robustesse des résultats économétriques concernant la relation empirique entre la déforestation et les prix des produits agricoles. Contrairement au modèle empirique présenté ci-dessus, elle considère non plus le prix des produits agricoles au niveau mondial mais le prix des produits agricoles reçus par les producteurs locaux. Il s'agit en d'autres termes des prix des produits à la sortie des plantations agricoles³⁹ qui sont reçus par les producteurs. A la différence des prix mondiaux calculés suivant la méthodologie de Deaton et Miller (1996), ces prix prennent en compte le poids des produits mineurs ou absents des exportations du pays. Ils ne sont pas considérés comme la principale variable d'intérêt car le faible poids de ces produits agricoles dans les exportations du pays reflète une demande mondiale faible. De ce fait, par hypothèse, les variations à la hausse de ces prix n'entraînent pas d'effet aussi important que celui généré par les variations des prix agricoles mondiaux des produits représentant les principales exportations du pays. Les données proviennent de la base de la FAO disponible sur le site FAOSTAT. L'indice des prix de produits agricoles emprunté de cette base de données a été calculé par la FAO suivant la formule de Laspeyres suivante :

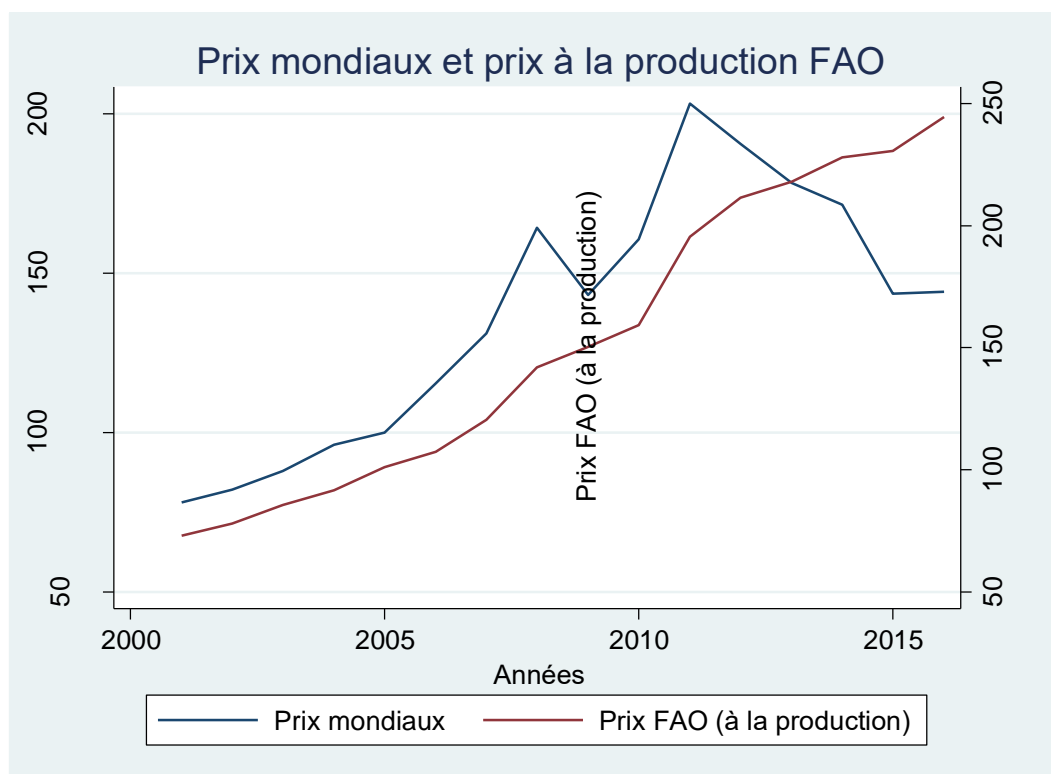
$$\text{Indice de prix à la production} = \frac{\sum(P_t \cdot Q_0)}{\sum(P_0 \cdot Q_0)} \times 100$$

Cette formule mesure la variation dans le temps des prix d'un ensemble de produits agricoles. P_t et P_0 sont les prix de vente à la production reçus par les producteurs locaux à une période t (respectivement à la période initiale $t=0$). Q_0 est la quantité de produits agricoles obtenue en début de période $t=0$. $P_0 \times Q_0$ est la valeur de la production en début de période tandis que $(P_t \times Q_0)$ est la valeur de la production considérant les prix de la période t et les quantités produites en début de période. Les produits agricoles considérés sont à la fois des produits animaliers et des végétaux tels que renseignés sur le site internet de la FAO : <http://www.fao.org/faostat/en/#data/PI/metadata>

La corrélation entre les prix agricoles mondiaux et les prix à la production de la FAO s'établit à la valeur 0,82. La figure 28 illustre l'évolution des deux variables sur la période de 2001 à 2016.

³⁹ En effet, les producteurs agricoles locaux peuvent être amenés à échanger leurs produits au sortie de la plantation agricole contre de la monnaie à un prix qui peut être différent du prix de vente au niveau mondial. Ce sont leurs intermédiaires qui revendent ces produits sur les marchés mondiaux et aux prix internationaux correspondants.

Figure 28: Évolution des prix au niveau international et à la production



Source : par l'auteur, données issues de la WEO et de la FAO

Le Tableau 22 montre qu'il existe effectivement un seuil de forêt à partir duquel la hausse des prix agricoles entraîne une augmentation de la déforestation. Les colonnes 2, 3, 4 et 7 présentent les résultats d'estimation économétriques des modèles pour lesquels les variables dépendantes sont *Perteforêt25* (ha), *Perteforêt30* (ha), *Perteforêt40* (ha) et *Perteforêt70* (ha) et dont les propriétés ou caractéristiques économétriques sont les plus intéressantes. Les colonnes 1, 5 et 6 dont les variables dépendantes sont *Perteforêt20* (ha), *Perteforêt50* (ha) et *Perteforêt60* (ha) n'ont pas de propriétés intéressantes. Pour les résultats de la colonne 1, il s'agit de la variable retardée de la déforestation qui n'est pas significative. Pour ceux présentés dans les colonnes 5 et 6, il s'agit en effet du test autocorrélation d'ordre 2 qui se trouve significatif⁴⁰.

Le calcul des élasticités présentées dans le Tableau 23 est fait sur la base des résultats de la colonne 2 du Tableau 22. Le calcul du seuil de forêt à partir duquel l'effet de la variation des prix sur la déforestation devient important révèle une valeur inférieure au seuil calculé précédemment soit 120250,471 ha. Cette différence s'explique par le fait que les variables d'intérêt changent : les prix des produits agricoles au niveau mondial sont remplacés par les prix de produits agricoles à la production. Globalement, les interprétations restent les mêmes à

⁴⁰ La présence d'autocorrélation d'ordre 2 implique que les coefficients estimés ne sont pas sans biais.

quelques différences près. Cette fois, un seul pays à savoir l’île Maurice a une élasticité négative. C’est donc le seul pays de l’échantillon pour qui la dotation en forêt initiale est inférieure au seuil de 120250,471 ha. Le Brésil reste le pays qui présente l’élasticité de la déforestation par rapport aux prix la plus élevée soit 2,617. Il est suivi par l’Indonésie et le Pérou pour qui les élasticités sont respectivement de 2,252 et 2,022. Notons que ces trois pays sont ceux qui présentent également les ratios *seuil de forêt/forêt initiale* les plus faibles ce qui est synonyme d’abondance de forêt au sein de leur territoire.

La quasi-totalité des pays ont une élasticité forte (supérieur à 1). Ceci pourrait être expliqué par le fait qu’en moyenne, les prix à la production se trouvent légèrement supérieurs de 5% aux prix agricoles mondiaux. Ces derniers sont également plus instables car ils présentent un écart-type plus élevé (cf. Tableau 19 des statistiques descriptives). En effet, la concurrence entre les acheteurs de produits à la sortie de plantations pourrait être à l’origine de l’instabilité des prix variant à la hausse. Par ailleurs, ces prix prennent en compte tous les produits agricoles y compris les moins exportés ou pas exportés. Comme le stipulent les travaux d’Ocran and Biekpe (2008), les agriculteurs sont plus réactifs à la variation des prix agricoles de produits non exportés que des produits exportés car les contraintes de production sont plus réduites. Quelques pays ont une élasticité faible (comprise entre 0 et 1). Il s’agit du Rwanda, la Jamaïque, le Togo, le Burundi, l’El Salvador, le Bangladesh, le Malawi, le Bhoutan et la République Dominicaine.

Le taux croissance annuel moyen de la perte de la forêt est calculé et présenté dans la colonne 6 du tableau 23. L’ensemble des pays qui ont un TCAM relativement important sont : le Mozambique, la Zambie, la Thaïlande, le Vietnam, la Suriname, la Guinée, le Cambodge, le Honduras, le Bhoutan, le Malawi et le Bangladesh. Ces pays, pour la plupart, disposent d’une dotation en forêt initiale (en début de période) importante. Ainsi, la hausse des prix s’avère être une opportunité pour accroître les activités agricoles au détriment de la conservation de la forêt.

Par conséquent, cette analyse de la robustesse corrobore notre premier résultat : la hausse des prix des matières premières agricoles explique significativement le niveau de déforestation au sein des pays où la dotation initiale en forêt (en début de période) est importante.

Table 22 : Résultats d'estimation économétriques (robustesse)

Variabes en log	Perteforêt20 (ha) (1)	Perteforêt25 (ha) (2)	Perteforêt30 (ha) (3)	Perteforêt40 (ha) (4)	Perteforêt50 (ha) (5)	Perteforêt60 (ha) (6)	Perteforêt70 (ha) (7)
Prix	-4.165*** (1.319)	-3.655*** (1.160)	-3.602*** (1.143)	-3.570*** (1.220)	-3.550** (1.399)	-3.633** (1.775)	-4.396* (2.651)
L.Perteforêt20_ha	-0.110 (0.0767)						
Forêt20_ha	0.537 (0.603)						
Prix × Forest20_ha	0.343*** (0.104)						
L.Perteforêt25_ha		-0.155** (0.0630)					
Forêt25_ha		0.524 (0.610)					
Prix × Forest25_ha		0.312*** (0.0843)					
L.Perteforêt30_ha			-0.178*** (0.0628)				
Forêt30_ha			0.455 (0.657)				
Prix × Forest30_ha			0.306*** (0.0766)				
L.Perteforêt40_ha				-0.196*** (0.0720)			
Forêt40_ha				0.329 (0.723)			
Prix × Forest40_ha				0.293*** (0.0675)			
L.Perteforêt50_ha					-0.233** (0.106)		
Forêt50_ha					0.185 (0.758)		
Prix × Forest50_ha					0.275*** (0.0585)		
L.Perteforêt60_ha						-0.316*** (0.101)	
Forêt60_ha						-0.0483 (0.718)	
Prix × Forest60_ha						0.258*** (0.0616)	
L.Perteforêt70_ha							-0.321*** (0.107)
Forêt70_ha							-0.430 (0.897)
Prix × Forest70_ha							0.263*** (0.0887)
Dens pop	1.297 (1.066)	1.162 (0.984)	1.054 (1.037)	0.831 (1.099)	0.515 (1.109)	0.0764 (0.791)	-0.383 (0.815)
Depens pub	-0.555 (0.872)	-0.518 (0.856)	-0.423 (0.913)	-0.243 (1.000)	-0.00671 (1.033)	0.349 (0.873)	0.865 (1.096)
Observations	485	485	485	485	485	485	485
Pays	36	36	36	36	36	36	36
Instruments	35	35	35	35	35	35	35
Ar1 test p	0.010	0.010	0.012	0.015	0.038	0.106	0.155
Ar2 test p	0.734	0.430	0.300	0.215	0.092	0.037	0.103
Hansen test p	0.134	0.146	0.141	0.126	0.114	0.108	0.114
Chi2 joint test of significance, p value	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Seuil de forêt (ha)	190971	120250.5	131872.1	194920.3	404209.2	1295461	1.87e+07

Source : Par l'auteur, les écarts-types sont entre parenthèses, * p<0.1, ** p<0.05, * p<0.01**

Table 23: Estimation des élasticités de la perte de forêt suite aux prix agricoles de la FAO

Pays		Élasticité estimée	Ratio : seuil forêt / forêt initiale	Déforestation moyenne (ha) : 2001-2016	TCAM de la déforestation (ha) : 2001 - 2016
Brésil	élasticité supérieure à 1	2,617	0,000	2811942	4,852
Indonésie		2,252	0,001	1443395	7,677
Pérou		2,022	0,002	146635	6,494
République centrafricaine		1,894	0,002	40232,01	3,653
Mozambique		1,790	0,003	160372,7	10,604
Cameroun		1,765	0,004	56721,05	7,309
Tanzanie		1,765	0,004	134838	5,413
Zambie		1,740	0,004	88691,08	12,597
Malaisie		1,720	0,004	425648,8	3,381
Gabon		1,667	0,005	21489,22	4,915
Paraguay		1,666	0,005	311955,2	5,346
Chili		1,615	0,006	100156,5	3,194
Thaïlande		1,606	0,006	93515,13	11,663
Equateur		1,586	0,006	41148,73	0,446
Guyane		1,582	0,006	9371,436	6,443
Madagascar		1,574	0,006	173853,9	9,944
Cote d'Ivoire		1,564	0,007	140509	4,538
Vietnam		1,549	0,007	128106,6	15,044
Ethiopie		1,517	0,008	21125,04	4,938
Suriname		1,485	0,009	8036,4	10,046
Guinée		1,420	0,011	65045,92	18,753
Ouganda		1,381	0,012	37338,74	5,627
Cambodge		1,354	0,013	118475,8	13,784
Nicaragua		1,309	0,015	69215,38	7,764
Ghana		1,307	0,015	53387,86	7,023
Honduras		1,307	0,015	50282,01	10,410
Guatemala		1,305	0,015	75462,13	8,639
Panama	1,209	0,021	19459,25	0,190	
Costa Rica	1,092	0,030	11869,19	-0,109	
Géorgie	1,028	0,037	544,9672	-0,470	
République Dominicaine	élasticité comprise entre 0 et 1	0,965	0,046	14866,8	6,206
Bhoutan		0,962	0,046	956,6019	13,326
Malawi		0,910	0,054	9919,615	10,863
Bangladesh		0,891	0,058	6649,106	10,941
El Salvador		0,669	0,117	3808,107	-1,945
Burundi		0,606	0,144	1272,251	4,136
Togo		0,595	0,149	2934,522	2,868
Jamaïque		0,583	0,155	2501,515	3,510
Rwanda		0,553	0,170	1691,084	5,364
Île Maurice		élasticité inférieure à 0	-0,114	1,439	195,1844

Source : Par l'auteur

4. Conclusion

Durant la période 2001 à 2016, les prix des produits agricoles au niveau mondial ont globalement augmenté (Figure 23). Le processus de déforestation sur la même période n'a pas cessé de s'aggraver en présentant tout de même des épisodes ponctuels de baisse d'intensité. Des études théoriques et quelques fois empiriques soutiennent que les prix agricoles sont à l'origine du processus de déforestation (Ocran and Biekpe 2008). Dans cet article, nous explorons cette relation empirique en employant la base de données mise à jour et élaborée par Hansen et al. (2013).

Nous utilisons un modèle de panel dynamique qui permet de prendre en compte en partie la dynamique du processus de déforestation à travers la variable retardée d'une période de la perte de la forêt introduite comme une variable explicative. Nous nous référons à la méthode des moments généralisés de Blundell-Bond pour traiter des questions de variables endogènes dans le modèle économétrique. Nous introduisons dans le modèle une variable interactive (taille de la forêt et niveau des prix agricoles au niveau mondial) pour prendre en compte la condition liée à la disponibilité ou l'abondance de la forêt qui est une condition *sine qua none* à l'impact des prix agricoles sur le processus de déforestation. Les résultats sont significatifs pour l'indice des prix agricoles et également pour la variable d'interaction (taille de forêt et niveau des prix agricoles au niveau mondial). Ceci signifie qu'il existe un seuil de la taille de la forêt à partir duquel l'impact de la hausse de prix de produits agricoles sur la déforestation est important. Ces seuils sont différents en fonction des modèles économétriques estimés.

Nos résultats montrent que les pays en développement sont réactifs à la variation à la hausse des prix mondiaux des matières premières agricoles contrairement aux travaux de Delgado et Mellor (1984) qui soutiennent le contraire. Leur réaction reste cependant faible lorsqu'on ne considère que les produits agricoles exportés. Nos résultats se rapprochent donc des idées de Broussard (1985) et Schiff et Montenegro (1997). Toutefois, la réaction des pays en développement dépend non seulement du prix des produits considérés mais aussi du type. En effet, en prenant en compte les produits non exportés et vendus à la sortie des plantations dans le calcul de l'indice de prix (indice de prix à la production calculé par la FAO cf. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/PI/metadata>), on observe que la réaction des pays en développement devient plus forte. En somme, sur la base de nos résultats économétriques, toute variation à la hausse des prix agricoles résulterait dans les pays en développement à une augmentation de la déforestation.

Il en ressort principalement que certains pays qui ont une dotation initiale importante en forêt par rapport aux autres pays, ont également une réaction assez importante en terme de

déforestation. Leurs élasticités prix-déforestation étant au-dessus de l'élasticité moyenne de l'échantillon, ils sont considérés comme les pays où la stabilité des prix favoriserait une baisse de la perte de la forêt. Il s'agit des pays suivants : Brésil, Cameroun, Chili, République centrafricaine, Côte d'Ivoire, Equateur, Ethiopie, Gabon, Guyane, Indonésie, Malaisie, Paraguay, Pérou, Tanzanie, Ouganda.

Ces résultats sont d'un intérêt particulier pour le décideur de politique économique. La mise en évidence des élasticités déforestation-prix permet de comprendre l'impact des prix agricoles sur la déforestation. Cet impact est d'autant plus important que le pays dispose d'une forêt initiale importante. Dans une telle configuration, les politiques environnementales de conservation de la forêt à travers la création d'instruments de protection tels que les aires protégées pourraient ne pas atteindre l'effet total attendu. La pression à la déforestation est d'autant plus importante que les agriculteurs ou les firmes agricoles sont incités à soit déplacer la déforestation qui aurait dû arriver au sein de la surface désignée comme protégée ou encore à contourner les règles fixées par la protection dans le but d'accroître leurs rendements agricoles. La stabilisation des prix des matières premières agricoles peut s'avérer être une politique efficace en matière de réduction de la déforestation ou de conservation de la forêt. Cet objectif devrait être considéré en plus de l'amélioration de la gestion et de la fixation des règles et sanctions relatives au non-respect des surfaces forestières désignées comme aires protégées.

5. Annexes

Les Tableaux 24 et 25 en annexes sont construits sur la base des résultats présentés respectivement dans les colonnes 2 et 3 du tableau 20. Il s'agit des résultats pour lesquels les variables dépendantes sont respectivement `perdeforêt25_ha` et `perdeforêt30_ha`. Les pays à élasticités négatives, positives et supérieures à 1 et positive comprise entre 0 et 1 sont quasiment les mêmes. Dans le tableau 24, la Jamaïque et l'El Salvador ne sont plus des pays à élasticités négatives mais des pays avec une élasticité comprise entre 0 et 1. Ils deviennent des pays réactifs dont la réaction à la variation des prix peut être considérée comme relativement faible par rapport à celle des pays ayant une élasticité supérieure à l'élasticité moyenne de l'échantillon. Globalement, les résultats entre les trois tableaux changent peu.

Table 24: Estimations des élasticités de la perte de forêt 25 (ha) aux prix agricoles

Pays		Élasticité estimée	Ratio : seuil forêt / forêt initiale	Déforestation moyenne (ha) : 2001-2016	TCAM de la déforestation (ha) : 2001-2016	
Brésil	Élasticité supérieure à 1	1,128	0,001	2811942,0	4,85	
Indonésie	élasticité comprise entre 0 et 1	élasticités supérieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,438	0,928	0,004	1443395,0	7,68
Pérou			0,802	0,009	146635,0	6,49
République Centrafricaine			0,732	0,014	40232,0	3,65
Mozambique			0,675	0,020	160372,7	10,60
Cameroun			0,661	0,021	56721,1	7,31
Tanzanie			0,661	0,021	134838,0	5,41
Zambie			0,647	0,023	88691,1	12,60
Malaisie			0,636	0,024	425648,8	3,38
Gabon			0,607	0,029	21489,2	4,92
Paraguay			0,607	0,029	311955,2	5,35
Chili			0,579	0,034	100156,5	3,19
Thaïlande			0,574	0,035	93515,1	11,66
Equateur			0,563	0,038	41148,7	0,45
Guyane			0,561	0,038	9371,4	6,44
Madagascar			0,556	0,039	173853,9	9,94
Cote d'Ivoire		0,551	0,040	140509,0	4,54	
Vietnam		0,542	0,042	128106,6	15,04	
Éthiopie		0,525	0,047	21125,0	4,94	
Suriname		0,508	0,052	8036,4	10,05	
Guinée		0,472	0,064	65045,9	18,75	
Ouganda		0,450	0,072	37338,7	5,63	
Cambodge		élasticités inférieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,438	0,436	0,079	118475,8	13,78
Nicaragua			0,411	0,091	69215,4	7,76
Ghana			0,410	0,091	53387,9	7,02
Honduras			0,410	0,092	50282,0	10,41
Guatemala			0,409	0,092	75462,1	8,64
Panama			0,356	0,125	19459,3	0,19
Costa Rica			0,292	0,182	11869,2	-0,11
Géorgie			0,257	0,224	545,0	-0,47
République Dominicaine			0,222	0,273	14866,8	6,21
Bhoutan	0,220		0,277	956,6	13,33	
Malawi	0,192		0,326	9919,6	10,86	
Bangladesh	0,182		0,347	6649,1	10,94	
El Salvador	0,060		0,704	3808,1	-1,94	
Burundi	0,025		0,863	1272,3	4,14	
Togo	0,019		0,895	2934,5	2,87	
Jamaïque	0,013	0,928	2501,5	3,51		
Rwanda	Élasticité inférieure à 0	-0,004	1,022	1691,1	5,36	
L'île Maurice		-0,370	8,637	195,2	9,55	

Source : par l'auteur

Table 25 : Estimations des élasticités de la perte de forêt 30 (ha) aux prix agricoles

Pays		Élasticité estimée	Ratio: seuil forêt / forêt initiale	Déforestation moyenne (ha) : 2001-2016	TCAM de la déforestation (ha) : 2001-2016	
Brésil	Élasticité supérieure à 1	1,202	0,001	2789424	4,834	
Indonésie	élasticités comprises entre 0 et 1	élasticités supérieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,459	0,992	0,004	1440823	7,656
Pérou			0,861	0,008	146513,8	6,494
République Centrafricaine			0,771	0,014	37920,84	3,734
Cameroun			0,698	0,021	54789,96	7,519
Malaisie			0,686	0,022	425184,7	3,377
Mozambique			0,682	0,023	143325,7	10,865
Tanzanie			0,667	0,025	115852,9	5,106
Gabon			0,655	0,026	21211,22	4,971
Paraguay			0,651	0,027	309650,2	5,445
Zambie			0,649	0,027	71162,05	11,770
Chili			0,624	0,031	99883,45	3,142
Thaïlande			0,616	0,033	91845,23	11,615
Equateur			0,608	0,034	40995,33	0,457
Guyane			0,607	0,034	9364,98	6,448
Madagascar		0,588	0,038	168646	9,934	
Viet Nam		0,584	0,039	126108,1	14,969	
Côte d'Ivoire		0,563	0,044	128310,8	4,063	
Suriname		0,552	0,047	8033,328	10,043	
Ethiopie		0,525	0,054	18827,87	4,552	
Cambodge		0,469	0,074	116699,9	13,715	
Guinée		élasticités inférieures à l'élasticité moyenne de l'échantillon soit 0,459	0,455	0,080	54064,94	18,735
Nicaragua			0,447	0,083	69031,61	7,769
Ouganda			0,446	0,084	35469,45	5,595
Honduras			0,446	0,084	50064,5	10,425
Guatemala			0,445	0,084	75163,53	8,674
Ghana			0,426	0,094	50055,62	6,912
Panama			0,391	0,114	19391,29	0,202
Costa Rica			0,323	0,166	11808,56	-0,099
Géorgie	0,284		0,206	540,2942	-0,493	
République Dominicaine	0,249		0,251	14738,54	6,219	
Bhoutan	0,248		0,253	941,6025	13,220	
Bangladesh	0,198		0,333	6476,519	10,674	
Malawi	0,153		0,429	8337,912	11,189	
El Salvador	0,076		0,654	3769,171	-1,930	
Jamaïque	0,030	0,845	2492,04	3,511		
Togo	Élasticité inférieure à 0	-0,028	1,167	1996,886	3,236	
Burundi		-0,034	1,210	1007,24	3,944	
Rwanda		-0,048	1,302	1464,643	4,688	
L'île Maurice		-0,398	9,121	171,8475	8,560	

Source : par l'auteur

Table 26: Les produits agricoles employés pour le calcul de l'indice de prix suivant Deaton et Miller (1996)

Countries	Catégories	Type1	Type2	Type3	Type4	Type5
Bangladesh	aliments et boissons	Céréales	Café, Thé, Cacao	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		
Bhoutan	aliments et boissons	Céréales		Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		
Brésil	aliments et boissons	Céréales	Huiles végétales	Viandes animales	Sucre	Café
Burundi	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Cambodge	aliments et boissons	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	
Cameroun	aliments et boissons	denrées alimentaires	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		Café, Thé, Cacao
R Centrafricaine	aliments et boissons	Céréales	Viandes animales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		Café, Thé, Cacao
Chili	denrées alimentaires	Céréales	Viandes animales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		
Costa Rica	aliments et boissons	denrées alimentaires	Huiles végétales	Sucre	Café	
Cote d'Ivoire	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales			
R Dominicaine	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Sucre		Café, Thé, Cacao
Equateur	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Sucre		Café, Thé, Cacao
El Salvador	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Sucre	Café	
Ethiopie	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Viandes animales	Sucre	Café
Gabon	aliments et boissons	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Géorgie	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Sucre	Café, Thé, Cacao
Ghana	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Guatemala	aliments et boissons	denrées alimentaires	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Coffee
Guinée	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Guyane	denrées alimentaires	Céréales	Sucre			
Honduras	denrées alimentaires	Huiles végétales	Sucre	Café		
Indonésie	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		Café, Thé, Cacao
Jamaïque	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Sucre		
Madagascar	denrées alimentaires	Céréales	Viandes animales		Sucre	Café, Thé, Cacao
Malawi	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Malaisie	aliments et boissons	denrées alimentaires	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	
Ile Maurice	denrées alimentaires	Céréales	Sucre	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		
Mozambique	denrées alimentaires	Céréales	Sucre	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		
Nicaragua	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Viandes animales	Sucre	Café
Panama	denrées alimentaires	Huiles végétales	Sucre	Café		
Paraguay	Céréales	Huiles végétales	Viandes animales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	
Pérou	denrées alimentaires	Céréales	Sucre	Café		
Rwanda	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Café, Thé, Cacao	Café	
Suriname	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales			
Thaïlande	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Viandes animales
Togo	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales, Huiles	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café
Ouganda	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales, Huiles	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Tanzanie	denrées alimentaires	Céréales	Huiles végétales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	Café, Thé, Cacao
Viet Nam	denrées alimentaires	Céréales	Café, Thé, Cacao	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir		Coffee
Zambie	aliments et boissons	denrées alimentaires	Céréales	Bois, coton, Caoutchouc, Cuir	Sucre	

Source : Par l'auteur

Conclusion Générale

1. Rappels de principaux résultats de la thèse

L'objectif principal de cette thèse a consisté à effectuer des études empiriques autour du thème mettant en relation les aires protégées, la déforestation et les performances agricoles au sein des pays en développement. Ces études ont été menées dans quatre chapitres traitant individuellement de la problématique générale de la thèse. Les principales contributions à la littérature autour du sujet qui en découlent sont nombreuses. La première est qu'il existe des interactions en matière de déforestation et de création d'aires protégées entre les municipalités de l'Amazonie Légale au Brésil. La deuxième contribution est que parmi les effets inattendus des aires protégées retrouvés dans la littérature économique (aggravation de la pauvreté, déplacement de la déforestation etc.), on compte également l'amélioration des pratiques agricoles qui a pour conséquence l'accroissement du progrès technique et l'évolution de la productivité globale des facteurs au sein des firmes agricoles. La troisième contribution est liée aux élasticités forêt-prix agricoles. Les élasticités de la perte de la forêt suite à la hausse des prix agricoles sont positives au sein des pays en développement dont la taille de la forêt est grande. Ceci témoigne de l'intensité de l'effet adverse des prix agricoles sur le processus de déforestation qui intervient à l'encontre de l'effet bénéfique causé par les aires protégées. L'adoption de pratiques agricoles défavorisant l'évolution de la déforestation tout en permettant d'accroître les rendements constitue l'une des principales recommandations à proposer au décideur de politique économique.

2. Recommandation de politiques économiques

De ces résultats découlent différentes recommandations de politique économique. La première est liée au fait que la politique de création des aires protégées, pour être efficace, doit prendre en compte les possibles interactions existantes entre les municipalités. La deuxième recommandation de politique économique porte sur l'assistance technique des agriculteurs au sein des pays en développement où les aires protégées sont désignées. Étant donné que la création des aires protégées peut transmettre un signal sur la nécessité d'utiliser les surfaces cultivables à bon escient, les décideurs de politique économique pourrait accompagner cet effet par une assistance technique auprès des firmes agricoles. Le but est de permettre à ces dernières de s'approprier de bonnes pratiques qui permettent de protéger l'environnement et notamment la forêt sans subir négativement les effets de restrictions aux surfaces forestières désignées comme des surfaces protégées. La troisième recommandation de politique économique porte sur la stabilisation des prix des matières premières agricoles.

Étant donné que les élasticités forêt-prix agricoles au sein de pays avec une taille de forêt abondante sont positives, au fur et à mesure que les prix agricoles seront en hausse, la déforestation augmentera. Ainsi, les agriculteurs trouveront des moyens de ne pas observer les règles de la protection pour mettre à profit les surfaces forestières cultivables. La stabilisation des prix peut être une politique favorable à la réduction de la déforestation. Cette action des décideurs de politique économique sera plus efficace s'ils accompagnent les firmes agricoles dans l'emploi de techniques agricoles permettant d'accroître les rendements tout en conservant les sols et la forêt disponible.

3. Possibles extensions

Des extensions du thème sont envisageables pour l'avenir. On peut se demander si les aires protégées peuvent être favorables à la réduction du chômage au sein des localités où elles sont désignées. En effet, le renforcement de la protection des surfaces protégées nécessite plus de main d'œuvre pour assurer un contrôle systématique de l'évolution de la forêt et de la biodiversité qui s'y trouve. Dans ce sens, si des ressources financières sont mobilisées pour un renforcement de la protection et de la surveillance des aires protégées, il pourrait résulter un accroissement des emplois au sein des localités et une amélioration du bien-être des populations.

Références bibliographiques

- Abler, G. D. and Sukhatme, A. V. (2006). The "efficient but Poor" Hypothesis. *Review of Agricultural Economics*, Vol 28, 3, pp338-343.
- Abman, R. (2018). Rule of Law and Avoided Deforestation from Protected Areas. *Ecological Economics*, Vol 146, pp 282-289.
- Akerberg, D., Benkard, L., Berry, S. and Pakes, A. (2007). Econometric Tools for Analyzing Market Outcomes. In J. Heckman and E. Leamer (eds), *Handbook of Econometrics*, Vol 6 (1) pp 4171 - 4276 Amsterdam: North-Holland.
- Aguiar, A., Câmara, G. and Escada, M. (2007). Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazônia: Exploring intra-regional heterogeneity. *Ecological Modelling*, 209, (2-4), 169-188.
- Aide, T., Clark, M., Grau, H., Lopez-Carr, D., Levy, M., Redo, D., . . . Muñiz, M. (2001-2010). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean. *Biotropica*, 45(2), 262-271.
- Aigner, D., Lovell, C. and Schimdt, P. (1977). Formulation and Estimation of Stochastic Frontier Production Function Models. *Journal of Econometrics*, 6, 21-37.
- Albers, H. and Ferraro, P. (2006). The economics of terrestrial biodiversity conservation in developing Nations. In R. Lopez and M.A Toman, eds. *Economic Development and Environmental Sustainability: New Policy Options* . Oxford University Press, USA, 382-411.
- Allen, C. J. and Barnes, F. D. (1985). The Causes of Deforestation in Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers*, Vol 75, pp 163-184.
- Alpay, E., Buccola, S. and Kerkvliet, J. (2002). Productivity Growth and Environmental Regulation in Mexican and U.S Food Manufacturing. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 84, N°4, pp 887-901.
- Alston, J. L., Libecap, D. G. and Mueller, B. (2000). Land Reform Policies, the Sources of Violent Conflict, and Implications for Deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol 39, pp 162-188.
- Alston, L. J., Libecap, D. G. and Schneider, R. (1996). The determinants and Impact of Property Rights: Land Titles on the Brazilian Frontier. *The Journal of Law, Economics & Organization*, Vol 12, N°1.
- Alves, D. (2002). Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing*, 23(14) 2903-2908.

- Amacher, S. G., Koskela, E. and Ollikainen, M. (2009). Deforestation and Land Use Under Insecure Property Rights. *Environment and Development Economics*, Vol 14, 3, pp 281-303.
- Ambec, S., Cohen, A. M., Elgie, S. and Lanoie, P. (2013). The Porter Hypothesis at 20: Can Environmental Regulation Enhance Innovation and Competitiveness? *Review of Environmental Economics and Policy*, 7(1), pp 2-22.
- Amin, M. A., Choumert, J., Combes, J.-L., Motel, C. P., Kere, N. E., Ongono-Olinga, J.-G. and Schwartz, S. (2018). Neighborhood effects in the Brazilian Amazon: protected area and deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management*, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.11.006>.
- Andam, S., Ferraro, J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, A. and Robalina, A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 105, N° 42, pp 16089-16094.
- Andam, S., Ferraro, J., Sims, E., Healy, A. and Holland, B. (2010). Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand . *Proceedings to the National Academy of Sciences*, Vol. 107, N°22, 9996-10001.
- Andrade de Sa, S., Delacote, P. and Kere, N. (2015). Spatial interactions in Tropical Deforestation: An application to the Brazilian Amazon. *Etudes et Documents*, N°3 Cerdi.
- Andrade de Sa, S., Palmer, C. and di Falco, S. (2013). Dynamics of indirect land use change: Empirical evidence from Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 65, pp 377-393.
- Angelsen, A. (1995). Shifting Cultivation and "Deforestation": A study from Indonesia. *World Development*, Vol 23, N°10, pp 1713-1729.
- Angelsen, A. (1999). Agricultural expansion and deforestation: modelling the impact of population, market forces and property rights. *Journal of Development Economics*, Vol 58, pp 185-218.
- Angelsen, A. (2001). Playing Games in the Forest: State-Local Conflicts of Land Appropriation. *Land Economics*, 77(2), 289-299.
- Angelsen, A. and Kaimowitz, D. (2001). *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. CABI and Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Araujo, C., Bonjean, A. C., Combes, J.-L., Motel, C. P. and Reis, J. E. (2009). Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, Vol 68, pp 2461-2468.

- Araujo, C., Combes, J.-L. and Feres, G. J. (2019). Determinants of Amazon deforestation: the role of off-farm income. *Environment and Development Economics*, Vol 24, 2, pp 138-156.
- Arcand, J.-L., Guillaumont, P. and Jeanneney, G. S. (2008). Deforestation and the real exchange rate. *Journal of Development Economics*, 86, 242-262.
- Arellano, M. and Bond, S. (1991). Some Tests of Specification for Panel Data: Monte Carlo Evidence and an Application to Employment Equations. *Review of Economic Studies*, Vol 58, pp 277-297.
- Arima, Y., Richards, P., Walker, R. and Caldas, M. (2011). Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 6, 024010 (7pp).
- Assunção, J., Gandour, C. C. and Rocha, R. (2012). Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: Prices or Policies? *Environment and Development Economics*, Vol 20, 6, 1-26, <https://doi.org/10.1017/S1355770X15000078>.
- Avila, D. F., Romano, L. and Garagorry, F. (2010). Agricultural Productivity in Latin America and the Caribbean and Sources of Growth. *Handbook of Agricultural Economics*, Vol 4, pp 3713-3768.
- Baek, J., Cho, Y. and Koo, W. W. (2009). The environmental consequences of globalization: A country-specific time-series analysis. *Ecological Economics*, Vol 68, 8-9, P 2255-2264.
- Baland, J.-M., Bardhan, P., Das, S. and Mookherjee, D. (2010). Forests to the People: Decentralization and Forest Degradation in the Indian Himalayas. *World Development*, Vol 38, 11, pp 1642 - 1656.
- Balmford, A., Gaston, J. K., Blyth, S., James, A. and Kapos, V. (2003). Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *PNAS*, Vol 100, N°3, pp 1046-1050.
- Balsdon, M. E. (2007). Poverty and the management of natural resources: A model of Shifting Cultivation. *Structural Change and Economic Dynamics*, Vol 18, pp 333-347.
- Barber, P., Cochrane, A., Souza, M. and Laurance, F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of the protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, Vol 177, pp 203-209.
- Barbier, B. E. and Burgess, J. C. (1996). Economic analysis of deforestation in Mexico. *Environment and Development Economics*, 1: 203-239.
- Barbier, E. B., Burgess, C. J. and Grainger, A. (2010). The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy*, Vol 27, pp 98-107.

- Beauchamp, E., Clements, T. and Milner-Gulland, E. J. (2018). Exploring trade-offs between development and conservation outcomes in Northern Cambodia. *Land Use Policy*, Vol 71, pp 431-444.
- Belotti, F., Hughes, G. and Mortari, A. (2017). Spatial panel-data models using stata. *The Stata Journal*, 17(1), 139-180.
- Besley, T. and Coate, S. (2003). Centralized versus decentralized provision of local public goods: a political economy approach. *Journal of Public Economics*, 87(12), 2611-2637.
- Bhattarai, M. and Hammig, M. (2001). Institutions and the Environmental Kuznets Curve for Deforestation: A cross country analysis for Latin America, Africa and Asia. *World Development*, Vol 29, 6, pp 995-1010.
- Bhattarai, M. and Hammig, M. (2001). Institutions and the Environmental Kuznets Curve for Deforestation: A cross country analysis for Latin America, Africa and Asia. *World development*, Vol 29, 6, pp 995-1010.
- Bhattarai, M. and Hammig, M. (2004). Governance, economic policy, and the environmental Kuznets curve for natural tropical forests. *Environment and Development Economics*, Vol 9, 3, pp 367-382.
- Binswanger, H. (1989). The Policy Response of Agriculture. *World Bank Economic Review*, Vol 3, pp 231-258.
- Binswanger, P. H. (1991). Brazilian Policies that Encourage Deforestation in the Amazon. *World Development*, Vol 19, N°7, pp 821-829.
- Blackman, A. (2015). Strict versus mixed-use protected areas: Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Ecological Economics*, Vol 112, pp 14-24.
- Blackman, A. and Naranjo, A. M. (2012). Does eco-certification have environmental benefits? Organic coffee in Costa Rica. *Ecological Economics*, 83, 58-66.
- Bodart, V., Candelon, B. and Carpentier, J.-F. (2015). Real exchanges rates, commodity prices and structural factors in developing countries. *Journal of International Money and Finance*, vol 51, 264-284.
- Borlaug, N. (2007). Feeding a Hungry World. *Science*, Vol 318.
- Boserup, E. (1975). The Impact of Population Growth on Agricultural output. *The Quarterly Journal of Economics*, Vol.89, N°2, 257-270.
- Boserup, E. (1976). Environment, Population and Technology in Primitive Societies. *Population and Development Review*, Vol.2, N°1, 21-36.
- Boussard, J.-M. (1985). La production agricole répond-elle aux prix? *Économie rurale*, N°167, pp 20-27.

- Bowman, M., Soares-Filho, B., Merry, F., Nepstad, D., Rodrigues, H. and Almeida, O. (2012). Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. *Land Use Policy*, 29(3), 558-568.
- Brandon, K., Gorenflo, J., Rodrigues, L. and Waller, W. (2005). Reconciling Biodiversity Conservation, People, Protected areas and Agricultural Suitability in Mexico. . *World Development*, Vol.33, N°9, pp 1403-1418.
- Brun, C., Cook, R. A., Lee, H. S., Wich, A. S., Koh, P. L. and Carrasco, R. L. (2015). Analysis of deforestation and protected area effectiveness in Indonesia: A comparison of Bayesian spatial models. *Global Environmental Change*, Vol 31, pp 285-295.
- Bruner, G. A., Gullison, E. R. and Balmdord, A. (2004). Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries. *Bioscience*, Vol 54, N°12.
- Bruner, G. A., Gullison, E. R., Rice, E. R. and da-Fonseca, B. A. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, Vol 291.
- Bulte, E. and Soest, v. (1996). Tropical Deforestation, Timber Concessions, and Slash and Burn Agriculture - Why Encroachment may promote Conservation of Primary Forests. *Journal of Forest Economics*, Vol 2, pp 55-66.
- Capobianco, J. P., Verissimo, A., Moreira, A., Sawyer, D., Dos Santos, I. and Pinto, L. P. (2001). Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. Estação Liberdade/ISA, São Paulo.
- Cattaneo, A. (2001). A General Equilibrium Analysis of Technology, Migration and Deforestation in the Brazilian Amazon. . *In Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*, (A. Angelsen & D. Kaimowitz, Eds), 69-90.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. and Lysenko, I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 443-455.
- Chen, Y., Schmidt, P. and Wang, H. (2014). Consistent estimation of the fixed effects stochastic frontier model. *Journal of Econometrics*, 181, pp 65-76.
- Chiaravalloti, M., Delelis, C., Tofoli, C., Padua, V., Ribeiro, T. and Menezes, A. (2015). Federal protected areas management strategies in Brazil: sustainable financing, staffing, and local development. *Natureza & Conservação*, pp 30-34.
- Chomitz, M. K. and Gray, A. D. (1996). Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize. *The World Bank Economic Review*, Vol 10, N°3, pp 487-512.

- Chouinard, H. H., Paterson, T., Wandschneider, R. P. and Ohler, M. (2008). Will Farmers Trade Profits for Stewardship? Heterogeneous Motivations for Farm Practice Selection. *Land Economics*, Vol 84, N°1, pp 66-82.
- Christainsen, B. and Haveman, H. (1981). The Contribution of Environmental Regulations to the Slowdown in Productivity Growth . *Journal of Environmental Economics and Management*, 8, 381- 390.
- Cisneros, E., Lian Zhou, S. and Börner, J. (2015). Naming and Shaming for Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. *Plos one*, 10 (9).
- Combes, J., Ebeke, H., Etoundi, N. and Yogo, U. (2014). Are Remittances and Foreign Aid a Hedge Against Food Price Shocks in Developing Countries ? *World Development*, Vol 54, pp 81-98.
- Combes, J.-L., Delacote, P., Motel, C. P. and Yogo, U. T. (2018). Public spending, credit and natural capital: does access to capital foster deforestation ? . *Economic Modelling*, Vol 73, pp 306-316.
- Combes, J.-L., Motel, C., Minea, A. and Villieu, P. (2015). Deforestation and seigniorage in developing countries: A tradeoff? *Ecological Economics*, Vol 116, pp 220-230.
- Combes, M., Choumert, J., Minea, A. and Sterner, T. (2014). Explorations in the Environment-Development Dilemma. Introduction. *Environmental and Resource Economics*,, 57, 479-485.
- Corrêa de Oliveira, R. and Simões de Almeida, E. (s.d.). Deforestation in the Brazilian Amazônia and spatial heterogeneity: a local environmental Kuznets curve approach. In 57th Annual North American Meetings of the Regional Science Association International. Available at: <http://www.poseconomia.ufv.br/docs/Seminario08-10-2010ProfEduardo.pdf>.
- Corson, C., Gruby, R., Witter, R., Hagerman, S., Suarez, D., Greenberg, S., . . . Campbell, M. L. (2014). Everyone's Solution ? Defining and Redefining Protected Areas at the Convention on Biological Diversity. *Conservation & Society*, Vol 12, 2, pp 190-202.
- Coxhead, I., Rola, A. and Kim, K. (2001). How Do National Markets and Price Policies Affect Land Use at the Forest Margin? Evidence from Philippines. *Land Economics*, 77 (2) 250-267.
- Cropper, M. and Griffiths, C. (1994). The interaction of Population Growth and Environmental Quality. *American Economic Review*, 84(2) 250-254.
- Cropper, M., Griffiths, C. and Mani, M. (1999). Roads, Population pressures and Deforestation in Thailand. *Land Economics*, Vol 75, N°1, pp 58-73.
- Cropper, M., Puri, J. and Griffiths, C. (2001). Predicting the location of deforestation: The role of roads and protected areas in north Thailand. *Land Economics*, 77(2) 172-186.

- Culas, J. R. (2006). Debt and Deforestation: A review of Causes and Empirical Evidence . *Journal of Developing Societies*, Vol 22(4): pp 347-358.
- Danielson, A. (2002). Agricultural Supply Response in Tanzania: Has Adjustment Really Worked? . *African Development Bank*.
- De Janvry, A., Fafchamps, M. and Sadoulet, E. (1991). Peasant Household Behaviour with Missing Markets: Some Paradoxes Explained. *The Economic Journal*, Vol 101, N°409, pp 1400-1417.
- De Loecker, J. (2007). Product differentiation, multi-product firms and estimating the impact of trade liberalization on productivity. *National Bureau of Economic Research*, Working paper N° 13155.
- Deacon, T. R. (1994). Deforestation and the rule of law in a cross-section of countries. *Land Economics*, Vol 70, 4, pp 414-430.
- Deaton, A. and Miller, R. (1996). International Commodity prices, macroeconomic performance and politics in Sub-Saharan Africa. *Journal of African Economies*, Vol 5, Issue 3, pages 99-191.
- Deininger, K. and Minten, B. (2002). Determinants of deforestation and the economics of protection: An application to Mexico. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(4), 943-960.
- Delacote, P. and Angelsen, A. (2015). Reducing Deforestation and Forest Degradation: Leakage or Synergy? *Land Economics*, Vol. 91, (3): 501-515.
- Delacote, P., Robinson, J. Z. and Roussel, S. (2016). Deforestation, leakage and avoided deforestation policies: A spatial analysis. *Resource and Energy Economics*, Vol 45, pp 192-210.
- Delgado, L. C. and Mellor, W. J. (1984). A Structural View of Policy Issues in African Agricultural Development. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 66, N°5, pp 665-670.
- Dias, L., Dias, D. and Magnusson, W. (2015). Influence of Environmental Governance on Deforestation in Municipalities of the Brazilian Amazon . *PLoS ONE*, 10(7), e0131425 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131425>.
- Drabo, A. (2017). Climate change mitigation and agricultural development models: Primary commodity exports or local consumption production. *Ecological Economics*, Vol 137, pp 110 - 125.
- Dvořák, K. A. (1992). Resource Management by West African Farmers and the Economics of Shifting Cultivation. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 74, N°3, pp 809-815.

- Elhorst, P. (2010a). Spatial Panel Data Models. Handbook of applied spatial analysis. *Edited by Fisher, M.M., Getis, , Springer, berlin Heidelberg: 377-407.*
- Elhorst, P. (2010b). Applied spatial econometrics: Raising the bar. *Spatial Economic Analysis*, 5:1, 9-28.
- Elhorst, P. (2014). Spatial Econometrics: from Cross-sectional Data to Spatial Panels. *Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer.*
- Elnagheeb, H. A. and Bromley, W. D. (1994). Extensification of agriculture and deforestation: empirical evidence from Sudan. *Agricultural Economics*, 10 : 193-200.
- Ewers, M. and Rodrigues, L. (2008). Estimates of reserve effectiveness are confounded by Leakage. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol.23, pp 113-116.
- Faria, R. W. and Almeida, N. A. (2016). Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, Vol 121, pp 85-97.
- Fearnside, M. (2003). Conservation Policy in Brazilian Amazonia: Understanding the Dilemmas. *World Development* , Vol. 31, N°5, pp 757-779.
- Fearnside, M. P. (2001). Land-Tenures Issues as Factors in Environmental Destruction in Brazilian Amazon: The case of Southern Para. *World Development*, Vol 29, N°8, pp 1361-1372.
- Fearnside, P. (2005). Deforestation in Brazilian Amazônia: History, Rates and Consequences. *Conservation Biology*, 19(3), 680-688.
- Françoso, R. D., Brandão, R., Nogueira, C. C., Salmons, Y. B., Machado, B. R. and Colli, G. R. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity Hotspot. *Natureza & Conservação*, 35 - 40.
- Galinato, I. G. and Galinato, P. S. (2016). The effects of government spending on deforestation due to agricultural land expansion and CO2 related emissions. *Ecological Economics*, Vol 122, pp 43-53.
- Gaston, J. K., Jackson, F. S., Cantu-Salazar, L. and Cruz-Pinon, G. (2008). The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 39, pp 93-113.
- Gaston, K., Jackson, S., Cantu-Salazar, L. and Cruz-Piñon. (2008). The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 39(1), 93-113.
- Gaveau, D., Epting, J., Owen, L., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M. and Leader-Williams, N. (2009). Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography*, 36(11), 2165-2175.

- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M. and Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, Vol 161, pp 230-238.
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M., Craigie, D. I., Hockings, M., Knights, K., . . . Burgess, N. D. (2015). Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. *Biological Conservation*, Vol 191, pp 692-699.
- Godoy, R., O'Neill, K., Groff, S., Kostishack, P., Cubas, A., Demmer, J., . . . Martinez, M. (1997). Household Determinants of Deforestation by Amerindians in Honduras. *World Development*, Vol 25, N°6, pp 977 - 987.
- Greene, W. (2005a). Fixed and Random effects in Stochastic Frontier Models. *Journal of Productivity Analysis*, 23, pp 7-32.
- Greene, W. (2005b). Reconsidering Heterogeneity in Panel Data Estimators of the Stochastic Frontier Model . *Journal of Econometrics*, 126, pp 269-303.
- Hansen, C. M., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A. S., Tyukavina, A., . . . Townshend, G. R. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850.
- Hargrave, J. and Kis-Katos, K. (2012). Economic Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon: A panel data analysis for the 2000s. *Environmental and Resource Economics*, 54(4), 471-494.
- Hazilla, M. and Kopp, J. (1990). Social Costs of Environmental Quality: A General Equilibrium Analysis. *Journal Of Political Economy*, Vol.98, N°4, pp 853-873.
- Hertel, W. T. (2011). The Global Supply and Demand for Agricultural Land in 2050:A perfect storm in the Making ? *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (2):259 - 275.
- Hertel, W. T. (2012). Implications of Agricultural Productivity for Global Cropland Use and GHG Emissions: Borlaug vs. Jevons. *GTAP Working Paper*, No 69.
- Hockings, M. (2003). Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. *Bioscience*, Vol 53, N°9.
- Hughes, G. and Mortari, A. (s.d.). A Command to estimate Spatial Panel Models in Stata. *German Stata Users' Group Meetings 2013*.
- Ibanez, M. and Blackman, A. (2016). Is Eco-Certification a Win-Win for Developing Country Agriculture? Organic Coffee Certification in Colombia. *World Development*, Vol 82, pp 14-27.
- Ickowitz, A. (2006). Shifting Cultivation and Deforestation in Tropical Africa: Critical Reflections. *Development and Change*, Vol 37, 3, pp 599–626.

- Ickowitz, A. (2011). Shifting cultivation and forest pressure in Cameroon. *Agricultural Economics*, Vol 42, pp 207–220.
- Igliori, D. (2006). Deforestation, growth and agglomeration effects: Evidence from agriculture in the Brazilian Amazon. Available at: <http://www.anpec.org.br/encontro2006/artigos/A06A102.pdf>.
- Imai, S. K., Gaiha, R. and Thapa, G. (2011). Supply response to changes in agricultural commodity prices in Asian countries. *Journal of Asian Economics*, vol 22, pp 61-75.
- Jayasuriya, S. (2001). Agriculture and Deforestation in Tropical Asia: An Analytical Framework. In *Agricultural Technologies and tropical Deforestation (Angelsen, A and Kaimowitz, D, Eds)*, pp 317-334.
- Joppa, N. L., Loarie, R. S. and Pimm, L. S. (2008). On the protection of "protected areas". *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol 105, N°18, pp 6673-6678.
- Joppa, N. and Pfaff, A. (2009). High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *Public Library of Science One, (PLOS one)*, 4 (12).
- Joppa, N. and Pfaff, A. (2011). Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society*, 278, 1633-1638.
- Kaimowitz, D., Thiele, G. and Pacheco, P. (1999). The Effects of Structural Adjustment on Deforestation and Forest Degradation in Lowland Bolivia. *World Development*, Vol 27, N°3, pp 505-520.
- Karki, T. (2013). Do protected areas and conservations incentives contribute to sustainable livelihoods? A case study of Bardia National Park, Nepal. *Journal of Environmental Management*, 128, 988-999.
- Kere, N. E., Choumert, J., Motel, C. P., Combes, J. L., Santoni, O. and Schwartz, S. (2017). Addressing Contextual and Location Biases in the Assessment of Protected Areas Effectiveness on Deforestation in the Brazilian Amazônia. *Ecological Economics*, 148 - 158.
- Khandker, S., Koolwal, G. and Samad, H. (2010). *Handbook on impact Evaluation: Quantitative Methods and Practices*. The International Bank for Reconstruction and Development / the World Bank.
- Kolk, A. (1998). From Conflicts to Cooperation: International Policies to Protect the Brazilian Amazon. *World Development*, Vol. 26, N°8, pp 1481-1493.
- Kumbhakar, C. and Heshmati, A. (1995). Efficiency Measurement in Swedish Dairy Farms: An application of Rotating Panel Data, 1976-88. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.77, N°3, pp 660-674.
- Kumbhakar, C., Wang, H. and Horncastle, P. (2015). *A Practitioner's Guide to Stochastic Frontier Analysis Using Stata*. Cambridge University Press.

- Kumbhakar, S. C. and Lovell, C. A. (2000). Stochastic Frontier analysis., *Cambridge University Press*, New York 90.
- La Nauze, A. and Mezzetti, C. (2019). Dynamic incentive regulation of diffuse pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol 93, P 101-124.
- Lancaster, T. (2000). The Incidental parameter problem since 1948. *Journal of Econometrics*, 95, 391 - 413.
- Lanoie, P. and Llerena, D. (2009). Des billets verts pour des entreprises agricoles vertes. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 90 (2), 155-184.
- Lapola, D., Schaldach, R., Alcamo, J., Bondeau, A., Koch, J., Koelking, C. and Priess, J. (2010). Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil . *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(8), 3388-3393.
- Larson, A. B. and Bromley, W. D. (1991). Natural Resource Prices, Export Policies, and Deforestation: the Case of Sudan. *World Development*, Vol 19, N°10, pp 1289-1297.
- Lebois, A., Damette, O. and Wolfersberger, J. (2017). What has Driven Deforestation in Developing Countries Since the 2000s? Evidence from New Remote-Sensing Data. *World Development*, Vol. 92, pp. 82-102.
- Lee, L.-F. and Yu, J. (2010). Estimation of spatial autoregressive panel data models with fixed effects. *Journal of Econometrics*, Vol 154, pp 165-185.
- LeSage, J. (2014). What regional scientists need to know about spatial econometrics. Rochester, NY: Social Science Research Network. Available at: <http://papers.ssrn.com/sol3/Papers.cfm?abstractid=2420725>.
- LeSage, J. and Pace, R. (2009). Introduction to spatial econometrics. Boca Raton, FL: CRC Press Taylor and Francis.
- Levi, S. (1976). Population Pressure and Agricultural Change in the Land-intensive Economy. *Journal of Development Studies*, Vol.13, pp 61-78.
- Levinsohn, J. and Petrin, A. (2003). Estimating Production Functions using inputs to control for unobservables. *Review of Economic Studies*, Vol 70, 317 - 341.
- Lewis, S. L., Edwards, D. P. and Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, Vol 349, 6250 pp 827-832.
- Lewis, S., Edwards, D. and Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250) 827-832.
- Lin, W., Dean, w. G. and Moore, V. C. (1974). An Empirical Test of Utility vs Profit Maximization in Agricultural Production. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 56, N°3, pp 497-508.

- Liu, Z. and Kontoleon, A. (2018). Meta-Analysis of Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services Programmes in Developing Countries. *Ecological Economics*, Vol 149, pp 48-61.
- Lockwood, M. (2010). Good governance for terrestrial protected areas: A framework, principles and performance outcomes. *Journal of Environmental Management*, Vol 91, pp 754-766.
- Lutz, E. and Young, M. (1992). Integration of Environmental Concerns into Agricultural Policies of Industrial and Developing Countries. *World Development*, Vol 20, No 2, pp. 241-253.
- Macedo, N., Defries, S., Morton, C., Stickler, M., Galford, L. and Shimabukuro, E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 109, N°4, 1341-1346.
- Mann, L. M., Kaufmann, K. R., Bauer, D., Gopal, S., Vera-Diaz, C. D., Nepstad, D., . . . Amacher, S. G. (2010). The Economics of cropland conversion in Amazonia: The importance of agricultural rent. *Ecological Economics*, Vol 69, 7, pp 1503-1509.
- Marschak, J. and Andrews, H. W. (1944). Random simultaneous equations and the theory of production. *Econometrica*, Vol 12, issue 3.
- Mathevet, R., Thompson, D. J., Folke, C. and Chapin III, S. F. (2016). Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological applications*, Vol 26, 1, pp 5-16.
- Meeusen, W. and van den Broeck, J. (1977). Efficiency Estimation from Cobb-Douglas Production Functions with Composed Error. *International Economic Review*, 18, 435-444.
- Mendelsohn, R. (1994). Property Rights and Tropical Deforestation. *Oxford Economic Papers*, New series, Vol 46, Special Issue on Environmental Economics, pp 750-756.
- Mertens, B., Kaimowitz, D., Puntodewo, A., Vanclay, J. and Mendez, P. (2004). Modelling deforestation at distinct geographic scales and time periods in SantaCruz, Bolivia. *International Regional Science Review*, 27(3), 271-296.
- Mertens, B., Pocard-Chapius, R., Piketty, M.-G., Lacques, A.-E. and Venturieri, A. (2002). Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: the case of São Félix do Xingu in South Para. *Agricultural Economics*, 27(3), 269-294.
- Mertens, B., Sunderlin, D. W., Ndoye, O. and Lambin, F. E. (2000). Impact of Macroeconomic Change on Deforestation in South Cameroon: Integration of Household Survey and Remotely-sensed data. *World Development*, Vol 28, 6, pp 983-999.

- Mertz, O. (2002). The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. *Agroforestry Systems*, Vol 55, pp 149–159.
- Metzger, J. P. (2003). Effects of Slash-and-burn Fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation*, Vol 30, 2, 1-00.
- Meyfroidt, P., Lambin, E., Erb, K. and Hertel, T. (2013). Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 438-444.
- Millikan, B. (1998). *Políticas Públicas e Desenvolvimento Sustentável em Rondônia: Situação atual e abordagem para um planejamento participativo de estratégias para o Estado*. Governo do Estado de Rondônia. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral, Projeto de Cooperação Técnica ao Planaflo, Projeto BRA/94/007, Porto Velho. p 112.
- Mills, H. J. and Waite, A. T. (2009). Economic prosperity, biodiversity conservation and the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics*, Vol 68, 7, pp 2087-2095.
- Miranda, J., Corral, L., Blackman, A., Asner, G. and Lima, E. (2016). Effects of Protected Areas on Forest Cover Change and Local Communities: Evidence from the Peruvian Amazon. *World Development*, Vol. 78, pp 288-307.
- Miteva, A., Pattanayak, K. and Ferraro, J. (2012). Evaluation of biodiversity policy instruments : what works and what doesn't? *Oxford Review of Economy Policy*, Vol. 28, pp 69-92.
- Mlachila, M. and Ouedraogo, R. (2017). Financial Development Resource Curse in Resource-Rich Countries: The Role of Commodity Prices Shocks . *IMF Working Papers*, 163.
- Mueller, B. (1997). Property Rights and the Evolution of a Frontier. *Land Economics*, Vol 73, N°1, pp 42-57.
- Mueller, B., Alston, L., Libegap, D. G. and Schneider, R. (1994). Land, Property Rights and Privatization in Brazil. *The Quarterly review of Economics and Finance*, Vol 34, pp 261-280.
- Müller, J. (1974). On sources of Measured Technical Efficiency: The Impact of Information. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 56, N°4, pp 730-738.
- Myers, N. (1992). Tropical Forest: The Policy Challenge. *The Environmentalist*, vol 12, pp 15-27.
- Nelson, A. and Chomitz, K. (2011). Effectiveness of strict vs Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. *PLoS ONE*, , 6(8), e22722.

- Nelson, A. and Chomitz, K. M. (2009). Protected area effectiveness in reducing tropical deforestation: a global analysis of the impact of protection status (english). *IEG evaluation brief*, N°7, Washington, DC: World Bank.
- Nelson, C. G. and Hellerstein, D. (1997). Do Roads Cause Deforestation? Using Satellite Images in Econometric Analysis of Land Use. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 79, N°1, pp 80 - 88.
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., . . . Hes, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118-1123.
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., . . . Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigeneous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65-73.
- Nepstad, D., Soares-Filho, B., Merry, F., Lima, A., Moutinho, P., Carter, J., . . . Stella, O. (2009). The end of deforestation in the Brazilian Amazon . *Science*, 326, 1350-1351.
- Nielsen, U., Mertz, O. and Noweg, G. T. (2006). The Rationality of Shifting Cultivation Systems: Labor Productivity Revisited. *Human Ecology*, Vol 34, N° 2.
- Ninan, K. N. and Inoue, M. (2013). Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. *Ecological Economics*, Vol 93, pp 137-149.
- Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K. and Soares-Filho, B. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), 4956-4961.
- Norsworthy, R., Harper, J. and Kunze, K. (1979). The slowdown in Productivity Growth: Analysis of some Contributing Factors. *Brookings Papers on Economic Activity*, N°2, pp 387-421.
- O'Brien, E. W. (2002). The Nature of Shifting Cultivation: Stories of Harmony, Degradation, and Redemption. *Human Ecology*, Vol 30, N°4.
- Ocran, K. M. and Biekpe, N. (2008). Agricultural commodity supply response in Ghana. *Journal of Economic Studies*, Vol 35, Issue 3, pp 224 - 235.
- Ola, O., Menapace, L., Benjamin, E. and Lang, H. (2019). Determinants of the environmental conservation and poverty alleviation objectives of payments for Ecosystem Services (PES) programs. *Ecosystem Services*, Vol 36, pp 52-66.
- Oliviera, C., Asner, P., Knapp, E., Almeyda, A., Galvan-Gildemeister, R., Keene, S., . . . Smith, C. (2007). Land-use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science*, Vol. 317, 1233-1236 .
- Olley, S. G. and Pakes, A. (1996). The Dynamics of productivity in the telecommunications equipment industry. *Econometrica*, 12: 143 -205.

- Pace, K., LeSage, J. and Zhu, S. (2012). Spatial Dependence in Regressors In: Thomas B. Fomby, R. Carter Hill, Ivan Jeliazkov, Juan Carlos Escanciano and Eric Hillebrand (Eds). *Advances in Econometrics*, Vol 30, pp 257-295, (Series Eds., Volume editors: Dek Terrell and Daniel Millinet).
- Pacheco, P. (2006). Agricultural expansion and deforestation in lowland Bolivia: the import substitution versus the structural adjustment model. *Land use policy*, 23, pp 205-225.
- Pacheco, P. (2012). Actor and frontier types in the Brazilian Amazon: Assessing interactions and outcomes associated with frontier expansion. *Geoforum*, 43 (4), 864-874.
- Pagiola, S., Von Glehn, C. H. and Taffarello, D. (2013). Brazil's Experience with Payments for Environmental Services. *World Bank*.
- Palmer, C. and di Falco, S. (2012). Biodiversity, poverty and development. *Oxford Review of Economic Policy*, 28(1), 48-68.
- Palmer, K., Oates, E. and Porteny, R. (1995). Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? *Journal of Economics Perspectives* , Vol.9, N°4, pp 119-132.
- Palomo, I., Montes, C., Martin-Lopez, B., Gonzalez, A. J., Garcia-Llorente, M., Alcorlo, P. and Mora, G. R. (2014). Incorporating the Social-Ecological Approach in Protected Areas in the Anthropocene. *BioScience*, Vol 64, 3, pp 181-191.
- Pascuala, U. and Barbier, B. E. (2006). Deprived land-use intensification in shifting cultivation: the population pressure hypothesis revisited. *Agricultural Economics*, Vol 34, pp 155–165.
- Pfaff, A. (1999). What Drives Deforestation in the Brazilian Amazon ? Evidence from the satellite and socioeconomic data. *Journal of Environmental Economics and Management*, 37(1), 26-43.
- Pfaff, A. and Walker, R. (2010). Regional interdependence and forest “transitions”: Substitute deforestation limits the relevance of local reversals. *Land Use Policy*, Vol 27, pp 119-129.
- Pfaff, A., Robalino, J. and Herrera, D. (2011). Decentralization given environment - development tradeoffs: federal versus state conservation and impacts on Amazon deforestation. *Working paper*, <http://www.webmeets.com/files/papers/aere/2011/536/PfaffRobalinoHerrera-PoliticalEconomy.pdf>.
- Pfaff, A., Robalino, J., Herrera, D. and Sandoval, C. (2015a). Protected Areas' Impacts on Brazilian Amazon Deforestation: Examining Conservation - Development Interactions to Inform Planning. *Plos one*, 10 (7).

- Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C. and Herrera, D. (2014). Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development* , Vol. 55, pp 7-20.
- Pfaff, A., Robalino, J., Sanchez-Azofeifa, G., Andam, K. and Ferraro, P. (2009). Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across Costa Rica. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 9(2).
- Pfaff, A., Robalino, J., Sandoval, C. and Herrera, D. (2015b). Protected areas types, strategies and impacts in Brazil's Amazon: public protected area strategies do not yield a consistent ranking of protected area types by impact. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 370 (1681).
- Pfaff, A., Robalino, J., Walker, R., Aldrich, S., Caldas, M., Reis, E., . . . Kirby, K. (2007). Roads Investments, Spatial Spillovers and Deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal Regional Science*, Vol 47, N°1, pp 109-123.
- Pingali, L. and Binswanger, P. (1986). Population Density, Market Access and Farmer-Generated Technical Change in Sub-Saharan Africa. Discussion paper, World Bank.
- Piquer-Rodriguez, M., Baumann, M., Butsic, V., Gasparri, H. I., Gavier-Pizarro, G., Volante, J. N., . . . Kuemmerle, T. (2018). The potential impact of economic policies on future land-use conversions in Argentina. *Land Use Policy*, Vol 79, pp 57-67.
- Porter, E. and Linde, C. (1995). Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. *The Journal of Economic Perspectives*, Vol.9, N°4, pp 97-118.
- Portillo-Quintero, C. A. and Sanchez-Azofeifa, G. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, Vol 143, 1, P 144-155.
- Práválie, R. (2018). Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. *Earth-Science Reviews*, Vol 185, pp 544 - 571.
- Ricketts, T., Soares-Filho, B., da Fonseca, G., Nepstad, D., Pfaff, A., Peterson, A., . . . Victurine, R. (2010). Indigenous Lands, Protected areas and Slowing Climate Change. *PLoS Biol*, 8(3): e1000331.
- Robalino, J. (2007). Land conservation policies and income distribution: who bears the burden of our environmental efforts. *Environment and Development Economics*, 12, 521-533.
- Robalino, J. and Herrera, L. D. (2009). Trade and Deforestation: a literature review. *WTO staff working paper*, N° ERSD-2010-04.
- Robalino, J. and Pfaff, A. (2012). Contagious development: Neighbor interactions in deforestation. *Journal of Development Economics*, 97, 427-436.

- Robalino, J., Pfaff, A. and Villalobos, L. (2017). Heterogenous Local Spillovers from Protected Areas in Costa Rica. *Journal of the Association of Environmental and Resources Economists*, 4(3).
- Rudel, T. K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner, B. L., DeFries, R., Lawrence, D., . . . Grau, R. (2009). Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *PNAS*, Vol 106, N° 49, pp 20675–20680.
- Ruf, F. (2001). Tree Crops as Deforestation and Reforestation Agents: the Case of Cocoa in Côte d'Ivoire and Sulawesi. In *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation* (Angelsen, A and Kaimowitz, D, Eds) , pp 291- 315.
- Sadeghzadeh, J. (2014). The Impact of environmental policies on productivity and market competition. *Environment and Development Economics*, 19: 548 - 565.
- Sanchez, L. F. and Stern, D. I. (2016). Drivers of industrial and non-industrial greenhouse gas emissions. *Ecological Economics*, Vol 124, pp 17-24.
- Sanchez-Azofeifa, G., Daily, G., Pfaff, A. and Busch, C. (2003). Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation*, 109 (1), 123-135.
- Sauquet, A., Marchand, S. and Feres, G. (2014). Protected areas, local governments, and strategic interactions: The case of the ICMS-Ecológico in the Brazilian state of Parana. *Ecological Economics*, 107, 249-258.
- Schiff, M. and Montenegro, E. C. (1997). Aggregate Agricultural Supply Response in Developing Countries: A Survey of Selected Issues. *Economic Development and Cultural Changes*, Vol 45, N°2, pp 393-410.
- Schmitz, C., Kreidenweis, U., Lotze-Campen, H., Popp, A., Krause, M., Dietrich, J. and Müller, C. (2015). Agricultural Trade and tropical deforestation: interactions and related policy options. *Regional Environmental Change*, 15: 1757-1772.
- Schultz, W. T. (1966). Transforming Traditional Agriculture: Reply. *Journal of farm Economics*, Vol 48, 4, pp1015-1018.
- Schuyt, D. K. (2005). Economic consequences of wetland degradation for local populations in Africa. *Ecological Economics*, Vol 53, 2, P 177-190.
- Shively, E. G. (2001). Agricultural Change, Rural Labor Markets, and Forest Clearings: An Illustrative Case from the Philippines. *Land Economics*, Vol 77, N°2, pp 268 - 284.
- Sims, E. R. (2014). Do Protected Areas reduce Forest Fragmentation ? A Microlandscapes Approach. *Environmental and Resource Economics*, Vol 58, pp 303 - 333.
- Sims, R. E. (2010). Conservation and development: Evidence from Thai protected areas. *Journal of Environmental Economics and Management* , 60, 94-114.

- Soares-Filho, B., Moutinhob, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., . . . Missa, L. (2010). Role of Brazilian Amazon Protected areas in Climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(24), 10821-10826.
- Soliku, O. and Schraml, U. (2018). Making sense of protected area conflicts and management approaches: A review of causes, contexts and conflict management strategies. *Biological Conservation*, Vol 222, pp 136-145.
- Southgate, D., Sierra, R. and Brown, L. (1991). The Causes of Tropical Deforestation in Ecuador: A statistical Analysis. *World Development*, Vol 9, N°9, pp 1145-1151.
- STERN, D. I. (2004). The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development*, Vol 32, N° 8, pp 1419–1439.
- Takasaki, Y. (2006). A model of shifting cultivation: can soil conservation reduce deforestation? *Agricultural Economics*, Vol 35, pp 193–201.
- Tapia-Armijos, F. M., Homeier, J., Espinosa, I. C., Leuschner, C. and Cruz, M. (2015). Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s - Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLOS one*, Vol 10, (9).
- Toni, F. (2011). Decentralization and REDD+ in Brazil. *Forests*, 2(1), 66-85.
- Tritsch, I. and Tourneau, F.-M. (2016). Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. *Applied Geography*, Vol 76, pp 163-172.
- Van Beveren, I. (2012). Total Factor productivity estimation: A practical review. *Journal of Economic Surveys*, Vol 26, N°1, pp 98-128.
- Van Soest, P. D., Bulte, H. E., Angelsen, A. and van Kooten, C. (2002). Technological change and tropical deforestation: a perspective at the household level. *Environment and Development Economics*, pp 269 - 280.
- Verburg, R., Filho, R. S., Lindoso, D., Debortoli, N., Litre, G. and Bursztyn, M. (2014). The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. *Land Use Policy*, Vol 37, pp 14-26.
- Verissimo, A., Rolla, A., Vedoveto, M., Maior, S., Monteiro, A., Brito, B. . . . Futada, M. (2011). *Protected Areas in the Brazilian Amazon: Challenges & opportunities*. IMAZON/ISA.
- Villoria, N. B., Byerlee, D. and Stevenson, J. (2014). The Effects of Agricultural Technological Progress on Deforestation: What Do We Really Know ? *Applied Economic Perspectives and Policy*, Vol 36, 2, pp 211–237.
- Wearn, O., Reuman, D. and Ewers, R. (2012). Extinction Debt and Windows of Conservation Opportunity in the Brazilian Amazon. *Science*, 337(6091), 228-232.

- Wendland, K., Bauman, M., Lewis, D., Sieber, A. and Radeloff, V. (2015). Protected area effectiveness in European Russia: a post-matching panel data analysis. *Land Economics*, 91(1) 149-168.
- West, P., Igoe, J. and Brockington, D. (2006). Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas. *Annual Review of Anthropology*, Vol 35, pp 251-277.
- Wilkie, S. D., Carpenter, F. J. and Zhang, Q. (2001). The under-financing of protected areas in the Congo Basin: so many parks and so little willingness-to-pay. *Biodiversity and Conservation*, Vol 10, pp 691-709.
- Zimmerer, S. (2011). "CONSERVATION BOOMS" WITH AGRICULTURAL GROWTH ? Sustainability and Shifting Environmental Governance in Latin America, 1985-2008 (Mexico, Costa Rica, Brazil, Peru, Bolivia). *Latin American Research Review*, Vol. 46, pp 82-114.