

[Free Access](#) to the whole issue

Cahiers Agricultures

Agriculture et services écosystémiques dans les pays du Sud. Coordonnateurs :
Georges Serpantié, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy, Jean-Christophe
Castella, Malyne Neang

☐ [Open Access](#)

Article de synthèse / Review Article

Intégrer la notion de service écosystémique dans les politiques et les pratiques agricoles des
pays du Sud

Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy, Jean-Christophe Castella, Malyne Neang, Georges Serpantié and
Pablo Tiftonell

Published online: 20 April 2022

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2022005>

[Full HTML](#) | [PDF \(359.3 KB\)](#) | [ePUB \(801.0 KB\)](#) | [References](#)

☐ [Open Access](#)

Article de recherche / Research Article

Services écosystémiques et riziculture autour du lac de Tonle Sap, Cambodge
Malyne Neang and Philippe Méral

Published online: 11 November 2021

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2021030>

[Full HTML](#) | [PDF \(5.451 MB\)](#) | [ePUB \(5.061 MB\)](#) | [References](#)

☐ [Open Access](#)

Article de synthèse / Review Article

Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia,
Argentina – A review

Published online: 11 November 2021

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2021029>

[Full HTML](#) | [PDF \(1.345 MB\)](#) | [ePUB \(1.831 MB\)](#) | [References](#)

☐ Open Access

Article de recherche / Research Article

Co-production of ecosystem services through agricultural practices: perception of stakeholders supporting smallholders in the Brazilian Amazon

Antonio Gabriel Lima Resque, Marie-Gabrielle Piketty, Emilie Coudel, Samir Messad and Christophe Le Page

Published online: 09 April 2021

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2021006>

[Full HTML](#) | [PDF \(1.785 MB\)](#) | [ePUB \(2.879 MB\)](#) | [References](#) | [Supplementary Material](#)

☐ Open Access

Article de recherche / Research Article

Une approche cognitive co-constructiviste pour définir un service environnemental « bassin versant ». Cas de Tolongoïna, Madagascar

Georges Serpantié, Albert Rakotonirina, Jean-Christophe Poussin, Aurélie Toillier and Fano Andriamahefazafy

Published online: 16 March 2021

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2021004>

[Full HTML](#) | [PDF \(4.376 MB\)](#) | [ePUB \(6.739 MB\)](#) | [References](#)

☐ Open Access

Article de recherche / Research Article

Explorer l'impact environnemental des transformations agraires en Asie du Sud-Est grâce à l'évaluation participative des services écosystémiques

Jean-Christophe Castella and Guillaume Lestrelin

Published online: 12 January 2021

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2020042>

[Full HTML](#) | [PDF \(5.427 MB\)](#) | [ePUB \(2.766 MB\)](#) | [References](#)

☐ Open Access

Article de recherche / Research Article

Païement pour services environnementaux (PSE) et motivations des usagers des terres d'un bassin versant. Cas de l'hydroélectricité à Tolongoïna, Madagascar

Fano Andriamahefazafy, Albert Rakotonirina and Georges Serpantié

Published online: 15 December 2020

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2020034>

[Full HTML](#) | [PDF \(1.612 MB\)](#) | [ePUB \(3.071 MB\)](#) | [References](#)

☐ Open Access

Article de recherche / Research Article

L'agroécosystème et les génies chez les Sèmè du Burkina Faso. Réflexion sur la notion de services écosystémiques culturels

Anne Fournier

Published online: 21 August 2020

DOI: <https://doi.org/10.1051/cagri/2020024>

Intégrer la notion de service écosystémique dans les politiques et les pratiques agricoles des pays du Sud

Philippe Méral¹ , Fano Andriamahefazafy² , Jean-Christophe Castella¹ , Malyne Neang³ ,
Georges Serpantié^{4,*}  et Pablo Tittone^{5,6,7,8} 

¹ UMR SENS (IRD, CIRAD, UPVM), Univ. Montpellier, 34000 Montpellier, France

² C3ED-M, Mention économie, Université d'Antananarivo, BP 905, Antananarivo, Madagascar

³ Consultante, 61 Les Seignes, 25790 Les Gras, France

⁴ UMR SENS (IRD, CIRAD, UPVM), Univ. Montpellier, IRD, BP 182, Ouagadougou 01, Burkina Faso

⁵ INTA-CONICET, IFAB, GIAASP, Modesta Victoria 4450-CC 277, 8400 San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina

⁶ CIRAD, UPR AIDA, 34398 Montpellier, France

⁷ AIDA, Univ. Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

⁸ Groningen Institute of Evolutionary Life Sciences, Groningen University, P.O. Box 11103, 9700 CC Groningen, The Netherlands

Résumé – La notion de service écosystémique est devenue incontournable dans les discours institutionnels et académiques en dépit des controverses et des critiques. Initialement portée par les acteurs de la conservation de la biodiversité, elle connaît depuis plusieurs années un déploiement dans les milieux agricoles. Si l'idée selon laquelle les fonctionnalités des écosystèmes sont déterminantes dans la production agricole n'est pas nouvelle, cette notion permet de mettre en évidence les nouveaux enjeux liés aux changements climatiques et aux besoins alimentaires croissants. Ces enjeux étant particulièrement importants dans les pays du Sud, la plupart des pays dits à faible revenus ou à revenus intermédiaires, il est alors pertinent de s'interroger sur l'intérêt de cette notion sur le plan des pratiques et des politiques agricoles menées dans ces pays. Cet article, introductif au numéro thématique des *Cahiers Agricultures* « Agriculture et services écosystémiques dans les pays du Sud », retrace l'émergence de cette notion, discute de son importance dans une logique d'intensification écologique des agricultures, avant de présenter les articles qui composent ce numéro thématique. Tout en adoptant une posture critique vis-à-vis de la notion, notamment lorsqu'elle est adossée à des mécanismes de paiement, il insiste sur l'importance de la co-construction avec les paysans des référentiels d'action à adopter.

Mots clés : services écosystémiques / co-construction / durabilité / agroécologie / paiements pour services environnementaux

Abstract – Integrating the concept of ecosystem services into agricultural policies and practices in the South. The notion of ecosystem services has become an essential part of institutional and academic discourses, despite controversies and criticisms. Initially promoted by biodiversity conservationists, it has been deployed in agriculture for several years. Although the idea that ecosystem functionalities are a determining factor in agricultural production is not new, this notion allows us to highlight the new challenges linked to climate change and growing food needs. Since these issues are particularly important in the context of the Global South, comprising most of the so-called low- and middle-income countries (LMIC), it is important to consider the relevance of this concept in terms of practices and policies. This article, which introduces the thematic issue of *Cahiers Agricultures* "Agriculture and ecosystem services in the Global South", traces the emergence of this notion and discusses its importance in the context of ecological intensification of agriculture before presenting the articles that make up this thematic issue. While adopting a critical stance towards the notion, particularly when it is backed by payment mechanisms, the paper insists on the need of co-constructing with farmers the frames of reference for action to adopt.

Keywords: ecosystem services / co-construction / sustainability / agroecology / payments for environmental services

*Auteur de correspondance : georges.serpantie@ird.fr

1 Introduction

La notion de service écosystémique a pris une place significative dans les arènes internationales depuis une quinzaine d'années, notamment à l'issue des travaux du Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Par service écosystémique, on entend l'ensemble des biens et services que les sociétés humaines retirent du bon fonctionnement des écosystèmes. Cela concerne les services dits d'approvisionnement (qui concernent essentiellement des biens alimentaires, énergétiques, médicaux...), les services de régulation comme, par exemple, le maintien des sols et la régulation du climat mondial, et les services culturels rassemblant l'ensemble des bienfaits apportés par les écosystèmes pour l'épanouissement des individus et des sociétés (nature patrimoniale ou identitaire, nature récréative...). En remettant l'écosystème au centre, et en examinant la totalité de ses liens avec les sociétés humaines (dans une approche anthropocentrée de l'écosystème), la notion crée un élargissement des préoccupations par rapport aux seules ressources renouvelables, leurs usages et modes de gestion, ouvrant la voie à d'autres manières d'évaluer l'état de la planète, de nouvelles raisons de protéger la biodiversité tout en la valorisant pour le bien-être humain.

Initialement portée par les acteurs de la conservation de la biodiversité pour justifier l'accroissement des aires protégées et mobiliser des financements pour leur gestion, cette notion s'est progressivement étendue au domaine agricole. Dès 2007, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) publie un document de synthèse mettant en avant l'intérêt de cette notion pour la rétribution des agriculteurs au titre des services produits pour d'autres acteurs (FAO, 2007). En France, l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) développe à la même époque des expertises sur les « services intrants » rendus par la biodiversité des sols ou des milieux semi-naturels des paysages agricoles (Le Roux *et al.*, 2008). Cette introduction s'est finalement réalisée de manière diverse et diffuse (Tancoigne *et al.*, 2014). Elle a trouvé un écho particulier dans les travaux sur l'intensification écologique (Bommarco *et al.*, 2013 ; Tittonell, 2014), l'agroécologie (Gaba *et al.*, 2015), l'agroforesterie (Rapidel *et al.*, 2011 ; Seghieri et Harmand, 2019), l'élevage (Trilleras *et al.*, 2015), etc.

Cette relation entre services écosystémiques et agriculture apparaît dorénavant incontournable à l'échelle de la planète, en raison notamment de la croissance démographique et des besoins nutritionnels associés. Elle l'est d'autant plus dans les pays du Sud, situés essentiellement dans la zone tropicale, où les enjeux de sécurité alimentaire et de lutte contre la pauvreté côtoient ceux liés aux changements environnementaux : sécheresse, désertification, changement climatique, érosion des sols et de la biodiversité. Pour autant, les recherches scientifiques sur cette relation dans les pays du Sud ont peu d'écho sur les politiques agricoles, si bien que cette notion de service écosystémique persiste encore, pour de nombreux acteurs institutionnels (administrations, bailleurs de fonds, opérateurs privés, etc.), à relever du domaine de la conservation des espaces protégés d'où elle est issue. Ainsi, malgré des recherches prometteuses sur l'interface agriculture/service écosystémique/sécurité alimentaire (voir, par exemple, Félix *et al.*, 2018a ; El Mujtar *et al.*, 2019), si l'on se place du

point de vue des institutions et des acteurs non scientifiques de ces pays, cette notion est souvent assimilée à un discours porté par les conservationnistes dans un souci de légitimer et de financer des espaces protégés.

À l'échelle internationale, deux tendances récentes renforcent ce besoin d'appliquer cette notion en dehors des seules aires protégées. La première est liée à l'idée selon laquelle la lutte contre les changements environnementaux mondiaux passera par une meilleure prise en compte des interactions entre biodiversité et santé, biodiversité et sécurité alimentaire, biodiversité et changement climatique, etc. Cette conceptualisation, en adéquation avec la logique des objectifs du développement durable, vise à rompre avec les approches en silos thématiques. Elle invite à prendre en considération les interdépendances entre écosystèmes et sociosystèmes et, de fait, s'oppose à une vision ségrégative des espaces, avec d'un côté des espaces sanctuarisés au titre des services de régulation fournis, et de l'autre des espaces de production et de services d'approvisionnement. La conservation de la biodiversité doit être évidemment abordée *via* les aires protégées, mais également dans les agroforêts et autres agroécosystèmes multifonctionnels.

La seconde tendance est la reconnaissance de plus en plus forte de l'existence d'enjeux propres aux pays du Sud. Cette prise de position récente, cristallisée autour de la notion de NCP (*Nature Contribution to People*), vise à intégrer les spécificités des sociétés locales dans l'analyse des interactions entre pratiques humaines et écosystèmes (Díaz *et al.*, 2018). Il n'y aurait pas de vision globale, générique, de ces interactions. Même si cette nouvelle approche NCP se focalise surtout sur la dimension culturelle, notamment sur la pluralité des valeurs associées à l'environnement, liées à la reconnaissance de différentes visions du monde et des systèmes de connaissance, elle offre une place significative à des approches plus complexes sur ces interactions. Par exemple, en mettant l'accent sur la dimension locale, elle permet de déceler des relations négatives, réelles ou perçues, entre écosystèmes et bien-être humain, ce qui est souvent dénommé « dis-services » (Ellis *et al.*, 2019).

En dépit de ces deux tendances qui illustrent l'intérêt de cette notion sur le plan des pratiques et des politiques agricoles dans les pays du Sud, beaucoup reste à faire. Ainsi, même si l'intérêt pour l'approche par les *nexus* (connexions) semble réel dans les discours institutionnels, l'objectif de protéger 30 % de la planète (à l'horizon 2030), décidé en 2020 par l'Organisation des Nations unies (ONU) et réaffirmé lors du congrès de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) en décembre 2021, atteste du succès et de la prédominance d'une vision ségrégative des espaces. De même, la place des agroécosystèmes au sein de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) est encore très limitée malgré des avancées substantielles au niveau des cadres d'analyse (Lescourret *et al.*, 2015). Il est encore trop tôt pour évaluer la capacité de cette institution et des approches qu'elle promeut à intégrer pleinement les enjeux décrits ci-dessus.

Dans ce contexte, plusieurs pistes de recherche nous paraissent importantes à traiter et structurent ce numéro thématique des *Cahiers Agricultures*. Dans ce propos introductif, nous retraçons la genèse de cette notion de service

écosystémique, puis nous évoquons son intérêt pour les pays du Sud dans un contexte marqué par les changements climatiques et des besoins alimentaires croissants. Enfin, nous présentons les articles qui composent ce numéro thématique (Serpantié *et al.*, 2022).

2 Genèse du concept de service écosystémique et enjeux spécifiques dans les pays du Sud

Comprendre les enjeux liés aux services écosystémiques dans le monde tropical, là où se trouvent la majorité des pays du Sud, nécessite de revenir sur la genèse de ce concept. Les nombreux travaux issus de la littérature convergent tous pour signifier une double origine : une première provient de l'interface science-politique de la conservation de la biodiversité à l'échelle internationale, dont l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA) de 2001 à 2005, puis la création de l'IPBES, sont l'expression la plus significative. Une seconde origine est à trouver dans les milieux de la conservation de la biodiversité dans les zones tropicales, dans le cadre de l'aide au développement (Méral et Pesche, 2016).

2.1 Une notion forgée et portée par les acteurs de la conservation de la biodiversité

Le concept de service écosystémique a donc été promu à l'échelle internationale à partir de la fin des années 1990 avec l'objectif de proposer une vision plus médiatique de l'érosion de la biodiversité. En insistant sur la dépendance de nos sociétés au bon fonctionnement des écosystèmes, les milieux de la conservation ont ainsi volontairement choisi une approche utilitariste et anthropocentrée et non plus une approche écocentrée basée sur le maintien des habitats d'espèces emblématiques. Le MEA a ainsi produit des cadres de référence, balbutiants et controversés au début, beaucoup plus institutionnalisés par la suite, durant la décennie 2010. Aujourd'hui, l'IPBES a pris le relais pour promouvoir cette notion à l'échelle internationale (IPBES, 2019).

La seconde origine de cette notion provient des milieux spécifiques de la conservation de la biodiversité dans les pays de la zone intertropicale. Ces pays, appuyés par l'aide internationale, ont depuis le début des années 1990 bénéficié d'appuis techniques et financiers pour accroître le nombre d'aires protégées. Les actions menées ont permis, d'une part, le développement et la gestion de ces espaces et, d'autre part, de prendre en compte les enjeux de développement local des populations riveraines. Qualifiées de « Projets de conservation et de développement intégré », ou PCDI, ces initiatives ont été fortement critiquées au début des années 2000 par les mêmes institutions qui les avaient déployées quelques années auparavant (Pagiola et Platais, 2002). Ainsi, dès 2000, les grandes organisations non gouvernementales (ONG) de conservation et les bailleurs de fonds occidentaux ont estimé qu'il fallait arrêter de soutenir financièrement la « conservation par le développement » pour en revenir à des formes plus directes de paiement. Ainsi, le terme initial utilisé, « paiements directs », a rapidement pris le nom de « paiements pour services environnementaux » (PSE par la suite). Les

économistes ont en effet conceptualisé ces contrats entre fournisseurs et bénéficiaires de services par la théorie des externalités (Wunder, 2005). Dans cette approche, les fournisseurs et bénéficiaires de services négocient entre eux les termes du paiement, de sorte que celui-ci peut concerner la fourniture d'un service (financement d'une action positive par ceux qui en bénéficient ou « internaliser une externalité positive ») ou l'arrêt d'une activité néfaste qui réduit la fourniture du service (compenser financièrement l'arrêt d'une pratique par ceux qui en bénéficient ou « internaliser une externalité négative »). En l'absence de coûts de transaction et lorsque les droits de propriété sont bien définis, nous expliquons la théorie économique, ce type de négociation bilatérale est optimal. En pratique, on notera que si l'interaction entre acteurs est au cœur du PSE (et non pas les processus et les fonctionnalités des écosystèmes), cette interaction est aussi d'ordre cognitif (Serpantié *et al.*, 2021). En effet, ces fonctionnalités sont le point de départ de l'identification du service, ce qui suppose de construire une vision partagée de ces mécanismes fonctionnels, des dynamiques écologiques, des pratiques bénéfiques ou à risque et des usages et enjeux environnementaux au sein des parties prenantes, en s'appuyant tant sur les sciences que sur les savoirs locaux. C'est pourquoi le terme de service environnemental a été initialement privilégié et est même maintenu encore aujourd'hui, y compris dans ce numéro thématique (Andriamahefazafy *et al.*, 2020 ; Serpantié *et al.*, 2021). L'idée de service environnemental renvoie donc à l'action pour maintenir ou augmenter des services écosystémiques, même si la distinction entre environnemental et écosystémique est souvent rendue floue dans la littérature par l'usage simultané des deux termes.

Bien que les PSE aient été fortement critiqués, essentiellement dans les milieux académiques, ils ont été promus par de nombreuses institutions en quête de financement. Les PSE ont été, au même titre que les projets de Réduction des émissions provenant du déboisement et de la dégradation des forêts (REDD+) sur le carbone, considérés comme des mécanismes innovants permettant de financer les objectifs de développement durable. Pour autant, si l'accent est mis dans les arènes internationales sur ces sources de financement permettant de renforcer et de maintenir les services écosystémiques, à l'échelle territoriale, la question des changements de pratiques, notamment agricoles, ne va pas de soi. Ces questions font l'objet d'une large littérature dont Castella et Lestrelin (2021) se font l'écho dans ce numéro thématique.

2.2 Une entrée dans les arènes agricoles plus tardive et plus lente

L'intégration de ces notions de service écosystémique et de PSE dans les arènes agricoles n'est pas allée de soi. Même si la FAO s'est positionnée sur ces notions dès 2007 (FAO, 2007) à travers une publication technique, peu d'initiatives ont émergé durant ces années dans le monde agricole. À l'échelle internationale, la raison tient probablement à des univers distincts entre les milieux de la biodiversité et ceux de l'agriculture. D'autant que les recommandations issues du MEA, puis de l'IPBES, pointent l'utilisation croissante des ressources naturelles à des fins agricoles. Ainsi, parmi les

24 services écosystémiques identifiés par le MEA, seuls ceux d’approvisionnement étaient considérés comme en croissance. De fait, l’agriculture, au même titre que les autres activités économiques basées sur les ressources naturelles ou sur la conversion des espaces naturels, était surtout considérée comme la source de la perte des autres services écosystémiques. Ainsi, aux échelles plus régionales, voire nationales, ces notions ont connu une réceptivité limitée dans le domaine agricole. Cela s’explique également par le fait que, dans le domaine agricole, la valeur ajoutée de ce concept n’a été perçue que tardivement. En France, des travaux sur cette question ont ainsi montré que d’autres concepts et dispositifs agri-environnementaux y occupaient déjà l’espace des politiques agricoles depuis les années 1990 (Maury *et al.*, 2016). La France a, par exemple, employé pendant plus d’une décennie le concept de « multifonctionnalité de l’agriculture » (Bonnal *et al.*, 2012). Cette notion attribuait une pluralité de fonctions – productives, écologiques et culturelles – à l’agriculture, comme la notion de service écosystémique. Ce n’est que récemment que cette thématique s’est développée de manière significative, en plaçant du coup au centre de l’analyse l’écosystème dans son ensemble et pas seulement l’écosystème cultivé (Tibi et Therond, 2018).

De plus, dans les pays de la zone intertropicale, la rhétorique autour des PSE s’est développée, justement avec l’objectif de recentrer le monde de la conservation de la biodiversité sur son cœur de métier, à savoir les aires protégées. L’intérêt des PSE, renforcé depuis par cette dimension financement de la conservation évoquée plus haut, a conduit inévitablement à séparer le monde de la conservation de celui de l’agriculture et du développement rural.

Toutefois, si le constat d’une disjonction entre le milieu de la biodiversité et celui de l’agriculture aux échelles internationales et dans le monde du développement semble réel, il ne doit pas masquer des initiatives pilotes à l’échelle locale. En effet, dresser un bref panorama historique des acteurs et des idées nécessite d’homogénéiser les catégories, ce qui est un exercice réducteur. Ainsi, dans le monde de la conservation, il convient de distinguer les discours et les positions à des échelles macro et les interventions à l’échelle des projets, la plupart du temps mis en œuvre à l’échelle des territoires. Dans ces cas-là, il n’est pas rare de déceler des acteurs combinant conservation de la biodiversité (par exemple, le maintien du couvert forestier à des fins de lutte contre l’érosion pour la production d’électricité en aval) et pratiques agricoles. Plusieurs articles de ce dossier thématique abordent clairement cette question (Neang et Méral, 2021 ; Serpantié *et al.*, 2021).

2.3 Un intérêt relancé par l’évolution de l’agenda international du climat

L’apport du concept de service écosystémique dans le domaine agricole, s’il est historiquement ténu, semble se développer depuis le milieu des années 2010 et plus précisément depuis l’élaboration des objectifs du millénaire et la tenue de la 21^e Conférence des parties à la Convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques (COP 21) à Paris en 2015. Ainsi, suite à l’échec du processus de Kyoto, l’accent mis sur le financement des politiques climatiques dans les pays en développement, notamment *via* la

création du Fonds vert pour le climat, impulse une réelle dynamique autour des liens entre climat et agriculture. De même, la séquestration du carbone dans les sols *via* les pratiques agroécologiques (voir, par exemple, l’apport de l’agroforesterie ou de l’agriculture de conservation à l’initiative « 4 pour 1000 »), et de manière générale les approches paysagères intégrées, rendent visibles les liens entre pratiques agricoles et services écosystémiques et les rendent opérationnels. Cette fois-ci, la notion de service écosystémique est mobilisée pour montrer l’importance de l’intensification écologique des pratiques agricoles pour l’atténuation et l’adaptation des sociétés rurales de la zone tropicale face au changement climatique.

De fait, cette notion s’éloigne du référentiel proposé par le MEA et commence, en ce début de décennie 2020, à avoir une réelle autonomie conceptuelle vis-à-vis de la conservation de la biodiversité dans les espaces protégés. À nouveau, l’agroécologie et les autres notions qui lui sont proches n’ont pas besoin de ce terme pour construire leur propre référentiel. Mais il paraît de plus en plus évident que le concept de service écosystémique apporte une transversalité à la problématique en reliant biodiversité, climat et agriculture. L’accent mis sur les services positifs et négatifs, les compromis et synergies entre services écosystémiques, l’importance de la dimension sociétale et culturelle, sont autant d’éléments qui confèrent au concept de service écosystémique un intérêt évident (Colloff *et al.*, 2020). Même s’il demeure des doutes quant à sa valeur ajoutée scientifique, des limites quant à sa conception anthropocentrée et utilitariste, voire occidentalocentrée comme le revendiquent les tenants de l’approche par les NCP ou la contribution de Fournier (2020) à ce numéro, ce concept s’inscrit dans l’interface science-politique aux arènes multiples. Il permet de problématiser les enjeux actuels autour de l’avenir de l’agriculture en lien avec ceux des menaces mondiales (changement climatique, érosion de la biodiversité, déforestation, désertification), notamment dans la zone intertropicale.

3 Quelles orientations pour les agricultures du Sud ?

Comme nous venons de l’expliquer, la notion de service écosystémique invite à aborder de manière centrale la question de l’équilibre (d’aucuns parleront plutôt de compromis) à trouver entre production alimentaire et conservation des écosystèmes. Dans les Suds, il s’agit d’un défi urgent et d’envergure car la majeure partie de la production alimentaire consommée par l’humanité – ainsi que l’essentiel de l’expansion démographique projetée pour les prochaines décennies – a lieu dans ces régions intertropicales. L’enjeu consiste à parvenir à un équilibre entre la production et la disponibilité de la nourriture, le maintien des ressources, de la biodiversité et de l’environnement, et les économies et modes de vie ruraux (WWF, 2020). Le modèle d’intensification agricole nécessaire pour nourrir 9 milliards de personnes dans un avenir proche doit être intégré à des paysages multifonctionnels capables de fournir une variété de services écosystémiques nécessaires à toutes les formes de vie sur terre, y compris humaine.

Une autre spécificité des pays du Sud est la persistance de la pauvreté en zone rurale, ce qui, d’une part, favorise les

pratiques à risques de surexploitation chez les groupes vulnérables (feux, défrichements, bois de feu), et, d'autre part, mène à des projets de développement de court terme qui font de la productivité la seule priorité, aux dépens de la biodiversité (déforestation, agriculture intensive et motori). Cet état économique et politique souligne la prégnance des enjeux environnementaux dans les zones rurales, qui nécessitent un recentrage écologique. Par ailleurs, il s'agit d'explorer et de relancer la contribution des services écosystémiques, qui représentent en soi des moyens gratuits au service des populations les plus démunies, et notamment de redécouvrir le sens écologique des pratiques traditionnelles (de l'intégration de l'élevage et de l'arbre, de la culture temporaire, des variétés rustiques, des cultures associées, etc.), longtemps décriées pour leur faible productivité du travail.

Face à ces enjeux, la question du maintien et du renforcement des services rendus par les écosystèmes est déterminante. Ainsi, l'intensification écologique de l'agriculture (y compris l'élevage) est proposée comme moyen d'atteindre la sécurité alimentaire mondiale en garantissant l'accès à la nourriture, la stabilité de sa disponibilité dans le temps, tout en améliorant sa qualité nutritionnelle, sa biosécurité et sa diversité (Bommarco *et al.*, 2013). L'intensification écologique est définie comme « *un processus d'amélioration progressive de l'efficacité écologique des systèmes agricoles en utilisant les fonctionnalités naturelles offertes par les écosystèmes (i.e., services écosystémiques) pour favoriser une productivité plus élevée avec moins d'impact environnemental, réduire la dépendance aux ressources non renouvelables et favoriser l'adaptabilité, la résilience et l'équité sociale* » (Tittone, 2018). L'intensification écologique consiste à combiner les différentes sources de connaissances, promouvoir des innovations techniques et institutionnelles, de manière à permettre aux agriculteurs de faire un usage intelligent des services écosystémiques pour produire des aliments de manière durable (Doré *et al.*, 2011 ; Kleijn *et al.*, 2019). En raison de sa forte dépendance vis-à-vis des services écosystémiques, l'intensification écologique de la production agricole (au sens large) nécessite de donner la priorité à la régénération et au maintien de la biodiversité fonctionnelle dans les paysages productifs du Sud.

De nombreux processus nécessaires à l'intensification écologique nécessitent donc une approche paysagère des services écosystémiques. Ainsi, par exemple, dans un contexte de gestion de l'eau en régions tropicales humides, au lieu de ne concevoir que des canaux pour évacuer l'eau d'une parcelle ou d'un micro-bassin, il s'agit de favoriser les processus naturels qui aident à recycler l'eau dans l'atmosphère, comme une plus grande transpiration des plantes, des plantes mieux adaptées à l'engorgement, des systèmes racinaires qui explorent différentes profondeurs, des infrastructures écologiques tels que des corridors végétalisés naturels et des zones humides protégées. À l'inverse, en contexte de déficit en eau, la couverture permanente du sol par un paillage associé à des plantes à systèmes racinaires profonds et des peuplements culturels peu denses favorisent une gestion sobre et efficace des ressources en eau dans une parcelle. À l'échelle du paysage, des systèmes de report d'eau de ruissellement (microcuvettes, diguettes, haies vives, etc.)

sont à l'image des « brousses tigrées », végétation contractée des zones intertropicales semi-arides du Sahel ou du Mexique, où alternent impluviums et végétation dense (Masse *et al.*, 2013). De même, pour la protection phytosanitaire agroécologique, plutôt que de promouvoir des applications préventives ou curatives d'insecticides, il s'agit de favoriser la régulation biologique des insectes ravageurs par le parasitisme, la prédation, l'interruption des cycles de reproduction, la prise en compte de leur comportement (systèmes *push-pull*) (Allema *et al.*, 2014 ; Holland *et al.*, 2016 ; Kebede *et al.*, 2018). Au lieu de s'appuyer exclusivement sur une résistance partielle ou complète obtenue par la sélection variétale, ou l'application curative de produits phytosanitaires, il convient de privilégier la conception de paysages diversifiés, hétérogènes, riches en biodiversité et variables dans l'espace-temps, qui interrompent les cycles des maladies fongiques (Skelsey *et al.*, 2009) et autres ravageurs des cultures. La présence de sources de nectar non éloignées les unes des autres dans le paysage est une condition nécessaire à la subsistance et à la reproduction des arthropodes et pollinisateurs bénéfiques, qui assurent la productivité et la qualité des cultures (Dainese *et al.*, 2019). La présence de zones végétalisées permanentes dans le paysage permet une recolonisation plus rapide des populations de vers dans les lots agricoles après chaque récolte (Pulleman *et al.*, 2012). Lorsque la production agricole est intégrée à la production animale, les abris végétalisés améliorent considérablement le bien-être animal, ce qui se traduit par une productivité plus élevée (Coleman et Hemsworth, 2014). Par conséquent, les mécanismes de régulation biologique fondés sur les services écosystémiques nécessitent une conception adaptée du paysage (Tittone *et al.*, 2020). Différentes formes d'agroforesterie, de cultures temporaires et d'intégration agriculture-élevage sont parmi les pratiques qui offrent le plus d'opportunités pour l'intensification écologique des systèmes de production alimentaire au niveau du paysage en zone intertropicale sèche, où la présence d'une saison sèche confère une grande importance aux plantes à enracinement profond (parcs arborés, jachères arbustives, arbustes fourragers, herbacées pérennes, etc.) (Félix *et al.*, 2018b ; Caulfield *et al.*, 2020).

Finalement, les services écosystémiques dépendent étroitement de la biodiversité fonctionnelle présente dans les agroécosystèmes. Cette biodiversité est nécessaire pour soutenir la production alimentaire, et aussi la régénération des sols productifs ou la régulation biologique des ravageurs des cultures, la gestion de l'eau, etc. Dans le même temps, la production industrielle intensive (agriculture, élevage, foresterie) est largement responsable de la perte accélérée de la biodiversité (IPBES, 2019). Un défi majeur dans la conception des systèmes alimentaires au XXI^e siècle est donc de réduire leur contribution centrale à la perte de diversité, qui résulte de l'expansion des frontières agricoles, de la pollution de l'air, des sols et de l'eau, et de l'introduction d'espèces envahissantes. La notion de service écosystémique a un rôle à jouer dans la conception de nouveaux systèmes alimentaires capables de contribuer à la restauration des sols et des écosystèmes productifs, d'atténuer le changement climatique et plus généralement de renforcer la résilience des agroécosystèmes.

4 Intérêts et limites de la notion de service écosystémique illustrés par des expériences de recherche-action au Sud

Les sept contributions à ce numéro thématique des *Cahiers Agricultures* (Serpantié *et al.*, 2022), résumées ci-dessous dans l'ordre de leur parution, tentent de répondre à la problématique de ce numéro à partir d'expériences menées sur différents continents : africain (Andriamahefazafy *et al.*, 2020 ; Fournier, 2020 ; Serpantié *et al.*, 2021), asiatique (Castella et Lestrelin, 2021 ; Neang et Méral, 2021) et sud-américain (Resque *et al.*, 2021 ; Tittonnell *et al.*, 2021). Elles étudient les pratiques agricoles au regard des services écosystémiques de différentes manières : en soulignant les relations positives entre certaines pratiques agricoles et les services écosystémiques, ce qui conduit à réhabiliter l'image de l'agriculteur (Resque *et al.*, 2021 ; Neang et Méral, 2021 ; Serpantié *et al.*, 2021 ; Tittonnell *et al.*, 2021) ; en insistant sur l'intérêt de la notion pour mobiliser les agriculteurs dans des démarches pro-environnementales (Andriamahefazafy *et al.*, 2020 ; Resque *et al.*, 2021 ; Castella et Lestrelin, 2021 ; Serpantié *et al.*, 2021) et, enfin, en portant un regard sur les dimensions cognitives (Castella et Lestrelin, 2021 ; Serpantié *et al.*, 2021) et culturelles (Fournier, 2020) de ces relations.

Fournier (2020) montre que une lecture des pratiques et des paysages par l'approche des services écosystémiques culturels dans des sociétés traditionnelles se heurte à une incompatibilité des représentations entre les scientifiques occidentaux et les communautés villageoises. La démonstration est illustrée par le cas d'une pratique de conservation d'un arbuste de jachère à des fins culturelles religieuses par un groupe de cultivateurs du Burkina Faso. L'étude met au jour différents niveaux de représentations relatifs à la terre, à l'être humain et à l'invisible, et montre que si leur attribution à des classes de services écosystémiques est formellement possible, on manque l'essentiel si l'on se contente de cela. L'article pointe donc les risques ou même l'inutilité de vouloir appliquer la logique des services écosystémiques, qui appartient à une conception du monde, la pensée occidentale, qui n'est pas celle des gens chez qui on la met en œuvre dans les communautés du Sud.

Dans le cadre de la mise en place d'un PSE « bassin-versant », contractualisé sur la période 2013–2016 à Madagascar, Andriamahefazafy *et al.* (2020) cherchent à expliquer pourquoi les usagers des sols ont « joué le jeu » en respectant les clauses du contrat, alors que les rétributions perçues ont été largement inférieures aux coûts d'opportunité induits par des restrictions sur leurs pratiques agricoles, notamment l'interdiction des brûlis depuis 2007. Les auteurs montrent que les motivations des fournisseurs de services environnementaux n'étaient pas seulement économiques mais intégraient aussi des considérations sociales, en termes d'acceptabilité de leur activité productive par les autres groupes d'acteurs, et foncières, *via* la sécurisation de leur accès à la terre, ainsi que l'accès à l'information technico-économique et à des opportunités de développement à venir à travers leur participation au PSE.

Castella et Lestrelin (2021) ont engagé les communautés locales de quatre terrains d'étude situés en Asie du Sud-Est (Laos, Vietnam, Kalimantan en Indonésie, Yunnan en Chine) dans l'évaluation participative *ex-ante* de mécanismes de PSE

destinés à éviter la déforestation, limiter les émissions de CO₂ et séquestrer du carbone dans le cadre de l'initiative globale REDD+. En effet, la participation des populations locales détermine dans une large mesure le succès de ces politiques et des mécanismes d'intervention qui leur sont associés. Les impacts, positifs ou négatifs, des processus d'intensification agricole observés sur le terrain sont évalués par les acteurs locaux en termes de services écosystémiques, afin de comparer les trajectoires paysagères de chacun des sites d'étude. Sur ces bases, les communautés locales ont exploré des scénarios de transformation de leurs pratiques agricoles, négocié des compromis entre services écosystémiques et identifié les « gagnants » et les « perdants » potentiels. L'une des principales leçons tirées de cette étude est que l'évaluation de la faisabilité des mécanismes REDD+ va bien au-delà de l'étude de la compensation potentielle des coûts d'opportunité, d'où l'importance d'une compréhension fine des services environnementaux, de leurs interactions et de leurs dynamiques.

Serpantié *et al.* (2021) décrivent un processus cognitif de co-définition d'un service environnemental entre des populations locales, des chercheurs et des techniciens comme une étape essentielle du montage d'un dispositif de PSE « hydro-électricité » pilote à Madagascar, identique à celui étudié par Andriamahefazafy *et al.* (2020). Souvent les PSE « bassin-versant » mobilisent des connaissances écologiques trop générales ou des idées non discutées sur les liens entre paysages, pratiques agricoles et ressources en eau. De plus, le projet d'hydro-électrification rurale intervenait dans un contexte multiculturel où des citoyens, ruraux et techniciens, s'engageaient dans des négociations sur les modalités de fourniture d'un service et sur la distribution de ses bénéfices, et cela dans un contexte conflictuel de déforestation en bordure d'aire protégée. La communauté du bassin se sentait menacée d'éviction en cas de cyclone dévastant les infrastructures hydrauliques ou de sécheresse affectant la production d'électricité ou les rizières. L'enjeu était de développer un langage et une compréhension communs des relations entre pratiques agricoles et forestières, écosystèmes et eau, qui permettent de négocier des compromis et d'établir un terrain propice au dialogue. L'apprentissage collectif qui en a résulté a contribué à réduire les incertitudes, à améliorer la reconnaissance des savoir-faire agri-forestiers locaux, à co-définir le service hydrologique attendu et les pratiques associées, à aller vers un schéma de PSE adapté au contexte local en incluant les usagers du sol et ceux de l'électricité, dans le premier contrat de PSE « hydro-électricité » à financement local dans ce pays.

Resque *et al.* (2021) ont analysé les perceptions de différents groupes d'acteurs sur 17 services écosystémiques et 15 pratiques agricoles en Amazonie brésilienne orientale. La production de nourriture, la régulation des cycles de l'eau et la fertilité et la réduction de l'érosion des sols sont les services écosystémiques les plus mentionnés. La fourniture de ces services est généralement perçue comme étant positivement induite par certaines pratiques agricoles, en particulier par les pratiques fondées sur la biodiversité. Le type d'activité entrepris par les acteurs interrogés et le contexte local influencent significativement leurs perceptions des services écosystémiques. Cette notion de service écosystémique est apparue opérante pour engager la nécessaire coordination entre acteurs autour d'une gestion concertée des agroécosystèmes, de manière à renforcer les pratiques basées sur la biodiversité en Amazonie brésilienne.

Tittonnell *et al.* (2021) utilisent le concept de service écosystémique pour réhabiliter les systèmes d'élevage intensifs de Patagonie face aux critiques sur leur impact environnemental négatif, notamment en relation avec le réchauffement climatique, la désertification et la dégradation des sols. Ils soutiennent que les systèmes pastoraux fournissent un large éventail de services écosystémiques qui peuvent surpasser leur impact négatif sur l'environnement. En illustrant leur propos par des résultats de multiples études scientifiques menées en Patagonie, où le pastoralisme sédentaire et mobile coexistent, ils montrent l'importance de mobiliser des outils appropriés pour évaluer les compromis et les synergies entre services écosystémiques (culturels, de régulation et d'approvisionnement) à différentes échelles spatiales et temporelles.

Neang et Méral (2021) analysent les services et disservices écosystémiques fournis par le lac Tonlé Sap au Cambodge. Caractérisé par un phénomène de flux et de reflux du fleuve Mékong selon la saison, ce lac, dont la taille relative varie de 1 à 5 pendant l'année, est un lieu de culture du riz, principale activité agricole du pays et base alimentaire de sa population. L'étude révèle la complexité de la caractérisation et de l'évaluation des services écosystémiques, ainsi que les synergies et concurrences entre services. En effet, les services écosystémiques et leurs interactions varient dans le temps et dans l'espace selon les mouvements saisonniers de l'eau et l'organisation spatiale des multiples systèmes rizicoles issus d'une longue adaptation aux fluctuations de l'environnement naturel. La riziculture contribue ainsi à de multiples services écosystémiques : service écosystémique d'approvisionnement en riz de différentes qualités, service écosystémique culturel à travers les paysages agricoles façonnés par ces pratiques agricoles qui contribuent à l'identité khmère, service écosystémique de régulation des crues ou de maintien des habitats, qui déterminent le niveau et la diversité des moyens d'existence locaux et, par conséquent, leur vulnérabilité face à différents aléas.

Finalement, les contributions à ce numéro thématique illustrent la diversité des approches intégrées des services écosystémiques et soulignent à la fois les synergies et les compromis à trouver entre eux pour soutenir les processus d'adaptation des acteurs locaux aux changements en cours. Toutes mettent l'accent sur la complexité des systèmes agroécologiques, dont les services écosystémiques ne peuvent rendre compte pleinement. En tant que construits sociaux, ils sont nécessairement influencés par les choix qui ont été faits à la croisée des multiples visions du monde de leurs concepteurs. Il est donc essentiel de mettre de la transparence dans les approches de co-définition de référentiels d'action des services écosystémiques, afin qu'ils soient pertinents et opérationnels pour différents groupes d'acteurs, du Nord et du Sud, qui échangent à l'occasion des processus de recherche-action. Enfin, l'avenir des approches fondées sur les services écosystémiques dépend de l'émergence de nouveaux cadres de collecte et d'analyse des données capables d'appréhender les interactions dynamiques entre services. Il dépend également de l'engagement des parties prenantes (à travers des modes de communication respectant les différentes représentations du monde en présence), dans les négociations autour des synergies et des compromis entre services écosystémiques, en faveur de résilience pour les agroécosystèmes.

Références

- Allema B, van der Werf W, van Lenteren JC, Hemerik L, Rossing WAH. 2014. Movement behaviour of the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in crops and at a habitat interface explains patterns of population redistribution in the field. *PLoS ONE* 9(12): e115751. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115751>.
- Andriamahefazafy F, Rakotonirina A, Serpantié G. 2020. Paiement pour services environnementaux (PSE) et motivations des usagers des terres d'un bassin versant. Cas de l'hydroélectricité à Tolongoina, Madagascar. *Cahiers Agricultures* 29: 36. <https://doi.org/10.1051/cagri2020034>.
- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution* 28(4): 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>.
- Bonnal P, Bonin M, Aznar O. 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *Vertigo : la revue électronique en sciences de l'environnement* 12(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.12882>
- Castella JC, Lestrel G. 2021. Explorer l'impact environnemental des transformations agraires en Asie du Sud-Est grâce à l'évaluation participative des services écosystémiques. *Cahiers Agricultures* 30: 3. <https://doi.org/10.1051/cagri/2020042>.
- Caulfield M, Groot JCJ, Fonte SJ, Sherwood S, Oyarzun P, Borja RM, *et al.* 2020. Live barriers and associated organic amendments mitigate land degradation and improve crop productivity in hillside agricultural systems of the Ecuadorian Andes. *Land Degradation and Development* 31(13): 1650–1661. <https://doi.org/10.1002/ldr.3558>.
- Coleman GJ, Hemsworth PH. 2014. Training to improve stockperson beliefs and behaviour towards livestock enhances welfare and productivity. *Revue scientifique et technique – Office international des épizooties* 33(1): 131–137. <https://doi.org/10.20506/rst.33.1.2257>.
- Colloff MJ, Wise RM, Palomo I, Lavorel S, Pascual U. 2020. Nature's contribution to adaptation: insights from examples of the transformation of social-ecological systems. *Ecosystems and People* 16(1): 137–150. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1754919>.
- Dainese M, Martin EA, Aizen MA, Albrecht M, Bartomeus I, Bommarco R, *et al.* 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5(10): eaax0121. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, *et al.* 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* 359(6373): 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- Doré T, Makowski D, Malézieux E, Munier-Jolain N, Tchamitchian M, Tittonnell P. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy* 34: 197–210. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.006>.
- Ellis EC, Pascual U, Mertz O. 2019. Ecosystem services and nature's contribution to people: negotiating diverse values and trade-offs in land systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 38: 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.05.001>.
- El Mujtar V, Muñoz N, Prack Mc Cormick B, Pulleman M, Tittonnell P. 2019. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? *Global Food Security* 20: 132–144. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.007>.

- FAO. 2007. The state of food and agriculture 2007: paying farmers for environmental services. Rome (Italy): Food Agriculture Organization of the United Nations, 240 p.
- Félix GF, Diedhiou I, Le Garff M, Timmermann C, Clermont-Dauphin C, Cournac L, *et al.* 2018a. Use and management of biodiversity by smallholder farmers in semi-arid West Africa. *Global Food Security* 18: 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.005>.
- Félix GF, Scholberg JMS, Clermont-Dauphin C, Cournac L, Tittone P. 2018b. Enhancing agroecosystem productivity with woody perennials in semi-arid West Africa: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 38: 57. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0533-3>.
- Fournier A. 2020. L'agroécosystème et les génies chez les Sèmè du Burkina Faso. Réflexion sur la notion de services écosystémiques culturels. *Cahiers Agricultures* 29: 25. <https://doi.org/10.1051/cagri/2020024>.
- Gaba S, Lescourret F, Boudsocq S, Enjalbert J, Hinsinger P, Journet EP, *et al.* 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agronomy for Sustainable Development* 35(2): 607–623. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z>.
- Holland JM, Bianchi FJ, Entling MH, Moonen AC, Smith BM, Jeanneret P. 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Management Science* 72: 1638–1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn (Germany): IPBES Secretariat, 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.
- Kebede Y, Baudron F, Bianchi F, Tittone P. 2018. Unpacking the push-pull system: Assessing the contribution of companion crops along a gradient of landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 268: 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.012>.
- Kleijn D, Bommarco R, Fijen TPM, Garibaldi LA, Potts SG, van der Putten WH. 2019. Ecological intensification: bridging the gap between science and practice. *Trends in Ecology and Evolution* 34: 154–166. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>.
- Le Roux X, Barbault R, Baudry J, Bure F, Doussan I, *et al.* 2008. Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport d'expertise. France: INRA, 637 p.
- Lescourret F, Magda D, Richard G, Adam-Blondon AF, Bardy M, Baudry J, *et al.* 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>.
- Masse D, Badiane YN, Hien E, Akpo LÉ, Assigbetsé K, Bilgo A, *et al.* 2013. L'agriculture africaine face aux changements globaux : recherches et innovations basées sur les sciences de l'écologie. *Comptes Rendus Biologies* 336(5–6): 289–294.
- Maury C, Hrabanski M, Aznar O. 2016. Émergence tardive des services écosystémiques en France. In: Méral P, Pesche D, eds. *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et sociétés*. Versailles (France): Quae, pp. 141–160.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington DC (USA): Island Press, 155 p.
- Méral P, Pesche D. 2016. Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société. Versailles (France): Quae, 304 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2470-8>.
- Neang M, Méral P. 2021. Services écosystémiques et riziculture autour du lac de Tonle Sap, Cambodge. *Cahiers Agricultures* 30: 44. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021030>.
- Pagiola S, Platais G. 2002. Payments for environmental services. *Environment Strategy Notes World Bank* (3): 1–4.
- Pulleman M, Creamer R, Hamer U, Helder J, Pelosi C, Peres G, *et al.* 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(5): 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>.
- Rapidel B, De Clerck F, Le-Coq JF, Beer J. 2011. Ecosystem services from agriculture and agroforestry: measurement and payment. London (UK): Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849775656>.
- Resque AGL, Piketty MG, Coudel E, Messad S, Le Page C. 2021. Co-production of ecosystem services through agricultural practices: perception of stakeholders supporting smallholders in the Brazilian Amazon. *Cahiers Agricultures* 30: 20. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021006>.
- Seghier J, Harmand JM. 2019. Agroforesterie et services écosystémiques en zone tropicale. Versailles (France): Quae, 254 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3059-4>.
- Serpantié G, Méral P, Andriamahefazafy F, Castella JC, Neang M. 2022. Agriculture et services écosystémiques dans les pays du Sud. *Cahiers Agricultures*, numéro thématique. <https://www.cahiersagricultures.fr/component/toc/?task=topic&id=1281>.
- Serpantié G, Rakotonirina A, Poussin JC, Toillier A, Andriamahefazafy F. 2021. Une approche cognitive co-constructiviste pour définir un service environnemental « bassin versant ». Cas de Tolongoina, Madagascar. *Cahiers Agricultures* 30: 18. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021004>.
- Skelsey P, Kessel GJT, Rossing WAH, van der Werf W. 2009. Scenario approach for assessing the utility of dispersal information in decision support for aerially spread plant pathogens, applied to *Phytophthora infestans*. *Phytopathology* 99: 887–895. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-99-7-0887>.
- Tancoigne E, Barbier M, Cointet JP, Richard G. 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services* 10: 35–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.004>.
- Tibi A, Therond O. 2018. Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Versailles (France): Quae, 188 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2917-8>.
- Tittone P. 2014. Ecological intensification — sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8: 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.006>.
- Tittone P. 2018. Ecological intensification of agriculture — Chapter 13. In: Serraj R, Pingali P, eds. *Agriculture & food systems to 2050. global trends, challenges and opportunities*. Singapore: World Scientific, pp. 437–472. https://doi.org/10.1142/9789813278356_0013.
- Tittone P, Pinheiro G, Garibaldi LA, Dogliotti S, Olff H, Jobbagy EG. 2020. Agroecology in large scale farming: a research agenda. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4: 584605. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.584605>.
- Tittone P, Hara SM, Álvarez VE, Aramayo VM, Bruzzone OA, Easdale MH, *et al.* 2021. Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina — A review. *Cahiers Agriculture* 30: 43. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021029>.

- Trilleras JM, Jaramillo VJ, Vega EV, Balvanera P. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 211: 133–144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.011>.
- Wunder S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Bogor (Indonesia): CIFOR, 32 p.
- WWF. 2020. Living planet report 2020–Bending the curve of biodiversity loss. In: Almond REA, Grooten M, Petersen T, eds. Gland (Switzerland): WWF, 164 p.

Citation de l'article : Méral P, Andriamahefazafy F, Castella JC, Neang M, Serpantié G, Tittone P. 2022. Intégrer la notion de service écosystémique dans les politiques et les pratiques agricoles des pays du Sud. *Cah. Agric.* 31: 9.

Services écosystémiques et riziculture autour du lac de Tonle Sap, Cambodge

Malyne Neang^{1,*} et Philippe Méral²

¹ ECOLAND, Université Royale d'Agriculture, BP 2696, Phnom Penh, Cambodge

² IRD, UMR GRED, Université Montpellier 3, 34086 Montpellier, France

Résumé – Cet article vise à analyser les services (et dis-services) écosystémiques que la population cambodgienne retire de l'écosystème formé par le lac Tonle Sap et sa grande plaine d'inondation. Caractérisé par un phénomène de flux et de reflux du fleuve Mékong selon la saison des pluies, ce lac, dont la taille varie de un à cinq, est le lieu de la culture du riz, principale activité agricole du pays et denrée alimentaire de sa population. L'étude de cet agroécosystème, réalisé par des enquêtes dans six villages, montre une complexité dans la compréhension de ces services écosystémiques. Certains sont positifs, d'autres négatifs. Certains sont positifs jusqu'à un certain niveau, mais deviennent négatifs par la suite. Certains sont coproduits par la riziculture, qui au fil du temps a façonné l'écosystème. Nous montrons également, à partir d'une analyse des systèmes agraires, que les systèmes de production sont plus ou moins compatibles avec le maintien de ces services.

Mots clés : services écosystémiques / dis-services écosystémiques / riziculture / lac de Tonle Sap / système agraire

Abstract – **Ecosystem services and rice cropping system around Tonle Sap Lake, Cambodia.** This paper aims to analyze the ecosystem services and dis-services that the Cambodian population get from the ecosystem formed by the Tonle Sap Lake and its large flood plain. This lake is characterized by a phenomenon of ebb and flow of the Mekong River according to the rainy season. Its size varies from one to five, and it is the place where rice is cultivated. Rice is the main agricultural activity of the country and the main food of its population. The study of this agro-ecosystem, carried out through surveys in six rice-growing villages, shows a complexity in the understanding of these ecosystem services. Some are positive, others are negative. Some are positive up to a certain level but become negative afterwards. Some are co-produced by rice cultivation, which over time has shaped the ecosystem. We also show, from an analysis of agrarian systems, that production systems are more or less compatible with maintaining these services.

Keywords: ecosystem services / ecosystem dis-services / rice cropping systems / Tonle Sap Lake / agrarian system

1 Introduction

Le lac Tonle Sap (LTS), première « réserve de biosphère » de l'UNESCO au Cambodge, est le plus grand lac d'Asie du Sud-Est (Fig. 1). Alimenté par le Mékong, il agit tel un réservoir de ce fleuve, accueillant sa crue lors de la saison des pluies (de mai à octobre), créant une vaste plaine inondable propice à la riziculture, avant de se rétracter en saison sèche, de novembre à avril. Sa superficie fluctue donc entre 2500 et 15 000 km² selon la saison (Varis et Keskinen, 2006). Ce phénomène naturel facilite la production rizicole autour du lac, mais également en aval de celui-ci. En effet, situé légèrement en amont du delta du Mékong (Vietnam), sa fonction de

réservoir permet de réguler les crues lors des saisons des pluies, de maintenir un flux d'eau douce en saison sèche et d'éviter un apport en eau salée également lors de la saison sèche (Hai et al., 2008).

Par ailleurs, ce mécanisme de flux et de reflux permet au LTS d'être classé parmi les écosystèmes continentaux les plus poissonneux au monde (Varis et al., 2006). Il fournit 60 % des protéines utilisées par la population cambodgienne, qui consomme entre 20 et 60 kg de poisson par habitant et par an (Baran et Myschowoda, 2008).

L'écosystème du LTS est considéré comme un cas d'école en matière de services écosystémiques retirés par la population locale et régionale (au sens de plusieurs pays voisins, principalement le sud du Vietnam situé en aval) (Dan et al., 2005). La production alimentaire de riz, de poisson, mais aussi

*Auteur de correspondance : nmalyne@gmail.com

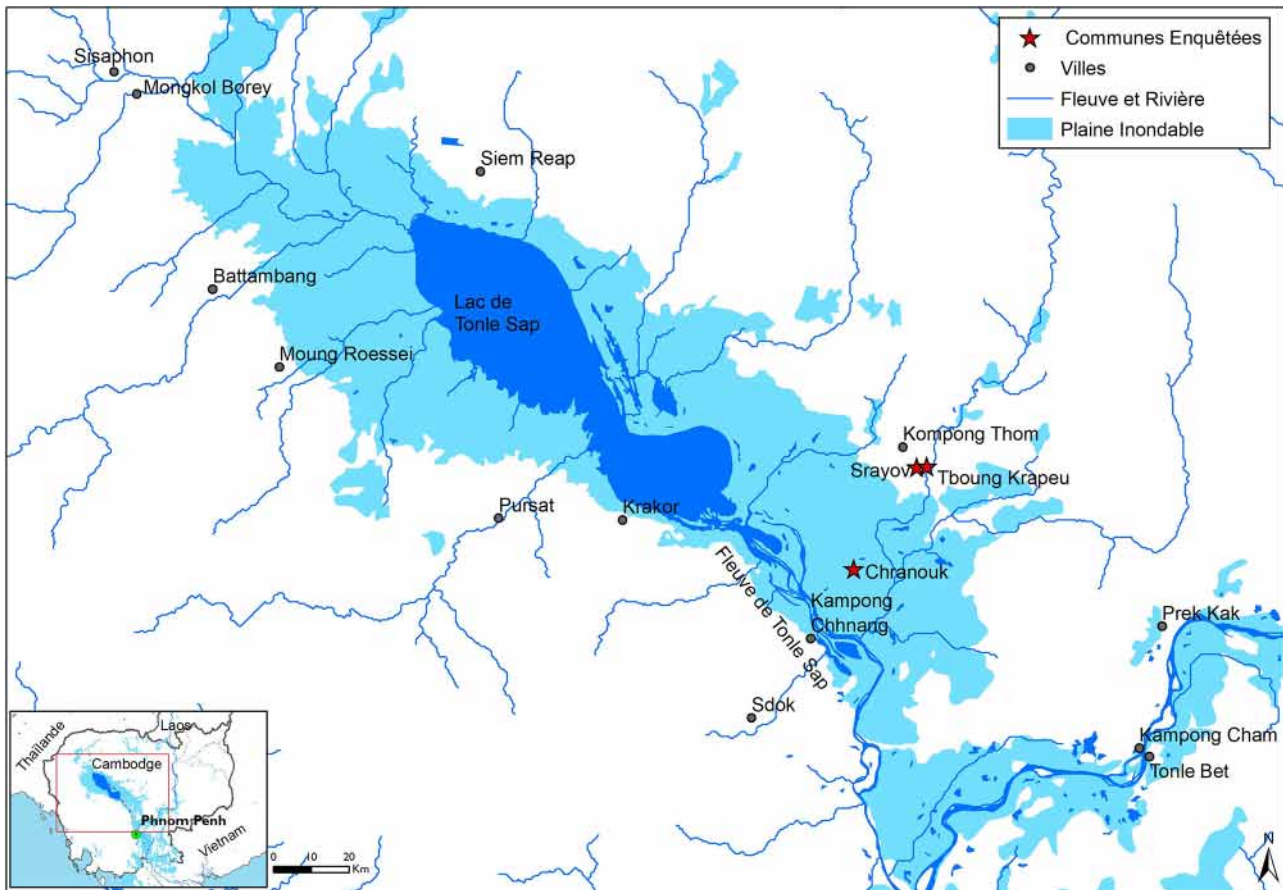


Fig. 1. Le lac de Tonle Sap et sa plaine inondable. Source : Greater Mekong Subregion Information Portal.

Fig. 1. Tonle Sap Lake and its flood plain.

les usages directs du bois des forêts inondées constituent une série de services d'approvisionnement. La régulation des crues, le rôle d'habitat et de frai pour les poissons et les oiseaux sont autant de services de régulation dont bénéficient les Cambodgiens. L'importance culturelle du riz et le rôle récréatif de ce lac constituent également des sources de services culturels. Ainsi, pour ne prendre qu'un exemple, le moment de renversement du flux, phénomène très rare à travers le monde, donne lieu à une fête nationale dite « fête des eaux » qui occasionne festivités nautiques, courses de pirogues et partage d'Ambok (plat traditionnel de riz grillé).

Si ces relations positives sont bien documentées dans la littérature (ADB, 2005), d'autres le sont moins alors qu'elles revêtent un caractère tout autant déterminant à l'échelle locale. Par exemple, le phénomène de flux et de reflux conduit parfois à des inondations et des pertes de production, voire d'habitat (Arias *et al.*, 2012). De même, des niveaux trop élevés du lac facilitent l'entrée d'espèces dangereuses (serpents, crocodiles) dans les villages alentour, réduisent l'accessibilité des routes et fragilisent les conditions de vie des populations riveraines (Brooks *et al.*, 2007). Si les services fournis par l'écosystème du LTS sont bien documentés, il n'en est donc pas de même pour la catégorie des dis-services. De plus, l'aménagement du territoire participe à la co-fourniture de ces services et dis-services. Bien comprendre les interactions entre écosystème et activités agricoles (nous appellerons par la suite cette

combinaison « agroécosystème ») relève donc d'un défi tout autant méthodologique qu'opérationnel. L'objectif de cet article est d'analyser ces interactions sur la base d'un travail de terrain réalisé dans six villages issus de deux communes.

2 Cadrage théorique et méthodologique

Power (2010), Swinton *et al.* (2007) et Zhang *et al.* (2007) ont proposé des cadres d'analyse sur les relations entre agriculture et services écosystémiques. Bonin et Eloy (2014) ont proposé une synthèse de ces travaux que nous avons reprise (Fig. 2).

Placée au centre, l'agriculture, prise au sens large incluant la foresterie, l'élevage et la pêche, bénéficie de services positifs issus de la nature (pollinisation, etc.), tout en étant contrainte par des dis-services (ravageurs, etc.). De plus, elle coproduit des services positifs (approvisionnement en aliments et fibres) et génère par son activité des dis-services (pollution des eaux), parfois contre elle-même (destruction de ses propres agents pollinisateurs, salinisation des sols, etc.). Ces effets retours créent ainsi une dynamique propre à l'agroécosystème. Tout l'enjeu consiste alors à favoriser une dynamique positive.

Pour analyser ces relations, nous recourons à l'analyse des systèmes agraires. Elle permet, pour un territoire donné, de diagnostiquer ces relations et de proposer des pistes d'une gestion plus durable de l'agroécosystème (Cochet, 2012 ;

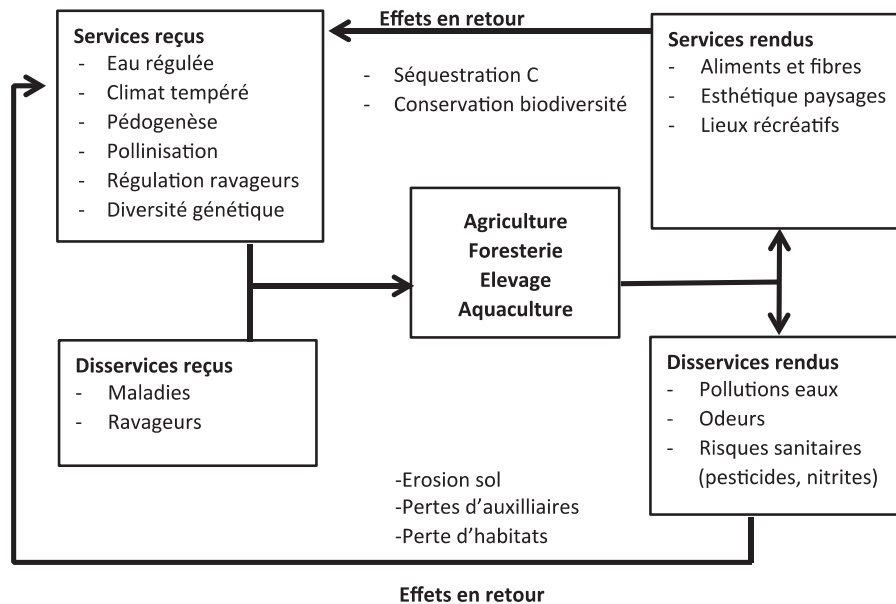


Fig. 2. L'agriculture, bénéficiaire et fournisseuse de services écosystémiques, subissant ou émettant des « dis-services », et effets en retour (adapté de Bonin et Eloy, 2014 ; Swinton *et al.*, 2007).

Fig. 2. Agriculture, ecosystem services beneficiary and provider, suffering or emitting « dis-services », and returning effects.

Cochet *et al.*, 2007 ; Mazoyer et Roudart, 1997). Elle met l'accent sur trois axes de diagnostic : une lecture (notamment écologique) du paysage, une approche historique et une analyse économique de l'exploitation agricole.

L'analyse paysagère a consisté à observer et à comprendre cet agroécosystème. Dans chacun des villages étudiés, les usages et pratiques ont été caractérisés le long de transects perpendiculaires aux rives du lac, puis schématisés sur un diagramme. L'analyse géographique et historique du territoire étudié s'est concentrée sur les évolutions et les facteurs de changement ayant conduit à la situation observée. Enfin, l'analyse économique des exploitations agricoles a été réalisée à partir du calcul des revenus générés par chaque système de production, lui-même composé de plusieurs systèmes de culture (Cochet et Devienne, 2006).

Une quatrième étape analyse les différents systèmes de production identifiés au cours des trois étapes précédentes (analyses paysagère, historique et économique), au regard des trois grandes catégories de services écosystémiques : les services d'approvisionnement, de régulation et culturels (MEA, 2003). Nous tenons compte de la co-production des services et dis-services et nous opérons une sélection adaptée au contexte de notre étude (Tab. 1). Les services d'approvisionnement concernent tout un ensemble de produits alimentaires : riz, poisson, petit gibier, insectes, rats, serpents ainsi que les prélèvements de bois et les plantes et racines. Si dans des travaux en cours, nous cherchons à évaluer l'ensemble de ces services d'approvisionnement, les enquêtes sur lesquelles se basent cet article se limitent à la production de riz. Le service d'approvisionnement met en évidence la capacité productive de l'agroécosystème. Dans le cas de la riziculture, il peut être approché par la productivité de la terre, c'est-à-dire le rapport entre la valeur ajoutée nette et la superficie. Cet indicateur mesure la part de la terre dans la formation de la valeur ajoutée. L'idée est que plus la

productivité est élevée, plus le service d'approvisionnement l'est aussi. La catégorie « services de régulation » regroupe les services qui nous paraissent les plus significatifs, tels que le maintien des habitats et la gestion des crues. Le service habitat permet de prendre en compte la capacité de chaque système de production à maintenir ou non les habitats naturels, y compris la qualité de l'eau comme support de l'habitat d'espèces aquatiques. L'usage d'intrants chimiques, par exemple, réduit ce service en polluant potentiellement ces habitats (eutrophication et toxicités). Le service de régulation lié aux crues met en avant la capacité de chaque système de production à accroître ou bien réduire les bienfaits retirés par le mouvement de flux et de reflux du TSL. Ainsi, les aménagements hydrauliques, s'ils permettent la production rizicole, ont des conséquences négatives sur le fonctionnement de l'écosystème (changement dans la dynamique alluvionnaire...). La troisième catégorie est celle des services culturels. Ils sont analysés sous l'angle du maintien des paysages traditionnels, reflétant l'identité khmère, de la conservation des traditions associées à des savoirs locaux que l'on peut rapprocher de la notion de patrimoine immatériel, et enfin de la spiritualité liée aux lieux.

Les données ont été collectées dans six villages : Srayov Tbong, Roka et Rolous (issus de la commune de Srayov dans le district de Steung Sen) ; Phanhagy, Ompus et Porkhav (issus de la commune Tbong Kropeu dans le district de Santuk). Ces données ont été obtenues principalement en 2012 et 2013 ainsi que lors de missions postérieures plus courtes (2015 et 2016). Ces dernières avaient pour objectif de constater d'éventuelles évolutions dont nous parlons dans la partie discussion, et de mieux analyser les services culturels et l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité (espèces vivant dans les rizières) en menant quelques groupes de discussion supplémentaires. L'échantillonnage des agriculteurs a été fait par choix raisonné en fonction de la diversité géographique et physique des terrains, ainsi que des modes d'exploitation du milieu (capital,

Tableau 1. Tableau des indicateurs.
Table 1. *Table of indicators.*

Catégorie	Sous-catégorie ou SE étudié	Indicateur	Données	Vérification	Échelle / notation
Approvisionnement	Riz	Valeur ajoutée nette/ha.	Calcul économique à base d'enquêtes individuelles.	Analyse des données avec experts des systèmes agraires.	Écart à la moyenne (très au-dessus, au-dessus, en dessous, très en dessous).
Régulation	Habitats	Importance des espèces vivantes dans les rizières (espèces nuisibles, comestibles et utiles).	Groupes de discussion (surtout pendant la phase d'étude historique), questionnaire individuel (question ouverte) et études de cas avec des agriculteurs qui pêchent et qui collectent des espèces comestibles.	Littérature et entretiens avec des personnes clés (techniciens agricoles des ONG et du département agricole provincial).	Estimation de l'évolution (en augmentation, en baisse, pas de changement) dans le temps et perception de leurs usages (positif, négatif, neutre).
	Régulation des crues	Adéquation entre les aménagements hydro-agricoles et le processus de crue et décrue.	Groupes de discussion (surtout pendant la phase d'analyse historique), questionnaire individuel (question ouverte). Participation des agriculteurs pour le zonage, la pré-typologie des systèmes de production, le calendrier culturel, l'évolution des régimes d'eau et leurs causes en lien avec des pratiques agricoles.	Littérature et entretiens avec des personnes clés (techniciens agricoles des ONG et du département agricole).	Évaluation de l'adéquation (d'inadéquat à très adéquat).
Culturel	Paysage, patrimoine immatériel, spiritualité	Typicité des paysages ; importance des savoirs locaux et de la dimension spirituelle associée à l'agroécosystème.	Observations + groupes de discussion, questionnaire individuel (question ouverte). Recensement des types et des éléments de l'agroécosystème qui sont sacrés pour la société et leurs interactions avec les pratiques agricoles.	Littérature et entretiens avec des personnes âgées.	Évaluation globale de cette dimension culturelle (de fortement antinomique avec la culture locale à fortement corrélée avec la culture locale).

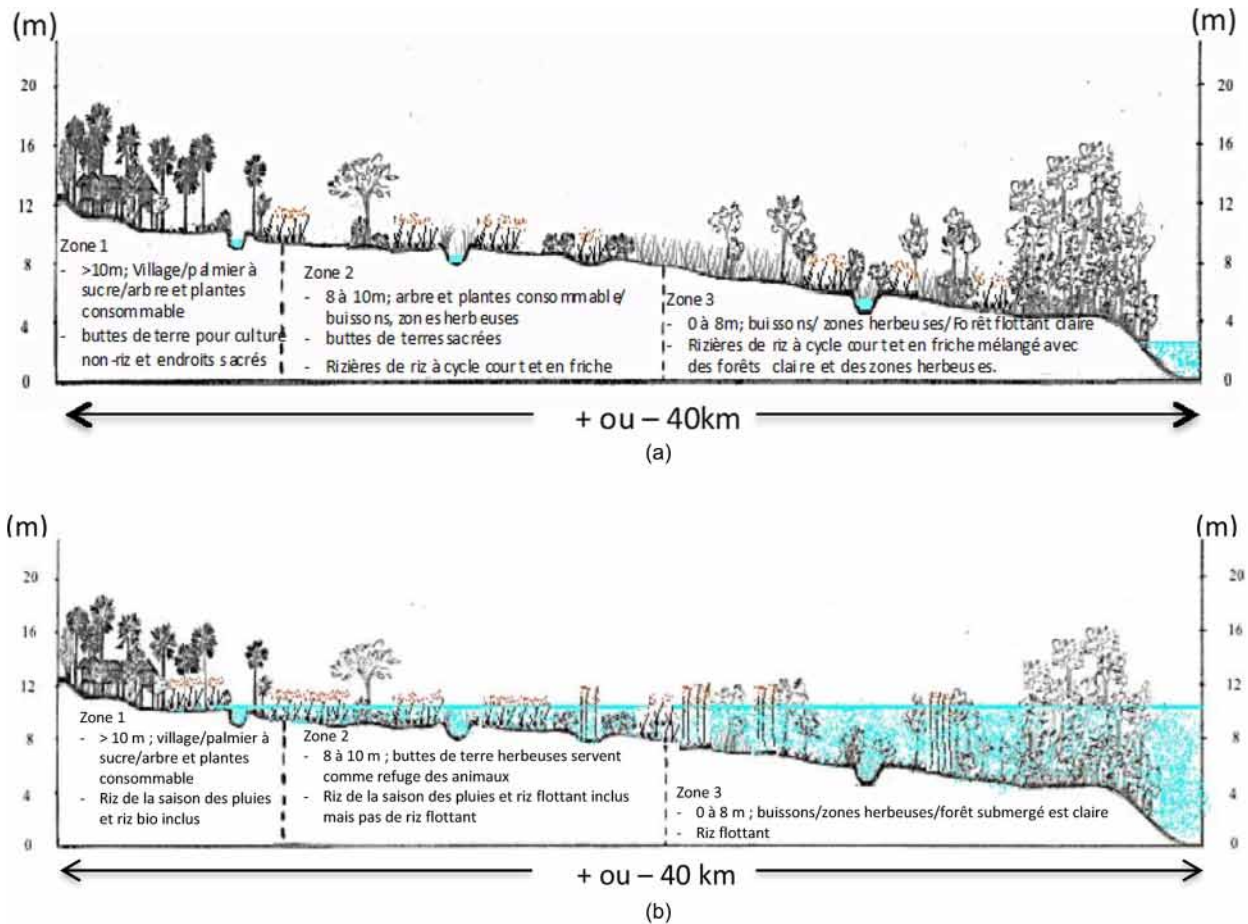


Fig. 3. Transect de la zone d'étude en saison sèche (a) et en saison des pluies (b).

Fig. 3. Transect of the study zone in dry season (a) and in rainy season (b).

main-d'œuvre, leurs itinéraires techniques et leur aménagement de terrain). Nous avons interrogé au total 208 agriculteurs. Dans un premier temps, nous avons mené 36 entretiens sous forme de groupes de discussion (*focus group*) ou d'entretiens individuels semi-directifs. Par la suite, 172 agriculteurs ont été interrogés de manière plus approfondie à partir d'un questionnaire fermé afin d'en retirer les éléments nécessaires à la typologie des systèmes de production et au calcul économique. Les traitements de données économiques sous le logiciel SPSS ont permis de retenir 156 agriculteurs pour construire la typologie ; les données des 16 agriculteurs restants n'étant pas exploitables.

Puis, un travail de synthèse permettant de mettre en perspective les indicateurs économiques et non économiques a été réalisé. Les résultats qualitatifs obtenus lors des groupes de discussion ont été croisés avec les données issues des entretiens individuels, et de l'observation. Un examen de la littérature technique et scientifique nous a permis de valider certaines données. Seul le service d'approvisionnement a fait l'objet d'un calcul quantitatif. Afin de combiner l'ensemble des données, une notation (relation positive, neutre ou négative, service par service, représentée sous forme de couleur) est affectée à chaque système de production.

3 Des systèmes de culture adaptés au fonctionnement de l'écosystème

3.1 Des dis-services écosystémiques variés selon l'éloignement du lac

Le site d'étude est localisé dans les plaines inondables lacustres sur la plaine d'épandage alluviale très favorable à la riziculture (Pillot, 2008). Le statut et l'emplacement de la terre, ainsi que la gestion de la main-d'œuvre, déterminent le choix de culture et le niveau de revenus des agriculteurs (Diepart, 2010). Cependant, compte tenu du mouvement du Tonle Sap, les conditions de culture diffèrent selon leur éloignement ou proximité du lac. Ainsi, on distingue trois zones (Fig. 3a et 3b).

La zone 1 se situe approximativement à 10 m d'altitude. C'est dans cette zone que se trouvent les principaux villages. La période d'inondation est la plus courte des trois zones (d'août à septembre) et dépasse rarement les 30 cm de crue (Tab. 2). La culture du riz se fait alors à partir de terrains bordés par de petites digues pour retenir l'eau le plus longtemps possible. Plusieurs services écosystémiques sont identifiés : conditions humides pour la culture de riz, habitat pour de nombreuses espèces aquatiques (plantes et animaux) servant d'aliments pour la population locale. Enfin, elle est le lieu où

Tableau 2. Représentation des différents systèmes rizicoles selon le niveau de l'eau du lac Tonle Sap. Pour les trois zones, les cellules blanches représentent la période de décrue, les cellules bleu clair (autour des mois d'août et de septembre) la période de crue, les cellules bleu foncé les périodes de risque d'inondation (pluies intenses en juin et juillet, début de saison des pluies et crue importante du lac en fin de saison des pluies).
Table 2. Presentation of the different rice cropping systems with regard to the water level of Tonle Sap Lake. In each zone, the white cells represent the water recess period, the light blue cells (around August and September) represent the seasonal flood period. The dark blue cells refer to the times of flooding risk (heavy rains in June and July at the start of the rainy season and significant flood disaster at the end of it).

	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar
Zone 1												
Zone 2												
Zone 3												
Riz à cycle moyenne		Préparation du sol	Semis	Repiquage (si besoin)	Entretien		Récolte					
Riz Biologique		Préparation du sol	Semis	Repiquage	Entretien		Récolte					
Riz à cycle long	Préparation du sol	Semis	Repiquage (si besoin)	Entretien		Récolte						
Riz flottant	Préparation du sol	Semis	Entretien			Récolte						
Riz à cycle court pré-saison											Préparation du sol et semis	Entretien
		Récolte										
Riz à cycle court de décrue									Préparation du sol et semis	Entretien		
	Récolte											
Double culture de riz de pré-saison et riz de décrue	Préparation du sol et semis	Entretien	Récolte					Préparation du sol et semis	Entretien		Récolte	

poussent les arbres fruitiers et palmiers à sucre également valorisés par les habitants. Ces palmiers à sucre fournissent plusieurs services écosystémiques : habitat pour les chauves-souris qui régulent les populations d'insectes et contribuent à la fertilité du sol par leurs excréments, production de sucre pour l'alimentation et vecteur de l'identité khmère. Les principales cultures de riz dans cette zone sont les riz de saison des pluies à cycle moyen et à cycle long, ainsi que le riz de pré-saison et un peu de riz de décrue avec les variétés à haut potentiel de rendement. La zone 1 est aussi la seule zone appropriée pour le riz biologique en raison des possibilités offertes en termes d'aménagement contre les inondations, la certification du riz bio imposant une culture pluviale et non inondée (Rambonilaza et Neang, 2019). Pour autant, les dis-services

sont également présents dans la zone. L'éloignement du lac rend parfois problématique l'alimentation en eau lors de saisons peu pluvieuses. Il n'est alors pas rare de constater de faibles productions de riz. À l'inverse, les périodes d'inondation créent non seulement des soucis pour la population en termes de déplacement, mais génèrent également la perte du label de riz biologique.

La zone 2, plus proche du lac, se caractérise par une altitude comprise entre 8 et 10 m. Les rizières sont plus profondes que celles de la zone 1. En raison d'une période d'inondation plus longue (mi-juillet jusque fin novembre) et plus intense (15 à 40 cm) (Tab. 2), il n'y a pas de cultures arboricoles pérennes. Les champs sont principalement dédiés à la culture du riz tout en servant de terres pastorales pour les

buffles pendant la friche de la saison sèche. Les terrains inondés sont alors l'habitat privilégié de nombreux animaux aquatiques tels que les rats et les souris, véritables fléaux pour la culture du riz. Ils sont chassés et parfois vendus jusqu'au Vietnam. Ces animaux représentent à la fois un service d'approvisionnement et un dis-service pour la production de riz. Dans cette zone, les agriculteurs produisent essentiellement du riz de saison des pluies à cycle long, une double culture de riz à haut potentiel de rendement (en riz de pré-saison et en riz de décrue) et un peu de riz flottant dans des lacs et des zones de bas fonds.

La zone 3 est située au plus proche du lit du LTS (inférieur à 8 m d'altitude). De ce fait, le riz cultivé est essentiellement du riz flottant et la particularité de la zone est d'être riche en forêt inondée, pourvoyeuse de bois (énergie et construction), miel et plantes médicinales. L'habitat pour les poissons y est également plus favorable qu'ailleurs, ce qui conduit à des systèmes de production associant culture de riz flottant, pêche et produits forestiers ligneux et non ligneux. Là encore, les rats offrent une opportunité commerciale. Les rats d'eau, considérés comme plus sains, sont très appréciés des consommateurs alors qu'ils restent nuisibles du fait de leurs dégâts sur les cultures. Cependant, la tendance actuelle est au renoncement à l'exploitation de ce riz flottant car il n'est produit qu'en saison des pluies. À l'inverse, en raison des techniques d'irrigation ou de retenue d'eau, les productions dans les autres zones ou dans les zones aménagées privilégient le riz de décrue, voire la double culture avec des variétés sélectionnées à haut potentiel de rendement.

Finalement, le mouvement de crue et de décrue du Tonle Sap développe un écosystème complexe qui génère une série de services écosystémiques et de dis-services, distincts selon la proximité avec le lac. Parfois le passage de service à dis-service est fréquent. Un flux d'eau trop important peut créer des inondations et ce qui est au départ un service devient (momentanément) un dis-service.

3.2 Des services écosystémiques co-produits

Ainsi, si la riziculture contribue aux services d'approvisionnement, elle co-produit d'autres types de services. C'est le cas des services culturels à travers les paysages agricoles façonnés par ces pratiques et qui contribuent à l'identité khmère. De même, ces pratiques peuvent selon les cas être compatibles avec la régulation des crues ou au contraire perturber le cycle de l'eau; elles peuvent contribuer à maintenir les habitats ou au contraire les perturber. Ces effets créent une boucle rétroactive sur l'écosystème, si bien qu'en dynamique la population locale bénéficie de services (ou est victime de dis-services) de l'agroécosystème en question. Il est alors possible de présenter l'agroécosystème rizicole selon le cadre d'analyse de Swinton *et al.* (2007) (Fig. 4).

4 Typologie d'exploitations

En suivant les principes de l'analyse des systèmes agraires, nous avons élaboré une typologie des exploitations qui tient compte de critères tels que la superficie agricole, le capital investi, le revenu dégagé par les exploitations et la quantité de

travail (Neang *et al.*, 2017). Au regard de ces critères, on peut ainsi identifier deux grandes catégories de systèmes de production.

Un premier groupe d'exploitations rassemble les agriculteurs qui ont une pratique que l'on peut qualifier d'« intensive », avec le recours à la mécanisation (pour l'irrigation et/ou pour la culture elle-même) et aux intrants chimiques, ce qui se traduit par des surfaces cultivées relativement importantes au regard des conditions locales. Cette catégorie, qui représente un tiers de l'effectif étudié, s'inscrit dans une logique productiviste. Au sein de cette catégorie, on peut toutefois distinguer deux groupes. D'un côté, un type A regroupe les paysans qui cultivent essentiellement des riz de variétés sélectionnées à haut potentiel de rendement, à cycle court et non photopériodiques (en combinant parfois avec le riz de pré-saison des pluies et le riz de décrue). Le type B rassemble les agriculteurs qui combinent plusieurs types de culture, notamment des riz à cycle court avec des riz de saison des pluies, voire dans certains cas avec du riz flottant.

La deuxième catégorie rassemble tous les autres exploitants. Ils partagent quelques caractéristiques communes : petite superficie d'1 à 2,5 ha environ, absence de mécanisation, combinaison de systèmes de culture moins complexe (maximum deux) et revenus agricoles plus faibles. Nous distinguons trois profils d'exploitations au sein de cette seconde catégorie. Le type C regroupe ceux qui adoptent partiellement ou totalement le cahier des charges de la culture de riz certifié biologique (14 %) avec des variétés sélectionnées semi-photopériodiques à cycle moyen. Le type D est composé des agriculteurs qui adoptent une culture de riz de saison des pluies à cycle moyen ou long, appelé aussi riz traditionnel (24 %) au regard de pratiques anciennes ; et enfin le type E, qui recourt exclusivement au riz flottant (27 %). L'ensemble de ces données est synthétisé dans le [tableau 3](#).

5 Typologie d'exploitations et services écosystémiques : des résultats significatifs

De manière synthétique, on peut représenter les tendances de chaque système de production au regard des services écosystémiques identifiés et analysés à l'aide des indicateurs présentés plus haut ([Tab. 1](#)). Le [tableau 4](#) propose une représentation globale et didactique des relations entre systèmes de production et services et dis-services écosystémiques.

5.1 Des pratiques rizicoles impactantes

Les types d'exploitation qui fournissent le plus de services d'approvisionnement à l'hectare sont ceux qui sont de grande taille et qui adoptent une double culture de riz ou une seule culture annuelle de riz à cycle court dans des rizières aménagées pour l'irrigation et la mécanisation. Toutefois, les revenus les plus élevés dégagés par la production de riz sont jugés par les producteurs comme peu performants au regard des autres services de régulation et dans une certaine mesure du service culturel. C'est par exemple le cas du riz à cycle court de pré-saison et de décrue, voire de la double culture des deux. Grâce à des rendements

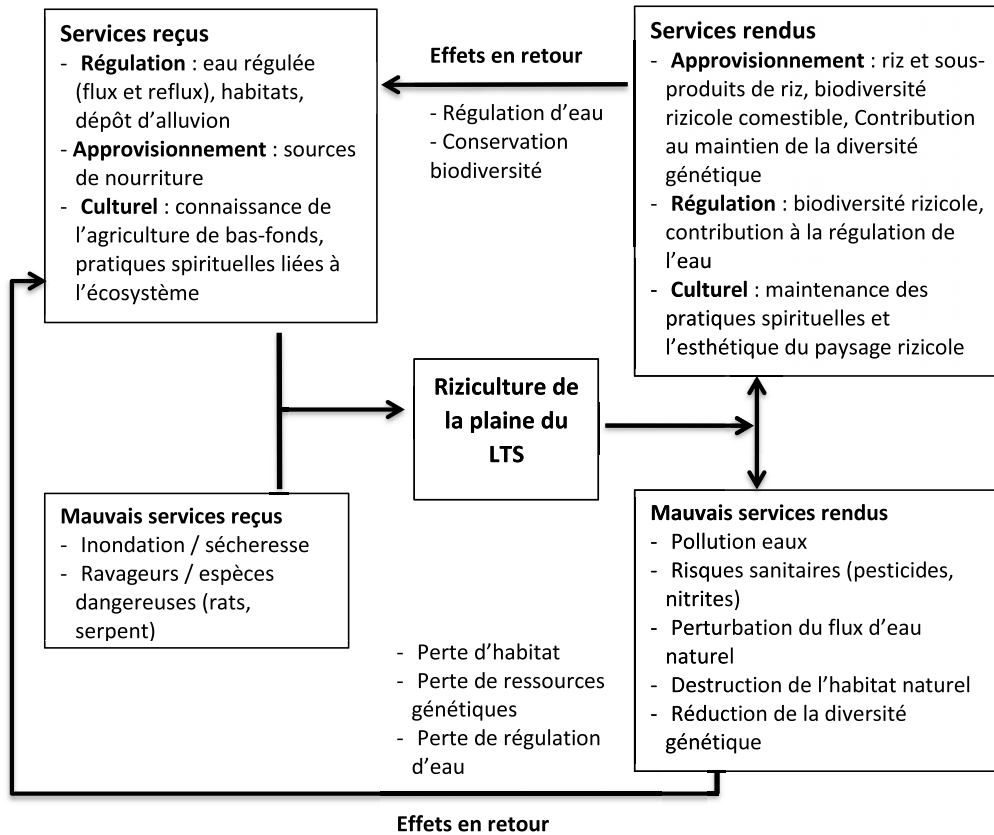


Fig. 4. Adaption de la figure 2 au contexte de l'étude.

Fig. 4. Adaptation of Figure 2 to the study's context.

élevés et en dépit de coûts liés à l'achat d'intrants, ce type de culture permet une forte productivité de la terre, mais au détriment des principaux services de régulation en raison d'une forte utilisation de pesticides. Ainsi, le terme de « cocktail de pesticides » (au moins 3 pesticides mélangés) est souvent utilisé pour qualifier cet usage. Une étude récente menée par Bureau-Point et Doeurn (2019) montre à quel point l'usage intensif de pesticides fait perdre confiance dans les produits agricoles, non seulement auprès des consommateurs, mais aussi chez les agriculteurs eux-mêmes. Cette situation est d'ailleurs préoccupante, dans la mesure où 75 % des personnes interrogées lors de nos entretiens individuels considèrent comme impropres à la consommation les poissons et les plantes issus des rizières du riz à cycle court et des canaux d'irrigation, en raison même de l'abondance des pesticides utilisés dans cette riziculture.

À l'inverse, les systèmes de production les plus compatibles avec la fourniture de ces services de régulation (habitat pour les catégories C, D et E ; voire la régulation des crues pour le riz flottant) sont moins performants économiquement. On constate également que les systèmes les plus performants sur le plan de la fourniture des services de régulation et culturels sont plutôt des exploitations de petite taille et faiblement mécanisées qui font très peu d'aménagements de terrain ; au contraire, ils s'adaptent aux flux d'eau naturels tout en préservant la végétation naturelle.

5.2 Les services culturels varient peu selon les systèmes de production

Les services culturels identifiés dans la zone d'étude sont de trois ordres. Premièrement, ils concernent l'esthétique du paysage agricole typique du Cambodge. Les aménagements de l'agroécosystème, représentés par des rizières, des diguettes et des palmiers à sucre, participent à la constitution d'un patrimoine culturel, du sentiment d'appartenance à la culture khmère, etc. Deuxièmement, des savoirs locaux liés à l'utilisation de ces palmiers sont également associés à cet agroécosystème (la production de jus et de sucre, l'utilisation des feuilles pour entourer différents types de gâteaux, l'élevage et la collecte des excréments de chauve-souris pour en faire de l'engrais, la fabrication de pirogues avec les troncs de palmiers, etc.). Troisièmement, l'agroécosystème renferme des croyances liées à la présence de termitières. Ces termitières représenteraient des hôtes pour des esprits puissants, qui peuvent être à la fois protecteurs ou destructeurs selon le respect que les populations locales leur portent. Des prières se font souvent en cas de catastrophe naturelle (sécheresse, inondation, ravages d'insectes, etc.). Une fois par an, les propriétaires des rizières où se trouvent ces termitières font des prières avec de nombreuses offrandes, avant de les casser (à peu près de moitié), de les broyer et de les répandre sur les sols prêts à être labourés.

Tableau 3. Données économiques des systèmes de production.**Table 3.** Economic data of production systems.

Nombre d'agriculteurs (156)	Type de production de riz	Surface moyenne par exploitation	Rendement (tonnes de riz à l'hectare)	Travail (ETP annuel)	Capital technique		Valeur ajoutée nette à l'hectare (en USD)
					Motoculteur	Pompe	
55 (35 %)	A. Système intensif (fort)						
	A1. Double riz pré-saison et riz de décrue	5,0	9,1	3,5	oui	oui	675
	A2. Double riz pré-saison et riz de décrue + Riz de décrue	5,3	6,8	3,5	oui	oui	484
	A3. Riz de décrue	5,0	4,6	3,5	oui	non	275
	B. Système intensif (modéré)						
	B1. Double riz pré-saison et riz de décrue + Riz de décrue + Riz flottant	7,9	5,9	3,5	oui	oui	468
	B2. Riz de décrue + Riz moyen terme repiqué+ Riz long terme semé direct	8,9	3,6	3,5	oui	oui	352
	B3. Riz pré-saison + Riz de décrue +Riz long terme repiqué	8,3	4,7	3,5	oui	oui	388
	B4. Riz de décrue + Riz moyen terme semé direct + Riz flottant	3,6	2,6	2,5	non	oui	208
	B5. Double riz pré-saison et riz de décrue + Riz moyen terme semé direct	1,6	7,0	2,5	non	oui	589
	B6. Double riz pré-saison et riz de décrue + Riz moyen terme semé direct + Riz flottant	2,7	3,6	3,0	oui	oui	227
	B7. Riz pré-saison + Riz flottant	2,1	6,1	3,5	non	oui	451
22 (14 %)	B8. Riz de décrue + Riz flottant	3,0	3,1	3,0	non	oui	236
	C. Système de riz biologique						
	C1. Riz biologique + Riz long terme semé direct	1,5	1,5	2,0	non	non	315
	C2. Riz biologique	0,8	2,2	2,5	non	non	406
	C3. Riz biologique + Riz flottant	1,3	1,5	2,5	non	non	193
37 (24 %)	D. Système traditionnel						
	D1. Riz moyen terme semé direct + Riz flottant	2,4	1,5	4,0	non	non	189
	D2. Riz long terme semé direct	1,2	1,3	3,0	non	non	190
	D3. Riz moyen terme repiqué + Riz moyen terme semé direct	1,2	1,5	2,5	non	non	188
	D4. Riz long terme semé direct + Riz flottant	0,9	1,5	3,0	non	non	136
42 (27 %)	E. Système de riz flottant						
	E1. Riz flottant	1,3	1,6	1,5	non	non	160

Tableau 4. Liens entre systèmes de production et services et dis-services écosystémiques.**Table 4.** Links between production systems and ecosystem services and dis-services.

Modèle de système de production		Service d'approvisionnement (riz)	Services de régulation		Service culturel
			Habitat	Crues	
A	Système intensif (fort)				
B	Système intensif (modéré)				
C	Système biologique				
D	Système traditionnel				
E	Système riz flottant				

Une flèche montante et verte représente une relation globalement positive. Une flèche descendante et rouge représente une relation négative. Une flèche droite et bleue indique une relation neutre.

A green upward arrow represents an overall positive relationship. A red downward arrow represents a negative relationship. A straight blue arrow indicates a neutral relationship.

Le constat que nous retirons de notre analyse est que la dimension culturelle est peu dépendante du système de production. Nos enquêtes montrent que même les producteurs de riz à cycle court, c'est-à-dire ceux qui recourent aux machines et aux intrants chimiques, respectent ces traditions et ces usages.

5.3 La régulation des crues est un enjeu pour la plupart des systèmes de production

Le service de régulation lié aux crues est le plus évident compte tenu des liens avec le LTS. Rappelons d'ailleurs que la rizière en général (*Srè*) signifie en cambodgien « des terrains inondables favorables pour le riz », et renvoie généralement indirectement à la plaine inondable du LTS. Au contraire, les rizières de riz pluvial s'appellent *Chamkar*, qui renvoie à la notion de terrain « hors de zone inondable » et couvre toute forme de culture pluviale. C'est la gestion du mouvement de crue et de décrue qui détermine la localisation des rizières et le type de culture associé. Mais les systèmes rizicoles n'ont pas les mêmes interactions avec ce cycle de l'eau ; notamment dans la zone 3, là où l'eau arrive en premier et repart en dernier. En effet, les cultures de riz flottant par exemple n'ont que peu d'impact sur cette circulation et sont parfaitement adaptées à différents niveaux d'eau. Ce type de culture ne nécessite pas d'aménagement particulier. Il laisse ainsi les arbres sur pied, ce qui permet de maintenir des sols humides en saison sèche (Fig. 5). À l'inverse, les autres systèmes reposent sur une maîtrise plus ou moins forte de cette circulation de l'eau à travers des canaux d'irrigation, des réservoirs, etc., qui impactent en retour la circulation globale de l'eau (Fig. 6). En présence de systèmes d'irrigation combinant des réservoirs, des canaux entourés par des digues d'un à trois mètres de haut, l'arrivée de l'eau est ralentie au début de la saison des pluies, ce qui impacte le début de la production. La décrue, qui est également ralentie en fin de la saison, peut causer la perte des récoltes en raison des apports alluvionnaires, la terre boueuse retardant la récolte. Cela ralentit aussi le début du riz de décrue par manque d'eau à la fin du cycle. Enfin, dans le cas de crues fortes, les cultures peuvent être détruites si l'eau ne se retire pas assez vite. Les aménagements récents, de type intensif à grande échelle, modifient cette dynamique et peuvent avoir à terme des effets importants sur ce service de régulation des crues.

5.4 Des différences fortes pour le service habitat

En raison du statut de « réserve de biosphère » de l'UNESCO, les inventaires de biodiversité au sein du LTS sont nombreux et bien documentés. Mais ils concernent essentiellement les zones non agricoles du LTS. Aussi, c'est à travers nos enquêtes que nous avons pu recenser de nombreuses espèces présentes dans les agroécosystèmes : petits poissons (silure, perche, poisson chat...), gros poissons (poisson au bec gar, différents types de poisson tête de serpent et de poisson chat...), plantes aquatiques (liseron d'eau, nénuphar, rhizome de lotus, jacinthe d'eau...), escargots, crabes, coquillages, petites crevettes d'eau douce, serpents, anguilles, rats et souris, grenouilles principalement. Ces espèces sont source de revenus significatifs pour les populations (Balzer *et al.*, 2002). Pour autant, le type de système de production au sein de ces agroécosystèmes a une influence forte sur les services de régulation qui concernent

l'habitat des espèces vivantes. En effet, de nombreuses espèces vivent dans ces rizières, mais on les trouve essentiellement dans les espaces peu impactés par la présence d'intrants chimiques. Les enquêtes effectuées (notamment *via* les groupes de discussion) montrent qu'il existe des savoirs locaux associés à cette agrobiodiversité. Ils s'expriment essentiellement à travers l'apport en nourriture (auto-consommation et vente) procuré par ces espèces. Par exemple, le mot « *Srè* » est devenu l'adjectif pour cette biodiversité collectée, très recherchée pour son goût et pour l'absence de produit chimique. La population pêche et collecte essentiellement dans des rizières de riz flottant et de riz de saison des pluies, ainsi que dans les lacs naturels et certains canaux d'irrigation, mais peu dans des rizières de riz à cycle court par peur d'être empoisonnée. Selon les agriculteurs, les grenouilles et les sangsues n'existent plus dans les rizières de riz à cycle court à cause de l'utilisation de pesticides ; et les plantes aquatiques ainsi que les herbes pouvant servir de fourrage n'existent plus non plus à cause de l'utilisation d'herbicides. Les arbres (hors palmier) sont également un facteur important de la présence d'espèces d'oiseaux, ce que l'on trouve plus rarement dans les systèmes intensifs. On notera enfin que les relations entre habitat et culture de riz sont parfois complexes. C'est le cas des rongeurs qui se nourrissent de riz, notamment durant la saison sèche. Pour autant, les rats ne sont pas tués mais attrapés pour être vendus. Il existe ainsi un commerce vers le Vietnam dont la population apprécie ces rats cambodgiens. Les liens entre agroécosystème et biodiversité sont donc parfois plus complexes qu'il n'y paraît.

6 Discussion

Les éléments d'analyse proposés précédemment montrent une tendance à l'intensification de la riziculture au détriment des services de régulation, tout en ayant un impact modéré sur les services culturels. Il s'agit là d'une évolution qui s'inscrit dans le temps long et fortement marquée par l'histoire du pays. Ainsi, il importe de préciser que les années postérieures au conflit des Khmers rouges (début des années 1980) ont été marquées à la fois par une pénurie de riz liée à de faibles moyens de production (semences, matériels, moyens humains...) et par une conversion progressive vers l'économie de marché, tranchant avec les politiques menées jusqu'alors (Pillot, 2008). Au début de la présence vietnamienne (1979–1989), les terres de culture ont été collectivisées (*krom samaki*), puis progressivement attribuées aux exploitants individuels, essentiellement en zone 1 et 2 (la zone 3 étant un lieu de refuge d'anciens khmers rouges où les paysans défrichaient pour en faire du riz flottant). Les superficies exploitées par famille étaient d'assez petite taille (autour de 2 ha, voire 5 lorsque la densité était faible), ce qui explique bien la situation constatée dans nos villages étudiés. Les disparités entre riziculteurs étaient également liées à des situations de rente où les personnes les plus proches de l'administration profitaient de leur pouvoir local pour s'accaparer de plus grandes superficies (Diepart, 2015). De même, le fait de posséder du cheptel dès la fin de la guerre a permis à certains non seulement de bénéficier de l'octroi de davantage de terres par l'administration, mais aussi d'accroître les superficies exploitées, notamment celles pour le riz flottant qui est une culture extensive, nécessitant peu de travail, mais



Fig. 5. Rizières extensives de riz flottant où les agriculteurs produisent en harmonie avec des arbres de forêt inondée.

Fig. 5. Extensive floating rice fields where farmers produce in harmony with flooded forest trees.

de la maîtrise foncière (apportée plus facilement par l'utilisation de bœufs).

Au fil du temps, les paysans bénéficiant de cheptels et de surfaces en riz flottant ont progressivement développé la riziculture sur des terres plus éloignées du lac, et donc moins risquées vis-à-vis des crues extraordinaires. Certains y ont développé la riziculture biologique. Le cheptel a été vendu au profit de motopompes et de motoculteurs, le type de culture s'est orienté vers le riz irrigué de pré-saison et de décrue avec des variétés à haut potentiel de rendement très gourmandes en intrants. Cette évolution, caractérisant les systèmes A et B de notre typologie (Tab. 3), s'est également manifestée par un endettement auprès des commerçants d'intrants chimiques. À l'inverse, les paysans peu dotés en bovins sont restés dans une situation de faibles revenus, d'emprunts durant la période de soudure et de salariat auprès des plus grands exploitants. Ils ont souvent une double activité économique. Ils produisent du riz flottant (système E), ce qui demande peu de travail, tout en se salariant pour des tâches agricoles pendant la saison des pluies et de constructions en ville durant la saison sèche. D'autres continuent de produire les riz de la saison des pluies dits traditionnels (système D) pour l'autosuffisance. Les systèmes intensifs (A et B) se sont donc étendus et consolidés au détriment des systèmes C, D et E.

Cette politique d'exportation du riz encouragée par l'État a conduit à une plus grande intensification des cultures avec le recours à des intrants chimiques et des pesticides. De même, l'État a favorisé l'emploi de nouvelles variétés sélectionnées plus adaptées à ces objectifs d'exportation, mais parfois au détriment de la qualité des riz produits. Cette situation est rendue complexe par le soutien à la production et l'exportation de riz parfumé, voire de riz biologique. La certification du riz biologique s'est réalisée au début des années 2000 avec le soutien de bailleurs internationaux (Allemagne notamment), permettant de faire émerger les agriculteurs issus du groupe C. Cela s'est traduit par l'adoption de certaines pratiques et la structuration de la filière autour d'une association dédiée (*Raksmey Stung Sen Association*). Toutefois, l'adoption et le maintien de la certification « riz biologique » nécessitent une structuration de la filière pérenne et adaptée, ce qui n'est pas toujours le cas. Ainsi, en 2015, le décès du président de cette association a complètement déstabilisé la filière locale ; les agriculteurs ont continué à produire du riz biologique, mais en le vendant au même prix (plus bas) que le riz conventionnel. En dépit d'une demande pour ce riz biologique, même à l'échelle nationale (dans les villes par exemple), l'avenir de cette filière est fragile (Rambonilaza et Neang, 2019).



Fig. 6. Rizières intensives de riz à cycle court.

Fig. 6. Intensive short-cycle rice fields.

Des travaux récents, portant sur d'autres communes à proximité de Battambang, nous ont permis de consolider ces tendances (Sok *et al.*, 2019) : l'existence d'un gradient de catégories de paysans depuis la zone 3 vers la zone 1, mobilisant des pratiques rizicoles plus ou moins intensives adossées à des revenus plus forts au fur et à mesure de l'éloignement du lac. La prise en compte d'autres activités pour intégrer la pluriactivité et la multifonctionnalité de l'écosystème ne changent fondamentalement pas ce constat. Là où les paysans proches de la zone 3 combinent riziculture et pêche, ceux de la zone 1 associent plutôt riziculture, élevage et activités non agricoles (commerce près des routes, fonction dans l'administration, etc.) ; ces dernières activités étant à la fois plus rémunératrices et sources de capital social. D'autres auteurs qui n'adoptent pas le cadre des systèmes agraires concluent également à la vulnérabilité des ménages vivant au plus proche du LTS ; vulnérabilité dont il faudrait davantage tenir compte dans un contexte de changement climatique (Marschke et Berkes, 2006 ; Nuorteva *et al.*, 2010).

7 Conclusion

Si le Cambodge prône l'intensification de la riziculture avec les effets que nous venons de mettre en évidence tant sur

l'écosystème du lac Tonle Sap que sur les pratiques paysannes, d'autres dynamiques économiques et institutionnelles viennent complexifier l'analyse et plaident pour une meilleure prise en compte des différents niveaux de régulation. Ainsi, d'un côté, les bailleurs de fonds et les Organisations non gouvernementales de conservation agissent le sens d'une meilleure conservation et mise en valeur de ce patrimoine naturel et culturel en soutenant différents programmes, particulièrement pour la protection de la zone la plus proche du lac et des communautés vivant dans les villages flottants, comme par exemple le maintien de la production de riz flottant, l'introduction de l'agroécologie et l'écotourisme. Le statut de réserve de biosphère attribué par l'UNESCO en 1997 témoigne de l'intérêt de la communauté internationale pour la conservation de cet écosystème (Keskinen et Varis, 2012) et pour la culture de riz de bas fond qui s'adapte à merveille à l'inondation sans besoin de modifier l'écosystème naturel et qui préserve en même temps l'habitat pour les espèces aquatiques et terrestres de cet agroécosystème. Mais par ailleurs, la construction de barrages en amont (à des fins hydroélectriques), notamment en Chine, laisse présager d'une évolution peu propice au maintien des fonctionnalités de l'écosystème du lac Tonle Sap, et par conséquent à l'agriculture paysanne. Il convient donc d'avoir à l'esprit

que les enjeux de gouvernance et les arbitrages entre services écosystémiques, à l'échelle du lac Tonle Sap, voire du pays tout entier, sont complexes à saisir.

Références

- ADB. 2005. Summary initial environmental examination report for Tonle Sap sustainable livelihood project in Cambodia. Manila (The Philippines): Asian Development Bank (ADB), 36 p.
- Arias ME, Cochrane TA, Piman T, Kumm M, Caruso BS, Killeen TJ. 2012. Quantifying changes in flooding and habitats in the Tonle Sap Lake (Cambodia) caused by water infrastructure development and climate change in the Mekong Basin. *Journal of Environmental Management* 112: 53–66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.003>.
- Balzer T, Balzer P, Pon S. 2002. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice-based ecosystems: I. Kampong Thom Province, Kingdom of Cambodia. Halwart M, Bertley D, Guttman H, eds. Rome (Italy): FAO, 17 p.
- Baran E, Myschowoda C. 2008. Have fish catches been declining in the Mekong River Basin? In: Kumm M, Keskinen M, Varis O, eds. *Modern Myths of the Mekong*. Water & Development Publication-Helsinki University of Technology, pp. 55–64.
- Bonin M, Eloy L. 2014. Services écosystémiques et agriculture. *Repères pour l'action*, Fiche 10. http://www.serena-anr.org/FICHES_REPERE_POUR_L_ACTION.HTM.
- Brooks SE, Allison EH, Reynolds JD. 2007. Vulnerability of Cambodian water snakes: Initial assessment of the impact of hunting at Tonle Sap Lake. *Biological Conservation* 139(3-4): 401–414. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.009>.
- Bureau-Point E, Doeurn S. 2019. Substances chimiques et peurs alimentaires au Cambodge. *Moussons* 34: 109–140. <https://doi.org/10.4000/moussons.5417>.
- Cochet H. 2012. The systeme agraire concept in francophone peasant studies. *Geoforum* 43(1): 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.04.002>.
- Cochet H, Devienne S. 2006. Fonctionnement et performances économiques des systèmes de production agricole : une démarche à l'échelle régionale. *Cahiers Agricultures* 15(6): 578–583. <https://doi.org/10.1684/agr.2006.0028>.
- Cochet H, Devienne S, Dufumier M. 2007. L'agriculture comparée, une discipline de synthèse? *Économie rurale* (297-298): 99–112. <https://doi.org/10.4000/economierurale.2043>.
- Dan P, Gordon C, Sok SI. 2005. Long-term rates of sediment accumulation in the Tonle Sap, Cambodia: A threat to ecosystem health? *Journal of Paleolimnology* 33(1): 95–103. <https://doi.org/10.1007/s10933-004-1323-2>.
- Diepart JC. 2010. Cambodian peasant's contribution to rural development: A perspective from Kampong Thom Province. *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement* 14(2): 321–340.
- Diepart JC. 2015. The fragmentation of land tenure systems in Cambodia: Peasants and the formalization of land rights. *Country profile n°6: Cambodia*. France: GRET, AgroParisTech, AGTER, 36 p.
- Hai PT, Masumoto T, Shimizu K. 2008. Development of a two-dimensional finite element model for inundation processes in the Tonle Sap and its environs. *Hydrological Processes* 22(9): 1329–1336. <https://doi.org/10.1002/hyp.6942>.
- Keskinen M, Varis O. 2012. Institutional cooperation at a basin level: For what, by whom? Lessons learned from Cambodia's Tonle Sap Lake. *Natural Resources Forum* 36(1): 50–60. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2012.01445.x>.
- Marschke MJ, Berkes F. 2006. Exploring strategies that build livelihood resilience: A case from Cambodia. *Ecology and Society* 11(1): 42. <https://doi.org/10.5751/ES-01730-110142>.
- Mazoyer M, Roudart L. 1997. Pourquoi une théorie des systèmes agraires? *Cahiers Agricultures* 6(6): 591–595.
- MEA. 2003. Les écosystèmes et le bien-être de l'Homme : un cadre d'évaluation. Washington DC (USA): Island Press, 212 p.
- Neang M, Meral P, Aznar O, Déprés C. 2017. Diversity of rice cropping systems and organic rice adoption in agro-ecosystem with high risk of flood in Cambodia. *Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 13(4): 351–370. <https://doi.org/10.1504/IJARGE.2017.088402>.
- Nuorteva P, Keskinen M, Varis O. 2010. Water, livelihoods and climate change adaptation in the Tonle Sap Lake area, Cambodia: Learning from the past to understand the future. *Journal of Water and Climate Change* 1(1): 87–101. <https://doi.org/10.2166/wcc.2010.010>.
- Pillot D. 2008. Jardins et rizières du Cambodge : les enjeux du développement agricole. Paris (France): Editions Karthala, 528 p.
- Power AG. 2010. Ecosystem services and agriculture: Tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365(1554): 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>.
- Rambonilaza T, Neang M. 2019. Exploring the potential of local market in remunerating water ecosystem services in Cambodia: An application for endogenous attribute non-attendance modelling. *Water Resources and Economics* 25: 14–26. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2018.07.001>.
- Sok K, Meral P, Pillot D, Desfossez S. 2019. Ecosystem services from Tonle Sap flood pulse: Spatial and economic analysis in Aek Phnom and Sangkae districts of Battambang Province, Cambodia. In: Stewart M, Coclanis P, eds. *Advances in Global Change Research*. Cham (Germany): Springer, pp. 123–151. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90400-9_8.
- Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Hamilton SK. 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64(2): 245–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>.
- Varis O, Keskinen M. 2006. Policy analysis for the Tonle Sap Lake, Cambodia: A Bayesian network model approach. *International Journal of Water Resources Development* 22(3): 417–431. <https://doi.org/10.1080/07900620500482840>.
- Varis O, Kumm M, Keskinen M, Sarkkula J, Koponen J, Heinonen U, et al. 2006. Integrated water resources management on the Tonle Sap Lake, Cambodia. *Water Supply* 6(5): 51–58. <https://doi.org/10.2166/ws.2006.843>.
- Zhang W, Ricketts T, Kremen C, Swinton S. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64(2): 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>.

Citation de l'article : Neang M, Méral P. 2021. Services écosystémiques et riziculture autour du lac de Tonle Sap, Cambodge. *Cah. Agric.* 30: 44.

Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina – A review

Pablo Titttonell^{1,2,3,4,*}, Sofía M. Hara¹, Valeria E. Álvarez¹, Valeria M. Aramayo¹, Octavio A. Bruzzone¹, Marcos H. Easdale¹, Andrea S. Enriquez¹, Luciana Laborda¹, Fabio D. Trinco¹, Sebastián E. Villagra^{1,5} and Verónica El Mujtar¹

¹ Agroecology, Environment and Systems Group, Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB), INTA-CONICET, Modesta Victoria 4450, CC 277, San Carlos de Bariloche 8400, Río Negro, Argentina

² CIRAD (Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement), UPR AIDA, F-34398 Montpellier, France

³ AIDA, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

⁴ Groningen Institute of Evolutionary Life Sciences, Groningen University, PO Box 11103, 9700 CC Groningen, The Netherlands

⁵ Universidad Nacional de Río Negro, Cátedras de Rumiantes Menores y Sistemas de Producción de Bovinos en Regiones Frágiles, Licenciatura en Agroecología, 8400 El Bolsón, Argentina

Abstract – Pastoral systems worldwide secure rural livelihoods in the harshest environments on Earth. Their low productivity per area unit or head makes them the subject of much criticism with regard to their environmental impact, particularly in relation to global warming, desertification and land degradation. Such is the case of the traditional pastoral systems of Patagonia, a vast and isolated region where sedentary and mobile pastoralism coexist and contribute to shape landscapes and cultures. We argue that pastoral systems provide a wide range of ecosystem services that may compensate for their negative impact on the environment. We review the scarcely available evidence from Patagonia to identify ecosystem services and disservices associated with pastoralism, and pay special attention to the carbon balance: with C footprints between 10 to 40 kg CO₂-eq.kg⁻¹ carcass, pastoral systems in dry Patagonia are below or within the range of semi-extensive livestock systems worldwide (35–45 CO₂-eq.kg⁻¹ carcass). To inform development and policy, the assessment of trade-offs and synergies between ecosystem services needs to incorporate the intertwined social and ecological dynamics of complex pastoral systems, along resource regenerative trajectories.

Keywords: environment / sustainability / pastoralism / livestock / drylands / highlands / ecosystem services

Résumé – **Services écosystémiques et dis-services associés aux systèmes pastoraux de Patagonie, Argentine – Revue bibliographique.** Les systèmes pastoraux du monde entier garantissent des moyens de subsistance aux ruraux dans les environnements les plus difficiles de la planète. Leur faible productivité par unité de surface ou par habitant suscite de nombreuses critiques quant à leur impact environnemental, notamment en relation avec le réchauffement climatique, la désertification et la dégradation des terres. C'est le cas des systèmes pastoraux traditionnels de Patagonie, une région vaste et isolée où le pastoralisme sédentaire et nomade coexistent et contribuent à façonner les paysages et les cultures. Nous soutenons que les systèmes pastoraux fournissent un large éventail de services écosystémiques qui peuvent compenser leur impact négatif sur l'environnement. Nous passons en revue les données disponibles sur la Patagonie pour identifier les services écosystémiques et les dis-services associés au pastoralisme, en accordant une attention particulière au bilan carbone : avec des empreintes carbone entre 10 et 40 kg CO₂-eq/kg de viande, les systèmes pastoraux en Patagonie aride sont en dessous ou dans la gamme des systèmes d'élevage semi-extensifs dans le monde (35–45 eq-CO₂/kg de viande). Pour éclairer les options de développement et

*Corresponding author: titttonell.pablo@inta.gob.ar

les politiques, l'évaluation des compromis et des synergies entre services écosystémiques doit intégrer l'entrelacement de dynamiques sociales et écologiques, dans des systèmes pastoraux complexes, au fil de trajectoires de régénération des ressources.

Mots clés : environnement / durabilité / pastoralisme / élevage / terres arides / hauts plateaux / services écosystémiques

1 Introduction

Pastoral systems worldwide provide livelihoods for rural families in a wide diversity of social-ecological contexts, but particularly in the harsh environments of arid rangelands and high mountain pastures. About 1 billion animals are herded by pastoralists, covering the basic needs for food, fibre, monetary incomes, workforce, energy, transportation and savings of millions of people (FAO, 2018). Pastoral herds play a central role at ensuring food and nutritional security of rural as well as urban families worldwide (e.g., Randolph et al., 2007), they are the backbone of the rural cultural inheritance in different regions (e.g., Marsoner et al., 2018) and represent a valuable investment/saving asset for rural peoples (e.g., Paul et al., 2020). This is also the case in Patagonia, where pastoral systems include both sedentary and mobile ranching systems relying on natural vegetation (Fig. 1A).

Worldwide, extensive livestock rearing is seen as responsible for negative environmental impacts such as vegetation and soil degradation, water pollution and greenhouse gas emissions (Modernel et al., 2018). This bias also resulted in pastoral system being seen as a threat to environmental sustainability, especially when analysed with the methods and assumptions used to assess intensive or industrial livestock systems (e.g., Lebacqz et al., 2013). There is evidence to suggest that pastoral systems generate both ecosystem services and disservices, hence the trade-offs between them need to be embraced to inform development strategies and policies (e.g., Von Thungen et al., 2021).

In virtue of the strong bonds between the social and ecological dynamics, pastoral systems can be conceptualized as complex systems, i.e., they integrate processes across scales, multiple feedbacks, nested hierarchies and non-linearity (Tittone, 2014). The ecological sub-system results in and is the result of the social sub-system, of its traditional ecological knowledge (e.g., seasonal usage of lowlands and highlands), cultural values, social and productive organization (e.g., mobility and landscape connectivity), and technologies (e.g., local breeding). Pastoral communities in harsh environments such as the Patagonian steppes and mountains have developed adaptive strategies to cope with spatial and temporal variability in climate and natural resources. An important strategy is mobility: i.e., nomadism, transhumance, semi-sedentarism. This lifestyle and its associated ecosystem services, which depend on traditional ecological knowledge and local institutions (Easdale and Aguiar, 2018; Oteros-Rozas et al., 2013), is currently threatened by social, economic and environmental factors.

We hypothesize that the contribution of traditional pastoral systems to livelihoods and ecosystem services (Fig. 2), hence to some of the key sustainable development goals, may compensate for their negative effects on the environment. We

focus our analysis on the relatively poorly studied pastoral systems of Patagonia, a vast region covering 1 043 000 km² and where transhumant, semi-sedentary and sedentary ruminant livestock-based activities represent the dominant livelihood for rural families, from the humid Andes to the dry steppes and irrigated valleys. Our objective was to take stock of the scarcely available evidence on ecosystem services and disservices associated with the regional diversity of pastoral systems, using first-hand evidence whenever possible, and make it available for further evidence-based trade-offs analysis, informing regional and international debates on livestock sustainability.

2 Diversity of pastoral systems in Patagonia

Extensive livestock farming is the main economic activity in Patagonia (750 000 ha; 8.5 million heads—ovine equivalents), including both family smallholder pastoralism and large-scale ranching. Smallholder pastoralism is the dominant farming type, rearing mixed-species herds of sheep, goats and cattle. Large scale ranches are more specialized in sheep and, to a lesser extent, cattle production (Fig. 1). Between smallholder pastoralism and ranching, there is a gradient of possible different livestock systems that combine elements of both family farming and commercial ranching. Argentina's Ministry of Agriculture proposes maximum benchmark land areas as part of their definition of what a family farm is for each agroecological region of the country. In dry Patagonia, a smallholder family farm is considered to own or manage less than 5000 ha of rangeland (*Coordinación de Agricultura Familiar: Resolución 186/14*).

The breeding of Merino sheep oriented to the production of fine wool is the most important livestock activity for both ranchers and pastoralists throughout Patagonia, followed by the Angora and Creole goat and, to lesser extent, Hereford and Creole cattle (Villagra et al., 2013). For example, a regional study covering 106 smallholder households in north Patagonia and its diversity of systems (Fig. 1) showed that livestock contribution to household income was greater than 96%, especially by sheep, and that a sharp decline of wool prices resulted in outmigration of 42% of the rural population in the 1990s (Villagra et al., 2015). Next to sheep, goat rearing is also common and it generally promotes the settlement of families in the driest areas of the region, where productivity is low and other farming activities are not possible. In wetter areas, goat rearing is a secondary activity yet less prone than other livestock activities to the risks associated with the macroeconomic situation of the country or the variability in the international wool and meat prices.

At the wettest end of the gradient, on the Patagonian forests (Fig. 1), farmers keep small to large herds of cattle (e.g., less than ten to hundreds, exceptionally up to 700 Livestock Units),

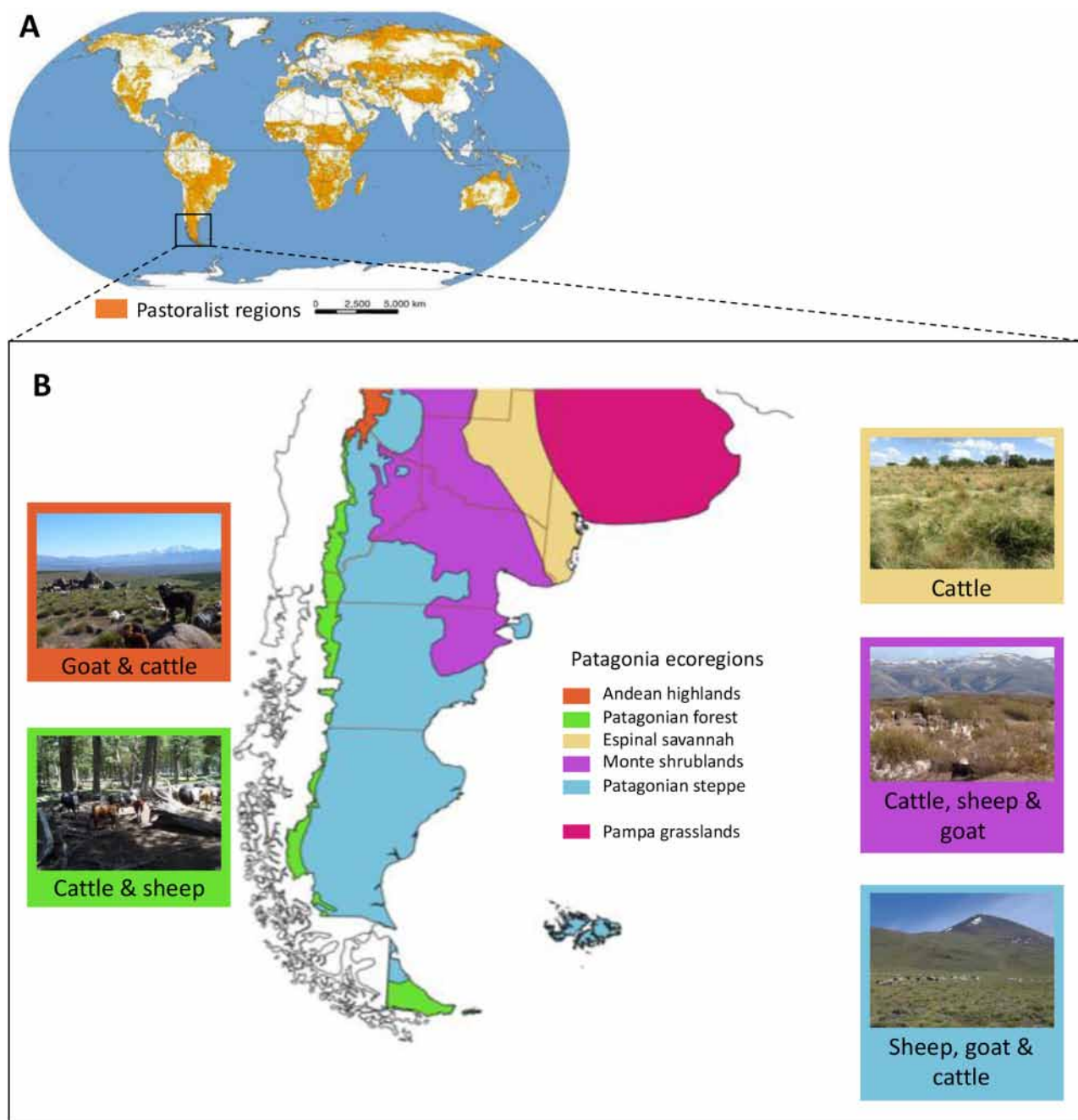


Fig. 1. (A) World pastoralist regions highlighting the Patagonia region (adapted from [Dong, 2016](#)). (B) Livestock systems in Patagonia ecoregions (adapted from [ANP, 2020](#)) with illustrative pictures. The Pampa's region, and the northern parts of the Monte and Espinal regions (not shown in picture) are not part of Patagonia.

Fig. 1. (A) Régions pastorales mondiales et mise en évidence de la région de Patagonie (adapté de [Dong, 2016](#)). (B) Systèmes d'élevage dans les écorégions de Patagonie (adapté de l'[ANP, 2020](#)) avec des images illustratives. La région de la Pampa et les parties septentrionales des régions de Monte et Espinal (non représentées en photo) ne font pas partie de la Patagonie.

following a strategy characterised by large head numbers but low productivity per head (*i.e.*, livestock as savings). Winter grazing takes place in valley bottoms and foothills (500 to 900 m.a.s.l.), while summer grazing makes use of the high forest, shrublands and alpine-type meadows (1000 to 1800 m. a.s.l.), areas which are covered in snow for most of the rest of

the year. In the past, people used to open grazing areas through fires, although this practice has been reverted over the last century, especially since forest use became regulated by law (*e.g.*, [Gowda *et al.*, 2012](#)).

In North-West Patagonia, transhumant goat-based pastoralism interconnects contrasting and fragmented ecosystems

through seasonal movements. Dry winter lowlands (Patagonian steppe and Monte shrublands – Fig. 1) connect with wet summer highlands (Andean highlands and Patagonian forests – Fig. 1) through regional networks in which the social and ecological phases of these movements are synchronized, defining an annual transhumant cycle (Pérez León *et al.*, 2020). Summer highlands are typically meeting areas where pastoralists exchange or sell breeds (*i.e.*, creole goats) and livestock products such as cheese or meat, textile and leather handicrafts, and engage in different joint activities such as marking and shearing, organise logistics (*e.g.*, travel to town), festivals or religious gatherings. Key components of the transhumance system are also the herding or migratory roads, which are common lands that interconnect the different communal pasturelands (Lanari *et al.*, 2012).

3 Key ecosystem services and disservices associated with pastoral systems

Here we summarise the available regional evidence on the effects pastoral systems may have on ecosystem services and disservices associated with (i) watershed protection and nutrient cycling (support and regulation), (ii) plant and soil biodiversity conservation (support and regulation), (iii) the carbon balance (which may be both a service or a disservice), and (iv) cultural ecosystem services (Fig. 2). The choice of ecosystem services to investigate responds to what is available so far in the literature. The ecosystem services forage or animal production (provision) are by large the best studied in Patagonia, hence we will consider them only with regards to their trade-offs against other ecosystem services.

3.1 Watershed protection and nutrient cycling at landscape level

Stocking rate, directly related to grazing pressure, is the main management variable regulating grazing impacts on ecosystem services in Patagonia (Oñatibia, 2021). Stocking rates can be lower, equal or higher than field carrying capacity (varying broadly between 0.10 to 0.35 sheep ovine equivalents ha^{-1}), resulting in low, moderate or overgrazing. Limiting stocking rates to field carrying capacity (*i.e.*, moderate or appropriate grazing) can provide watershed protection by regulating soil cover and the amount, timing and quality of water and sediment flows and soil water infiltrability. Overgrazing negatively affects these structural attributes, with consequent water run-off and soil erosion (López *et al.*, 2013).

Signs of overgrazing are conspicuous in Patagonia and attributed to both domestic and wild herbivores, mostly through classical lineal analysis of NDVI trends from satellite imagery series (*e.g.*, Gaitán *et al.*, 2017, 2019; Mazzonia and Vazquez, 2009; Marino *et al.*, 2020; Oliva *et al.*, 2020). Yet recently published data from long-term grazing experiments indicate that moderate and adaptive grazing regimes (*i.e.*, following recommended stocking rates) may actually result in greater short- and long-term productivity and stability (Oliva *et al.*, 2020). Moreover, the analyses of long-term NDVI trends in satellite imagery using wavelets – instead of linear trends – to capture cyclical dynamics (Easdale *et al.*, 2018, 2019) show that processes of vegetation recovery are

also frequent throughout Patagonia, in spite of recurring droughts and ash falls affecting vast regions in the last two decades (Solano-Hernandez *et al.*, 2020).

Grazing intensity and management determine different patterns of livestock impacts on nutrient cycling (Tab. 1). In the silvo-pastoral systems found in the Andean forest zone (Fig. 1), overgrazing generates more negative than positive effects at stand level, while low to moderate grazing leads to null or positive impacts on C and N flows and stocks in different components of soil and vegetation. Heterogeneous distribution of patches of silvo-pastoral use within the landscape allowed the maintenance of diversity and the provision of multiple ecosystem services, including nutrient cycling through faster litter decomposition and animal dejections (Chillo *et al.*, 2018). In Patagonian irrigated valleys, where diverse types of agricultural systems coexist with pastoralism, circular farming and crop-livestock integration have been proposed to reduce dependence on external nutrient inputs at local and regional level, considering the coexistence of farms with nutrient demands and farms with a potential excess of manure (Basso, 2018).

In the Patagonian steppe, where water and nutrients are scarce, forage supply and C and N storage were highest in areas under moderate grazing, compared to ungrazed and overgrazed areas, and they were positively correlated indicating the absence of trade-offs between them (*e.g.*, Oñatibia *et al.*, 2015). Comparable findings were reported by Buono *et al.* (2011) and Oliva *et al.* (2012, 2020). These findings are promising as they point to possible synergies or neutral effects of moderate pastoral grazing on nutrient stocks and flows, specially under so-called “holistic management” (Cibils *et al.*, 2014). Yet, our general impression following the literature review is that this field is still very poorly studied in Patagonia, especially in the drier zones, and hence more knowledge is needed to arrive at sound conclusions and recommendations. What can be considered an “appropriate” grazing regime or stocking rate varies widely across time and space in Patagonia, but it always implies that stocking rates should be equal to the estimated grassland receptivity.

As grazing may prevent fires, especially in woodland ecosystems, it may also contribute to maintaining soil physical properties, avoiding post-fire hydrophobicity and reducing soil erosion susceptibility (Neary and Leonard, 2020). In the Monte shrublands (*cf.* Fig. 1) for example, where wildfires are more frequent, grazing reduces the occurrence of fires (Kröpfl *et al.*, 2015). While herbivore impact on fire propagation depends on the context (Blackhall *et al.*, 2017), drivers of current wildfires in Patagonia include also climate change and urbanization (Gowda *et al.*, 2012).

3.2 Plant and soil biodiversity conservation

Grazing has been reported to have different direct effects, positive or negative, on species richness, cover and biomass of palatable grasses, and null impact on cover and biomass of shrubs in Patagonian drylands (Cipriotti *et al.*, 2019; Oñatibia *et al.*, 2018). However, excluding livestock does not appear to be the most sensible measure to manage plant biodiversity. Compared to grazing exclusion, continuous moderate grazing maintains plant density of palatable species, reduces standing-dead biomass proportion, and promotes green biomass of grass

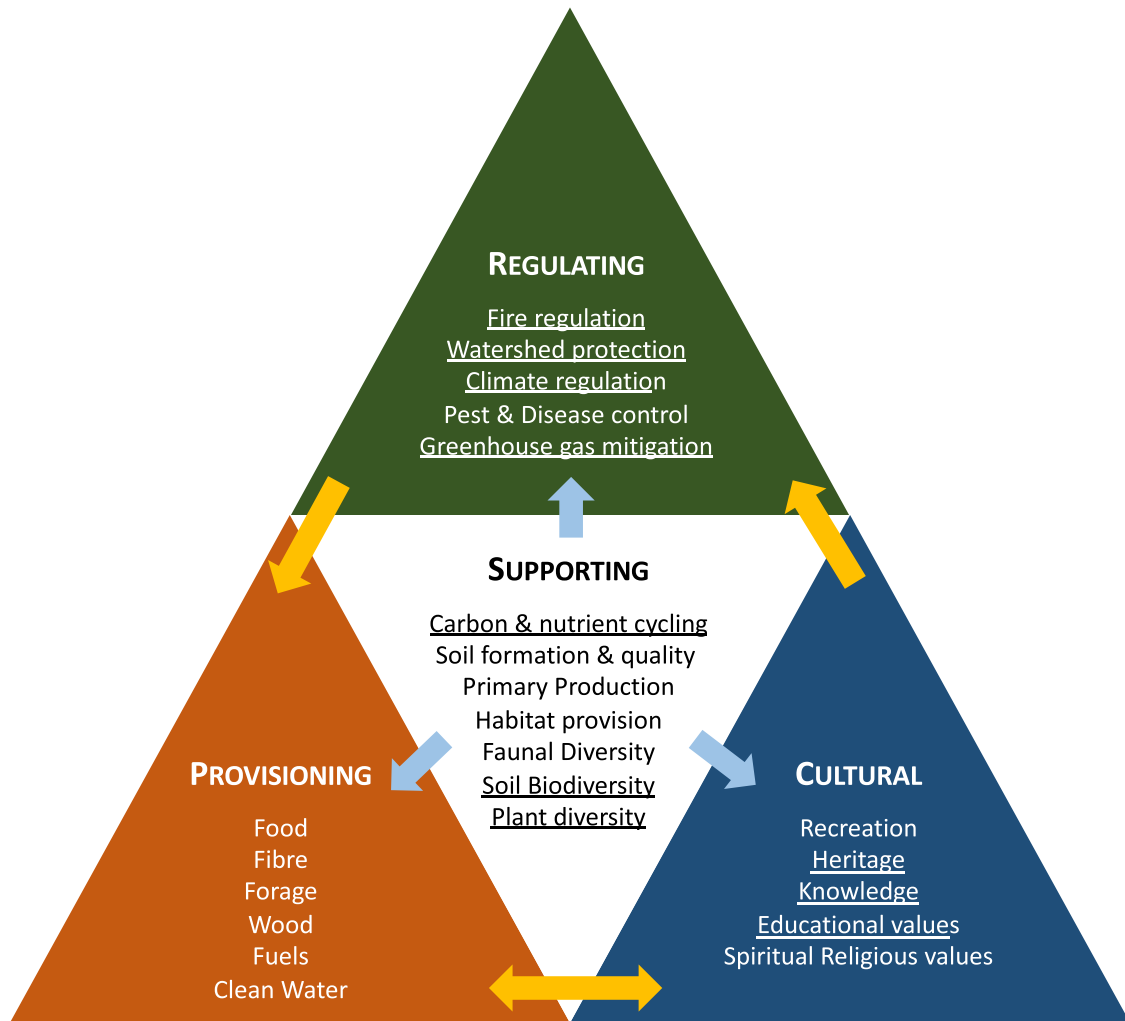


Fig. 2. Four types of ecosystem services relevant to pastoral social-ecological systems. Underlined are those that were covered in this review for Patagonia. Arrows represent both effects and influences.

Fig. 2. Quatre types de services écosystémiques pertinents pour les systèmes socio-écologiques pastoraux. Ceux qui ont été traités dans cette revue bibliographique sur la Patagonie sont soulignés. Les flèches représentent à la fois les effets et les influences.

tussocks (e.g., Oñatibia and Aguiar, 2019). Reduction of paddock sizes (NB: a “paddock” may be as large as 500–1000 ha in dry Patagonia) also contributes to the decrease of spatial heterogeneity of grazing impacts, as vegetation variables (e.g., total and specific plant cover, vegetation patchiness) in smaller paddocks reach a plateau at short distance of watering points compared to larger paddocks (Oñatibia and Aguiar, 2018).

Mainly negative impacts of cattle grazing on plant biodiversity have been reported in Patagonian ecosystems (Fig. 3). Recent studies in northern Andean mixed forests of *Nothofagus dombeyi* and *Austrocedrus chilensis* suggest that cattle grazing affects plant biomass, reduces shrub cover and the number of native plants, differentially affects flowering and fruiting periods of palatable and non-palatable species, and enhances exotic plant species (e.g., Ballari et al., 2020, De Paz and Raffaele 2013). Experiences in southern Patagonian *Nothofagus antarctica* forests, however, showed that, through active ecosystem management, cattle production can coexist with native plant biodiversity (Peri et al., 2016). This study

shows that when cattle were introduced, some species of native vascular plants were lost from grazed plots, and simultaneously new ones appeared. Although this generated similar values of biodiversity in terms of both richness and cover in these landscapes (Fig. 4), the loss of native species cannot be compensated for its biodiversity value, and specific measures (e.g., grazing exclosures) must be taken to preserve native vascular plant diversity.

Synergies between provision and cultural ecosystem services through grazing management have also been reported in the Andean forest region of Patagonia. Chillo et al. (2018) showed perceivably positive changes in the floristic and functional diversity of herbaceous vegetation associated with grazing, for example through the appearance and dominance of exotic and native grasses with high cultural and productive value.

Moreover, in grazed areas of northern Patagonian forests, changes in community specific leaf area and weighed N content resulted in greater plant growth and cover (less soil erosion) and faster litter decomposition (higher nutrient

Table 1. Examples of reported negative, positive or null impacts of livestock systems on nutrient cycling.
Tableau 1. Exemples d'impacts négatifs, positifs ou nuls des systèmes d'élevage sur le cycle des nutriments.

Variable	Negative impact	Positive impact	Null impact	References
C and N stock in green above ground biomass		grass-MG	shrub-UG, MD, OG	Oñatibia <i>et al.</i> (2015)
C and N stock in standing dead biomass	grass-OG		shrub-UG, MD, OG	
C and N stock in litter	OG			
C and N stock in roots			UG, MD, OG	Enriquez <i>et al.</i> (2014)
total N, NH ₄ ⁺ and NO ₃ ⁻	OG			
C stock in roots + SOC (=total below ground C storage)			LG, MD, OG	Larreguy <i>et al.</i> (2014)
SOC	OG			Larreguy <i>et al.</i> (2014)
SOC			UG, MD, OG	Golluscio <i>et al.</i> (2009)
SON	OG			
¹³ C SOM	OG			
¹⁵ N SOM		UG		
N and C mineralization	OG			
SOC content	OG			Enriquez <i>et al.</i> (2015)
SOC stock	OG			
Above and below ground biomass and C storage	OG			
Organic matter decomposition		SVP		Bahamonde <i>et al.</i> (2012)
Litterfall	SVP			
SOC	SVP-OG			Chillo <i>et al.</i> (2018)

LG, MG and OG: low, moderate and overgrazing; UG: ungrazed sites; SVP: sylvo-pastoral system; SOC: soil organic carbon; SON: soil organic nitrogen; SOM: soil organic matter.

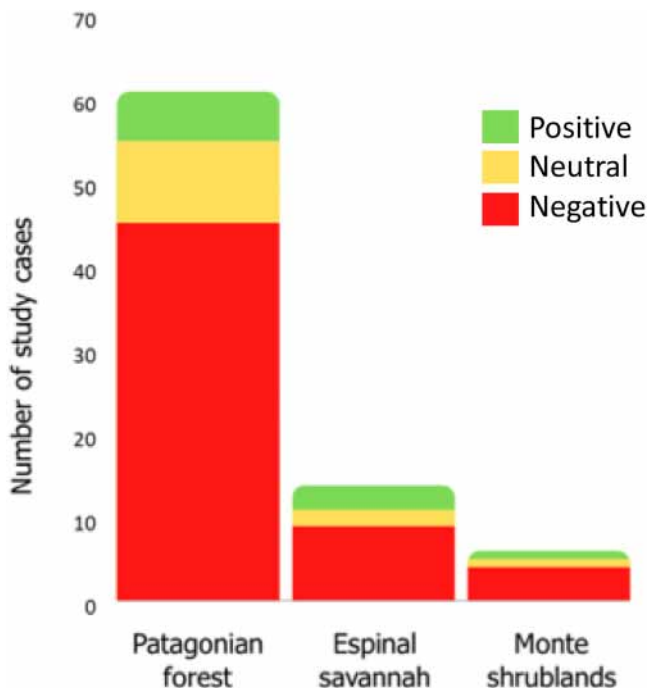


Fig. 3. Effects of cattle on plant biodiversity of Patagonian ecosystems. Adapted from Mazzini *et al.* (2018).

Fig. 3. Effets des bovins sur la biodiversité végétale des écosystèmes de Patagonie. Adapté de Mazzini *et al.* (2018).

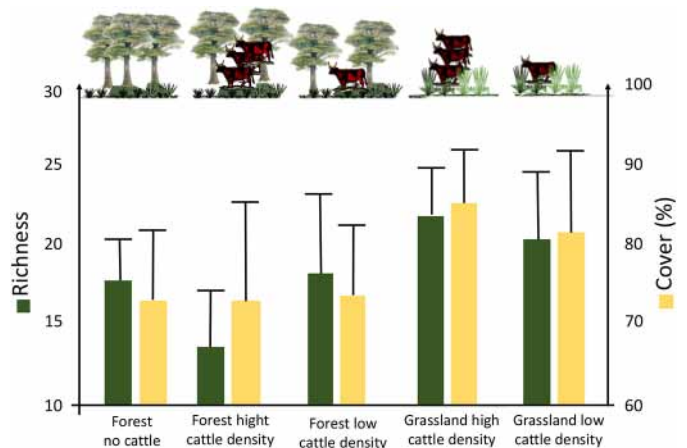


Fig. 4. Impact of different livestock grazing pressure over vascular plants (richness and cover) in *Nothofagus antarctica* forests and grasslands. Adapted from Peri *et al.* (2016).

Fig. 4. Impact de différentes pressions de pâturage exercées par le bétail sur les plantes vasculaires (richesse et couvert) dans les forêts et les prairies à *Nothofagus antarctica*. Adapté de Peri *et al.* (2016).

supply), which consequently determined greater forage productivity (Chillo *et al.*, 2018). Yet high cattle stocking rates in forests may prevent forest regeneration, as the dominance of exotic grasses tend to outcompete tree seedlings (Rusch *et al.*, 2016), compromising all ecosystem services associated with forest in the long term. Grazing regimes in

Table 2. Livestock impact on biological indicators of soil biodiversity.**Tableau 2.** Impact des systèmes d'élevage sur les indicateurs de biodiversité du sol.

Biological indicator	Negative impact	Positive impact	Null impact	Observed change	References
MBC	PCP-MG	IC-OG			Prieto <i>et al.</i> (2011)
PA	IC		PCP		
DA, BA, APA, ALPA			PCP, IC		
Heterotrophic bacterial abundance		PCP, IC-OG			Olivera <i>et al.</i> (2014)
Heterotrophic fungal abundance	PCP-MG	IC-OG			
APA	PCP, IC				
ALPA	PCP-MG, OG	IC-OG			
BA	PCP		IC		
PA			PCP, IC		
DA		IC	PCP		Toledo <i>et al.</i> (2017)
MBC	PCP-OG	IC			
MBC		MG			
Bacterial community structure				IC-OG vs. LG/MG; PCP-LG vs. MG/OG	Olivera <i>et al.</i> (2016)
Microbial community structure and networks		network-GS		Structure GS vs. NGS	Marcos <i>et al.</i> (2019)
Arbuscular mycorrhizal (AMF) fungi spore abundance	OG		MG		Dudinszky <i>et al.</i> (2019)
AMF diversity index	OG		MG		

MBC: microbial biomass carbon; PA, DA, BA, APA, ALPA: protease, dehydrogenase, β -glucosidase, acid and alkaline phosphatase activity; PCP: plant-covered patches; IC: nearest inter-canopy areas; LG, MG and OG: low, moderate and overgrazing; NGS and GS: non-grazed and grazed sites.

Andean forests must be carefully designed to maintain forest coverage in the long term (Raffaele *et al.*, 2011).

In the soil, biodiversity supports and regulates multiple processes and is therefore crucial for ecosystem functioning and services (El Mujtar *et al.*, 2019). Grazing affects soil physico-chemical properties, and hence biodiversity, but impacts differ according to grazing strategies and intensities (Byrnes *et al.*, 2018). In Patagonia, the evaluation of grazing impact on soil biodiversity is scarce and so far mostly focused on differences in microbial biomass and activity, *e.g.*, between plant-covered patches and inter-canopy areas (Marcos and Olivera, 2016). These impacts can be positive, negative or null (Tab. 2), and more research is needed to explore such trade-offs or synergies.

3.3 Carbon balance

The carbon balance is addressed in a separate sub-section since it is the summary of several other aspects in the pastoral management system and, at the same time, it is one of the few ecosystem services with a potential market price. Understanding the C balance in the pastoral systems of Patagonia constitutes a particular area of raising political interest at the moment (MAyDS, 2020). There is a generalized concern about the contribution of livestock activity to global warming, as livestock are responsible for 14.5 to 22% of the global anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions (Gerber *et al.*, 2013). However, these emissions can be partially or totally offset by C sequestration through improving the C balance at landscape level (Assouma *et al.*, 2019). The potential to stabilize or

increase the soil organic carbon (SOC) stock is highly dependent on climatic conditions, soil characteristics and grazing management (Abdalla *et al.*, 2018). On the other hand, C footprints are not restricted to the farm level but to the whole production chain. Globally, the C footprint for extensive and intensive meat production is around 38.4–42 kg CO₂-eq. kg⁻¹ carcass, respectively (Opio *et al.*, 2013). However, C stored in natural reservoirs and their potential of C sequestration should be considered too in assessing C footprints of products from grazing ecosystems (Toro-Mujica *et al.*, 2017).

In Patagonia, Peri *et al.* (2020) reported a regional total C footprint of 10 to 41 kg CO₂-eq. kg⁻¹ for lamb meat (carcass), and of 8 to 19 kg CO₂-eq. kg⁻¹ for fine-grade wool. The highest C footprints were found in ecologically degraded sites with lower plant productivity. Soils of the Patagonian steppe store large amounts of SOC due to their high extension in the territory (FAO and ITPS, 2018), but have low capacity to fix C associated to their above and below ground biomass (Tab. 3). However, the wetland meadows frequently occurring in the Patagonian steppe and locally known as *Mallines*, exhibit a positive balance between the sequestration of atmospheric C and the emissions of other GHG, such as methane and nitrous oxide (Enriquez *et al.*, 2020). They may be considered as key C sink environments despite their small extension in the territory (Tab. 3). Grazing with stocking rates beyond field carrying capacity can in the long term significantly reduce above and below ground biomass and C stocks in Patagonian steppes (*e.g.*, Larreguy *et al.*, 2017) and in wetland meadows (*e.g.*, Enriquez *et al.*, 2020), which slowly contributes to a desertification process.

Table 3. Carbon content and stocks in soil, below and above ground biomass in Patagonian ecosystems according to grazing intensity.
Tableau 3. Teneur et stocks en carbone dans le sol, biomasse souterraine et aérienne dans les écosystèmes de Patagonie selon l'intensité du pâturage.

System	Condition	Pool	Magnitude	Unit	Depth (cm)	References
Steppe	UG	SOC	35	S	0–200	Nosetto <i>et al.</i> (2006)
		SOC	60	S	0–25	Laclau (2006)
		SOC	~9	C	0–5	Gaitán (2002)
	LG	SOC	11–12	C	0–5	Chartier <i>et al.</i> (2013)
		POM	4	C	0–10	Fariña (2018)
		AGB	7–10	S		Laclau (2006)
		BGB	2	S		Laclau (2006)
		SOC	34	S	0–200	Nosetto <i>et al.</i> (2006)
	HG	SOC	~6	C	0–5	Gaitán (2002)
		SOC	6–8	C	0–5	Chartier <i>et al.</i> (2013)
		POM	4–5	C	0–10	Fariña (2018)
		AGB	5	S		Laclau (2006)
		BGB	2	S		Laclau (2006)
		AGB	4–5	C		Mazzarino <i>et al.</i> (1998)
		AGB	5	C		Mazzarino <i>et al.</i> (1998)
	UG to HG	BGB	1	S		Oñativia <i>et al.</i> (2017)
Meadow	N/I	SOC	38	S	0–30	FAO and ITPS (2018)
		SOC	13–39	S	0–10	Bran <i>et al.</i> (2011)
		SOC	10	C	0–10	Gaitán <i>et al.</i> (2019)
	LG	SOC	93	C	0–20	Enriquez <i>et al.</i> (2015)
		SOC	117	C	0–10	Chimner <i>et al.</i> (2011)
		SOC	66	C	0–20	Cardoso <i>et al.</i> (2010)
		SOC	61	C	0–15	Jaramillo (2019)
		POM	83	C		Enriquez and Cremona (2018)
		C–AGB	3	S		Enriquez <i>et al.</i> (2015)
		C–BGB	53	S	0–20	Enriquez <i>et al.</i> (2015)
	HG	SOC	48	CC	0–20	Enriquez <i>et al.</i> (2015)
		POM	38		0–20	Enriquez and Cremona (2018)
		C–AGB	0.4	S		Enriquez <i>et al.</i> (2015)
		C–BGB	22	S	0–20	Enriquez <i>et al.</i> (2015)
	N/I	SOC	117	S	0–30	Enriquez <i>et al.</i> (2020)
		SOC	264	S	0–100	
Monte	UG	SOC	10	C	0–20	Kröpfl <i>et al.</i> (2013)
	HG	SOC	14	C	0–20	Kröpfl <i>et al.</i> (2013)
	LG to HG	SOC + AGB	16–28	S	0–30	Larreguy <i>et al.</i> (2017)
		+ BGB + Litter				
		SOC	4–12	C	0–10	Prieto <i>et al.</i> (2011)

UG, LG, and HG: ungrazed, light, and high grazing intensity, respectively. SOC: soil organic carbon; POM: particulate organic matter; AGB: above ground biomass; BGB: below ground biomass; OM: organic matter; N/I: no information or specification; S: C stock t.ha⁻¹; C: C content g.kg⁻¹.

With data from a representative sheep farm in North Patagonia (2500 ha and 442 sheep, Villagra *et al.*, 2015), we calculated emission rates in the order of 36 ton CO₂-eq.year⁻¹ for enteric fermentation (which represents about 55% of total GHG emissions in small ruminant meat production – Opio *et al.*, 2013), and 1600 ton CO₂-eq.year⁻¹ for soil respiration. We also calculated an above and below ground net primary production C fixation (Enriquez *et al.*, 2015; Milchunas *et al.*, 2005) of 5500 ton CO₂-eq.year, that would offset at least three times the estimated emissions. Overall, “carbon trade-offs” related to livestock activity in Patagonia region are likely to be highly dependent on the ecological context (Fig. 1) but also on the initial condition of the grassland (*i.e.*, grassland evaluation

is needed), environmental aspects (*i.e.*, relative to the geographic region, with wide climatic and geological variability), management strategies (*i.e.*, intensification level, management practices), and the scale of analysis considered (*i.e.*, farm, local, regional levels).

3.4 Cultural ecosystem services

Pastoral livelihoods contribute to creating and conserving traditions, knowledge and the local culture. Patagonia landscapes have been shaped by human communities since at least 12 500 BP (Ceballos, 1982) and for the last 200 years with their domestic animals (Gasteyer and Flora, 2000). Pastoral

livelihoods have developed ecological knowledge on local resource management, medicinal and edible plants, firewood, fungi and animal species (e.g., Ladio and Lozada, 2009). For example, the conservation of local genetic resources and their ancestral knowledge include the *criolla* or *linca* sheep – of great importance for rural women –, the *chiva criolla* (creole goat) and the *Gallina araucana* local fowl (Lanari *et al.*, 2012). The use of mammals and bird species as ethno-indicators of ecosystem quality is traditional knowledge amongst Patagonian pastoralists and also a part of their cultural heritage (Castillo and Ladio, 2017).

The different types of pastoral systems coexisting in Patagonia as described here rely on traditional forms of collective organization and natural resource governance that date from the introduction of domestic livestock in the region (Coronato *et al.*, 2015). Even when new generations of pastoral families became sedentary, the land they managed is not always fenced or clearly demarcated, yet grazing trajectories and spots are known and respected within the community (Von Thungen, 2010). Such local by-laws and traditional institutions are also a cultural asset associated with rural livelihoods and value systems in Patagonia (Nuñez *et al.*, 2020). Through the maintenance of such livelihoods, traditions (gastronomy, language, music, art, etc.), institutions and value systems, pastoralism undoubtedly contributes to safeguarding cultural ecosystem services in Patagonian landscapes.

4 Conclusions

Pastoral socio-ecological systems are essential to sustaining livelihoods in the world's harshest environments, and they support rural families on almost half of the world's terrestrial surface. They have the potential to provide a wide array of ecosystem services and protect the natural resource, base of the marginal environments where they coexist with deeply rooted pastoral cultures. In such sense, pastoralism is more than just another type of rural livelihood. It is a social-ecological system closely bound to its natural environment and the sentinel of local biocultural diversity. Yet pastoral systems are poorly understood in terms of their contribution to ecosystem services, climate change or biodiversity conservation, as the limited available evidence from Patagonia indicates. Scarce and atomized information limits our ability to assess and improve the contribution to the United Nations sustainable development goals from this vast and remote pastoral region, of high international conservation and environmental interest.

We found that pastoral socio-ecological systems of Patagonia sustain resilient livelihoods and traditional cultures, contribute to conserve biodiversity, protect landscape functionality and ecosystem services and exhibit trade-offs and possible synergies around the carbon balance. With C footprints between 10 to 40 kg CO₂-eq.kg⁻¹ carcass, pastoral systems in dry Patagonia are below or within the range of semi-extensive livestock systems worldwide (35–45 CO₂-eq.kg⁻¹ carcass). Would Patagonia ecosystems be better off, healthier or more functional, without pastoralists? This is a rhetorical question, but it is part of an ongoing debate in the region. Pastoralists have been the custodians of the landscapes and biocultural diversity we inherited. It seems only logical to aim

at minimizing, yet embracing, the socio-ecological trade-offs associated with their activities.

References

- Abdalla M, Hastings A, Chadwick DR, Jones DL, Evans CD, Jones MB, *et al.* 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 253: 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>.
- ANP. 2020. Administración de Parques Nacionales. [2020/06/10] <http://mapas.parquesnacionales.gob.ar/>.
- Assouma MH, Hiernaux P, Lecomte P, Ickowicz A, Bernoux M, Vayssières J. 2019. Contrasted seasonal balances in a Sahelian pastoral ecosystem result in a neutral annual carbon balance. *Journal of Arid Environments* 162: 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.11.013>.
- Bahamonde HA, Gargaglione V, Ormaechea S, Peri PL. 2012. Interacciones ecológicas en bosques de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril en Patagonia sur continental. *Ecosistemas* 27(3): 106–115.
- Ballari SA, Valenzuela AEJ, Nuñez MA. 2020. Interactions between wild boar and cattle in Patagonian temperate forest: Cattle impacts are worse when alone than with wild boar. *Biological Invasions* 22: 1681–1689. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02212-w>.
- Basso P. 2018. Characterization and N flow analysis of farming systems in the Andes valleys of North Patagonia. Degree Thesis, Wageningen University & Research (The Netherlands), 51 p.
- Blackhall M, Raffaele E, Paritsis J, Tiribelli F, Morales JM, Kitzberger T, *et al.* 2017. Effects of biological legacies and herbivory on fuels and flammability traits: A long-term experimental study of alternative stable states. *Journal of Ecology* 105: 1309–1322. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12796>.
- Bran D, Gaitán J, Velasco V, Easdale M. 2011. An approach to assess desertification in North Patagonia. Rosario (Argentina): International Rangeland Congress, pp. 741–745.
- Buono GV, Massara Paletto L, Celdrán D. 2011. Forage availability dynamics of a Patagonian steppe under different grazing use intensities by sheep. *Revista Argentina de Producción Animal* 31: 135–143.
- Byrnes RC, Eastburn DJ, Tate KW, Roche LM. 2018. A global meta-analysis of grazing impacts on soil health indicators. *Journal of Environmental Quality* 47(4): 758–765. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>.
- Cardoso BM, Chaia EE, Raffaele E. 2010. Are Northwestern Patagonian “mallín” wetland meadows reservoirs of *Ochetophila trinervis* infective *Frankia*? *Symbiosis* 52: 11–19. <https://doi.org/10.1007/s13199-010-0095-x>.
- Castillo L, Ladio A. 2017. Mammals and birds as ethno-indicators of change: Their importance to livestock farmers in Arid Patagonia (Argentina). *Environment, Development and Sustainability* 20: 2161–2179. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9983-z>.
- Ceballos R. 1982. El sitio Cuyín Manzano. Estudios y Documentos. Centro de Investigaciones Científicas de Río Negro 9: 1–66.
- Chartier MP, Rostagno CM, Videla LS. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 88: 43–49. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.011>.
- Chillo V, Amoroso MM, Rezzano CA. 2018. La intensidad en el uso silvopastoril modifica la provisión de servicios ecosistémicos a

- través de cambios en la diversidad en bosques del noroeste de la Patagonia Argentina. *Ecosistemas* 27(3): 75–86.
- Chimner RA, Bonvissuto GL, Cremona M, Gaitán JJ, López CR. 2011. Ecohydrological conditions of wetlands along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *Ecología Austral* 21: 329–337.
- Cibils A, Fernández R, Oliva G, Escobar J. 2014. Is holistic management really saving patagonian rangelands from degradation? A response to teague. *Rangelands* 36: 26–27. <https://doi.org/10.2111/Rangelands-D-14-00011.1>.
- Cipriotti PA, Aguiar MR, Wiegand T, Paruelo JM. 2019. Combined effects of grazing management and climate on semi-arid steppes: Hysteresis dynamics prevent recovery of degraded rangelands. *Journal of Applied Ecology* 56: 2155–2165. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13471>.
- Coronato F, Fasioli E, Schweitzer A, Tourrand JF. 2015. Rethinking the role of sheep in the local development of Patagonia, Argentina. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux* 68 (2-3): 129–133. <https://doi.org/10.19182/remvt.20599>.
- De Paz M, Raffaele E. 2013. Cattle change plant reproductive phenology, promoting community changes in a post-fire Nothofagus forest in Northern Patagonia, Argentina. *Journal of Plant Ecology* 6: 459–467. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt004>.
- Dong S. 2016. Overview: Pastoralism in the World. In: Dong S, Kassam KAS, Tourrand JF, Boone RB, eds. *Building resilience of human-natural systems of pastoralism in the developing World*. Cham, Switzerland: Springer, pp. 1–37. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30732-9_1.
- Dudinszky N, Cabello MN, Grimoldi AA, Schalamuk S, Golluscio RA. 2019. Role of grazing intensity on shaping arbuscular mycorrhizal fungi communities in patagonian semiarid steppes. *Rangeland Ecology & Management* 72(4): 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.02.007>.
- Easdale MH, Aguiar MR. 2018. From traditional knowledge to novel adaptations of transhumant pastoralists the in face of new challenges in North Patagonia. *Journal of Rural Studies* 63: 65–73. <https://doi.org/10.1002/ldr.2871>.
- Easdale MH, Bruzzone O, Mapfumo P, Tittonell P. 2018. Phases or regimes? Revisiting NDVI trends as proxies for land degradation. *Land Degradation and Development* 29: 433–445. <https://doi.org/10.1002/ldr.2871>.
- Easdale MH, Fariña C, Hara S, Pérez León N, Umaña F, Tittonell P, *et al.* 2019. Trend-cycles of vegetation dynamics as a tool for land degradation assessment and monitoring. *Ecological Indicators* 107: 105545. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105545>.
- El Mujtar V, Muñoz N, Prack McCormick B, Pulleman M, Tittonell P. 2019. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? *Global Food Security* 20: 132–144. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.007>.
- Enriquez AS, Cremona MV. 2018. Testing particulate organic carbon in Patagonian wet and mesic meadows and its use as a sensitive indicator of soil degradation due to overgrazing. *Wetlands Ecology and Management* 26: 345–357. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9577-4>.
- Enriquez AS, Chimner R, Cremona MV. 2014. Long-term grazing negatively affects nitrogen dynamics in Northern Patagonian wet meadows. *Journal of Arid Environment* 109: 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.04.012>.
- Enriquez AS, Chimner R, Diehl P, Cremona MV, Bonvissuto GL. 2015. Grazing intensity levels influence C reservoirs of wet and mesic meadows along a precipitation gradient in Northern Patagonia. *Wetland Ecology and Management* 23: 439–451. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9393-z>.
- Enriquez AS, Vangeli S, Posse G. 2020. Dinámica de las emisiones de N₂O, CH₄ y CO₂ en mallines de Patagonia Norte. In: *XXVII Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo*, Corrientes, Argentina.
- FAO. 2018. World Livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 222 p.
- FAO, ITPS. 2018. Global Soil Organic Map (GSOCmap). Technical Report. Rome (Italy), 162 p.
- Fariña CM. 2018. Pastoreo intensivo en distintas estaciones del año: efectos a escala de planta y de comunidad en una estepa de Patagonia Norte. Master Thesis, Universidad Nacional de Buenos Aires (Argentina), 107 p.
- Gaitán JJ. 2002. Topografía, pastoreo y vegetación como factores de control de la concentración y patrón espacial del carbono edáfico en la estepa Patagónica. Master Thesis. Universidad de Buenos Aires, 130 p.
- Gaitán JJ, Bran D, Oliva G, Aguiar M, Buono G, Ferrante D, *et al.* 2017. Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation and Development* 29(2): 210–218. <https://doi.org/10.1002/ldr.2694>.
- Gaitán JJ, Maestre FT, Bran DE, Buono GG, Dougill AJ, Martínez GG, *et al.* 2019. Biotic and abiotic drivers of topsoil organic carbon concentration in drylands have similar effects at regional and global scales. *Ecosystems* 22(7): 1445–1456. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00348-y>.
- Gasteyer SP, Flora CB. 2000. Modernizing the savage: Colonization and perceptions of landscape and lifescape. *Sociologia Ruralis* 40: 128–149. <https://doi.org/10.1111/1467-9523.00135>.
- Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Mottet A, Opio C, Dijkman J, *et al.* 2013. Tackling climate change through livestock-A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 139 p.
- Golluscio RA, Austin AT, García Martínez GC, Gonzalez-Polo M, Sala OE, Jackson RB. 2009. Sheep Grazing Decreases Organic Carbon and Nitrogen Pools in the Patagonian Steppe: Combination of Direct and Indirect Effects. *Ecosystems* 12: 686–697. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9252-6>.
- Gowda JH, Kitzberger T, Premoli AC. 2012. Landscape responses to a century of land use along the northern Patagonian forest-steppe transition. *Plant Ecology* 213: 259–272. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9972-5>.
- Jaramillo M. 2019. Características funcionales de mallines patagónicos: adaptaciones de la vegetación a la toma preferencial de formas de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato). PhD Thesis, Universidad Nacional Comahue, 65 p.
- Kröpfl AI, Cecchi GA, Villaluso NM, Distel RA. 2013. Degradation and recovery processes in semi-arid patchy rangelands of Northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation and Development* 24(4): 393–399. <https://doi.org/10.1002/ldr.1145>.
- Kröpfl AI, Derigibus VA, Cecchi GA. 2015. Un modelo de estados y transiciones para el Monte oriental rionegrino. *Phyton* 84: 390–396. <https://doi.org/10.32604/phyton.2015.84.390>.
- Laclau P. 2006. Fijación de carbono en ecosistemas boscosos y herbáceos del norte de la Patagonia. PhD Thesis, Universidad Nacional del Comahue, 369 p.
- Ladio AH, Lozada M. 2009. Human ecology, ethnobotany and traditional practices in rural populations inhabiting the Monte region: Resilience and ecological knowledge. *Journal of Arid Environments* 73(2): 222–227. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.02.006>.

- Lanari MR, Reising C, Monzón M, Subiabre M, Killmeate R, Basualdo A, *et al.* 2012. Recuperación de la oveja linca en la Patagonia Argentina. *Actas Iberoamericanas de Conservación Animal* 2: 151–154.
- Larreguy C, Carrera AL, Bertiller MB. 2014. Effects of long-term grazing disturbance on the below ground storage of organic carbon in the Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Environmental Management* 134: 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.024>.
- Larreguy C, Carrera AL, Bertiller MB. 2017. Reductions of plant cover induced by sheep grazing change the above-below-ground partition and chemistry of organic C stocks in arid rangelands of Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Environmental Management* 199: 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.086>.
- Lebacqz T, Baret PV, Stilman D. 2013. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 311–327. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0121-x>.
- López DR, Brizuela MA, Willems P, Aguiar MR, Siffredi G, Bran D. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014>.
- Marcos MS, Bertiller MB, Olivera NL. 2019. Microbial community composition and network analyses in arid soils of the Patagonian Monte under grazing disturbance reveal an important response of the community to soil particle size. *Applied Soil Ecology* 138: 223–232. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.001>.
- Marcos MS, Olivera NL. 2016. Microbiological and biochemical indicators for assessing soil quality in drylands from Patagonia. In: Olivera NL, Libkind D, Donati E, eds. *Biology and Biotechnology of Patagonian Microorganisms*. Gewerbestrasse (Switzerland): Springer, pp. 91–108. https://doi.org/10.1007/978-3-319-42801-7_6.
- Marino A, Rodríguez V, Schroeder NM. 2020. Wild guanacos as scapegoat for continued overgrazing by livestock across southern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 57(12): 2393–2395. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13536>.
- Marsoner T, Egarter Vigl L, Manck F, Jaritz G, Tappeiner U, Tasser E. 2018. Indigenous livestock breeds as indicators for cultural ecosystem services: A spatial analysis within the Alpine Space. *Ecological Indicators* 94(2): 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.046>.
- MAyDS. 2020. Segunda Contribución Determinada a Nivel Nacional de la República Argentina. República Argentina: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Mazzarino MJ, Bertiller MB, Sain C, Satti P, Coronato F. 1998. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant and Soil* 202(1): 125–131. <https://doi.org/10.1023/A:1004389011473>.
- Mazzini F, Relva MA, Malizia LR. 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology* 219(8): 913–925. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0846-y>.
- Mazzonia E, Vazquez M. 2009. Desertification in Patagonia. In: Latrubesse EM, ed. *Developments in Earth Surface Processes*. Amsterdam (The Netherlands): Elsevier, pp. 351–377. [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(08\)10017-7](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(08)10017-7).
- Milchunas DG, Mosier AR, Morgan JA, LeCain DR, King JY, Nelson JA. 2005. Root production and tissue quality in a shortgrass steppe exposed to elevated CO₂: Using a new ingrowth method. *Plant and Soil* 268(1): 111–122. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0230-7>.
- Modernel P, Dogliotti S, Alvarez S, Corbeels M, Picasso V, Tiftonell P, *et al.* 2018. Identification of beef production farms in the Pampas and Campos area that stand out in economic and environmental performance. *Ecological Indicators* 89: 755–770. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.038>.
- Neary DG, Leonard JM. 2020. Effects of fire on grassland soils and water: A review. In: Kindomihou VM, ed. *Grasses and grassland aspects*. London (UK): IntechOpen, pp. 1–22.
- Nosetto MD, Jobbágy E, Paruelo JM. 2006. Carbon sequestration in semi-arid rangelands: Comparison of Pinus ponderosa plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments* 67: 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.12.008>.
- Núñez PG, Michel CL, Conti S. 2020. Development challenges in the province of Río Negro, Argentina. *Problemas del desarrollo* 51(203): 167–190. <https://doi.org/10.22201/iiec.20078951e.2020.203.69581>.
- Oliva G, Ferrante D, Puig S, Williams M. 2012. Sustainable sheep management using continuous grazing and variable stocking rates in Patagonia: A case study. *The Rangeland Journal* 34: 285–295. <https://doi.org/10.1071/RJ12016>.
- Oliva G, Paredes P, Ferrante D, Cepeda C, Rabinovich J. 2020. Remotely sensed primary productivity shows that domestic and native herbivores combined are overgrazing Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 56(7): 1575–1584. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13408>.
- Olivera NL, Prieto L, Carrera AL, Saraví Cisneros H, Bertiller MB. 2014. Do soil enzymes respond to long-term grazing in an arid ecosystem? *Plant Soil* 378: 35–48. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2010-8>.
- Olivera NL, Prieto L, Bertiller MB, Ferrero MA. 2016. Sheep grazing and soil bacterial diversity in shrublands of the Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments* 125: 16–20. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.09.012>.
- Oñatibia GR. 2021. Grazing management and provision of ecosystem services in patagonian arid rangelands. In: Peri PL, Martínez Pastur G, Nahuelhual L, eds. *Ecosystem services in Patagonia. Natural and social sciences of Patagonia*. Cham (Switzerland): Springer, pp. 47–74. https://doi.org/10.1007/978-3-030-69166-0_3.
- Oñatibia GR, Aguiar MR. 2018. Paddock size mediates the heterogeneity of grazing impacts on vegetation. *Rangeland Ecology & Management* 71(4): 470–480. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.03.002>.
- Oñatibia GR, Aguiar MR. 2019. Grasses and grazers in arid rangelands: Impact of sheep management on forage and non-forage grass populations. *Journal of Environmental Management* 235: 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.037>.
- Oñatibia GR, Aguiar MR, Semmartin M. 2015. Are there any trade-offs between forage provision and the ecosystem service of C and N storage in arid rangelands? *Ecological Engineering* 77: 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.009>.
- Oñatibia GR, Reyes MF, Aguiar MR. 2017. Fine-scale root community structure and below-ground responses to grazing show independence from above-ground patterns. *Journal of Vegetation Science* 28: 1097–1106. <https://doi.org/10.1111/jvs.12571>.
- Oñatibia GR, Boyero L, Aguiar MR. 2018. Regional productivity mediates the effects of grazing disturbance on plant cover and patch-size distribution in arid and semi-arid communities. *Oikos* 127: 1205–1215. <https://doi.org/10.1111/oik.05104>.
- Opio C, Gerber P, Mottet A, Falculli A, Tempio G, MacLeod M, *et al.* 2013. Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 214 p.
- Oteros-Rozas E, Ontillera-Sánchez R, Sanosa P, Gómez-Baggethun E, Reyes-García V, González JA. 2013. Traditional ecological knowledge among transhumant pastoralists in Mediterranean Spain. *Ecology and Society* 18(3): 33. <https://doi.org/10.5751/ES-05597-180333>.

- Paul BK, Groot JCJ, Birnholz CA, Nzogela B, Notenbaert A, Woyessa K, *et al.* 2020. Reducing agro-environmental trade-offs through sustainable livestock intensification across smallholder systems in Northern Tanzania. *International Journal of Agricultural Sustainability* 18(1): 35–54. <https://doi.org/10.1080/14735903.2019.1695348>.
- Pérez León N, Bruzzone O, Easdale MH. 2020. A framework to tackling the synchrony between social and ecological phases of the annual cyclic movement of transhumant pastoralism. *Sustainability* 12(8): 3462. <https://doi.org/10.3390/su12083462>.
- Peri PL, Bahamonde HA, Lencinas MV, Gargaglione V, Soler R, Ormaechea S, *et al.* 2016. A review of silvopastoral systems in native forests of Nothofagus antarctica in southern Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 90(6): 933–960. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9890-6>.
- Peri PL, Rosas YM, Ladd B, Díaz-delgado R, Pastur GM. 2020. Carbon Footprint of Lamb and Wool Production at Farm Gate and the Regional Scale in Southern Patagonia. *Sustainability* 12: 3077. <https://doi.org/10.3390/su12083077>.
- Prieto LH, Bertiller MB, Carrera AL, Olivera NL. 2011. Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina. *Geoderma* 162(3-4): 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.011>.
- Raffaele E, Veblen TT, Blackhall M, Tercero-Bucardo N. 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 22: 59–71. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01233.x>.
- Randolph TF, Schelling E, Grace D, Nicholson CF, Leroy JL, Cole DC, *et al.* 2007. Invited review: Role of livestock in human nutrition and health for poverty reduction in developing countries. *Journal of Animal Science* 85(11): 2788–2800. <https://doi.org/10.2527/jas.2007-0467>.
- Rusch V, Cavallero L, López DR. 2016. El modelo de estados y transiciones como herramienta para la aplicación de la Ley 26331. *Patagonia Forestal* 1: 20–27.
- Solano-Hernandez A, Bruzzone O, Groot J, Laborda L, Martínez A, Tittonnell P, *et al.* 2020. Convergence between satellite information and farmers' perception of drought in rangelands of North-West Patagonia, Argentina. *Land Use Policy* 97: 104726. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104726>.
- Tittonnell P. 2014. Livelihood strategies, resilience and transformability in African agroecosystems. *Agricultural Systems* 126: 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.010>.
- Toledo S, Gargaglione V, Montecchia M, Fontenla S, Correa O, Peri PL. 2017. Efecto de la carga ganadera sobre la biomasa microbiana del suelo en la Estepa Magallánica Seca de Santa Cruz. Corrientes (Argentina): Agrotecnia 25. REBIOS 2017. In: *XI Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología de Suelos*, 53 p. <https://doi.org/10.30972/agr.0252469>.
- Toro-Mujica P, Aguilar C, Vera RR, Bas F. 2017. Carbon footprint of sheep production systems in semi-arid zone of Chile: A simulation-based approach of productive scenarios and precipitation patterns. *Agricultural Systems* 157: 22–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.012>.
- Villagra ES, Easdale MH, Giraudo CG, Bonvissuto GL. 2015. Productive and income contributions of sheep, goat, and cattle, and different diversification schemes in smallholder production systems of Northern Patagonia, Argentina. *Tropical Animal Health and Production* 47(7): 1373–1380. <https://doi.org/10.1007/s11250-015-0873-9>.
- Villagra ES, Pelliza A, Willems P, Siffredi G. 2013. What does domestic livestock eat in Northern Patagonian rangelands? *Animal Production Science* 53(4): 360–367. <https://doi.org/10.1071/AN11283>.
- Von Thungen J. 2010. Profitability of sheep farming and wildlife management in Patagonia. *Pastoralism* 1: 274. <https://doi.org/10.3362/2041-7136.2010.015>.
- Von Thungen J, Martin E, Lanari MR. 2021. Controversies and common ground in wild and domestic fine fiber production in Argentina. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5: 24. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.550821>.

Cite this article as: Tittonnell P, Hara SM, Álvarez VE, Aramayo VM, Bruzzone OA, Easdale MH, Enriquez AS, Laborda L, Trinco FD, Villagra SE, El Mujtar V. 2021. Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina – A review. *Cah. Agric.* 30: 43.

Co-production of ecosystem services through agricultural practices: perception of stakeholders supporting smallholders in the Brazilian Amazon

Antonio Gabriel Lima Resque^{1,*}, Marie-Gabrielle Piketty^{2,4}, Emilie Coudel^{2,4}, Samir Messad^{3,5} and Christophe Le Page^{2,4}

¹ Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Paragominas, Paragominas, Brazil

² CIRAD, UMR SENS, 34398 Montpellier, France

³ CIRAD, UMR SELMET, 34398 Montpellier, France

⁴ SENS, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

⁵ SELMET, Univ Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

Abstract – This paper investigates the perceptions of a diversity of stakeholders supporting smallholders in the eastern Brazilian Amazon about ecosystem services and agricultural practices. Our results come from 30 semi-structured interviews with key stakeholders in two contrasting municipalities in this region (Paragominas and Irituia). We identified 17 different ecosystem services and 15 agricultural practices. Using a multidimensional scaling (MDS), we differentiated the stakeholders' perceptions of co-production of ecosystem services. The most mentioned ecosystem services are food supply, regulation of water cycles, soil fertility and erosion prevention. Overall, there is a positive perception that agricultural practices are providing ecosystem services. Biodiversity-based practices are associated with the provision of a broad range of ecosystem services whereas mechanical-chemical practices are mainly linked to food supply. Use of fire, deforestation and use of chemical pesticides are perceived as having most negative effects on the provision of ecosystem services. The type of activity performed by the stakeholders and their municipality are the main factors influencing their perception of ecosystem services co-production. In conclusion, the concept of co-production of ecosystem services related to agroecosystems is relevant as local actors recognize a diversity of effects of agricultural practices on service provision.

Keywords: co-production of ecosystem services / agroecosystems / agricultural extension / low input agriculture / Multidimensional Scaling (MDS)

Résumé – **Co-production de services écosystémiques par des pratiques agricoles : perception des acteurs en appui aux agriculteurs familiaux en Amazonie brésilienne.** Cette étude analyse les perceptions relatives aux services écosystémiques et aux pratiques agricoles, de différents acteurs venant en appui aux agriculteurs familiaux en Amazonie brésilienne orientale. Nos résultats se fondent sur 30 entretiens semi-directifs avec des acteurs clés de deux municipalités contrastées de cette région (Paragominas et Irituia). Dix-sept services écosystémiques différents et 15 pratiques agricoles ont été identifiés. Un positionnement multidimensionnel (MDS) a permis de différencier la perception des acteurs sur la coproduction de services écosystémiques. La production de nourriture, la régulation des cycles de l'eau, la fertilité des sols et la prévention de l'érosion, sont les services écosystémiques les plus mentionnés. Globalement, les pratiques agricoles sont perçues de manière positive en termes de fourniture de services écosystémiques. Les pratiques basées sur la biodiversité (principalement l'introduction de différentes plantes) sont associées à une grande diversité de services, tandis que les pratiques basées sur les intrants chimiques et l'énergie mécanique sont principalement associées à la production de nourriture. L'utilisation du feu, la déforestation et l'utilisation des pesticides chimiques sont considérées comme ayant principalement des effets négatifs sur la fourniture de services écosystémiques. Le type d'activité exercée par les acteurs et la

*Corresponding author: gabriel.resque@ufra.edu.br

municipalité sont les principaux facteurs influençant leur perception de la co-production de services écosystémiques. En conclusion, le concept de co-production lié aux agroécosystèmes est pertinent, car les acteurs locaux reconnaissent une diversité d'effets des pratiques agricoles sur la fourniture de services.

Mots clés : co-production de services écosystémiques / agroécosystème / vulgarisation agricole / agriculture faible niveau intrants / positionnement multidimensionnel (MDS)

1 Introduction

Agroecosystems are complex systems resulting from the interaction of ecological and human management processes (Tixier *et al.*, 2013). These systems are currently one of the main drivers of degradation of ecosystems worldwide, contributing to and suffering from many of its consequences (MEA, 2005). Ecosystem services are the “outputs of ecosystems from which humans derive benefits directly or indirectly” (Lamarque *et al.*, 2014). Ecosystem services are necessary to sustain agricultural productivity, but the conventional processes of managing agroecosystems that are designed to increase the production of goods (Dainese *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2007) often degrade some of them (*e.g.* soil fertility, pollination). It thus becomes necessary to develop biodiversity-based agricultures, supported by intermediate ecosystem services (*i.e.* services that have a mediating function in generating goods), in order to face the challenge of maintaining or improving yields without compromising the integrity of agroecosystems (Duru and Therond, 2015).

Even though ecosystem services are frequently understood as “nature’s free gifts to humans” (Haines-Young and Potschin, 2010), in most cases they are the result of a co-production process involving “socio-technical systems activating the potentials offered by nature’s functions” (Spangenberg *et al.*, 2014; Palomo *et al.*, 2016). In this sense, ecosystem services are social constructions, since their recognition, mobilization and use depend on societal choices (Barnaud and Antona, 2014). This is especially the case with agroecosystems, in which most services are co-produced by humans and nature (Méral and Pesche, 2016).

The implementation of agricultural practices in agroecosystems depends on the availability of resources such as technology, inputs, labor or knowledge (Lamarque *et al.*, 2014; Palomo *et al.*, 2016). Different combinations of the use of natural resources and these anthropogenic resources determine the type of farming system (*i.e.* chemical input-, biological input- or biodiversity-based) (Therond *et al.*, 2017), resulting in different impacts on productivity, workload and costs as well as on the delivery of a set of ecosystem services (Zhang *et al.*, 2007). While farmers are the main actors responsible for land management decisions in agroecosystems, others stakeholders (*e.g.* policymakers, rural extension actors, unions, cooperatives, consumers) also influence their decision-making process, thus contributing indirectly to the co-production of ecosystem services (Tixier *et al.*, 2013; Bennett *et al.*, 2015). This contribution can take the form of specific interventions (*e.g.* supply of inputs, machines, technical advice; market access; rural credit) or of the establishment and implementation of formal and informal rules (*e.g.* norms, laws, policies) for farming activity (Duru and Therond, 2015).

The various stakeholders’ perceptions of the different ecosystem services –and the values they accord to them– depend on the local socio-ecological context (Díaz *et al.*, 2006) and on subjective aspects such as knowledge, information, ideologic positioning and the expectations they have of these services (Lamarque *et al.*, 2014; Teixeira *et al.*, 2018). However, there is little knowledge on the perceptions the different stakeholders have of the co-production of the various ecosystem services and of their links to agricultural practices (Bennett *et al.*, 2015; Bernués *et al.*, 2016).

The purpose of this paper is to contribute to fill this gap, answering two specific questions in the eastern Brazilian Amazon: which services do different stakeholders supporting smallholders recognize? How do they relate ecosystem services and agricultural practices (co-production)? We assume that knowledge about these services and co-production processes is essential for people to take conscious decisions about the management of agroecosystems (Bennett *et al.*, 2015; Lewan and Söderqvist, 2002). A better qualification of such knowledge can feed methodological tools aimed at improving communication between different actors, which is critical for fostering an on-ground agroecological transition (Dendoncker *et al.*, 2018).

Discussing these elements is especially relevant in the Brazilian Amazon where a process of territorial and socio-productive reconfiguration in recent decades has resulted in the intensification of the conversion of ecosystems into agroecosystems through deforestation, with a strong negative impact on the provision of some important ecosystem services (Costa, 2008; Pokorny *et al.*, 2013). With the emergence of environmental policies aimed at slowing down deforestation, smallholders are being incentivized to change their agricultural practices (Carneiro and Navegantes, 2019). It is therefore important to understand if and how stakeholders supporting these smallholders perceive ecosystem services and co-production processes, as a first step in assessing their willingness to consider ecosystem services provision in governance and policy making (Spangenberg *et al.*, 2014; Bennett *et al.*, 2015).

2 Material and methods

2.1 Context of the study

The land use structure in the Brazilian Amazon is a complex arrangement of large-scale and smallholder farms with distinct rationalities and technological production patterns (Costa, 2008). Smallholders here usually produce more biodiverse landscapes based on ecosystem services, whereas larger units are usually more dependent on mechanical-chemical inputs (Pokorny *et al.*, 2013). Two municipalities, Paragominas and Irituia, located in the eastern part of the

Table 1. Entities and respondents (in brackets) interviewed in Paragominas (PGM) and Irituia (IRT). Columns correspond to the type of knowledge mobilized and rows to the entities' activities/sectors.**Tableau 1.** Structures et répondants (entre parenthèses) interviewés à Paragominas (PGM) et Irituia (IRT). Les colonnes correspondent aux types de connaissances mobilisées et les lignes aux activités/secteurs des organismes.

Type of activity	Institutional	Technical	Type of knowledge Research	Empirical
Production support	Municipal Dep. of Agriculture (InsPGM1 and 2; InsIRT1)	EMATER ¹ (TecPGM1; TecIRT1) SENAR ¹ (TecPGM2; TecIRT3) COODERSUS ¹ (TecIRT2)		Cooperuraim ² (EmpPGM5) D'Irituia ² (EmpIRT3) COAPEMI ² (EmpIRT2)
Purchase of products	Municipal Dep. of Education ³ (InsPGM4; InsIRT6) Municipal Dep. of Social Development ³ (InsIRT3 and 4)			
Environmental regularization	Municipal Dep. of Environment (InsPGM3; InsIRT2)	State Forestry Development Institute, IDEFLOR (TecPGM3, TecIRT4)	Inst. of People and the Envir. of the Amazon, AMAZON (SciPGM3)	
Social support	Municipal Dep. of Education (InsIRT5)			Union of Rural Workers (EmpPGM1 to 4, EmpIRT1)
Knowledge production			Federal Rural University of Amazon, UFRA (SciPGM1, SciIRT2) Brazilian Agricultural Research Agency, EMBRAPA (SciPGM2, SciIRT1)	

¹ Public/private rural extension entities.² Family-farmer cooperatives.³ Representatives of food procurement programs.

Brazilian Amazon and representative of these two agricultural models, were selected for our empirical field research.

In Paragominas, industrial large-scale grain agriculture based on the use of chemical inputs and livestock is the predominant land use (Resque *et al.*, 2019). Such farms coexist with rural communities and agrarian-reform areas that represent approximately 80% of the number of rural properties, but only 17% of the agricultural land (IBGE, 2017). Agriculture expansion has led to an intense process of deforestation in this municipality until 2012.

In Irituia, family farms predominate, representing 98% of all properties and 56% of the agricultural land (IBGE, 2017). Slash-and-burn practices, high population densities (*i.e.* 23.5 inhabitants/km² in Irituia and 5.8 inhabitants/km² in Paragominas in 2010, according to IBGE) and long-term colonization also drive deforestation in this municipality, but interesting processes of managing plant and animal diversity are also observed, mainly related to the cultivation of agroforestry systems (Carneiro and Navegantes, 2019).

2.2 The stakeholders involved in the research

Based on our knowledge of the study area, we conducted through purposive sampling a survey of the main entities supporting smallholders. Recognizing that ecosystem services are managed through interactions of multiple actors who may have differentiated perceptions of these services (Spangenberg *et al.*, 2014; Bennett *et al.*, 2015), we sampled respondents from entities with distinct types of knowledge and from different sectors, undertaking different activities in their role of providing support to farmers. As a result, we approached 24 entities, interviewing at least one key stakeholder per entity, for 30 interviewees, 15 in Paragominas and 15 in Irituia (Tab. 1).

Even recognizing different profiles and trajectories of each stakeholder, we considered that the type of knowledge they mobilize (*e.g.* scientific, empirical) is also related to the institution in which they are employed (Barreteau *et al.*, 2010). Hence, in terms of the type of knowledge, entities were classified as:

Table 2. Agricultural practices positively or negatively associated with ecosystem services. For optimal viewing, some practices are grouped. Color intensity indicates the frequency of citation of each practice.

Tableau 2. Pratiques agricoles associées positivement ou négativement aux services écosystémiques. Pour faciliter la visualisation, certaines pratiques ont été regroupées. Des niveaux de couleur soulignent l'intensité des citations de chaque pratique.

Practices (n)	Sub-practices (n)	Positive relations		Negative relations	
		Pgm	Irt	Pgm	Irt
Biodiversity management (276)	Forest maintenance	36	16	0	0
	Riparian forest recovery	8	7	0	0
	Introduction of plants	68	100	3	3
	Introduction of animals	7	9	0	0
	Genetic improvement	2	5	1	0
Deforestation (37)	N/A	2	2	23	10
Use of fire (31)	N/A	2	1	15	13
Mechanization (20)	N/A	9	10	1	0
Irrigation (11)	N/A	8	2	1	0
Use of organic inputs (34)	Fertilizers	11	1	0	0
	Mulching	5	8	0	1
	Pesticides	2	1	0	0
	General	2	3	0	0
Use of chemical inputs (55)	Fertilizers	10	1	5	1
	Pesticides	2	2	12	8
	Transgenic seeds	1	0	1	0
	General	6	2	2	2

n: number of citations.

- institutional: knowledge on proposals and implementation of public policies;
- technical: formal knowledge based mainly on technical information;
- scientific: academic knowledge structured and validated through scientific experimentation;
- empirical: knowledge based on empirical experience, not necessarily formalized (Barreteau *et al.*, 2010).

Depending on the sector/activity, the type of support provided was classified as:

- production support: stakeholders directly associated with supporting food production;
- purchase of products: stakeholders responsible for the purchase of products;
- environmental regularization: stakeholders undertaking field activities on the environmental adequacy of farms;
- social support: stakeholders concerned with the social aspects of the farmer (access to rights, documentation, education);
- knowledge production: stakeholders involved in research and academic education (Resque *et al.*, 2019).

2.3 Data collection and analysis

The semi-directive guide (Supplementary material 1) used for interviews with stakeholders was structured around personal and institutional issues, the relationship between biodiversity and agricultural practices, and the stakeholder's knowledge and perception of ecosystem services. The first

author of this paper performed the data collection. The use of semi-directive interviews allowed the interviewees to present a broader view of their level of perception of the theme, and helped specify the different forms and terms associated with the perception of ecosystem services (Blanco *et al.*, 2020). Questions about ecosystem services were intentionally placed at the end of the interview to explore if this concept emerged spontaneously during the interview or not.

All the interviews were recorded and transcribed, except one by objection of the respondent. In this case, detailed notes were taken. The language used for the interview was Portuguese. A glossary was later compiled with all mentions of ecosystem services in the interviews. These services were translated into English and divided into provisioning, supporting, regulating and cultural services (MEA, 2005). Then the number and the diversity of ecosystem services mentioned by each respondent were quantified. Multidimensional Scaling (MDS) was performed using R (R Core Team, 2020) to further explore variability in the stakeholders' perceptions. For these analyses, each stakeholder was considered as an observation and was characterized by the ecosystem services they cited as variables. The Monte Carlo test (Romesburg 1985) was also conducted to provide an overall indication of the differences between groups according to the three factors selected in our study: local context (municipality), type of knowledge, and type of activity.

Finally, we identified in the interviews which practices were associated positively (*i.e.* increase the expression of a service) or negatively (*i.e.* reduce or provide a low expression of a service) with the supply of ecosystem services. These practices were divided into 7 categories (Tab. 2). For optimal

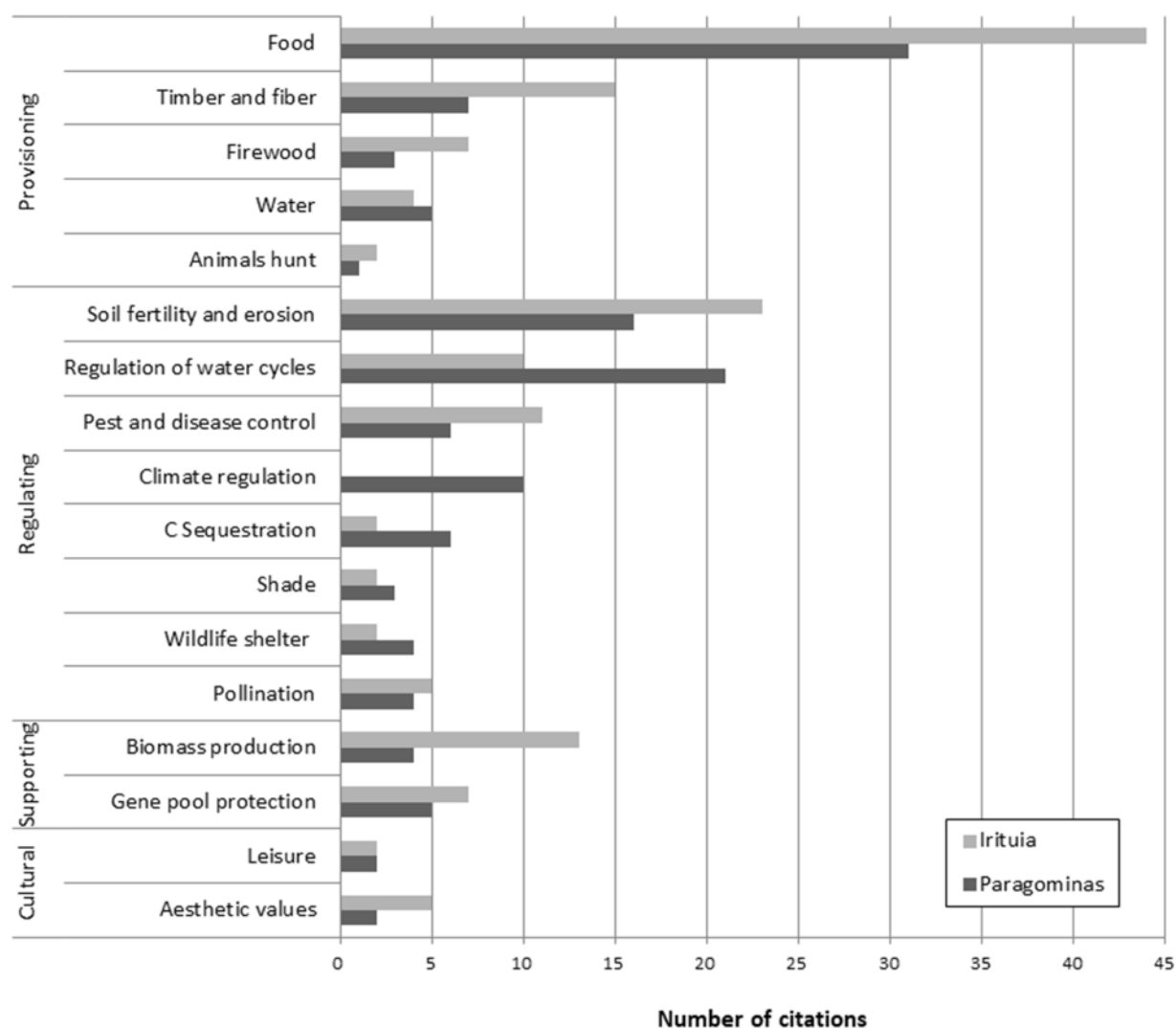


Fig. 1. Number of citations of different services by stakeholders. We consider the provisioning ecosystem services (*e.g.* food, timber/fiber, firewood) separately from biomass production, given their specific role in generating human welfare.

Fig. ?1. Nombre de citations des différents services par les acteurs. Nous avons considéré les services écosystémiques d’approvisionnement (*e.g.*, nourriture, bois/fibre, bois de chauffage) séparément de la production de biomasse, étant donné leur rôle spécifique dans la génération du bien-être humain.

viewing, practices directly associated with biodiversity management (*i.e.* forest maintenance, riparian forest recovery, introduction of plant and animal species and genetic improvements), use of chemical inputs (*i.e.* use of fertilizers, pesticides and transgenic seeds) and use of organic inputs (*i.e.* fertilizers, mulching and pesticides) were grouped. Regarding “introduction of plants”, we consider any vegetal species (*e.g.* crops, repellent plants, shadow plants, native, exotic) introduced in the agroecosystem. The other practices mentioned (*i.e.* deforestation, use of fire, mechanization, irrigation) were considered without grouping. These categories were used to draw a series of graphs to distinguish how stakeholders performing different activities perceive the relationship between agricultural practices and ecosystem services.

3 Results

3.1 How do stakeholders supporting smallholder farmers perceive ecosystem services?

3.1.1 Ecosystem services perceived by stakeholders

Forty-seven percent of the stakeholders in Paragominas and 60% of stakeholders in Irituia had never heard of ecosystem services or did not understand the concept of ecosystem services. The fact that they do not know the concept itself does not mean that they do not implicitly refer to some ecosystem services. Two hundred and eighty-five citations describing ecosystem services were collected from interviews, covering 17 ecosystem services types (Fig. 1). Negative effects of ecosystem processes on humans (*i.e.* disservices) were little

mentioned and were not considered. The number of citations (Supplementary material 2) in Irituia (154 citations) was slightly higher than in Paragominas (131 citations). Some citations covered different services and were counted more than once. A diversity of perceptions and ways of mentioning services was observed.

Even though local actors mentioned provisioning services, especially food, more than other services (as was to be expected), they also mentioned a number of different regulating and supporting services. However, notable differences exist between Paragominas and Irituia in the actors' perception of these intermediate services. While local actors in Paragominas mentioned services linked to water maintenance (mainly regarding the risk of degradation of this service), those in Irituia were more aware of services linked to soil issues and pest and disease control. These services are normally related to supporting agriculture production. In Paragominas, however, some services not directly associated with agricultural productivity were also often highlighted, such as carbon sequestration and climate regulation. In both municipalities, cultural services were little mentioned.

3.1.2 Differentiation between the stakeholders' perceptions

The MDS results (Fig. 2A) revealed contrasting views between stakeholders. The horizontal axis distinguishes between the number and diversity of service citations by each actor and the vertical axis highlights the perception of the food supply service. According to the Monte Carlo test, the intergroup variance for location, activity and knowledge was respectively 0.065, 0.185 and 0.127; and for *P*-value respectively 0.017, 0.042 and 0.120. Hence, the activity variable demonstrated the highest intergroup variance, and activity and municipality were the most significant variables to distinguish stakeholders according to the diversity of services mentioned.

Comparing municipalities, Figure 2B shows that the actors who mentioned a greater number and diversity of services are from Irituia. Irituia also presents greater disparity in perceptions of different services. Figure 2B confirms that local actors in Irituia mention more the food supply service than in Paragominas.

As for the type of activity, Figure 2C shows that actors concerned with production support and knowledge production often mentioned a higher number and a greater diversity of services (right side of Fig. 2A). The former were predominant in the upper half of the figure (prevalence of mentions of food) and the latter were divided between the two sides. Among the actors who mentioned fewer services (left side of Fig. 2A) are mainly those responsible for the purchase of products (concentrated at the top) and social support (predominance at the bottom). Some actors linked to production support are found on the left side of Figure 2A; they are those who mainly favor an agro-industrial pattern of production. The actors responsible for environmental regularization were concentrated in an intermediate position of the horizontal axis at the bottom of Figure 2A (intermediate mentions of services, with little emphasis on food).

Regarding the type of knowledge, Figure 2D shows that there is less differentiation between groups according to this

variable (also confirmed by the Monte Carlo test). However, this figure reveals disparity between actors with scientific knowledge (mentioning a higher number of services) and those with institutional knowledge (mentioning fewer services).

3.2 How do stakeholders perceive ecosystem services and agricultural practices?

Seven categories of agricultural practices were identified as positively or negatively affecting ecosystem services provision (Tab. 2). There is an overall perception that agricultural practices have positive effects on ecosystem services (*i.e.* 77% of the total mentions), with a few exceptions for practices that were predominantly considered as negative (*i.e.* use of fire, deforestation and use of pesticides). Some practices have been mentioned as having both positive and negative effects on a same service (*e.g.* positive short-term and negative long-term effect on services such as food supply or soil fertility) or on different services (*e.g.* an increase in food production at the cost of contamination of water courses). To a lesser extent, these differences reflected differing opinions among actors.

We constructed five separate graphs (Fig. 3) grouping actors according to their type of activity to further explore correlations between ecosystem services and agricultural practices presented in Table 2. The positive effects of practices on services present different patterns. Some mechanical-chemical practices (*i.e.* use of chemical inputs, mechanization, irrigation) were mainly associated with food supply whereas biodiversity-based practices (*i.e.* biodiversity management, use of organic inputs) were associated with a broader diversity of services. Negative effects of practices were predominantly associated with biodiversity/nature (terms used by the interviewees), water regulation and food quality (Fig. 3). Few contradictions were observed in the statements made by the different stakeholders about how a particular agricultural practice affects the provision of a given service (Supplementary material 3). However, according to their activity, stakeholders mentioned different practices and correlations with services.

3.2.1 Production support

Interviewees from this group mentioned a combination of practices, pertaining, for the most part, to food provisioning. Intermediate services mainly concerned biodiversity management and organic practices (*e.g.* mulching, manure). The negative effect of some practices (*e.g.* chemical inputs; fire) was also mentioned, mainly linked to biodiversity and food quality.

3.2.2 Purchase of products

These stakeholders mentioned very few practices, focusing on biodiversity management for the provision of food and organic practices (*e.g.* manure, use of natural pesticides) for food quality. They associated almost no practice with other services, except the negative effects of chemical inputs on food quality.

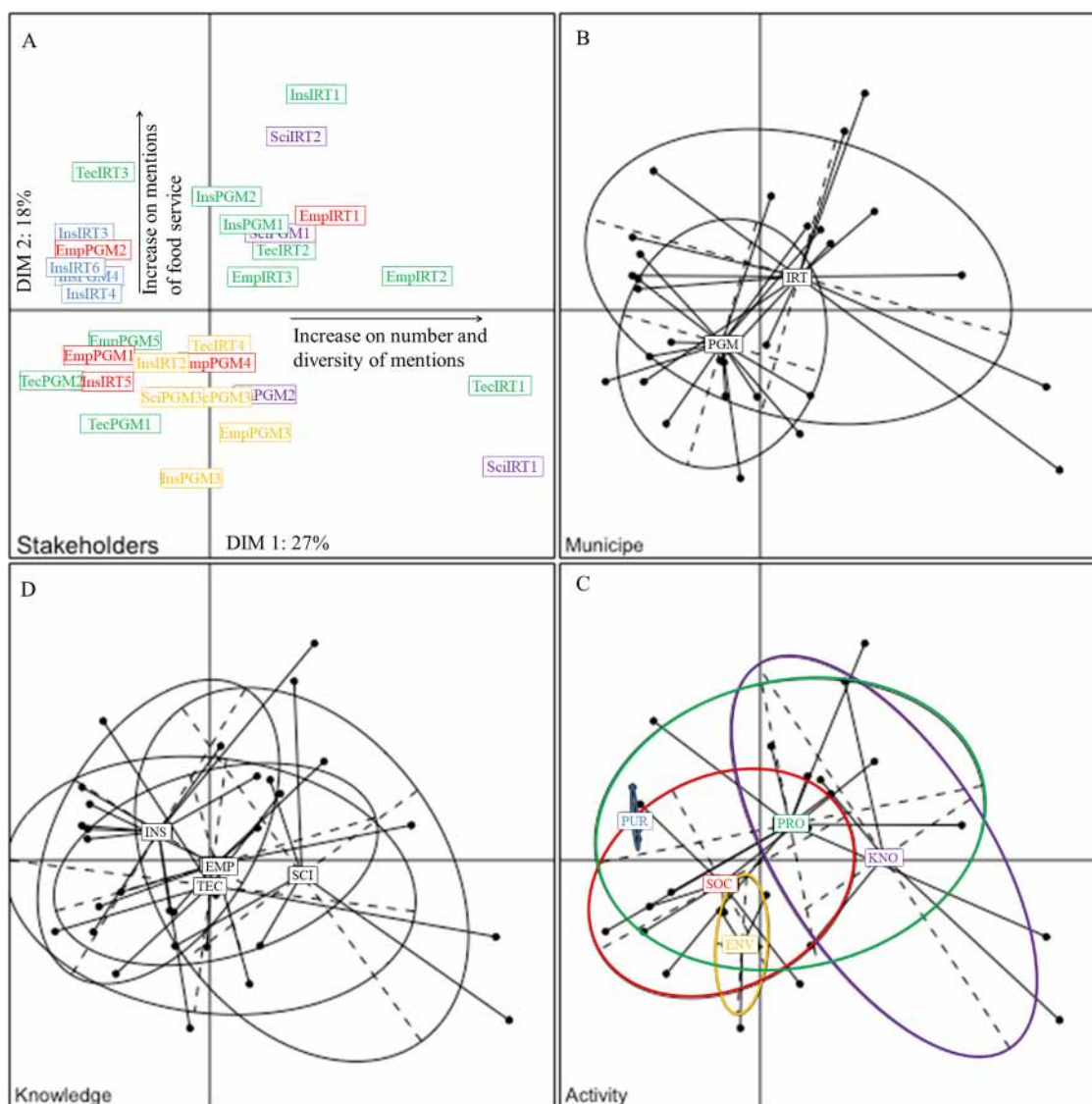


Fig. 2. Multidimensional Scaling (MDS) outcomes. (A) Projections on the two first MDS axes of the stakeholders. (B–D) Variability of stakeholder responses according to: location (Paragominas, PGM; Irituia, IRT), activity (production support, PRO; purchase of products, PUR; environmental regularization, ENV; social support, SOC; knowledge production, KNO) and knowledge type (institutional, INS; technical, TEC; scientific, SCI; empirical, EMP). The label of each factor's modality appears at the average MDS coordinates of the stakeholders who belong to the modality concerned. An inertia ellipse containing 95% of the points is shown to illustrate the variability of the distribution of ecosystem services perception by stakeholders within each modality.

Fig. 2. Résultats du MDS. (A) Projections sur les deux premiers axes du MDS des acteurs. (B–D) Variabilité des réponses des acteurs en fonction de la municipalité (Paragominas, PGM; Irituia, IRT), l'activité (soutien à la production, PRO; achat de produits, PUR; réglementation environnementale, ENV; soutien social, SOC; production de connaissance, KNO) et type de connaissance (institutionnel, INS; technique, TEC; scientifique, SCI; empirique, EMP). La position du label de la modalité de chaque facteur correspond à la moyenne des coordonnées MDS des acteurs qui appartiennent à la modalité concernée. Une ellipse d'inertie contenant 95 % des points est présentée pour illustrer la variabilité de la distribution de la perception des services écosystémiques par les acteurs au sein de chaque modalité.

3.2.3 Environmental regularization

In contrast to the other groups, there was no focus on food supply, cited in similar numbers to timber/fiber supply and intermediate services related to soil and water issues. In this group, a major role was attributed to practices related to biodiversity management. Some negative effects of practices were mentioned, mainly related to the impact of fire use and deforestation on biodiversity.

3.2.4 Social support

This group was unusual in its high number of mentions of negative effects, as opposed to positive ones, of agricultural practices on services. They mainly concerned the impacts of fire use and deforestation on biodiversity and on water regulation (mainly deforestation). Positive effects of practices primarily pertained to biodiversity-based practices, especially to supply of food.

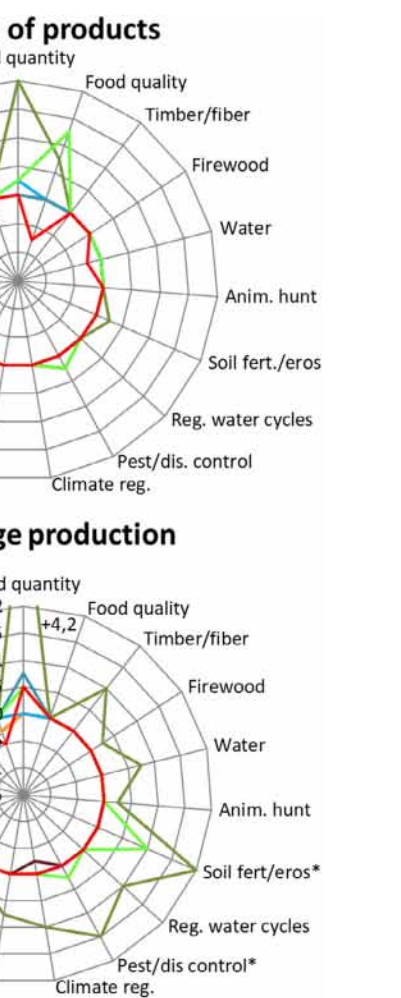


Fig. 23. Perception par les acteurs de la relation entre pratiques agricoles et services écosystémiques. Les valeurs positives ou négatives indiquent respectivement des relations positives ou négatives. Pour les services associés positivement et négativement à une même pratique, nous utilisons la différence entre le nombre de mentions. La biodiversité/la nature et la qualité des aliments ont été incluses ici comme services car certaines pratiques ont été mentionnées comme les affectant directement. Nous utilisons le nombre moyen de mentions dans chaque groupe.

*Cas dont les mentions ont été faites seulement par un ou deux répondants.

3.2.5 Knowledge production

References to organic and biodiversity management practices were widespread in this group, predominantly linked to food supply, but also to other final and intermediate services. Few mentions of mechanical-chemical practices (mainly associated with food supply) and of negative effects of practices.

4 Discussion

4.1 Perception of ecosystem services

First, our results demonstrate that the difference in perception of ecosystem services is not directly linked to the type of knowledge of the stakeholders (Fig. 2D). Previous studies have suggested this influence (Altieri, 2004), but our analysis was not qualitative enough to confirm this (*i.e.* mentions of highly scientific or empirical observation of services). The type of activity (Fig. 2C) undertaken by each stakeholder has more influence on the services perceived. Stakeholders with activities directly linked to food production and purchase, for example, are predictably more concerned by this provisioning service. Stakeholders involved in production are aware of other ecosystem services, notably those that support agricultural production. Investigating these perceptions is essential to help us understand the key services that are likely to be co-produced at each location, as these perceptions are an indicator of the benefits (and beneficiaries) that are recognized locally (Bennett *et al.*, 2015; Spangenberg *et al.*, 2014).

Different perceptions of ecosystem services are also observed when comparing the two municipalities (Fig. 2B). In line with Díaz *et al.* (2006) and Haines-Young and Potschin (2010), this finding confirms that contextual aspects represent a major source of differentiation in perception of ecosystem services. These differences can arise from the strategic ecosystem services relevant to agricultural production in each municipality (either by the satisfactory provision of this service, or by limitations in its provision) or as a consequence of the predominant production pattern in the municipality (see Resque *et al.* (2019) for further elements). For example, in Paragominas, the negative effects of deforestation on the regulation of water cycles were widely mentioned, as it has led to increased droughts and floodings. In Irituia, most services mentioned related to the soil (*i.e.* soil fertility/erosion and biomass production) and highlighted the practices implemented to improve the conditions of these soils (*e.g.* mulching, manure use).

4.2 Perceptions of co-production of ecosystem services in agroecosystems

Biodiversity management practices (*e.g.* maintenance of forestry spaces, introduction of plants) were recognized by all categories of stakeholders as provisioning a large number of ecosystem services. Negative effects of agricultural practices, such as the use of fire and deforestation, have been reported by almost all groups as affecting biodiversity, which consequently jeopardizes the provision of diverse ecosystem services associated with biodiversity. A number of practices

(*e.g.* mechanization, irrigation, use of chemical inputs) were also mentioned, primarily associated with food production. Regarding chemical inputs, trade-offs were acknowledged between food provision and other services. To a less extent, trade-offs were also associated to the other practices.

The perception of how agricultural practices and ecosystem services are linked also depends on the activity of the stakeholder. Actors related to food production mentioned mechanical and chemical practices more often (when compared to others) as a means of increasing the production of these goods, while those responsible for purchasing food focused on practices associated with biodiversity (more healthy). The latter actors also highlighted the negative impact of the use of chemicals on the quality of products. Actors linked to environmental regularization focused on practices benefiting the provision of ecosystem services, and those linked to social support reported the negative effects of practices for the provision of these ecosystem services. The positive and negative effects of the use of agrochemicals were more mentioned in Paragominas than in Irituia. Existing research has also shown that agricultural principles (*i.e.* agroecological, organic or conventional) influence this perception (Teixeira *et al.*, 2018; Blanco *et al.*, 2020). Reconciling (or not) these different visions in order to supply ecosystem services critically depends on how governance arenas and power relations are configured locally (Spangenberg *et al.*, 2014).

Our results demonstrated that most services are indeed perceived as being co-produced (or degraded) by active human intervention according to their resources (*e.g.* seeds, workforce, knowledge, machinery, chemical inputs). This can help assess the “inputs” necessary to improve (or which may compromise) the provision of ecosystem services (Palomo *et al.*, 2016). Even services that are associated with the maintenance of forestry spaces, which can be considered as being “naturally generated”, can be understood as a human-driven form of improving the provision of services (as discussed in Barnaud and Antona, 2014, p. 116) since the maintenance of these areas depends on societal motivation (*e.g.* compliance with environmental legislation, personal consciousness).

Stakeholders have to understand this set of relations before they can consciously change their attitudes towards ecosystem management (Lewan and Söderqvist 2002). However, a diversity of well-established correlations in literature (*e.g.* use of organic alternatives to reduce pest and diseases or negative impacts of irrigation on water supply) was rarely mentioned by the interviewees. This suggests a limited understanding by some stakeholders of certain ecosystem services, which, as noted by previous studies, may hinder the development of land use interventions for the sustainable delivery of multiple ecosystem services (Lamarque *et al.*, 2014; Spangenberg *et al.*, 2014).

5 Conclusion

In the context of both municipalities, a set of ecosystem services were listed as important for the functioning of agroecosystems, whether for the provision of goods or for intermediate services related to this provision. Furthermore, ecosystem services provision was mostly perceived as being

positively induced by agricultural practices, especially by biodiversity-based practices. Thus, the concept of co-production is relevant since stakeholders, even if not exhaustively, recognize a diversity of effects of agricultural practices on ecosystem services provision. The type of activity undertaken by stakeholders and the local context proved to be important variables in differentiating these perceptions. Since cognitive elements are one of the factors in decision-making processes for managing agroecosystems in ways that can promote biodiversity and ecosystem services, further studies are necessary to investigate how such processes can be effectively implemented with farmers. A coordination process that engages these stakeholders between themselves and with farmers could be a promising approach to strengthen biodiversity-based practices in the Brazilian Amazon.

Supplementary Material

SM1 – Semi-directive guide

SM2 – Mentions of ecosystem services

SM3 – Relation between AP and ES (individual stakeholder)

The Supplementary Material is available at <https://www.cahiersagricultures.fr/10.1051/cagri/2021006/olm>.

References

- Altieri MA. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 35–42. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0035:LEATFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0035:LEATFI]2.0.CO;2).
- Barnaud C, Antona M. 2014. Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56: 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>.
- Barreteau O, Bousquet F, Etienne M, Souchère V, D'Aquino P. 2010. La modélisation d'accompagnement: une méthode de recherche participative et adaptative. In: La modélisation d'accompagnement: une démarche en appui au développement durable. Paris (France): Quae éditions, pp. 21–46.
- Bennett EM, Cramer W, Begossi A, Cundil G, Díaz S, Egoh B, *et al.* 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>.
- Bernués A, Tello-García E, Rodríguez-Ortega T, Ripoll-Bosch R, Casasús I. 2016. Agricultural practices, ecosystem services and sustainability in High Nature Value farmland: unraveling the perceptions of farmers and nonfarmers. *Land Use Policy* 59: 130–142. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.033>.
- Blanco J, Sourdril A, Deonchat M, Barnaud C, Cristobal M, Andrieu M. 2020. How farmers feel about trees: perceptions of ecosystem services and disservices associated with rural forests in southwestern France. *Ecosystem Services* 42: 101066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101066>.
- Carneiro R, Navegantes L. 2019. A diversidade de experiências de recuperação florestal praticada por agricultores familiares do Nordeste do Pará. *Geoambiente On-line*: 293–314. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i35.57152>.
- Costa F. 2008. Desenvolvimento sustentável na Amazônia: o papel estratégico do campesinato. In: O desafio da sustentabilidade: um debate socioambiental no Brasil. São Paulo (Brazil): Fundação Perseu Abramo, pp. 289–313.
- Dainese M, Martin EA, Aizen MA, Albrecht M, Bartomeus I, Bommarco R. 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5: eaax0121. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>.
- Dendoncker N, Boeraeve F, Crouzat E, Dufrêne M, König A, Barnaud C. 2018. How can integrated valuation of ecosystem services help understanding and steering agroecological transitions? *Ecology and Society* 23(1): 12. <https://doi.org/10.5751/ES-09843-230112>.
- Díaz S, Fargione J, Chapin III FS, Tilman D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4: e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>.
- Duru M, Therond O. 2015. Designing agroecological transitions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 1237–1257. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>.
- Haines-Young R, Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli CLJ, Frid DG, eds. Ecosystem ecology: a new synthesis. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University Press, pp. 110–139. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
- IBGE – Censo Agropecuário. 2017. [2019/11/18]. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017>.
- Lamarque P, Meyfroidt P, Nettier B, Lavorel S. 2014. How ecosystem services knowledge and values influence farmers' decision-making. *PLoS One* 9: e107572. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107572>.
- Lewan L, Söderqvist T. 2002. Knowledge and recognition of ecosystem services among the general public in a drainage basin in Scania, Southern Sweden. *Ecological Economics* 42: 459–467. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00127-1).
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being, 1st ed. Washington: Island press, 64 p.
- Méral P, Pesche D. 2016. Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société, 1^{er} ed. Versailles: Éditions Quae, 300 p. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-2470-8>.
- Palomo I, Felipe-Lucia MR, Bennett EM, Martín-López B, Pascual U. 2016. Disentangling the pathways and effects of ecosystem service co-production. *Advances in Ecological Research* 54: 245–283. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>.
- Pokorny B, de Jong W, Godar J, Pacheco P, Johnson J. 2013. From large to small: reorienting rural development policies in response to climate change, food security and poverty. *Forest Policy and Economics* 36: 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.02.009>.
- R Core Team. 2020. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Resque G, Coudel E, Piketty MG, Cialdella N, Sá T, Piroux M, *et al.* 2019. Agrobiodiversity and public food procurement programs in Brazil: influence of local stakeholders in configuring green mediated markets. *Sustainability* 11: 1425. <https://doi.org/10.3390/su11051425>.
- Romesburg HC. 1985. Exploring, confirming, and randomization tests. *Computers & Geosciences* 11: 19–37. [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(85\)90036-6](https://doi.org/10.1016/0098-3004(85)90036-6).
- Spangenberg JH, Görg C, Truong DT, Tekken V, Bustamantef K, Setteleg J. 2014. Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10: 40–53. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.884166>.

- Teixeira HM, Vermue AJ, Cardoso IM, Claros M, Bianchia F. 2018. Farmers show complex and contrasting perceptions on ecosystem services and their management. *Ecosystem Services* 33: 44–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.006>.
- Therond O, Duru M, Roger-Estrade J, Richard G. 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37: 21. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>.
- Tixier P, Peyrard N, Aubertot JN, Gaba S, Radoszycki J, Caron-Lormier G. 2013. Modelling interaction networks for enhanced ecosystem services in agroecosystems. *Advances in Ecological Research* 49: 437–480. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-420002-9.00007-X>.
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton S. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64(2): 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>.

Cite this article as: Resque AGL, Piketty M-G, Coudel E, Messad S, Le Page C. 2021. Co-production of ecosystem services through agricultural practices: perception of stakeholders supporting smallholders in the Brazilian Amazon. *Cah. Agric.* 30: 20.

Une approche cognitive co-constructiviste pour définir un service environnemental « bassin versant ». Cas de Tolongoïna, Madagascar

Georges Serpantié^{1,*}, Albert Rakotonirina², Jean-Christophe Poussin³, Aurélie Toillier^{4,5}
et Fano Andriamahefazafy⁶

¹ UMR SENS (IRD, CIRAD, UM3, Univ. Montpellier), IRD, BP 182, Ouagadougou 01, Burkina Faso

² GRET, Lot II A 119 S Soavimbahoaka, 101 Antananarivo, Madagascar

³ IRD, UMR G-eau (IRD, CIRAD, INRAE), 361 rue Jean-François Breton, BP 5095, 34000 Montpellier, France

⁴ CIRAD, UMR Innovation, 34398 Montpellier, France

⁵ INNOVATION, Univ Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

⁶ C3ED-M, Mention Économie, Université Antananarivo, BP 905, Antananarivo, Madagascar

Résumé – Lors du montage d'un dispositif de paiement pour service environnemental lié à l'eau (PSE-bassin versant), l'identification précise des services environnementaux en jeu est une étape à forte dimension cognitive, mais souvent laissée implicite. À l'occasion d'un projet d'hydro-électricité à Madagascar dans un contexte conflictuel de déforestation, une recherche-action en partenariat a créé les conditions d'un rapprochement cognitif et d'une explicitation du service environnemental, grâce à des études écohydrologiques participatives, la mobilisation de savoirs locaux et des ateliers-débats multi-acteurs. Suivi d'autres études et négociations, cet apprentissage collectif a facilité l'aboutissement du premier contrat PSE-bassin versant-hydro-électricité dans ce pays, et permis d'y inclure des agriculteurs.

Mots clés : culture sur brûlis / PSE / bassin versant / déforestation / dialogue science-société

Abstract – A co-constructivist knowledge approach to define a watershed environmental service. Case of Tolongoïna, Madagascar. When setting-up a Payment for Water-related Environmental Service (PWES) scheme, the definition of the expected environmental services is an important step based on knowledge but is often left implicit. For the purpose of a hydropower project located in Madagascar in a conflictual context of deforestation, a research-action in partnership created the conditions for a cognitive rapprochement and a more explicit definition of environmental services, thanks to participative eco-hydrological studies, local knowledge mobilization, and multi-actor workshops. Followed by others studies and debates, this collective learning made it possible to include farmers in the scheme and facilitated the outcome of the first hydropower PWES in Madagascar.

Keywords: slash and burn / PWES / watershed / deforestation / science-society dialogues

1 Introduction

Un service environnemental (SE) a été défini comme une externalité positive induite par une activité touchant l'environnement, ou encore une contribution intentionnelle à la gestion d'un espace donné avec un but environnemental et collectif (Aznard et Perrier-Cornet, 2003). L'effort du fournisseur régule une ressource critique pour l'activité du

bénéficiaire. L'activité source de service environnemental peut être agricole, si elle agit sur certaines variables environnementales critiques (FAO, 2007). Elle peut aussi consister à protéger un espace naturel rendant des services écosystémiques (Séco), vus comme les contributions directes ou indirectes d'un écosystème au bien-être humain (TEEB, 2010).

1.1 Les dimensions d'un service environnemental

La reconnaissance d'un bénéfice implique celle du coût de l'effort fourni. Cette « internalisation de l'externalité » est à la

*Auteur de correspondance : georges.serpantie@ird.fr

base du mécanisme de Paiement pour service environnemental (PSE), consistant, en théorie, en une transaction volontaire portant sur un service environnemental (Wunder, 2005). C'est la dimension économique.

Le service environnemental est délivré par l'entremise de pratiques appliquées à un écosystème et ses ressources. Un service environnemental en jeu dans un PSE devrait être « bien défini » et additionnel par rapport à un état de référence (*ibid.*), ce qui mobilise des savoirs, d'une part, sur la dynamique de l'écosystème et de ses ressources, et, d'autre part, sur les différentes pratiques et leurs effets. Chaque acteur du PSE devrait disposer du même niveau d'information (Ferraro, 2008). C'est la dimension cognitive.

La mise en action des notions de service environnemental et de PSE dans le développement durable engendre aussi de nouveaux enjeux, acteurs et relations, institutions et territoires qui interagissent avec les anciens. Les PSE, en pratique, représentent alors des mécanismes contractuels de transfert de ressources entre acteurs sociaux liés par l'environnement, qui peuvent être indirects et plus ou moins volontaires (Muradian *et al.*, 2010). C'est la dimension institutionnelle.

Cet article traite de la dimension cognitive, en prenant le cas des PSE liés à l'eau.

1.2 Les dispositifs de paiements pour service environnemental liés à l'eau

Un PSE lié à l'eau, ou PSE-bassin, versant porte sur un bassin versant exploité par des usagers et dont l'écoulement à l'aval est exploité par d'autres usagers. Les PSE carbone et biodiversité ont recours aux sciences pour identifier les dynamiques de référence, les fonctions écologiques en jeu et les impacts (Bidaud *et al.*, 2011). Mais les PSE-bassin versant font exception. Après des pionniers comme le projet Vittel ayant impliqué la recherche (Chia et Barbier, 1999), la plupart ne font pas appel à l'expertise hydrologique (Aylward, 2005 ; Miranda *et al.*, 2007). Dans la synthèse de Feng *et al.* (2018), les services environnementaux liés aux bassins versants évoqués restent vagues (conservation de l'eau, protection de bassins versants). Le terme *hydrology* est même absent. Les PSE-bassin versant s'appuient sur l'idée générale que les forêts délivrent des services écosystémiques de régulation de l'eau, transformant leurs gestionnaires en fournisseurs de services environnementaux aux usagers de l'eau. Mais on finit ainsi par idéaliser la forêt en une narration postulant qu'« une forêt ne ruisselle pas, délivre de l'eau pure, protège des inondations, conserve les sources, assainit les sols et fait pleuvoir », indépendamment du contexte. On n'implique ainsi que les gestionnaires forestiers, excluant d'autres usagers du bassin versant. Il est donc primordial de démontrer la relation entre l'écosystème du bassin et l'eau dans le contexte (Lescuyer, 2010).

1.3 Les PSE-bassin versant à Madagascar, leur faible réussite et le risque social

La politique *malagasy* de gestion forestière communautaire initiée en 1996 a été accompagnée dès 2000 d'une sensibilisation des communautés à l'idée *ala loharano* « forêt = source d'eau » (Toillier *et al.*, 2008). Les organisations

non gouvernementales (ONG) ont ensuite expérimenté l'usage de la notion de service écosystémique et l'approche PSE dans le domaine du carbone et de la biodiversité (Andriamahefazafy *et al.*, 2012). Deux PSE-bassin versant « eau potable » de dimension locale ont été mis en chantier en 2008 par l'ONG Association des populations des montagnes du monde (APMM) sans recours à l'expertise hydrologique, et sans pouvoir atteindre l'étape de contractualisation (Bidaud *et al.*, 2013).

Or, se contenter du postulat « forêt = source d'eau » ne facilite pas l'émergence d'un contrat entre usagers des bassins versants et usagers des eaux. Quand l'État est pauvre, les usagers les plus aptes à financer un service environnemental sont des exploitants industriels de l'eau, relevant d'une culture entrepreneuriale. Leur intérêt dépend des écosystèmes comparés à la forêt et des variables hydrologiques critiques pour leur activité. Un tel postulat général ne les motive pas à s'engager et ils peuvent ainsi échapper à leurs responsabilités d'usagers de ressources naturelles (Bidaud *et al.*, 2011). Ce postulat tend aussi indirectement à stigmatiser les agriculteurs à l'amont, au risque de conflits avec les communautés à l'aval en cas de dégâts cycloniques. On peut passer ainsi à côté des enjeux de régulation hydrique, de financement de la durabilité et d'inclusion sociale, sans être certain d'atteindre les objectifs forestiers.

1.4 Une approche participative, co-constructiviste et interdisciplinaire

En admettant qu'une représentation commune devrait précéder l'action, une mobilisation de tous les savoirs sur la relation pratiques-écosystème-eau et une participation des acteurs concernés à la réflexion en vue de l'identification du service environnemental, favoriseraient l'adaptation au contexte, l'implication d'un maximum de parties prenantes et le maintien d'une symétrie cognitive.

Dans le projet Vittel, un tel apprentissage collectif a permis de réduire les incertitudes (Chia et Barbier, 1999). Des savoirs de différentes natures (théoriques/pratiques, universels/locaux) peuvent dialoguer dans un « forum hydrique » vers des savoirs « co-construits » (Callon *et al.*, 2001). Cette idée de co-construction a été depuis définie comme un processus volontaire et formalisé par lequel différents acteurs, avec un animateur légitime, parviennent après travaux en commun puis délibérations, à s'accorder sur une définition ou une façon de faire (Foudriat, 2016). La légitimité des décisions dépend de la participation effective de chaque acteur aux travaux et de la qualité des délibérations (Lavigne Delville et Riegel, 2020).

En matière de travaux en commun, les recherches-actions en partenariat (RAP) permettent d'engager scientifiques et acteurs locaux (Dulcire *et al.*, 2018). Les sciences concernées par un service environnemental bassin versant sont surtout l'écohydrologie (Kundzewicz, 2002), la géographie de l'eau et l'économie institutionnelle. La définition d'un service environnemental bassin versant nécessite aussi de s'entendre sur un schéma d'aménagement et des pratiques susceptibles de garantir le service environnemental et faisables, impliquant agronomie et foresterie. Les usagers du bassin versant et ceux de l'eau peuvent questionner ou consolider cette expertise interdisciplinaire se voulant systémique avec l'ensemble des

connaissances, valeurs, savoir-faire et institutions qu'une communauté déploie dans ses rapports avec son milieu, de façon holistique (Marie *et al.*, 2009).

La mise en commun de ces savoirs et la recherche d'un accord de connaissance nécessitent ensuite leur exposition dans des forums hybrides, où les débats supposent une intercompréhension et une ouverture d'esprit (Lavigne Delville et Riegel, 2020). Pour cela, on peut adapter les classifications scientifiques aux classifications locales (Bromberger, 1986) et faciliter les échanges par la traduction et les débats par la modération.

Cet article vise à présenter, sur un cas d'étude, les différentes étapes d'une co-construction de savoirs communs en vue d'une co-définition du service environnemental bassin versant. Nous verrons comment elle a facilité l'émergence d'un contrat PSE-bassin versant pionnier, et discuterons des limites pour sa généralisation.

2 Contexte et méthodes

2.1 Le projet d'hydro-électrification rurale de Tolongoïna

Le projet d'hydro-électrification rurale de Tolongoïna a pour cadre une commune située à l'est de Madagascar en pays Tanala au niveau de la Falaise orientale, dans une zone de déforestation active (Fig. 1a). Après un échec en « thermique », la commune a résolu de s'équiper d'une microcentrale hydro-électrique encouragée par un projet américain (ERI) de type « conservation et développement intégré ». À titre conservatoire, elle a interdit en 2007 les feux agricoles sur le bassin versant du projet. Cette mesure sans accompagnement social a été la source d'un conflit avec les résidents du bassin versant. Lorsque le GRET, une ONG française, a repris le projet avec l'Union européenne, le montage d'un PSE-bassin versant pilote est apparu comme une option possible, à la fois pour apaiser les tensions et pour garantir une pérennité de la ressource (Toillier, 2009).

La figure 1b résume le contexte physique du bassin versant d'Andasy. Avec une topographie très accidentée (pentes de 20 à 40 %), sous un climat quasi équatorial (pluie annuelle de 3000 mm), des sols ferrallitiques rajeunis aux capacités d'infiltration variées (Rakotonirina, 2006), le paysage se partage entre forêt dense à l'amont (5 km²) et mosaïque agriforestière à l'aval (1 km²), combinant cultures annuelles, plantations pérennes, jachères et bosquets. Une trentaine de familles, d'origine surtout Betsileo, descendantes de bûcherons (années 1950) l'occupent, et se répartissent entre planteurs (banane, café) et porteurs (Fig. 1a). Toutes pratiquent des cultures vivrières, soit sur défriche-brûlis, soit sur sol travaillé. Elles ne disposent d'aucun droit foncier reconnu. Néanmoins, en qualité de descendants des défricheurs, leur présence est tolérée par le *Mpanjaka* de Sahamaloto, un village Tanala au finage duquel Andasy est rattaché.

Depuis 2002, plusieurs contrats pour la gestion concertée des forêts, mis en œuvre par les associations COBA (communautés de base) sur le finage de chaque village Tanala, concernent le bassin versant (Fig. 1a). À partir de 2007, les COBA ont été associées à la gestion d'une nouvelle aire protégée (COFAV) avec l'ONG CI (Fig. 1b), en échange de microprojets (programme Node, ONG Ny Tanintsika) en 2010,

puis de salaires de patrouilleurs (programme CSP) au nom du carbone séquestré et de la biodiversité conservée, selon des mécanismes de type PSE. Quelques paysans d'Andasy en sont membres.

Soumise à la fois aux règles des COBA, du COFAV et de la commune, perçue comme illégitime et menaçant le projet, la petite communauté d'Andasy a perdu des activités forestières, des revenus, des possibilités, et est périodiquement menacée d'éviction.

2.2 Le dispositif de recherche-action en partenariat

Une phase d'études a été prévue par le GRET avant d'engager des négociations entre des parties prenantes en voie de structuration (Toillier, 2009). Une recherche-action en partenariat a été conçue par le GRET (programme Rhyvière 1) et l'IRD/C3EDM (programme ANR Serena), puis menée entre 2009 et 2012 (Moyen, 2010 ; Rakotonirina, 2011 ; Roche, 2011 ; Serpantié *et al.*, 2012).

Cette recherche-action en partenariat visait une représentation partagée sur le fonctionnement écohydrologique et à identifier une gamme de pratiques compatibles avec la durabilité du projet, en préalable à la construction d'un schéma d'aménagement susceptible de délivrer des services environnementaux « bien définis » aux usagers de l'eau.

2.2.1 Consentement progressif à une étude participative

Lors des premières réunions du « comité de projet » organisées à Tolongoïna en juillet 2009, des usagers du sol ont dénoncé les contraintes de la règle anti-feu de 2007. Non-bénéficiaires directs du projet, ils ne souhaitaient pas faciliter sa mise en œuvre. Mais cinq ménages ont accepté de participer aux réunions ultérieures de présentation du mécanisme PSE et ont collaboré à un état des lieux des modes d'utilisation du sol.

La première rencontre et visite multi-acteurs du bassin versant (septembre 2009) visait à soumettre l'idée d'impliquer des chercheurs, des étudiants et la population du bassin versant dans l'étude. Un programme d'enquêtes, de suivis hydrologiques locaux, et d'échanges a été proposé, sans trouver d'opposition. Mal perçus au début, les enquêteurs ont finalement pu mener leurs travaux, marquant une acceptation progressive du processus.

2.2.2 Cartographie des acteurs de la recherche-action en partenariat

Le dispositif articulait quatre familles d'acteurs selon leur positionnement :

- des scientifiques et étudiants associés aux ingénieurs, les premiers dédiés à l'accompagnement cognitif, les seconds à l'animation et aux études techniques ;
- la communauté agriforestière d'Andasy, dont une partie était contre le projet. Elle cherchait à renforcer sa position précaire, à s'adapter aux règles de 2007 au nom de l'eau, voire à les dénoncer. Beaucoup de paysans avaient un niveau d'étude primaire ;
- des représentants de la commune de Tolongoïna, des notables des villages Tanala bénéficiaires du projet d'électrification, des agents forestiers en retraite, des associations agricoles et des employés de l'entreprise

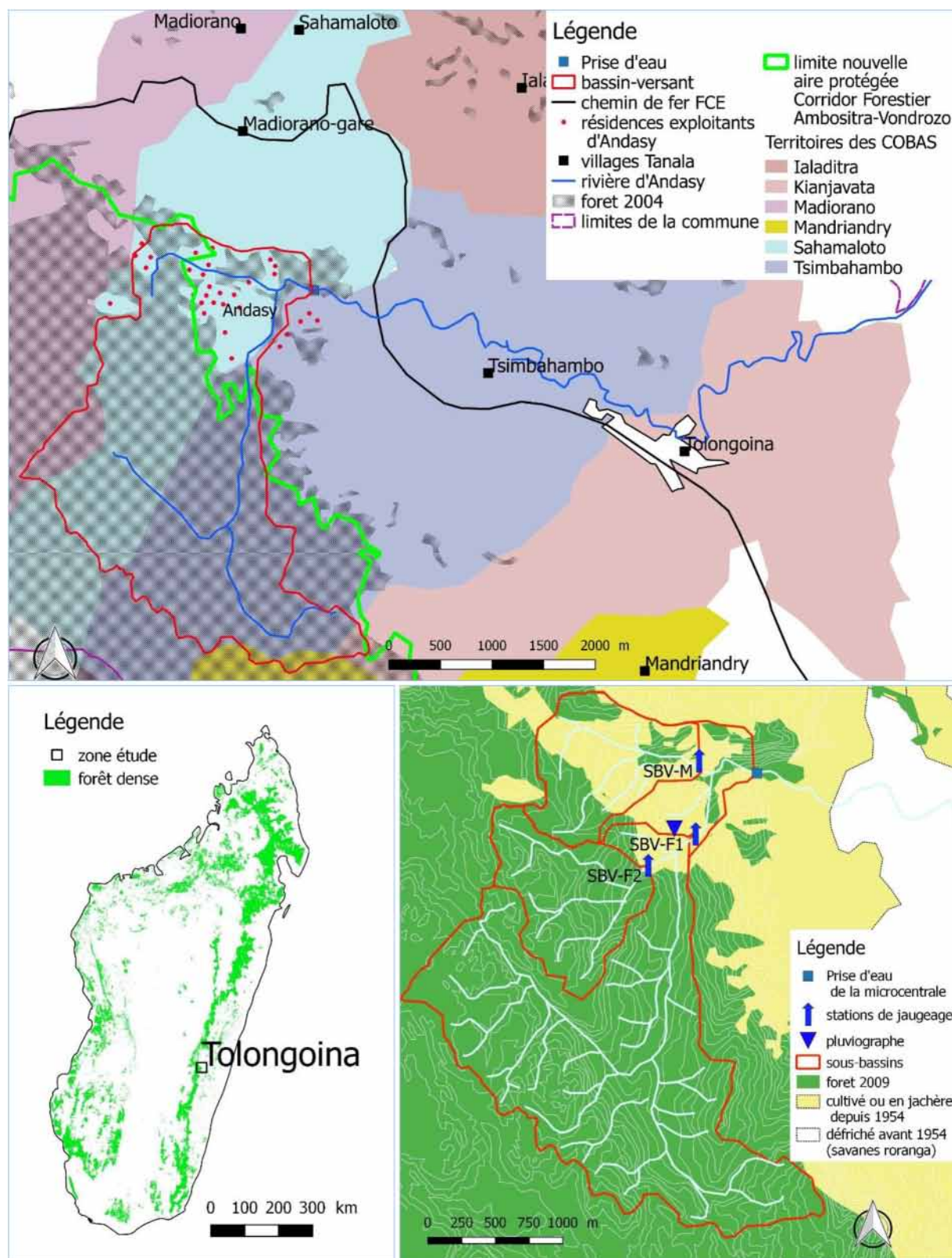


Fig. 1. (a) Contexte du projet. (source : auteurs, BD500 FTM, SIG eaux et forêts) ; (b) sous-bassins d'Andasy (source : auteurs, cartes FTM) ; (c) situation à Madagascar (source : auteurs).

Fig. 1. (a) Project context; (b) sub-basins of Andasy; (c) study area in Madagascar.

SM3E (Société pour la maîtrise de l'eau, de l'énergie et de l'environnement), représentant les usagers d'eau et autorités, espérant un projet d'électrification financé et durable. La plupart jugeaient que la communauté d'Andasy menaçait l'aboutissement du projet ;

- trois COBA co-gestionnaires du COFAV, dont les sièges sont dans les villages Tanala.

2.3 Axes de la recherche-action en partenariat et méthodes

La recherche-action en partenariat a développé trois axes de recherche associant chacun plusieurs types d'acteurs, plus un axe transversal de débats impliquant tous les acteurs.

2.3.1 Axe 1 : identifier les fonctions hydrologiques critiques pour la durabilité du projet et poser des hypothèses sur leur tendance (ingénieurs, exploitant SM3E, chercheurs)

Les chercheurs ont recueilli auprès des ingénieurs industriels (GRET et SM3E) les besoins en eau (qualité, quantité) puis ont réuni des références bibliographiques sur l'effet relatif des paysages actuels ou futurs du bassin versant.

L'effet hydrologique des usages du sol est difficile à cerner (Bruijnzeel, 2004). La méthode diachronique des bassins versants expérimentaux, très rigoureuse, compare les écoulements avant et après un changement d'occupation, par rapport à un bassin versant témoin inchangé. La méthode synchronique compare plusieurs bassins versants voisins, à pluies, sols et relief identiques. On a recherché ce type de résultat obtenu dans des conditions aussi proches que possible de celles d'Andasy.

2.3.2 Axe 2 : étude hydrologique participative pour valider ces hypothèses dans le contexte (chercheurs, ingénieurs, usagers du sol et COBA)

Deux jeunes chefs de famille (dont un membre de COBA) ont été recrutés parmi les exploitants du bassin versant (Fig. 2a) pour participer, contre rémunération, aux installations et aux mesures manuelles. Ils ont joué des rôles multiples : fournisseurs de données, traduction et médiation.

Un pluviographe a été installé. La station climatologique de Ranomafana a fourni l'évapotranspiration potentielle (ETP). Plusieurs sous-bassins versants à pentes et sols comparables ont été délimités d'après un modèle numérique de terrain. On a équipé d'échelles de crue un sous-bassin versant forestier de 5 km² (SBV-F1), et un sous-bassin versant de mosaïque agriforestière de 1 km² (SBV-M) (Fig. 1b). Des mesures manuelles de hauteur d'eau matinale ont été effectuées par périodes de 2010 à 2012. Plusieurs suivis de crues (hauteur, prélèvements pour analyse de charge en suspension, recueil de charges de fond) ont eu lieu (pas de temps : 15 mn à 1 h sur 2 jours). Des jaugeages (par dilution et flotteur) ont permis d'établir les relations hauteur-débit. Le débit de base à l'étiage mesuré par exutoire canalisé et seuil a été comparé entre SBV-M (1 km²) et SBV-F2 (1 km²) (Fig. 1b).

Les données ont permis de caler le modèle hydrologique GR4j (Perrin *et al.*, 2003) pour simuler des scénarios.

2.3.3 Axe 3 : recueil de valeurs, représentations et savoir-faire locaux (chercheurs, usagers du sol)

Une bibliographie a rassemblé les données ethno-scientifiques sur sols et eaux dans la zone.

Des entretiens semi-directifs sur la relation usages du sol/eau et sur certaines valeurs et perceptions ont été menés fin 2009 auprès des 30 chefs de ménages résidents, dont des jeunes et des femmes. Une seconde enquête (questions fermées) a été dédiée aux exploitations agricoles des mêmes ménages, pour construire une typologie.

En 2010 et 2011, des entretiens libres auprès d'acteurs et d'anciens résidents ont abordé les terminologies, les savoir-faire et les difficultés d'application des règles.

Mi-2011, la moitié des ménages (17) ont été interrogés sur les liens entre cultures et érosion, ce qui a permis de calculer un score de risque perçu d'érosion par culture. Un débat multi-acteurs autour d'alternatives a renseigné sur d'autres savoir-faire.

2.3.4 Axe transversal : ateliers-débats (tous acteurs)

Six ateliers cognitifs multi-acteurs ont eu lieu entre 2009 et 2012 (Tab. 1), en amont des ateliers plus politiques d'identification des services environnementaux, des fournisseurs/bénéficiaires et du schéma d'aménagement. Tous les types d'acteurs ont été représentés. Dans les ateliers *in situ* (bassin versant), les résidents n'étaient pas limités en nombre, tandis qu'à Tolongoïna, seuls quelques représentants de chaque groupe d'acteurs étaient présents.

Les ingénieurs *malagasy* et les observateurs locaux ont joué les rôles d'animateurs, traducteurs et modérateurs, en s'appuyant sur des posters bilingues (Fig. 2b, c), des schémas hydrologiques simplifiés et accessibles, des cartes, des listes d'alternatives et des jeux de rôles.

Chaque présentation de poster était suivie d'une discussion où les participants questionnaient, complétaient ou corrigeaient selon leur expérience individuelle et collective. Les débats conclusifs visaient à établir une compréhension commune sous forme d'énoncés simples.

L'atelier d'aide à l'identification d'alternatives (19-08-2011) s'est inspiré de la méthode des « jeux de territoire » (Toillier *et al.*, 2008) après une répartition des participants exploitants par type d'exploitation (Fig. 2d).

3 Résultats

3.1 Fonctions hydrologiques critiques requises et hypothèses pour le bassin versant d'Andasy

Les besoins du projet pour la durabilité sont à la fois qualitatifs et quantitatifs :

- pics de crue limités et stables dans le temps (risque de dépasser la crue de projet) ;
- charge solide minimale (risque d'usure des turbines) ;
- écoulement de base d'étiage minimal de 107 L/s, soit une lame de 1,5 mm/j sur le bassin (risque de baisse de production).

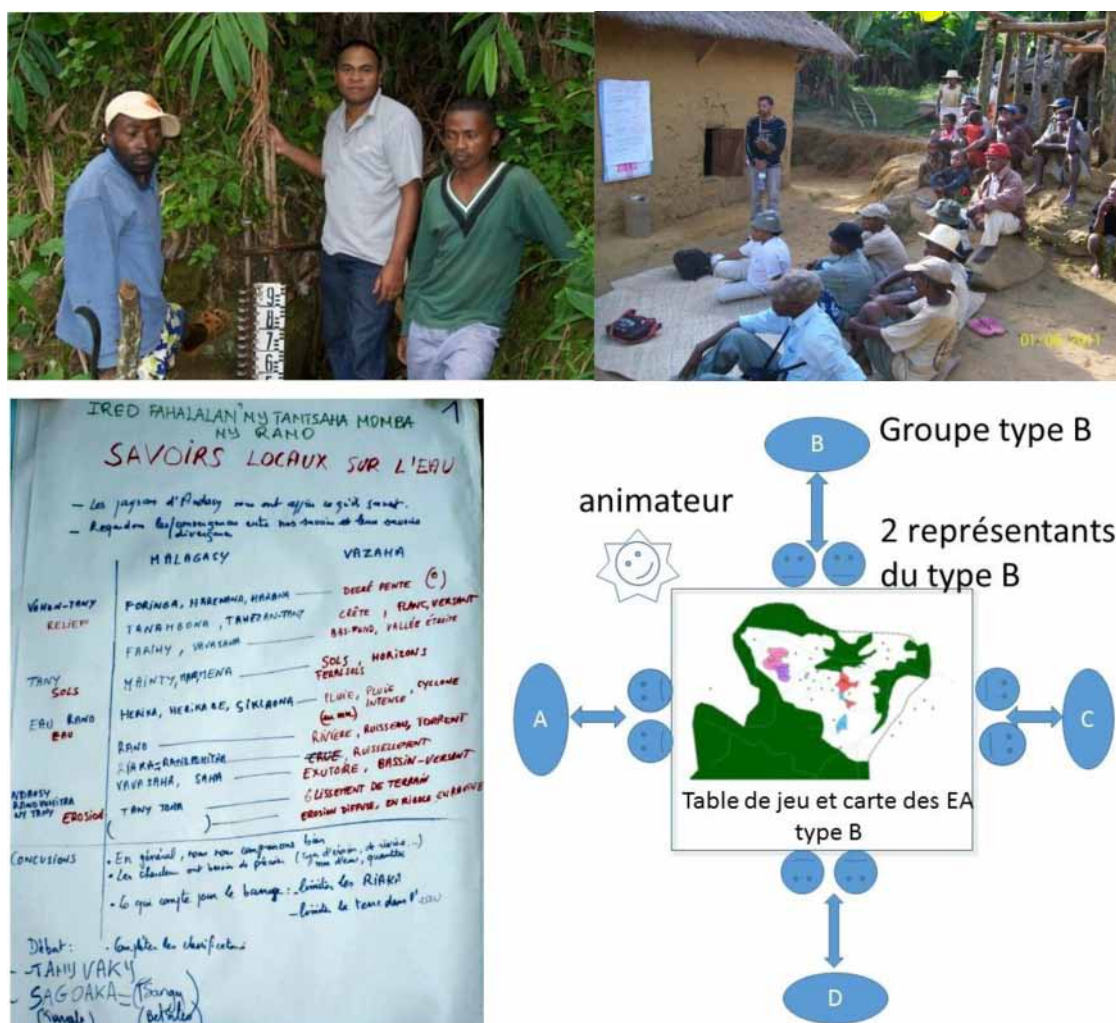


Fig. 2. (a) Observateurs locaux ; (b) un atelier *in situ* (01-06-2011) ; (c) un poster bilingue ; (d) le jeu de territoire (adapté de Roche, 2011) (clichés G. Serpantié).

Fig. 2. (a) Local observers ; (b) an *in situ* workshop (01-06-2011) ; (c) a bilingual poster ; (d) territory game.

Tableau 1. Ateliers cognitifs.

Table . Knowledge workshops.

Date et lieu	Objectif	Acteurs
Juillet 2009 Tolongoïna	Ressentis des acteurs, présentation des principes théoriques d'un PSE et débat	Tous sauf recherche
Septembre 2009 Andasy	Visite du bassin : possibilité d'impliquer la population dans la recherche-action en partenariat, données nécessaires et débat	Tous
08-05-2010 Andasy	Premières restitutions, avancées du projet et débat	Tous
01-06-2011 Andasy	Restitution de résultats échohydrologiques, des savoirs locaux et des scénarios d'occupation du sol, et débat	Tous
19-08-2011 Andasy	Adaptations aux mesures de 2007 et pratiques anti-érosives pour chaque type d'exploitation agricole, et débat	Usagers du sol, chercheurs, commune
24-05-2012 Tolongoïna	Synthèse des résultats de la recherche-action en partenariat Débat autour de la définition des services environnementaux en jeu	Tous

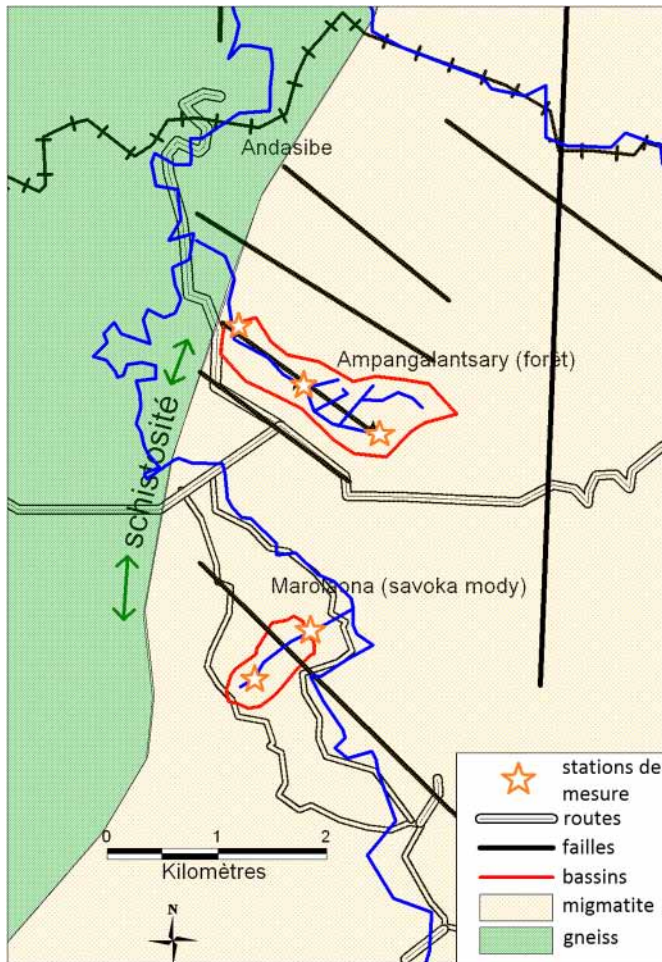


Fig. 3. Géologie des bassins de référence CTFT d'Andasibe – ex-Périnet (d'après carte géologique de Madagascar).

Fig. 3. *Geology of the CTFT Andasibe reference watersheds.*

L'étude synchronique du Centre technique forestier tropical (CTFT) du plateau d'Andasibe (Bailly *et al.*, 1973) est « la » référence pour l'évaluation économique des services écosystémiques des forêts primaires (Kramer *et al.*, 1997 ; MEA, 2005). Le taux de ruissellement (écoulements de crue/pluie annuelle), de 2 % pour la forêt mature, passe à 6 % pour la forêt secondaire (*savoka mody*), soit le triple. Toutefois, cette référence est non seulement peu représentative de milieux escarpés, mais s'avère biaisée par une faille dans l'axe du bassin versant forestier (Fig. 3), qui augmente le drainage souterrain (+200 % selon le bilan d'eau effectué à partir des données publiées), créant des opportunités d'infiltration. Ce biais peut suffire à expliquer l'infime ruissellement relevé pour la forêt mature.

Une référence plus proche des conditions d'Andasy est l'expérience diachronique du projet ECEREX en Guyane française (Fritsch, 1995), basée sur 10 micro-bassins versants forestiers de 1,5 ha, aux pentes entre 20 et 40 % sur sols ferrallitiques. Le taux de ruissellement variait entre 6 % et 35 % du cumul annuel des pluies, selon les sols et la présence d'une nappe affleurante.

Après conversion de la forêt, les plus fortes augmentations de ruissellement ont été constatées sur défriche

mécanisée (+60 à 150 %) et sur prairies pâturées (+30 à 60 %) aux sols tassés. Les plus faibles étaient après défriche-brûlis manuelle (+25 %) et dans les recrûs forestiers (0 à +20 %). Sur cette base, la forêt d'Andasy aurait alors un ruissellement entre 6 et 35 % et la mosaïque l'augmenterait de moins d'un quart.

Un paysage de savane comme on en voit à Tolongoïna (Fig. 1b), de même qu'un bassin de cultures annuelles, seraient les pires en termes de ruissellement (+60 %) et d'érosion (+600 %) (Brand et Rakotovo, 1997 à Beforona ; Zwartendijk *et al.*, 2017). Le gingembre est la culture la plus érosive à Beforona.

Les crises cycloniques (février 2012 : 780 mm en 7 jours) engorgent tous les sols et déclenchent des effondrements. Mais le risque d'ensablement en aval de bassins versants forestiers est moindre (Brand, 1997).

Le régime d'étiage en saison sèche chaude (novembre) pourrait être plus abondant dans la mosaïque du fait de la plus forte évapotranspiration de la forêt (Robinson *et al.*, 2003).

3.2 Contextualisation

À Andasy, des crues s'observent dans les deux paysages (Fig. 4a). Cela confirme l'hypothèse d'un ruissellement important sous forêt (fortes pentes avec ruissellements hypodermiques, sols peu perméables). Il est de l'ordre de 15 % de la pluie annuelle.

Mais la mosaïque montre des pics de crue plus prononcés (Fig. 4a) : l'écoulement en 24 h y est de 7 % plus fort que dans la forêt lors de pluies peu intenses (ici 57 mm/j), qui sont les plus fréquentes (les pluies de moins de 70 mm/j représentent 80 % du cumul annuel). L'augmentation du ruissellement est plus élevée (+23 %) lors de pluies intenses (ici 129 mm/j), qui sont les plus rares (Fig. 4a). Cela confirme l'hypothèse d'une faible augmentation de ruissellement dans la mosaïque (inférieure à +25 %).

Lors de la pluie de 129 mm/j, la charge en suspension est équivalente (Fig. 4b), mais la charge collectée au fond du torrent est faite de feuilles en forêt, et de sables dans la mosaïque (Fig. 4c). Les sables peuvent provenir des sols travaillés localement (manioc), superficiellement (haricot) ou plus profondément (gingembre).

En fin de saison pluvieuse (période fraîche), l'écoulement de base est plus élevé en forêt (Fig. 4d), du fait du moindre taux de ruissellement et de la contribution des brouillards interceptés par la canopée. Il est plus régulier du fait de la plus grande taille de SBV-F1 par rapport à SBV-M.

En revanche, en saison chaude sèche sans brouillards, l'étiage est deux fois plus faible en SBV-F2 qu'en SBV-M (Fig. 4e). Cette baisse de 0,5 mm/j est compatible avec une plus forte évapotranspiration de la forêt.

Les observations validées par bilan d'eau ont permis de caler les paramètres du modèle GR4j avec un niveau d'efficacité acceptable (critère de Nash > 60). Pour 2010–2011, le bassin versant actuel garantit 279 jours de débit supérieur au débit nécessaire, 277 s'il était entièrement forestier, et 275 s'il était entièrement agriforestier. Les résultats sont donc peu discriminants.

Les fonctions hydrologiques critiques de ces deux paysages sont proches. Elles diffèrent un peu sur la charge

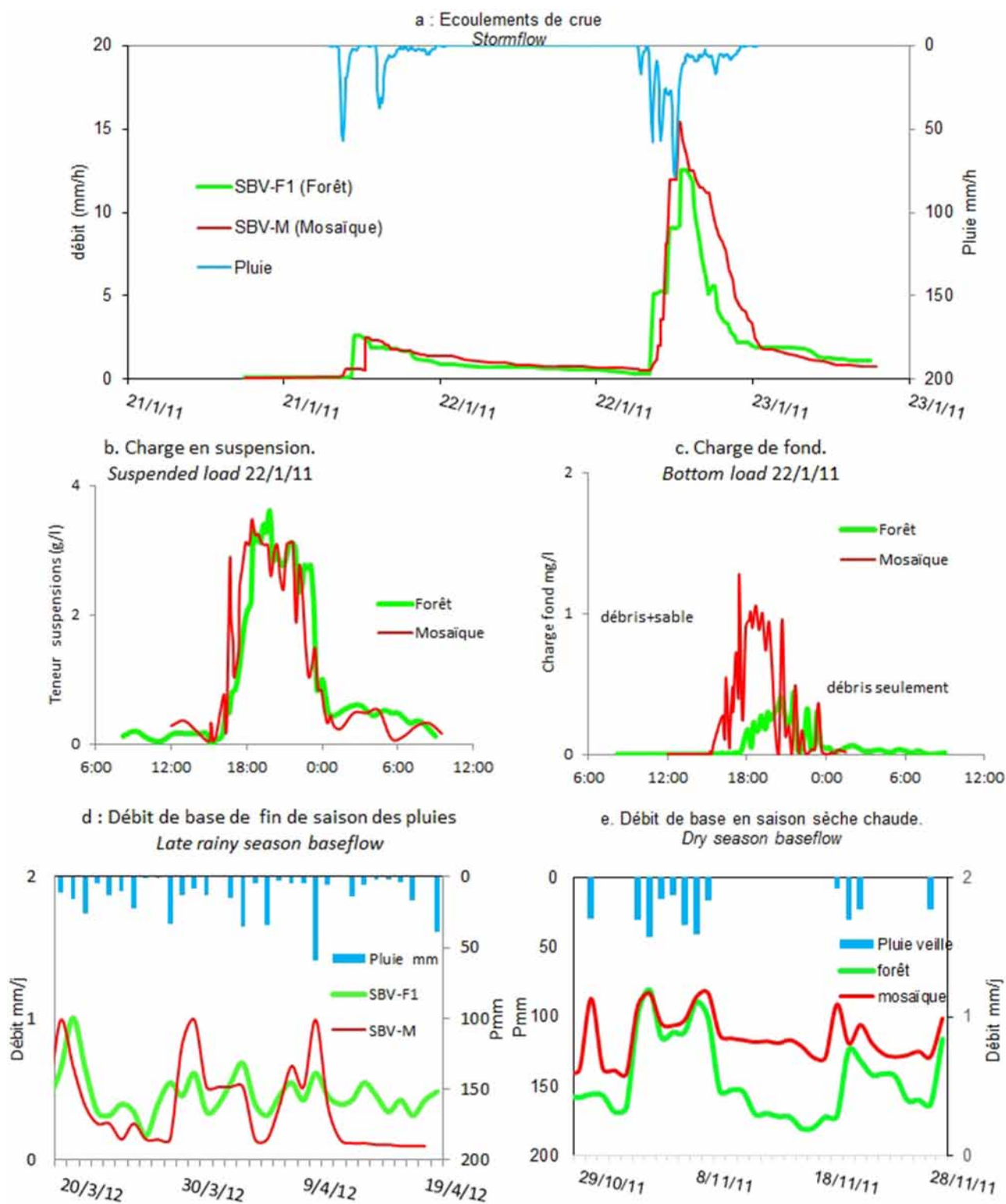


Fig. 4. Résultats écohydrologiques locaux (source : auteurs).

Fig. 4. Local eco-hydrological results.

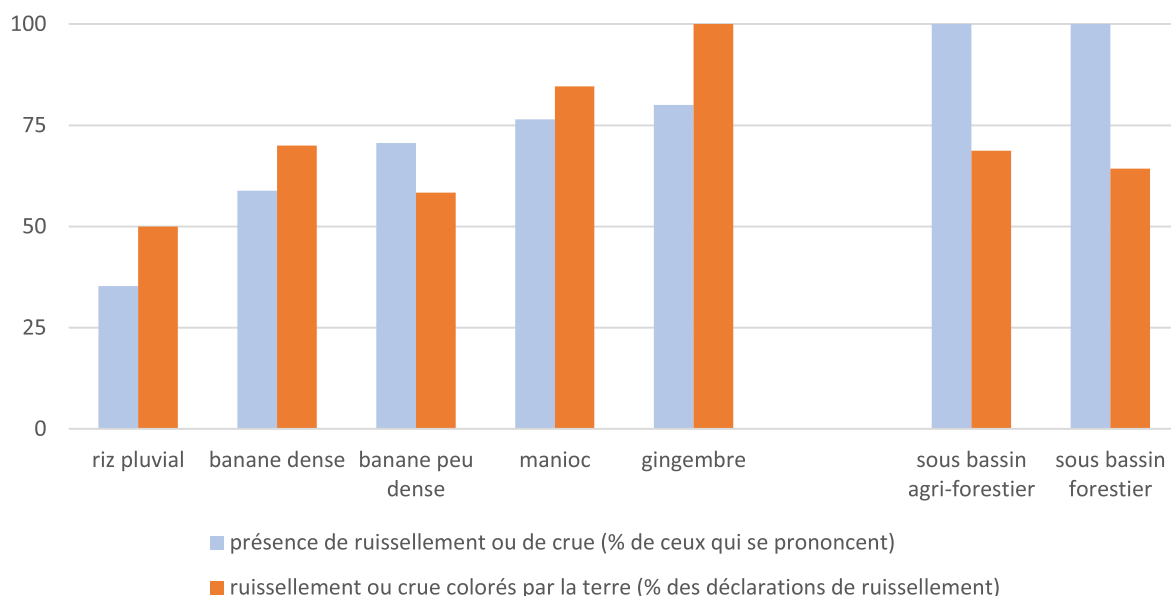


Fig. 5. Résultats d'enquêtes individuelles sur l'existence de crues et d'érosion (source : auteurs).

Fig. 5. Survey about individual skills. Runoff and erosion.

de fond et les pics de crue (au bénéfice de la forêt) et sur l'étiage (au bénéfice de la mosaïque).

3.3 Savoirs, savoir-faire et valeurs des usagers du sol et autres acteurs

3.3.1 Valeurs d'entraide

L'enquête de 2009 avait abordé les relations possibles entre résidents du bassin versant et la commune, en cas d'efforts demandés pour gérer l'eau : 7 % parlaient de *takalo* (échange) ; 31 % de *fanampiana* (aide pour l'adaptation) ; 38 % d'*asa fanasoavana* (service gratuit à la communauté) ; et 24 % de *tombotsoan'ny tontolo ianana* (actions pour un bien commun). Les réponses montraient une diversité d'attitudes et de valeurs. L'idée d'échange n'effleurait qu'une minorité et une majorité parlait de devoir d'entraide. Un tiers réclamait une aide.

3.3.2 Paysages et eau

En 2009, la question sur l'effet des paysages sur l'eau avait obtenu 60 % de sans avis ou répondant à côté, marquant une majorité de désintérêt ou d'ignorance du sujet ; 58 % des autres liaient un possible tarissement à une terre trop usée, 25 % à des feux trop répétés, et 17 %, une minorité, à l'absence de forêt.

En 2011, pour 100 % des personnes interrogées, des crues existaient dans les deux paysages, et 65 % les voyaient colorées par de la terre (Fig. 5). En matière de cultures, la banane peu dense, le manioc et le gingembre (pratiqué par une minorité) avaient les scores de ruissellement les plus élevés. L'érosion concernait surtout manioc et gingembre (Fig. 5).

Une riche terminologie locale a été collectée dans les deux dialectes. Chaque type de pente et de sol porte un nom. *Tsangy* (Betsileo) et *Sagoaka* (Tanala) désignent le ruissellement sortant d'une parcelle. *Ranovohitra* correspond au ruissellement venant de l'amont des parcelles pendant les plus fortes pluies. *Riaka* est la crue observée à un exutoire *vava-saha*

(«bouche du vallon»). *Kaoka ny tany* exprime l'érosion hydrique. *Tany vaky* (Betsileo) et *longeona* (Tanala) sont les fissures et chenaux souterrains (ruissellement hypodermique) à l'origine de la couleur des crues forestières, et qui peuvent déclencher des effondrements *tany toha*. Cette terminologie et ces processus discutés lors des ateliers ont été utilisés par les animateurs et ont renforcé la compréhension collective de l'existence de crues forestières chargées en terre.

3.3.3 Réduction de l'érosion

Les paysans disposent de savoir-faire anti-érosif dans ce milieu très agressif pour un sol travaillé (climat, pentes). Rakotoson *et al.* (2010) avaient observé des principes restrictifs dans les villages Tanala de Tolongoina : mettre en place des cultures temporaires ou arbustives selon les sols, éviter le travail du sol autant que possible, maintenir les forêts sommitales, laisser les chaumes en place après récolte. À Andasy (Betsileo) des pratiques de protection active existent aussi : paillis de résidus sur labours de gingembre, rigoles en amont. Pour le manioc, les paysans proposent d'utiliser la technique *ratsofoka* de plantation sans travail du sol, plutôt que la technique *kibokaka* avec travail du sol localisé. Pour la banane, ils prévoient de défricher et de pailler le sol. Ils proposent de développer les cultures pérennes (canne) et des vivriers sous couvert comme le taro. En complément, l'ONG Fafiala, sollicitée par le GRET, a introduit plusieurs espèces pour l'agroforesterie et d'autres méthodes anti-érosives : haies isohypses de canne et micro-terrasses.

3.3.4 Dynamiques écologiques et alternatives aux feux

Les Tanala confirment le rôle des feux répétés dans l'apparition des savanes *roranga*. Mais se passer du feu est très difficile à Andasy, tant pour la surcharge de travail que du fait des sols réputés *manara* (froid) ne convenant pas au haricot ou au riz sans feu. Les paysans comptent augmenter les autres

cultures (pérennes, gingembre, pomme de terre, taro, arachide) dans le bassin versant, et réaliser haricot et riz hors bassin versant. Certains cultivent sans feu un haricot rampant ou grim pant (pois du Cap) sur terres appauvries, mais peu productif sans fertilisation. La présidente du groupement Koloharena a recommandé la technique « basket-compost » et une étudiante agronome a étudié la possibilité de maraîchage (Roche, 2011).

Le feu est connoté positivement en tant que facteur de fertilité : y renoncer est difficile, mais pas exclu. L'eau aussi est un sujet sérieux, à forte charge symbolique. À Madagascar, les eaux sont perçues comme sacrées et habitées, et objet de rituels (Decary, 1959). Sur le bassin versant, certaines espèces forestières sont protégées, comme les ficus réputés sources d'eau. Sur les hautes terres herbeuses, les Betsileo accordent aux forêts-reliques certaines vertus pour les sources. Elles sont protégées du feu par l'humidité, mais aussi par des interdits locaux. Les devins-guérisseurs y mènent des rituels de purification (Rafanomezantsoa, 2014). Cela montre que le feu et la coupe d'arbres peuvent être socialement régulés à cause de l'eau. Le slogan « forêt = source d'eau » s'appuie en partie sur ces représentations.

3.4 Accords de connaissance

3.4.1 Débats de connaissance

Deux ateliers *in situ* (les 08-05-2010 et 01-06-2011), impliquant tous les types d'acteurs, ont permis de généraliser l'apprentissage collectif avec le partage en *malagasy* des résultats hydrologiques et des savoirs locaux recueillis, en utilisant la terminologie locale (Fig. 2b et Fig. 2c). Les avis qualitatifs des riverains et les résultats hydrologiques étaient compatibles. La mosaïque différait peu des forêts. Bien que tranchant avec le postulat de la « forêt source d'eau », les présentations n'ont jamais déclenché de controverses. Les participants se sont accordés sur l'existence d'érosion dans certaines cultures et de crues forestières chargées. Mais, voyant les pics de crue plus élevés dans la mosaïque, les usagers du sol ont questionné la commune sur leurs responsabilités en cas de crues dévastatrices, en raison de déclarations entendues qu'ils seraient tenus pour responsables en cas de non-aboutissement du projet de barrage.

Le renforcement de capacités a surtout touché ceux qui étaient les plus proches d'une culture technique : autorités communales, usagers urbains de l'électricité et responsable de la centrale. Ils ont mieux perçu les enjeux et pu positiver l'influence des paysans tant qu'ils n'engendraient pas un paysage de savane. Cela n'invalidait pas la mesure anti-feu de 2007, mais précisait sa justification et la temporalité de l'objectif.

Une vision commune a donc pu émerger sous forme d'énoncés synthétiques :

- la mosaïque agriforestière n'est pas néfaste pour le débit d'étiage ni pour la charge fine en suspension, tant qu'elle ne devient pas une savane (processus lent lié au feu) ;
- les cultures annuelles avec travail du sol (manioc, gingembre) produisent de la charge grossière, mais il existe des savoir-faire anti-érosifs et des alternatives au feu ;

- les pics de crue de la mosaïque sont supérieurs, mais dilués par la faible part de la mosaïque. Le risque principal est cyclonique. La responsabilité des usagers du sol est donc limitée.

3.4.2 Choix d'alternatives pour l'adaptation aux règles de 2007 et la réduction de l'érosion

Alors que le chantier venait de commencer, l'atelier de définition d'alternatives s'est appuyé sur une carte de la zone agricole du bassin versant, où chacun pouvait positionner ses parcelles (Fig. 2d). L'objet était de discuter des alternatives par groupe de type d'exploitant. Celles-ci pouvaient être librement proposées, d'autres étaient listées sur un tableau. Chaque groupe discutait alors des points de blocage qu'il rencontrait, de ses atouts (par exemple des terres hors bassin versant, du matériel végétal ou animal, un savoir-faire...) et des besoins d'appuis. Les échanges ont été longs et riches, mais, avec l'arrivée trop précoce des autorités, un autre enjeu s'est imposé. Des revendications pour des recrutements au nouveau chantier et des actions concrètes d'appui ont empêché de délibérer sur ces mêmes besoins d'appuis adaptés à chaque type d'exploitation. En attendant que le courant électrique arrive et puisse financer le PSE, quelques actions ont été menées fin 2011 selon les désirs finalement exprimés auprès du GRET (fourniture de semences et jeunes volailles) et en 2012 (appui à l'agroforesterie). Cette première concrétisation a facilité la poursuite du processus.

4 Discussion et conclusion

Ce dispositif de recherche-action en partenariat en amont du montage d'un PSE-bassin versant pionnier, articulant recherches participatives et dialogue science-société montre quelques limites qui n'enlèvent cependant rien à son utilité.

4.1 Limites

Outre une relative lenteur, un coût et des imperfections (sous-bassins versants de taille différente, précision moyenne des données manuelles), les périodes de mesures hydrologiques limitées ont longtemps maintenu des incertitudes, jusqu'à la mise en évidence de cohérence entre les hypothèses issues de la littérature, les données de terrain et les savoirs locaux. L'étude locale n'était certes pas une hydrologie de pointe, mais une « science de compromis », participative, répondant aux attentes tout en restant de coût raisonnable. La participation ne répondait pas qu'à l'enjeu cognitif de complémentarité entre science et empirisme local, mais aussi à celui de reconnaissance sociale et de légitimité portant sur les connaissances détenues (Barthélémy, 2005). Cette participation était suffisamment volontaire et active (conditions de la co-construction), mais néanmoins perturbée et incomplète. Les attentes fortes de mesures sociales immédiates rendaient les débats houleux. Effectivement, les appuis concrets n'ont commencé qu'en 2011, pour des mesures de sauvegarde environnementale datant de 2007. De plus, compte tenu des menaces antérieures d'éviction, et des craintes que les savoirs

co-construits ne servent de preuves à charge en cas de dégâts aux installations, on peut douter de la parfaite sincérité des débats. Mais les ateliers ont aussi permis de rassurer progressivement la communauté. Les décideurs de l'entreprise, peu disponibles, ont délégué leurs agents locaux, mais ont finalement accepté d'être « bénéficiaires », donc redevables. La durée du processus, l'usage des terminologies locales, le nombre d'ateliers participatifs effectués *in situ*, la médiation par des observateurs locaux, des enquêtes auprès de chaque famille et de chaque type d'acteur ont été les atouts favorisant l'intercompréhension et la symétrie. Les savoirs et avis locaux ont été pris en compte et se sont avérés précieux.

4.2 Intérêts pour la pertinence, l'engagement et la légitimité

Cette démarche co-constructiviste innovait, à cette époque de sensibilisation à une forêt idéale, souvent décalée vis-à-vis du contexte local et socialement inéquitable. Nous avons montré en effet comment des résultats scientifiques discutables et non représentatifs, mais largement repris par l'expertise internationale, ont pu laisser penser qu'un bassin versant de forêt primaire ne ruisselle pas et que tout autre milieu est néfaste, stigmatisant le paysan perturbateur de ce milieu idéal, et dégradant ainsi les conditions d'un dialogue. Un projet pilote appelé à essaimer se devait de critiquer ces présupposés. Le processus a abouti à une représentation commune différente, à la source d'une formulation de « services environnementaux objectivés et contextualisés ». La relativisation du caractère néfaste des pratiques agriforestières, le gain de reconnaissance obtenu, et la considération dont les autorités communales ont fait preuve lors des ateliers *in situ* ont compté dans l'apaisement du conflit. Un changement d'attitude des autorités, y compris forestières, était palpable, acceptant mieux le principe d'un PSE incluant les agriculteurs. Les COBA, déjà favorisées, ont même proposé de réserver d'éventuels appuis à ces derniers. Les résidents ont aussi mieux compris les raisons de limiter le feu, en prévention de la savanisation. Cet effort cognitif collectif a posé ce PSE pilote sur des bases plus justes dans la répartition des responsabilités, et plus légitimes que si les services environnementaux avaient été définis *a priori* sur la seule base d'un narratif imposé.

Faire appel aux savoirs locaux dans le montage d'autres PSE-bassin versant est donc très utile, mais l'expertise hydrologique ne doit pas être oubliée pour autant puisque les premiers restent muets sur les aspects quantitatifs ou conditionnés par certaines valeurs. L'expertise hydrologique reste de son côté trop focalisée et peut être coûteuse en moyens et en temps si elle se lance dans des mesures et modélisations. Les deux sont donc complémentaires, et se priver de l'une de ces deux sources de savoir, mais aussi de leur dialogue, serait préjudiciable à la pertinence du projet environnemental, au renforcement des capacités et à l'engagement d'acteurs variés.

4.3 Epilogue

Le 24 mai 2012, après un exposé des résultats synthétiques de la recherche-action en partenariat, un atelier des parties

prenantes s'est prononcé sur une définition des services environnementaux en jeu :

- un service environnemental à court terme : réduire la charge de fond pendant les crues, basé sur la conduite anti-érosive des cultures à risque (gingembre, manioc) et leur abandon sur les terrains trop pentus ou proches d'un cours d'eau, au profit d'une moindre usure des turbines ;
- un service environnemental à long terme : limiter l'expansion de la mosaïque et le risque de savanisation progressive, en cessant la défriche de forêts et les brûlis, au profit d'un régime d'eau maintenu dans le futur, requalifiant en service environnemental la mesure de 2007.

Ces définitions situent les COBA et les agriculteurs comme fournisseurs potentiels de services environnementaux aux usagers d'eau, et ont permis d'enclencher d'autres études et rencontres sur un schéma d'aménagement permettant de les garantir tout en respectant les règles en vigueur, puis sur les dimensions économiques et la gouvernance, jusqu'à la contractualisation d'un PSE-bassin versant en septembre 2013 (Andriamahefazafy *et al.*, 2020).

Remerciements. Merci aux parties prenantes du PSE Tolongoïna, à l'Agence nationale de la recherche (ANR, programme Serena), à l'Union européenne et au FFEM (programme Rhyvière), et aux relecteurs et éditeurs des *Cahiers Agricultures*.

Références

- Andriamahefazafy F, Bidaud C, Monnery J, Serpantié G, Toillier A. 2012. L'introduction de la notion de service environnemental et écosystémique à Madagascar. *VertigO* 12(3). DOI: [10.4000/vertigo.12875](https://doi.org/10.4000/vertigo.12875).
- Andriamahefazafy F, Rakotonirina A, Serpantié G. 2020. Paiement pour services environnementaux (PSE) et motivations des usagers des terres d'un bassin versant. Cas de l'hydroélectricité à Tolongoïna, Madagascar. *Cahiers Agricultures* 29: 36. DOI: [10.1051/cagri/2020034](https://doi.org/10.1051/cagri/2020034).
- Aylward B. 2005. Land use, hydrological function and economic valuation. In: Bonell M, Bruinzeel LA, eds. *Forests, water and people in the humid tropics*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 99–120. DOI: [10.1017/CBO9780511535666.012](https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.012).
- Aznard O, Perrier-Cornet P. 2003. Les services environnementaux dans les espaces ruraux : une approche par l'économie des services. *Economie rurale* 273–274: 142–157. DOI: [10.3406/ecoru.2003.5396](https://doi.org/10.3406/ecoru.2003.5396).
- Bailly C, de Coignac BG, Malvos C, Ningre JM, Sarraillh JM. 1973. Étude de l'influence du couvert naturel et de ses modifications à Madagascar. Expérimentation en bassins versants élémentaires. In: *Bois et forêts des tropiques*. Cahiers scientifiques n° 4, Nogent-sur-Marne, 114 p.
- Barthélémy C. 2005. Les savoirs locaux : entre connaissances et reconnaissance. *VertigO* 6(1). DOI: [10.4000/vertigo.2997](https://doi.org/10.4000/vertigo.2997).
- Bidaud C, Serpantié G, Méral P. 2011. Knowledge mobilization in water and carbon PES projects implementation in Madagascar. In: XIII Annual Bioecon Conference, Geneva, sept. 2011. www.bioecon-network.org/pages/13th_2011/Bidaud.pdf.
- Bidaud C, Méral P, Andriamahefazafy F, Serpantié G, Cahen-Fourrot L, Toillier A. 2013. Institutional and Historical Analysis of Payments for Ecosystem Services in Madagascar. In: Muradian R,

- Rival L, eds. Governing the provision of ecosystem services, Studies in Ecological Economics Volume 4. Springer, pp. 207–233.
- Brand J. 1997. Impact des cyclones. *Cahier Terre Tany* 6: 19–33.
- Brand J, Rakotavao WL. 1997. La dégradation des sols. *Cahiers Terre-Tany* 6: 49–58.
- Bromberger C. 1986. Les savoirs des autres. *Revue d'ethnologie de l'Europe* 6: 3–5.
- Bruijnzeel LA. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104(1): 185–228. DOI: [10.1016/j.agee.2004.01.015](https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015).
- Callon M, Lascoumes P, Barthes Y. 2001. Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique. Paris: Le Seuil, coll. « La couleur des idées », 358 p.
- Chia E, Barbier M. 1999. Gestion de la qualité de l'eau: apprentissage collectif et rôle des prescripteurs. *Cahiers Agricultures* 8(2): 109–117.
- Decary R. 1959. Les eaux douces et leurs habitants dans les traditions et industries malgaches. *Mémoires de l'institut scientifique de Madagascar* 5(C): 233–266.
- Dulcire M, Chia E, Sibelet N, Sierra Z, Sito L, Paturel D. 2018. Recherche-action en partenariat et innovation émancipatrice. In: Faure G, *et al.* eds. Innovation et développement dans les systèmes agricoles et alimentaires. Versailles: Quae, pp. 139–150.
- FAO. 2007. The state of food and agriculture. Paying farmers for environmental services. Rome: FAO, 240 p.
- Feng D, Wu W, Liang L, Li L, Zhao G. 2018. Payments for watershed ecosystem services: mechanism, progress and challenges. *Ecosystem Health and Sustainability* 4(1): 13–28. DOI: [10.1080/20964129.2018.1434318](https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1434318).
- Ferraro PJ. 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65: 810–821. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2007.07.029](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.029).
- Foudriat JF. 2016. La co-construction. Une alternative managériale. Rennes: Presses de l'EHESP, coll. « Politiques et interventions sociales », 194 p.
- Fritsch JM. 1995. Occupation des sols et régimes hydrologiques : les enseignements des bassins versants guyanais. *Annales de géographie* 104(581–582): 26–63. DOI: [10.3406/geo.1995.13867](https://doi.org/10.3406/geo.1995.13867).
- Kramer RA, Richter DD, Pattanayak S, Sharma NP. 1997. Ecological and economic analysis of watershed protection in Eastern Madagascar. *Journal of Environmental Management* 49: 277–295. DOI: [10.1006/jema.1995.0085](https://doi.org/10.1006/jema.1995.0085).
- Kundzewicz ZW. 2002. Ecohydrology, seeking consensus on interpretation of the notion. *Hydrological Sciences Journal* 47 (5): 799–804. DOI: [10.1080/02626660209492982](https://doi.org/10.1080/02626660209492982).
- Lavigne Delville P, Riegel J. 2020. Participation et environnement. In: groupe Cynorhodon, dir. Dictionnaire critique de l'Anthropocène. Paris: CNRS Editions.
- Lescuyer G. 2010. Pré-requis institutionnels et socio-économiques à la mise en place d'un PSE. Bogor (Indonésie): CIFOR-CGIAR, 18 p.
- Marie C, Sibelet N, Dulcire M, Rafalimaro M, Danthu P, Carrière S. 2009. Taking into account local practices and indigenous knowledge. An emergency conservation context in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 18: 2759–2777. DOI: [10.1007/s10531-009-9672-9](https://doi.org/10.1007/s10531-009-9672-9).
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington DC: Island Press, 137 p.
- Miranda M, Dieperink C, Glasbergen P. 2007. Voluntary agreements in watershed protection experiences from Costa Rica. *Development and Sustainability* 9(1): 1–19. DOI: [10.1007/s10668-005-9000-9](https://doi.org/10.1007/s10668-005-9000-9).
- Moyen C. 2010. Étude d'accompagnement à la mise en place d'un dispositif de PSE-BV dans la Commune de Tolongoina (Madagascar). Mémoire fin d'études. Montpellier: ENGEES/IRC-SUPA-GRO, 90;1;p.
- Muradian R, Corbera E, Pascual U, Kosoy N, Mays PH. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69(6): 1202–1208. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2009.11.006](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006).
- Perrin C, Michel C, Andréassian V. 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279(1–4): 275–289. DOI: [10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7).
- Rafanomezantsoa H. 2014. La biodiversité des paysages ruraux et sa valorisation. Cas des plantes médicinales (Madagascar, pays Betsileo). Mémoire de Master 2. Montpellier: UM3-SupAgro.
- Rakotonirina LA. 2011. Méthodologie de mesure et de suivi hydrologique. Madagascar: IRD/C3EDM, 13 p. + annexes.
- Rakotonirina LA. 2006. Diagnostic du risque érosif en pays Tanala : cas des villages d'Ambalavero et d'Ambodivanana (Commune rurale de Tolongoina – Fianarantsoa). Mémoire de fin d'études. Madagascar: ESSA, Université d'Antananarivo, 91 p. + annexes.
- Rakotoson DJ, Rakotonirina LA, Serpantié G. 2010. Mobilizing farmers' knowledge of the soil. In: Landa ER, Feller C, eds. Soil and culture. Dordrecht: Springer, pp. 287–309. DOI: [10.1007/978-90-481-2960-7_18](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2960-7_18).
- Robinson M, Cognard-Plancq AL, Cosandey C, David J, Durand P, Führer HW, *et al.* 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. *Forest Ecology and Management* 186(1–3): 85–97. DOI: [10.1016/S0378-1127\(03\)00238-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00238-X).
- Roche C. 2011. Construction d'une démarche de co-définition du service environnemental dans le cadre de la mise en œuvre d'un PSE. Exemple du bassin versant d'Andasy. Mémoire de fin d'études. Cergy-Pontoise: ISTOM, IRD, 116 p.
- Serpantié G, Rakotonirina A, Moyen C, Roche C, Poussin JC. 2012. Bassin versant d'Andasy. Rapport des suivis hydrologiques et analyse des données 2010–2012. Document de travail IRD/C3EDM, 30 p.
- TEEB. 2010. The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. London-Washington DC: Earthscan, 494 p.
- Toillier A, Lardon S, Hervé H. 2008. An environmental governance support tool: community-based forest management contracts (Madagascar). *International Journal of Sustainable Development* 11(2/3/4): 187–205. DOI: [10.1504/IJSD.2008.026501](https://doi.org/10.1504/IJSD.2008.026501).
- Toillier A. 2009. Études des possibilités de mise en œuvre d'un PSE pour la protection du bassin versant de la microcentrale hydroélectrique de Tolongoina – Madagascar. Antananarivo: GRET, 150 p.
- Wunder S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. In: CIFOR Occasional Paper, No. 42. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Zwartendijk BW, Van Meerveld HJ, Ghimire CP, Bruijnzeel L, Ravelona M, Jones JPG. 2017. Rebuilding soil hydrological functioning after swidden agriculture in eastern Madagascar. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239: 101–111. DOI: [10.1016/j.agee.2017.01.002](https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.002).

Explorer l'impact environnemental des transformations agraires en Asie du Sud-Est grâce à l'évaluation participative des services écosystémiques

Jean-Christophe Castella^{1,*} et Guillaume Lestrelin^{2,3}

¹ IRD, UMR GRED, UPVM, IRD, F-34000 Montpellier, France

² CIRAD, UMR TETIS, F-34398, Montpellier, France

³ TETIS, Univ Montpellier, AgroParisTech, CIRAD, CNRS, INRAE, Montpellier, France

Résumé – Différents mécanismes d'intervention sont proposés pour transformer les paysages agricoles de manière à ce qu'ils remplissent de multiples fonctions, compatibles avec les objectifs du développement durable. Dans le cas de l'atténuation et de l'adaptation au changement climatique, des politiques incitatives et des mécanismes de rémunération des acteurs locaux sont promues dans le cadre des initiatives REDD+. Sur le terrain, ces interventions visent à assurer simultanément la fourniture de services écosystémiques et le maintien, voire l'amélioration, des moyens d'existence locaux. Dans cet article, nous explorons le rôle que peut jouer l'évaluation participative dans la mise en œuvre de paiements pour services environnementaux au sein de communautés rurales d'Indonésie, du Laos, du Vietnam et de Chine. Engagées dans un processus d'intégration rapide à l'économie de marché, ces communautés ont transformé leurs systèmes d'abattis-brûlis traditionnels pour s'orienter vers différentes voies d'intensification agricole au cours des dernières années. L'évaluation positive ou négative de ces évolutions fait nécessairement l'objet de jugements de valeur dans les choix effectués entre différentes options possibles. La formulation de ces options en termes de services écosystémiques rendus permet de comparer les trajectoires paysagères et leur impact sur les conditions de vie locales. Sur ces bases, les communautés peuvent explorer des scénarios de transformation de leurs pratiques agricoles, négocier des compromis entre services écosystémiques et identifier les « gagnants » et les « perdants » potentiels. Ces simulations ont montré l'importance du calendrier de mise en place des programmes REDD+ par rapport aux transformations agraires en cours. Elles pointent le risque de s'éloigner des ambitions initiales d'un impact sur les émissions de carbone pour devenir un instrument supplémentaire de développement durable.

Mots clés : services écosystémiques / simulation participative / changement agraire / REDD+ / Asie du Sud-Est

Abstract – **Exploring the environmental impact of agrarian changes in Southeast Asia through participatory evaluation of ecosystem services.** Different intervention mechanisms are proposed to transform agricultural landscapes so that they fulfill multiple functions, compatible with sustainable development goals. In the case of climate change mitigation and adaptation, support policies and direct payments to affected populations are promoted as part of REDD+ initiatives. These interventions attempt to balance the provision of multiple ecosystem services with the maintenance or improvement of local livelihoods. In this paper, we explore the role that participatory evaluation can play in the implementation of payments for ecosystem services in rural communities in Indonesia, Laos, Vietnam and China. Engaged in a process of rapid integration into the market economy, these communities have been transforming their traditional Slash-and-burn systems in recent years and followed different paths of agricultural intensification. The positive or negative assessment of these developments is necessarily subject to value judgements in the choices made between different options. Ecosystem services allow for the comparison of landscape trajectories. Village communities explored scenarios for the evolution of their local agriculture, negotiated trade-offs between ecosystem services and identified potential “winners” and “losers”. These simulations showed the importance of the timing of REDD+ programs in relation to

*Auteur de correspondance : j.castella@ird.fr

ongoing agrarian transformations. They point to the risk of moving away from the initial ambitions related to the carbon ecosystem service to become an additional instrument for sustainable development.

Keywords: ecosystem services / participatory simulation / agrarian change / REDD+ / Southeast Asia

1 Introduction

Depuis plus de dix ans de mise en œuvre des mécanismes de réduction des émissions de gaz à effet de serre issus de la déforestation et de la dégradation forestière (REDD+; Cerbu *et al.*, 2009; Barbier et Tesfaw, 2012; Sills *et al.*, 2014), il existe peu de preuves empiriques sur la façon dont ces paiements pour services environnementaux (PSE) REDD+ ont amélioré les conditions de vie et la sécurité alimentaire des acteurs locaux, notamment des populations les plus vulnérables (Jindal *et al.*, 2008; Angelsen *et al.*, 2019). Au-delà du bénéfice attendu sur la séquestration du carbone, il est essentiel d'explorer les impacts de la REDD+ sur les moyens d'existence et les autres co-bénéfices attendus, tels que la protection de la biodiversité (Grainger *et al.*, 2009; Wunder et Wertz-Kanounnikoff, 2009). La perspective d'un paiement a poussé à formaliser une répartition des services écosystémiques en relation avec les attentes de différents groupes d'acteurs : carbone et biodiversité à l'échelle mondiale, régulation des flux d'eau et fertilité des sols pour les acteurs nationaux, sécurité alimentaire et augmentation des revenus agricoles pour les populations locales. La participation des différents acteurs à la conception de mécanismes d'intervention adaptés à leur situation est censée garantir que les intérêts des uns et des autres sont préservés (Leggett et Lovell, 2012). Ces intérêts ont rapidement dépassé la sphère forestière pour toucher plus largement la gestion des terres, y compris agricoles (Matthews et Van Noordwijk, 2014).

Dans le cas de la REDD+, la séquestration du carbone est vue comme un service écosystémique qui doit être rémunéré pour ceux qui le fournissent : agriculteurs, forestiers, etc. En principe, les usagers des terres sont indemnisés pour la conservation des forêts et l'amélioration des stocks de carbone, au-delà de leurs coûts d'opportunité. Le calcul des coûts d'opportunité permet d'évaluer le niveau de compensation que les mécanismes REDD+ devraient fournir aux bénéficiaires. Cette première étape de l'évaluation de faisabilité de la REDD+ (Lestrelin *et al.*, 2019) montre qu'il y a peu de chance que les crédits carbone à leur valeur internationale compensent le coût d'opportunité de la conversion de terres exploitées en abattis-brûlis (principalement des jeunes jachères et forêts secondaires) en grandes cultures commerciales comme l'hévéa (Bruun *et al.*, 2018), le palmier à huile ou le maïs, principaux moteurs économiques de déforestation en Asie du Sud-Est (Mertz *et al.*, 2009; Schmidt-Vogt *et al.*, 2009; Cramb *et al.*, 2009). De plus, des coûts de transaction se rajoutent aux coûts d'opportunité (Sills *et al.*, 2014), et les questions de gouvernance constituent des obstacles majeurs à la mise en œuvre de la REDD+ sur le terrain (Wunder *et al.*, 2008; Mwangi *et al.*, 2014; Angelsen *et al.*, 2019).

Une étude portant sur 80 communautés de dix pays d'Asie, d'Afrique et d'Amérique latine a montré que la participation de la population rurale dans les dispositifs de paiement pour service environnemental (PSE) a un impact positif sur le

stockage du carbone (Chhatre et Agrawal, 2009). De même, certains chercheurs soutiennent que les populations locales sont, dans certains cas, des gestionnaires efficaces des mosaïques paysagères complexes qui intègrent l'essentiel des biomasses forestières (Danielsen *et al.*, 2013; Brofeldt *et al.*, 2014). En sus de la compensation financière, un des critères de succès de la REDD+ pourrait donc être sa capacité à intégrer les points de vue et les intérêts des populations locales dans la conception de mécanismes d'intervention qui ont du sens pour elles. Pour impliquer les futurs bénéficiaires dans des mécanismes de PSE, il est donc essentiel de rendre visible les avantages, les contraintes et les impacts potentiels, notamment dans le cadre d'un processus de consentement préalable libre et éclairé (Pham *et al.*, 2015).

Dans cet article, nous présentons une étude comparative menée sur quatre terrains qui étaient encore caractérisés au début des années 2000 par des mosaïques paysagères complexes typiques des cultures sur abattis-brûlis (Lestrelin *et al.*, 2019; Müller *et al.*, 2014). Les sites d'étude (Fig. 1) sont situés dans la préfecture de Xishuangbanna de la province du Yunnan, en Chine (1); dans le district de Hiem, province de Huaphan, au Laos (2); dans le district de Con Cuong, province de Nghe An, au Vietnam (3); et dans le district de Kutai Barat, Kalimantan Est, Indonésie (4). Ils couvrent une grande diversité de milieux agroécologiques, de situations socioéconomiques et de modes de gouvernance forestière. L'histoire agraire des différents sites est présentée dans Müller *et al.* (2014) et Lestrelin *et al.* (2019). Sur la base de cette même étude de terrain, de précédents articles ont abordé la question des scénarios de référence et l'utilisation de contrefactuels (Müller *et al.*, 2014), ainsi que le calcul des coûts d'opportunité et de leur rôle dans la définition des mécanismes de PSE (Lestrelin *et al.*, 2019). Ici, nous nous concentrons sur la perception par les populations locales des services écosystémiques reçus ou attendus de différents types d'usage des terres agricoles et forestières. Après une présentation de l'approche utilisée pour caractériser les dynamiques d'usage des terres entre 2000 et 2012 dans les quatre sites d'étude, nous explorons avec les communautés locales les impacts perçus d'un éventuel mécanisme de PSE sur les paysages et les moyens d'existence.

2 Méthodes

2.1 Évaluation participative des services écosystémiques associés aux systèmes de production et aux paysages agricoles

Dans chacun des huit villages d'étude (deux villages par site), deux semaines ont été consacrées à la collecte d'un large éventail de données qualitatives et quantitatives par le biais d'une combinaison : (i) d'entretiens individuels utilisant des questionnaires semi-structurés sur 50 ménages sélectionnés de manière aléatoire dans chaque communauté villageoise ; (ii) de

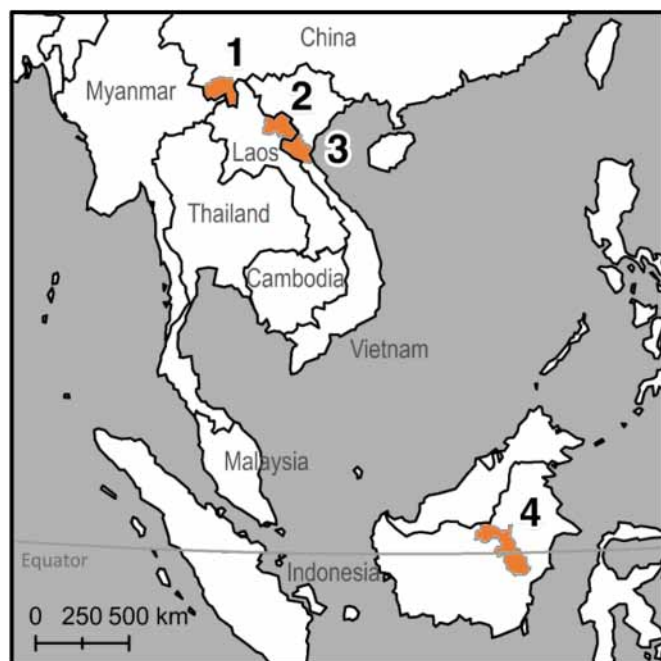


Fig. 1. Zones d'étude en Asie du Sud-Est.

Fig. 1. Study areas in Southeast Asia.

discussions de groupe impliquant plusieurs catégories d'acteurs locaux (agriculteurs, commerçants, chef de village, etc.), et (iii) de simulations participatives des dynamiques d'usage des terres et de leurs impacts sur les moyens d'existence. Sur la base des données recueillies, des typologies de ménages ont été produites à l'aide d'une méthode statistique combinant une analyse en composantes principales et une classification ascendante hiérarchique. Quatre systèmes de production différents ont été identifiés dans chaque village, puis validés avec les acteurs locaux. De façon générale, ces systèmes de production reflètent les situations suivantes :

- (A) : essarteurs dans une logique de subsistance, qui pratiquent essentiellement des cultures sur abattis-brûlis ;
- (B) : riziculteurs qui atteignent l'autosuffisance en riz grâce à la combinaison de cultures extensives sur pentes et de rizières de bas-fonds ;
- (C) : agriculteurs qui accumulent du capital par le bétail ou les cultures pérennes, une fois la sécurité alimentaire atteinte sur la base des cultures de bas-fond et de pentes ;
- (D) : agriculteurs mettant en œuvre des systèmes diversifiés combinant activités agricoles et non agricoles, grâce à l'investissement des revenus agricoles dans des activités non agricoles (Castella *et al.*, 2013).

Pour chaque village, nous avons calculé le pourcentage de ménages correspondant à chacun des quatre types ci-dessus.

Les différents usages des terres ont ensuite été caractérisés de façon à prendre en compte les calendriers culturaux, les besoins en main-d'œuvre, la quantité d'intrants (semences, pesticides, etc.) et les rendements. Trois activités principales ont été prises en compte : les cultures, l'élevage et la collecte de produits forestiers non ligneux. De là, la productivité du travail et la productivité de la terre ont été calculées pour chaque usage des terres, et la valeur actuelle nette a été évaluée sur une

période de 30 ans. Une méthode de vote distributif (Sheil et Liswanti, 2006) a ensuite été utilisée pour évaluer de manière participative la valeur perçue de chaque type d'usage des terres en termes de contribution aux moyens d'existence et aux services écosystémiques. Deux groupes (hommes et femmes) de dix personnes représentatives des différents types de systèmes de production identifiés ont été invités à évaluer la valeur perçue de chaque type d'utilisation des terres en distribuant dix grains de maïs chacun sur la liste de services suivante : sécurité alimentaire, revenus monétaires, santé humaine, culture et traditions, aménités esthétiques, régulation des eaux, conservation des sols, préservation de la biodiversité, qualité de l'air et du climat (Fig. 2). Cette liste de services écosystémiques utilisée par les chercheurs a été systématiquement adaptée et traduite selon les contextes locaux des quatre sites d'étude, afin qu'elle ait du sens et que les acteurs locaux qui ont participé aux évaluations se l'approprient pleinement. Les perceptions des hommes et des femmes ont ensuite été agrégées et pondérées par l'importance relative accordée par les villageois aux différents services écosystémiques.

2.2 Évaluation de l'impact des dynamiques paysagères sur les services écosystémiques

Des ateliers participatifs ont ensuite été organisés dans chacun des villages pour évaluer l'impact des changements d'usage des terres sur les services écosystémiques. Un groupe représentatif de la communauté villageoise (c'est-à-dire 12 à 15 personnes sélectionnées de manière à ce que le genre, les catégories d'âge, les quatre types de systèmes de production et l'appartenance ethnique soient représentés) a été constitué dans chaque village et engagé à cartographier l'usage des terres en 2000 et 2012 (année de réalisation des ateliers participatifs), en utilisant une maquette 3D du territoire villageois (Fig. 3). Les surfaces correspondant à différents usages des terres ont été estimées sur la base des cartes participatives, et des matrices de transition ont été calculées entre les deux dates (Fig. 3). En combinant l'évaluation participative des services écosystémiques décrite ci-dessus et les répartitions de l'usage des terres de 2000 et 2012, des « scores paysagers » ont été calculés pour 2000 et 2012 dans chaque village d'étude. Les différences entre les structures paysagères de 2000 et de 2012 pour différentes fonctions ou services ont ainsi servi d'indicateur d'impact du changement d'usage des terres sur les moyens d'existence et l'environnement. Il est en effet attendu d'un projet de PSE qu'il maintienne, voire accroisse, à la fois les moyens d'existence et les valeurs environnementales des paysages pour atteindre ses objectifs vis-à-vis des populations locales.

2.3 Simulations participatives de mécanismes de paiement pour service environnemental

Dans le contexte de nos terrains d'étude, les projets de PSE REDD+ s'appuient sur des plans d'aménagement et de développement territorial intégrant : (i) la démarcation et la protection des forêts de conservation ; (ii) l'intensification agroécologique pour accroître la productivité agricole tout en évitant les impacts négatifs d'un accès restreint aux ressources



Fig. 2. Ateliers d'évaluation participative des services écosystémiques associés à différents types d'usage des terres.
Fig. 2. *Participatory workshops on evaluation of ecosystem services associated with different land use types.*

forestières sur les moyens d'existence locaux ; et (iii) la plantation d'arbres pour augmenter la biomasse totale du paysage au-delà de la régénération naturelle des aires protégées (Lestrelin *et al.*, 2013 ; Pham *et al.*, 2019). Le plan d'aménagement du territoire est la pierre angulaire de la mise en œuvre de la REDD+ car il détermine la répartition spatiale des différents types d'usages des terres, et donc les potentialités du territoire villageois en termes de génération de revenus et de fourniture de services écosystémiques tels que la séquestration du carbone et la préservation de la biodiversité.

Tout d'abord, les membres du groupe sont formés à négocier des plans d'utilisation des terres à partir d'un jeu de rôle réalisé sur un plateau de jeu de 100 cellules constituant un village virtuel, chaque cellule représentant 1 hectare de terre (Fig. 4). A travers la session de jeu, les participants apprennent comment la composition du paysage (pourcentage de cellules associées à chaque type d'utilisation du sol) détermine le potentiel économique du village ainsi que ses valeurs en carbone et en biodiversité. Ils négocient des compromis entre les différentes compositions du paysage, afin que les besoins et les exigences de différents intervenants (c'est-à-dire organismes de développement, organismes de protection des forêts et différents types de producteurs) puissent être satisfaits (Bourgoin *et al.*, 2012, 2013 ; Castella *et al.*, 2014).

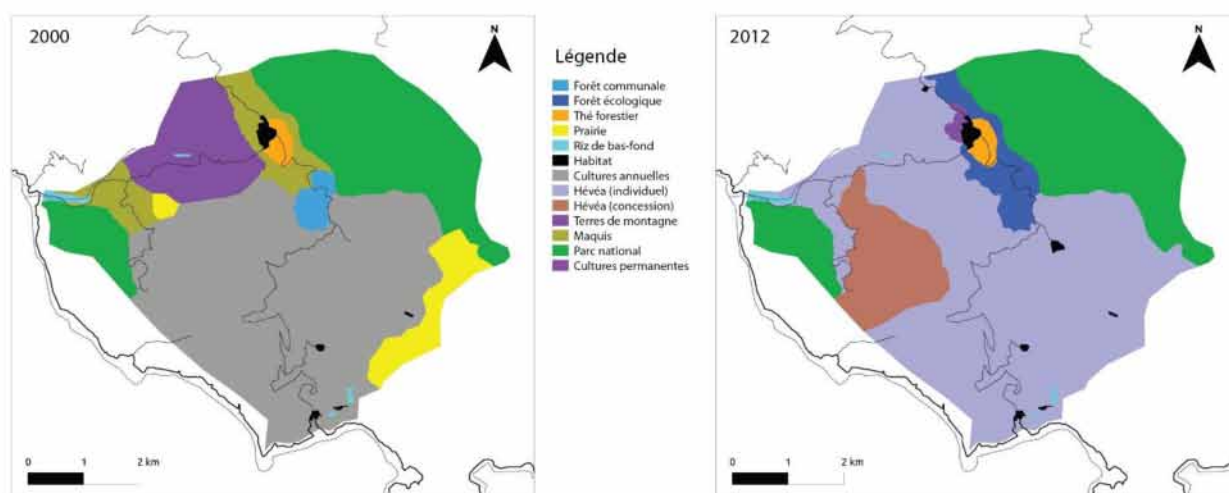
Les participants appliquent ensuite la même méthode sur la maquette 3D de leur territoire villageois. À la fin de chaque cycle de négociation, les résultats en termes de distribution spatiale de l'usage des terres sont géo-référencés et numérisés dans un Système d'information géographique (SIG). Les impacts sur le revenu des différentes catégories de producteurs, les besoins en main-d'œuvre, la séquestration du carbone et la préservation de la biodiversité sont calculés sur la base du zonage (Fig. 4). Après plusieurs cycles de négociation et de discussion des résultats, les participants obtiennent un plan d'usage des terres consensuel. Des « crédits carbone » sont calculés en fonction de la différence entre la biomasse aérienne obtenue dans le cadre d'un scénario REDD+, et celle d'un scénario *statu quo* correspondant à une évolution naturelle de la biomasse sur une période d'une dizaine d'années.

3 Résultats

3.1 Une décennie de transformations radicales des paysages agraires

Au début des années 2000, le riz pluvial était la base de l'activité agricole et de l'alimentation dans tous les villages étudiés. Associé à du manioc, du taro, du maïs, des cucurbitacées ou des légumineuses, il occupait une place centrale dans des parcelles de culture en rotation longue avec des jachères de 12 à 15 ans. Dans la région chinoise du Xishuangbanna, comme au Laos et au Vietnam, les villageois pratiquaient également l'élevage de bovins et bubalins, caprins, porcins et volailles, pour leur propre consommation. Partout où les terres alluviales pouvaient être terrassées, les agriculteurs produisaient du riz de bas-fonds. La riziculture et l'élevage étaient moins développés dans l'est de Kalimantan ; les villageois étaient engagés dans des systèmes agroforestiers à base d'hévéa et de rotin en combinaison avec des jardins fruitiers mixtes. L'agriculture était pratiquée dans des mosaïques de paysages complexes caractérisées par une intensité d'utilisation des terres décroissante en fonction de la distance aux zones habitées. Les villages étaient intégrés dans une matrice forestière et leurs limites n'étaient pas clairement définies. Les villageois dépendaient dans une large mesure des produits forestiers non ligneux pour leur subsistance et leur sécurité alimentaire en cas de mauvaises récoltes.

Dans tous les paysages étudiés, un processus généralisé d'intensification de l'usage des terres, c'est-à-dire un raccourcissement des périodes de jachère et/ou un allongement des périodes de culture, jusqu'à la culture permanente, a été observé durant la dernière décennie. Ce processus, impulsé (i) par les politiques foncières et les réformes foncières dans les années 1990, puis (ii) par l'intégration à l'économie de marché dans les années 2000, a été associé à une expansion rapide de l'agriculture commerciale et à une réduction progressive, voire à l'abandon, des pratiques traditionnelles d'abattis-brûlis. Ce virage de grande ampleur vers des cultures de vente (Lestrelin *et al.*, 2019) a été facilité par le développement rapide des infrastructures de transport et de communication (Müller *et al.*, 2014). La trajectoire d'intensification agricole décrite sur nos quatre terrains



	2000	2012	Forêt communale	Forêt protégée	Thé forestier	Prairie	Riz de bas-fond	Habitat	Cultures annuelles	Hévéa (individuel)	Hévéa (concession)	Terres de montagne	Maquis	Parc national	Cultures permanentes	Total
Forêt communale			0	57												57
Forêt protégée				0												0
Thé forestier					29											29
Prairie						0				155	13			11		180
Riz de bas-fond							17									17
Habitat								19								19
Cultures annuelles								4	0	1423	286					1714
Hévéa (individuel)										0						0
Hévéa (concession)											0					0
Terres de montagne												0				0
Maquis				106				0,1		96	20	17	0			239
Parc national														914		914
Cultures permanentes								1		331	11				0	343
Total			0	163	29	0	17	24	0	2005	330	17	0	925	0	3511

Fig. 3. Cartographie participative de l'usage des terres dans le village de Manlin, Chine. En haut : sur un modèle 3D du village ; au centre : cartes d'usage des terres ; en bas : matrice de changement d'usage des terres.

Fig. 3. Participatory land use mapping in Manlin Village, China. Top: on a 3D model of the village landscape; center: land use maps; bottom: land use change matrix.

d'étude reflète une dynamique de transformation agricole débutée dans les années 1980 en Thaïlande avant sa diffusion régionale ultérieure, avec adaptations locales, au gré des réformes entreprises dans les pays voisins.

3.2 Impacts des dynamiques d'usage des terres sur les services écosystémiques

Les simulations participatives du changement d'usage des terres ont permis d'évaluer :

- les impacts de la transition d'une agriculture de subsistance à une agriculture commerciale sur les moyens d'existence et les services écosystémiques entre 2000 et 2012 ;
- les impacts potentiels qu'auraient eu des projets REDD+ mis en place entre 2000 à 2012 ;
- les impacts attendus d'un éventuel projet REDD+ qui aurait été mis en place entre 2012 et 2024. Le [tableau 1](#) montre les résultats de la comparaison des cartes d'usage des terres pour chacun de ces trois scénarios en termes (i) de pourcentage de la superficie totale des terres dont l'utilisation a changé, et (ii) de changement de revenu total du village.



Fig. 4. Jeu de rôle utilisé pour la planification et simulation participative de l'usage des terres.

Fig. 4. Role-playing game used for participatory planning and simulation of land use.

Les grands changements d'affectation des terres observés dans les villages chinois (75 %), laotien (81 %) ou dans les deux villages du Vietnam (47 % et 56 %) sont liés à une expansion rapide des cultures de rente, combinée à des restrictions réglementaires de l'accès des populations locales aux terres forestières. L'accès limité aux ressources forestières a eu un impact clairement négatif sur les modes de vie, tandis que les modèles de développement tirés par les opportunités du marché ont eu un impact positif sur les revenus des villageois, notamment dans les sites d'étude chinois et indonésiens (Tab. 1).

Les impacts perçus des changements d'usage des terres entre 2000 et 2012 ont généralement été négatifs en termes de sécurité alimentaire (Tab. 2). Dans le cas du Laos et du Vietnam, la perte d'accès aux ressources forestières n'a été que partiellement compensée par une augmentation des revenus issus de produits commercialisés. Les habitants des villages laotiens ont toutefois perçu une amélioration générale des services écosystémiques (biodiversité, qualité de l'air en relation avec les restrictions imposées sur les brûlis, etc.) liée à la mise en défens des zones forestières. La culture commerciale d'hévéa a augmenté considérablement la richesse des villages chinois, alors que les populations locales ont peu bénéficié de l'expansion du palmier à huile dans les villages indonésiens du fait d'un mode de production en concessions agro-industrielles. En Chine, l'impact environnemental de l'expansion rapide des plantations d'arbres est perçu comme positif ou neutre par les populations locales, malgré son impact

négatif reconnu par la communauté scientifique sur la biodiversité au niveau du paysage (Fox *et al.*, 2014 ; Chen *et al.*, 2016). Plus généralement, nos résultats révèlent des perceptions divergentes entre acteurs locaux d'une part, et scientifiques et développeurs de l'autre, concernant l'impact des dynamiques agraires sur les services écosystémiques.

3.3 Simulations participatives de mécanismes de PSE

Les simulations de PSE ont intégré des « interventions REDD+ virtuelles » de nature différente, selon qu'elles étaient réalisées en 2000 au début de la transition agraire, ou en 2012 une fois que la transition était bien avancée dans les différents pays. Ainsi, en présence de réserves forestières conséquentes, la marge de manœuvre des populations locales était plus importante en 2000, favorisant un engagement sur des pratiques de préservation de biomasses forestières à l'échelle de leur territoire villageois. Des parcelles forestières étaient mises en défens dans tous les villages d'étude et les revenus du PSE carbone étaient mobilisés pour financer l'intensification des terres agricoles (contrôle des animaux domestiques divagants et mise en place de pâturages améliorés, introduction de cultures commerciales, etc.), dont l'expansion était contrôlée dans le cadre d'un plan d'aménagement du territoire négocié collectivement. Par contre, en 2012, la marge de manœuvre était beaucoup plus réduite pour mettre en place des

Tableau 1. Changement d'usage des terres, biodiversité, carbone et revenu selon différents scénarios d'évolution observés (2000–2012) ou simulés (REDD+ 2000–2012 et 2012–2024).
Table 1. Land use changes, biodiversity, carbon and income according to different scenarios observed (2000–2012) or simulated (REDD+ 2000–2012 and 2012–2024).

	Usage des terres (% de changement)			Indice de biodiversité (% de changement)			Indice de carbone séquestré (% de changement)			Revenu total du village (% de changement)		
	Observé	REDD 2000–2012	REDD 2012–2024	Observé	REDD 2000–2012	REDD 2012–2024	Observé	REDD 2000–2012	REDD 2012–2024	Observé	REDD 2000–2012	REDD 2012–2024
Chine												
Manlin	70	11	0	–4	9	13	29	20	7	212	–12	–16
Mansai	75	29		30	20		99	50		469	–30	
Laos												
Sakok	81	7	3	–29	5	1	–17	12	5	–24	–14	0
Samsoom	3		8	–5		4	–2		24	–1		–2
Vietnam												
Diem	56	66	32	21	8	–5	–13	304	78	–27	–38	–24
Moi	47	42	39	–9	14	11	–48	45	68	7	–57	–24
Indonésie												
Batumajang	8	32	32	5	9	9	1	42	41	599	–8	–1
Penarung	28	29	41	–18	9	5	–13	51	50	48	–1	–67

NB : Un indicateur de biodiversité compris entre 0 et 4 et de biomasse de 0 à 4 (proxy pour le carbone aérien) est associé à chaque type d'usage des terres par les participants. Un indice biodiversité et carbone est alors calculé pour l'ensemble du paysage villageois en pondérant le nombre d'hectares de chaque type d'usage des terres par la valeur de l'indicateur et en sommant sur l'ensemble des types d'usage des terres présents dans le paysage. Les valeurs de changement d'indice sont exprimées en pourcentage de changement entre deux dates ou deux scénarios. La valeur est absente dans certaines cellules lorsque la simulation n'a pas été réalisée sur cette période dans le village car les conditions ne s'y prêtaient pas.

Tableau 2. Impact des changements d'usage des terres entre 2000 et 2012 sur les valeurs perçues des services écosystémiques dans les huit villages d'étude.*Table 2. Impact of land use changes between 2000 and 2012 on the perceived values of ecosystem services in the eight study villages.*

Pays	Site	Moyens de subsistance	Revenus	Santé et médecine	Tradition et culture	Esthétique	Valeur totale des moyens d'existence
Chine	Manlin	↓ -271%	↑ 50%	↓ -19%	↓ -174%	↓ -20%	↑ 15%
	Mansai	↓ -329%	↑ 64%	↓ -47%	↓ -323%	↑ 40%	↑ 20%
Laos	Sakok	↓ -21%	→ -3%	↓ -44%	↑ 13%	↑ 19%	→ -9%
	Samsom	↓ -26%	↓ -20%	→ -6%	→ -2%	↑ 8%	↓ -17%
Vietnam	Diem	↓ -96%	↓ -64%	↓ -42%	↓ -81%	↓ -69%	↓ -62%
	Moi	→ -3%	→ -9%	↓ -14%	→ 3%	↓ -37%	→ -10%
Indonésie	Batumajang	↓ -28%	↓ -31%	↓ -9%	↓ -8%	→ -3%	↓ -12%
	Pearung	↓ -11%	↓ -17%	↓ -15%	↓ -13%	↓ -15%	↓ -14%

Pays	Site	Régulation hydrique	Conservation des sols	Biodiversité	Qualité de l'air et climat	Valeur totale des services écosystémiques	Valeur totale du paysage (moyens d'existence et services écosystémiques)
Chine	Manlin	↓ -39%	↓ -52%	↓ -42%	↓ -24%	↓ -40%	→ -5%
	Mansai	→ 2%	↑ 33%	↓ -189%	↑ 35%	↑ 10%	↑ 18%
Laos	Sakok	↑ 44%	↑ 39%	↑ 39%	↑ 44%	↑ 42%	↑ 24%
	Samsom	↑ 17%	→ 7%	↑ 12%	↑ 26%	↑ 14%	→ -7%
Vietnam	Diem	↓ -40%	↓ -49%	↓ -44%	↓ -44%	↓ -43%	↓ -52%
	Moi	↓ -35%	↓ -21%	→ 1%	↓ -36%	↓ -24%	↓ -17%
Indonésie	Batumajang	→ -1%	→ 0%	→ -2%	→ -2%	→ -1%	→ -6%
	Pearung	↓ -20%	↓ -18%	↓ -19%	↓ -15%	↓ -19%	↓ -16%

NB : Les calculs sont basés sur les valeurs perçues des moyens d'existence et des services écosystémiques associés à différents types d'usage des terres et au pourcentage de changement entre 2000 et 2012 obtenu grâce à la cartographie participative. La valeur totale sur l'ensemble du paysage est calculée en pondérant les surfaces des différents types d'usage des terres par les valeurs perçues issues du vote distributif (Sheil et Liswanti, 2006). Les flèches rouges indiquent une tendance à la baisse, vertes à la hausse et orange une stabilité sur la période considérée.

mécanismes REDD+. En particulier, le montant des crédits carbone était insuffisant pour être incitatif dans des contextes où la surface agricole occupait l'essentiel de l'espace villageois et où la forêt naturelle avait été remplacée par les plantations d'hévéa (Chine) ou des concessions forestières, mines ou plantations de palmier à huile (Indonésie). Au Laos et au Vietnam, les populations locales étant exclues de la gestion de larges surfaces forestières classées en zone de parc national, elles ne pouvaient plus bénéficier de crédits carbone du fait de la sortie des forêts naturelles de leur juridiction.

Dans tous les cas, un projet REDD+ initié en 2012 se serait traduit par une réduction des revenus villageois (Tab. 1), qu'il aurait été extrêmement difficile de compenser par la seule utilisation de crédits carbone, étant donné la biomasse forestière généralement limitée, les coûts d'opportunité élevés des cultures alternatives en Chine et en Indonésie, et l'absence d'additionnalité dans les cas du Laos et du Vietnam où des politiques de protection des forêts avaient déjà été appliquées. En bref, les fenêtres d'opportunité pour des mécanismes REDD+ se sont fermées très rapidement sous l'effet combiné de l'expansion des cultures de rente au détriment des forêts secondaires et de la mise en défens des forêts préservées, sous l'autorité des Etats (classées réserves naturelles) dans les années 2000. De plus, les nombreux problèmes de gouvernance liés à la technocratisation de la mise en œuvre (Angelsen *et al.*, 2019 ; Ramcilovic-Suominen et Nathan, 2020 ; Vongvisouk *et al.*, 2016) et les coûts de transaction élevés des programmes REDD+, qui s'ajoutent à des coûts d'opportunité déjà considérables (Lestrelin *et al.*, 2019), ont mis à mal les perspectives de PSE REDD+ sur nos terrains d'études.

4 Discussion

4.1 Implication des populations locales dans l'évaluation des services écosystémiques

Les évaluations ex-ante des projets de PSE ont été possibles grâce à la traduction locale des différents services écosystémiques d'approvisionnement, de régulation, etc. et à leur évaluation participative engageant différents groupes d'acteurs. Notre étude a montré l'utilité des services écosystémiques pour évaluer des transformations paysagères à travers de multiples perspectives : sociales, économiques, culturelles, environnementales, etc. (Danielsen *et al.*, 2013) ont montré que les acteurs locaux sont à même de mesurer et de comparer les caractéristiques de différents environnements forestiers en termes de séquestration de carbone. Nous montrons ici qu'il en est de même pour d'autres services écosystémiques, dont l'évolution au cours du temps a pu être comparée selon différents scénarios. L'implication des acteurs dans des approches délibératives permet de faire émerger des consensus autour des préférences des populations locales en termes de trajectoires agraires et de définir les scénarios désirables de leur point de vue (Barnaud et Antona, 2014). Bien que les consensus obtenus lors de tels ateliers ne résistent généralement pas au passage à l'action collective, ils ont tout de même montré que la transition agraire avait privilégié les services d'approvisionnement au détriment des services de régulation et que les acteurs locaux étaient bien conscients des déséquilibres écosystémiques engendrés par ces transformations.

4.2 Les fenêtres d'opportunité REDD+ se sont refermées dans les années 2000

Les résultats présentés dans le [tableau 1](#) montrent que des initiatives REDD+ auraient eu une influence très limitée sur les changements d'usage des terres dans les années 2010, notamment dans le cas de la Chine où les paysages villageois étaient déjà largement convertis aux cultures de rente pérennes. Au Laos, les restrictions d'accès aux espaces forestiers, imposées de longue date par le pouvoir politique, avaient déjà joué le rôle environnemental d'un projet REDD+ (sans compensation pour les populations locales privées d'accès aux ressources forestières). Dans le cas du Vietnam, la fenêtre d'opportunité d'un hypothétique programme REDD+ s'est refermée dans les années 2000, comme le montre l'impact réduit sur le paysage d'un projet REDD+ en 2012 par rapport à 2000 ([Tab. 1](#)). Les politiques de développement rural des années 1990 et 2000 se sont, là aussi, organisées autour de la délimitation d'aires forestières protégées et de l'attribution individuelle de terres agricoles. Elles ont ainsi réduit la pertinence d'un projet REDD+, qui dépendrait de crédits carbone très limités en raison de la faible biomasse des couvertures forestières restant sous gestion des communautés locales ([Ankersen et al., 2015](#)).

Dans les villages indonésiens, les territoires villageois sont dix fois plus vastes que dans les autres villages situés en Asie du Sud-Est continentale, et les densités de population y sont beaucoup plus faibles. Les menaces de déforestation de la part des populations locales sont donc très faibles et ne justifient pas économiquement un programme REDD+ centré sur les populations forestières. Enfin, si les grandes entreprises impliquées dans l'extraction du bois ou les plantations d'hévéas et de palmiers à huile constituent effectivement les principaux moteurs de la déforestation dans ces zones, les coûts d'opportunité sont extrêmement élevés par rapport à la valeur des émissions carbone qui peuvent être évitées par un programme REDD+.

4.3 Une évolution nécessaire des mécanismes de PSE

Malgré les contraintes mentionnées ci-dessus, des initiatives PSE de type REDD+ ont déjà été mises en œuvre en Chine ([He, 2014](#)) et au Vietnam ([Clement et Amezaga, 2009](#)). Ces initiatives reposent clairement sur une combinaison de politiques nationales et d'adaptations locales. La priorité n'est plus à la compensation de coûts d'opportunités, irréaliste étant donné la faible valeur des crédits carbone sur le marché mondial, ni à la rétribution d'un service mesuré en volume de carbone séquestré ou de déforestation évitée, irréaliste du fait des contraintes organisationnelles, techniques et logistiques pour évaluer l'écart à des scénarios de référence dans des contextes de gouvernance faible ([Müller et al., 2014](#); [Vongvisouk et al., 2016](#); [Mertz et al., 2018](#)). La priorité est encore moins à la prise en compte des co-bénéfices attendus en termes de capacité d'adaptation au changement climatique, par exemple biodiversité, sécurité alimentaire et réduction de la pauvreté, qui rendrait l'équation REDD+ encore plus complexe ([Sills et al., 2014](#); [Pasgaard et al., 2016](#)).

Les approches juridictionnelles qui ont émergé ces dernières années ([Boyd et al., 2018](#); [Irawan et al., 2019](#)) offrent une alternative pragmatique en appuyant les

« bonnes pratiques », celles dont on peut attendre un impact positif sur les services écosystémiques sans engagement contraignant sur des performances ou des résultats difficilement mesurables. Les approches juridictionnelles reviennent donc à financer la REDD+ sur la base des moyens engagés pour fournir des services écosystémiques et non plus sur les impacts en termes de séquestration effective de carbone ou d'émission évitée par rapport à un scénario de référence. Dans ce contexte-là, les mécanismes de simulation participative sont utiles pour engager les populations locales et les autres acteurs de la REDD+ dans la co-conception de mécanismes locaux de mise en œuvre. L'approche présentée dans cet article pourrait aussi être utilisée pour évaluer l'impact potentiel de différentes pratiques selon les contextes locaux et les aspirations des différents groupes d'acteurs. Des simulations ex-ante des dynamiques de transformation des paysages permettraient d'identifier les leviers techniques et/ou organisationnels les mieux adaptés aux conditions locales.

5 Conclusion

Dans le contexte politique qui prévaut dans les pays post-socialistes tels que la Chine, le Laos et le Vietnam, il y a peu de chances qu'un processus ascendant ou des systèmes décentralisés de gestion des PSE soient mis en place de façon spontanée. Cependant, les populations locales déterminent dans une large mesure le succès de ces politiques et des mécanismes d'intervention qui leur sont associés. La méthode d'évaluation des services écosystémiques présentée dans cet article engage les communautés locales dans un processus collectif d'exploration de la pertinence des PSE, de leur impact local et de modes d'intervention alternatifs. Elle a montré, au travers d'une série d'expérimentations participatives, que les mécanismes REDD+ tels qu'ils avaient été conçus initialement, *i.e.* compensation de coûts d'opportunité associée à des changements d'usage des terres évitant la déforestation ou la dégradation forestière, arrivent trop tard pour inverser les changements agraires des années 2000 ([Müller et al., 2014](#); [Lestrelin et al., 2019](#)). Les coûts de transaction sont tellement élevés et la gouvernance des dispositifs PSE si complexe, que la forêt a presque entièrement disparu sous l'influence de l'expansion agricole avant que le dispositif n'ait pu être mis en place. Après plus de dix ans de projets préparatoires et d'études de faisabilité en tous genres ([Minang et al., 2014](#)), l'une des principales leçons tirées de cette étude est que l'évaluation de la faisabilité des mécanismes REDD+ va bien au-delà de l'étude de la compensation potentielle des coûts d'opportunité ([Lestrelin et al., 2019](#)). Si l'on considère uniquement les coûts d'opportunité, REDD+ ne serait réalisable que dans des zones très limitées d'Asie du Sud-Est et aurait donc très peu d'impact sur le changement climatique et, bien entendu, sur les autres services écosystémiques. Ajouter trop d'objectifs amène à perdre de vue l'intention initiale de réduction des émissions de CO₂ et à rendre la mise en œuvre des mécanismes REDD+ difficile sur le terrain ([Angelsen et al., 2019](#)). Des approches juridictionnelles ont été développées pour promouvoir la transition vers des paysages multifonctionnels, mais elles sont confrontées aux mêmes contraintes technocratiques de mise en œuvre que les projets REDD+ de première génération. Finalement, en perdant sa spécificité liée au service

écosystémique carbone, le programme REDD+ s'est éloigné de ses ambitions initiales pour devenir un instrument supplémentaire de développement durable.

Remerciements. Les auteurs tiennent à remercier Thouthone Vongvisouk (Faculty of Forest Sciences, National University of Laos, Vientiane), Nguyen Dinh Tien (Faculty of Development Economics, Vietnam National University, Hanoi), Janudianto (World Agroforestry Centre ICRAF, Bogor), Qiaohong Li (Kunming Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Kunming) pour leur accompagnement et leur appui décisif durant les activités de terrain. Nous tenons aussi à exprimer notre profonde gratitude à Ole Mertz (Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Copenhagen), qui a assuré la coordination du projet de recherche intitulé « Impacts of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation and Enhancing Carbon Stocks (I-REDD+) », d'où sont issus les résultats de terrain présentés dans cet article. I-REDD+ était financé par la Commission européenne (Grant no. 265286).

Références

- Angelsen A, Martius C, De Sy V, Duchelle AE, Larson AM, Pham TT (ed). 2019. REDD+ : la transformation. Enseignements et nouvelles directions. Bogor, Indonésie : CIFOR, 303 p. DOI: [10.17528/cifor/007447](https://doi.org/10.17528/cifor/007447).
- Ankersen J, Mertz O, Fensholt R, Castella JC, Lestrelin G, Nguyen TD *et al.* 2015. Vietnam's forest transition in retrospect: demonstrating weaknesses in business-as-usual scenarios for REDD+. *Environmental Management* 55(5): 1080–1092. DOI: [10.1007/s00267-015-0443-y](https://doi.org/10.1007/s00267-015-0443-y).
- Barbier EB, Tesfaw AT. 2012. Can REDD+ Save the Forest? The Role of Payments and Tenure. *Forests* 3(4): 881–995. DOI: [10.3390/f3040881](https://doi.org/10.3390/f3040881).
- Barnaud C, Antona M. 2014. Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56: 113–123. DOI: [10.1016/j.geoforum.2014.07.003](https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003).
- Bourgoin J, Castella JC, Pullar D, Lestrelin G, Bouahom B. 2012. Toward a land zoning negotiation support platform: “Tips and tricks” for participatory land use planning in Laos. *Landscape and Urban Planning* 104: 270–278. DOI: [10.1016/j.landurbplan.2011.11.008](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.008).
- Bourgoin J, Castella JC, Hett C, Lestrelin G, Heinimann A. 2013. Engaging local communities in low emissions land use planning: a case study in Laos. *Ecology and Society* 18(2): 9. DOI: [10.5751/ES-05362-180209](https://doi.org/10.5751/ES-05362-180209).
- Boyd W, Stickler C, Duchelle AE, Seymour F, Nepstad D, Bahar NHA *et al.* 2018. Jurisdictional Approaches to REDD+ and Low Emissions Development: Progress and Prospects. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute, 14 p. wri.org/ending-tropicaldeforestation.
- Brofeldt S, Theilade I, Burgess ND, Danielsen F, Poulsen MK, Adrian T *et al.* 2014. Community Monitoring of Carbon Stocks for REDD+: Does Accuracy and Cost Change over Time? *Forests* 5 (8): 1834–1854. DOI: [10.3390/f5081834](https://doi.org/10.3390/f5081834).
- Bruun TB, Berry N, de Neergaard A, Xaphokahme P, McNicol I, Ryan CM. 2018. Long rotation swidden systems maintain higher carbon stocks than rubber plantations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256: 239–249. DOI: [10.1016/j.agee.2017.09.010](https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.010).
- Castella JC, Lestrelin G, Hett C, Bourgoin J, Fitriana YR, Heinimann A *et al.* 2013. Effects of landscape segregation on livelihood vulnerability: Moving from extensive shifting cultivation to rotational agriculture and natural forests in northern Laos. *Human Ecology* 41(1): 63–76. DOI: [10.1007/s10745-012-9538-8](https://doi.org/10.1007/s10745-012-9538-8).
- Castella JC, Bourgoin J, Lestrelin G, Bouahom B. 2014. A model of the science–practice–policy interface in participatory land-use planning: lessons from Laos. *Landscape Ecology* 29(6): 1095–1107. DOI: [10.1007/s10980-014-0043-x](https://doi.org/10.1007/s10980-014-0043-x).
- Cerbu G, Minang P, Swallow B, Meadu V. 2009. Global survey of REDD projects: What implications for global climate objectives? ASB Policy Brief 12. Nairobi: ASB Partnership for the Tropical Forest Margins, 4 p. www.asb.cgiar.org/PDFwebdocs/ASBPB12.pdf.
- Chen H, Yi ZF, Schmidt-Vogt D, Ahrends A, Beckschäfer P, Klein C *et al.* 2016. Pushing the limits: The pattern and dynamics of rubber monoculture expansion in Xishuangbanna, SW China. *PLoS ONE* 11: e0150062. DOI: [10.1371/journal.pone.0150062](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150062).
- Chhatre A, Agrawal A. 2009. Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(42): 17667–17670. DOI: [10.1073/pnas.0905308106](https://doi.org/10.1073/pnas.0905308106).
- Clement F, Amezcaga JM. 2009. Afforestation and forestry land allocation in northern Vietnam: Analysing the gap between policy intentions and outcomes. *Land Use Policy* 26(2): 458–470. DOI: [10.1016/j.landusepol.2008.06.003](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.06.003).
- Cramb RA, Colfer CJP, Dressler W, Laungaramsri P, Trung LQ, Mulyoutami E *et al.* 2009. Swidden Transformations and Rural Livelihoods in Southeast Asia. *Human Ecology* 37: 323–346. DOI: [10.1007/s10745-009-9241-6](https://doi.org/10.1007/s10745-009-9241-6).
- Danielsen F, Adrian T, Brofeldt S, van Noordwijk M, Poulsen MK, Rahayu S *et al.* 2013. Community monitoring for REDD+: international promises and field realities. *Ecology and Society* 18 (3): 41. DOI: [10.5751/ES-05464-180341](https://doi.org/10.5751/ES-05464-180341).
- Fox J, Castella JC, Ziegler AD. 2014. Swidden, rubber and carbon: Can REDD+ work for people and the environment in Montane Mainland Southeast Asia? *Global Environmental Change* 29: 318–326. DOI: [10.1016/j.gloenvcha.2013.05.011](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.011).
- Grainger A, Boucher DH, Frumhoff PC, Laurance WF, Lovejoy T, McNeely J *et al.* 2009. Biodiversity and REDD at Copenhagen. *Current Biology* 19: 974–976. DOI: [10.1016/j.cub.2009.10.001](https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.10.001).
- He J. 2014. Governing forest restoration: Local case studies of sloping land conversion program in Southwest China. *Forest Policy and Economics* 46: 30–38. DOI: [10.1016/j.forpol.2014.05.004](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.05.004).
- Irawan S, Widiastomo T, Tacconi L, Watts JD, Steni B. 2019. Exploring the design of jurisdictional REDD+: The case of Central Kalimantan, Indonesia. *Forest Policy and Economics* 108: 101853. DOI: [10.1016/j.forpol.2018.12.009](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.12.009).
- Jindal R, Swallow B, Kerr J. 2008. Forestry-based carbon sequestration projects in Africa: Potential benefits and challenges. *Natural Resources Forum* 32: 116–130. DOI: [10.1111/j.1477-8947.2008.00176.x](https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2008.00176.x).
- Leggett M, Lovell H. 2012. Community perceptions of REDD+: a case study from Papua New Guinea. *Climate Policy* 12(1): 115–124. DOI: [10.1080/14693062.2011.579317](https://doi.org/10.1080/14693062.2011.579317).
- Lestrelin G, Trockenbrodt M, Phanvilay K, Thongmanivong S, Vongvisouk T, Pham TT *et al.* 2013. The context of REDD+ in the Lao People's Democratic Republic: Drivers, agents and institutions. Occasional Paper 92. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Lestrelin G, Castella JC, Li Q, Vongvisouk T, Nguyen DT, Mertz O. 2019. A nested land uses–landscapes–livelihoods approach to

- assess the real costs of land-use transitions: Insights from southeast Asia. *Land* 8(1): 11. DOI: [10.3390/land8010011](https://doi.org/10.3390/land8010011).
- Matthews R, Van Noordwijk M. 2014. From euphoria to reality on efforts to reduce emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 19: 615–620. DOI: [10.1007/s11027-014-9577-0](https://doi.org/10.1007/s11027-014-9577-0).
- Mertz O. 2009. Trends in shifting cultivation and the REDD mechanism. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1: 156–160. DOI: [10.1016/j.cosust.2009.10.002](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.002).
- Mertz O, Padoch C, Fox J, Cramb RA, Leisz SJ, Nguyen TL *et al.* 2009. Swidden change in Southeast Asia: understanding causes and consequences. *Human Ecology* 37: 259–264. DOI: [10.1007/s10745-009-9245-2](https://doi.org/10.1007/s10745-009-9245-2).
- Mertz O, Grogan K, Pflugmacher D, Lestrelin G, Castella JC, Vongvisouk T *et al.* 2018. Uncertainty in establishing forest reference levels and predicting future forest-based carbon stocks for REDD+. *Journal of Land Use Science* 13: 1–15. DOI: [10.1080/1747423X.2017.1410242](https://doi.org/10.1080/1747423X.2017.1410242).
- Minang PA, Van Noordwijk M, Duguma LA, Alemagi D, Do TH, Bernard F *et al.* 2014. REDD+ Readiness progress across countries: time for reconsideration. *Climate Policy* 14(6): 685–708. DOI: [10.1080/14693062.2014.905822](https://doi.org/10.1080/14693062.2014.905822).
- Müller D, Sun Z, Vongvisouk T, Pflugmacher D, Xu J, Mertz O. 2014. Regime shifts limit the predictability of land-system change. *Global Environmental Change* 28: 75–83. DOI: [10.1016/j.gloenvcha.2014.06.003](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.003).
- Pasgaard M, Sun Z, Müller D, Mertz O. 2016. Challenges and opportunities for REDD+: A reality check from perspectives of effectiveness, efficiency and equity. *Environmental Science & Policy* 63: 161–169. DOI: [10.1016/j.envsci.2016.05.021](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.021).
- Pham TT, Castella JC, Lestrelin G, Mertz O, Le D, Moeliono M *et al.* 2015. Adapting Free, Prior, and Informed Consent (FPIC) to Local Contexts in REDD+: Lessons from Three Experiments in Vietnam. *Forests* 6: 2405–2423. DOI: [10.3390/f6072405](https://doi.org/10.3390/f6072405).
- Pham TT, Hoang TL, Nguyen DT, Dao TLC, Ngo HC, Pham VH. 2019. The context of REDD+ in Vietnam: Drivers, agents and institutions (2nd edition). Occasional Paper 196. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Ramcilovic-Suominen S, Nathan I. 2020. REDD+ policy translation and storylines in Laos. *Journal of Political Ecology* 27(1): 1–20. DOI: [10.2458/V27I1.23188](https://doi.org/10.2458/V27I1.23188).
- Schmidt-Vogt D, Leisz S, Mertz O, Heinimann A, Thiha T, Messerli P *et al.* 2009. An assessment of trends in the extent of swidden in Southeast Asia. *Human Ecology* 37: 269–280. DOI: [10.1007/s10745-009-9239-0](https://doi.org/10.1007/s10745-009-9239-0).
- Sheil D, Liswanti N. 2006. Scoring the importance of tropical forest landscapes with local people: patterns and insights. *Environmental Management* 38: 126–136. DOI: [10.1007/s00267-005-0092-7](https://doi.org/10.1007/s00267-005-0092-7).
- Sills EO, Atmadja SS, de Sassi C, Duchelle AE, Kweka DL, Resosudarmo IAP *et al.* 2014. REDD+ on the ground. A casebook of subnational initiatives across the globe. Bogor, Indonesia: CIFOR, 505 p.
- Vongvisouk T, Lestrelin G, Castella JC, Mertz M, Brandt Broegaard R, Thongmanivong S. 2016. REDD+ on hold: Lessons from an emerging institutional setup in Laos. *Asia Pacific Viewpoint* 57(3): 393–405. DOI: [10.1111/apv.12134](https://doi.org/10.1111/apv.12134).
- Wunder S, Wertz-Kanounnikoff S. 2009. Payments for Ecosystem Services: A New Way of Conserving Biodiversity in Forests. *Journal of Sustainable Forestry* 28: 576–596. DOI: [10.1080/10549810902905669](https://doi.org/10.1080/10549810902905669).
- Wunder S, Engel S, Pagiola S. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65: 834–852. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2008.03.010](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010).

Citation de l'article : Castella J-C, Lestrelin G. 2021. Explorer l'impact environnemental des transformations agraires en Asie du Sud-Est grâce à l'évaluation participative des services écosystémiques. *Cah. Agric.* 30: 3.

Païement pour services environnementaux (PSE) et motivations des usagers des terres d'un bassin versant. Cas de l'hydroélectricité à Tolongoina, Madagascar

Fano Andriamahefazafy^{1,*}, Albert Rakotonirina² et Georges Serpantié³

¹ C3ED-M, Mention Economie, Université d'Antananarivo, BP 905, Antananarivo, Madagascar

² GRET, Lot II A 119 S Soavimbahoaka, 101 Antananarivo, Madagascar

³ Institut de recherche pour le développement (IRD), UMR GRED (UPVM-IRD), BP 182, Ouagadougou, Burkina Faso

Résumé – Un dispositif de paiement pour services environnementaux (PSE) s'appuie sur l'incitation économique directe pour influencer les comportements pro-environnementaux. Nous nous intéressons dans cet article aux facteurs explicatifs des attitudes des usagers des sols impliqués dans un PSE de bassin versant lié à l'hydro-électrification rurale à Madagascar. En effet, malgré des compensations prévisionnelles et effectives largement inférieures aux coûts d'opportunité induits par des restrictions de pratiques agricoles, ainsi que des dysfonctionnements institutionnels en leur défaveur, ces usagers des sols ont signé un contrat PSE de trois ans en 2013 et respecté leurs engagements écologiques et agricoles durant cette période. À travers une approche qualitative, nous montrons que l'interaction entre motivations intrinsèque et extrinsèque liées à l'espérance de meilleures opportunités à venir, aux bénéfices non monétaires et à des considérations sociales et foncières, a comblé la faiblesse de l'incitation économique directe.

Mots clés : Paiement pour services environnementaux (PSE) / incitations / Madagascar / coûts d'opportunité / énergie hydroélectrique

Abstract – **Payment for environmental services (PES) and watershed land user motivations. Case of hydroelectricity in Tolongoina, Madagascar.** A payment for environmental services (PES) scheme is based on direct economic incentives to influence pro-environmental behavior. This paper focuses on the factors explaining the attitudes of land users involved in a watershed PES linked to rural hydro-electrification in Madagascar. Indeed, in spite of planned and actual compensations well below the opportunity costs induced by restrictions of agricultural practices, as well as institutional dysfunctions to their disadvantage, these land users signed a three-year PES contract in 2013 and respected their ecological and agricultural commitments during this period. Through a qualitative approach, we show that the interaction between intrinsic and extrinsic motivations related to the expectation of better future opportunities, non-monetary benefits, and social and land considerations, have made up for the weakness of direct economic incentives.

Keywords: Payments for environmental services (PES) / incentives / Madagascar / opportunity costs / hydroelectric power

1 Introduction

Si les « services écosystémiques » ou « services écologiques » sont considérés comme les services rendus aux hommes par les écosystèmes, les « services environnementaux »

renvoient à une approche en termes d'externalités positives entre acteurs économiques (Méral, 2012) : des attitudes bénéfiques pour l'environnement profitent à d'autres entités qui vont bénéficier de la disponibilité de « services écosystémiques ».

La non-prise en compte des externalités positives est une des explications des comportements dégradant l'environnement et de la rareté des actions de protection de ce dernier. Apparus au début des années 2000, les dispositifs de Paiement

*Auteur de correspondance :
fano.andriamahefazafy@gmail.com

pour services environnementaux (PSE) visent précisément à compenser cette absence par l'internalisation de ces externalités (Karsenty, 2019). Ils introduisent un lien direct, d'un côté, entre le versement d'une contribution de la part des entités qui bénéficient de ces externalités (« bénéficiaires » de services environnementaux), et de l'autre, un respect des engagements par les entités qui acceptent, collectivement ou individuellement, d'adopter ou de maintenir des pratiques favorables à l'environnement (« fournisseurs » de services environnementaux).

S'appuyant sur ce schéma théorique, une des définitions de référence considère un dispositif de PSE comme « *une transaction volontaire où un service environnemental bien défini, ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce service environnemental, est « acheté » par (au moins) un client de service environnemental à (au moins) un fournisseur, si et seulement si le fournisseur de service environnemental assure la fourniture ininterrompue de ce service (conditionnalité)* » (Wunder, 2005). Toutefois, l'évolution des PSE dans le monde depuis vingt ans montre une multitude de dispositifs s'écartant plus ou moins de la considération théorique initiale (Shapiro-Garza *et al.*, 2020), ainsi qu'une diversification des définitions, notamment celles basées sur la prise en compte de la diversité des contextes et des arrangements institutionnels (Froger *et al.*, 2016).

Leur caractère basé sur l'incitation économique distingue les PSE des dispositifs de gestion communautaire, tandis que l'aspect direct les distingue d'autres dispositifs indirects tels que les projets de conservation et de développement intégrés (PCDI) (Ferraro et Kiss, 2002). L'incitation économique issue des contributions des bénéficiaires de services environnementaux est considérée comme une compensation des coûts directs (liés à des activités à entreprendre) et/ou indirects (renoncement à des revenus courants ou potentiels, ou « coûts d'opportunité ») engendrés par l'adoption de comportements favorables par les fournisseurs de services environnementaux. Pour être justifié économiquement et être une vraie source de motivation pour les entités concernées, le montant du PSE devrait dépasser les coûts supportés par les fournisseurs de services environnementaux, et être inférieur aux coûts potentiels que les bénéficiaires de services environnementaux ont à subir en l'absence de comportement adapté (Wunder, 2005).

À Madagascar, les dispositifs de PSE ont commencé à rejoindre l'arsenal des outils de gestion de l'environnement à la fin de la première décennie des années 2000 (Bidaud *et al.*, 2013). C'est le cas d'un dispositif pionnier de PSE que l'Organisation non gouvernementale française GRET a initié en 2009 sur un des sites du projet d'hydro-électrification rurale dénommé RHYVIÈRE I (2007–2015), financé principalement par l'Union européenne (Toillier, 2009). Il s'agit du bassin-versant en partie forestier d'Andasy, de la commune rurale de Tolongoïna, située en lisière de l'aire protégée du corridor forestier reliant les parcs nationaux de Ranomafana et Andringitra, sur la « falaise » de la côte est de Madagascar. Il s'étend sur 630 hectares, avec une partie agricole de 100 hectares cultivée par une trentaine de ménages. Si les villages riverains du bassin-versant sont peuplés principalement par des autochtones issus de l'ethnie Tanala, les ménages usagers du bassin-versant sont des descendants de migrants de l'ethnie Betsileo (Fig. 1).

Les activités agricoles menées à proximité du futur barrage alimentant la microcentrale étaient perçues par le projet et la mairie de Tolongoïna comme menaçant la ressource en eau en termes de qualité (transports solides) et de quantité (niveau d'étiage). Dès 2007, en vue de faciliter la mise en place de ce projet d'électrification, un arrêté communal anti-feu a été mis en place dans le bassin-versant en vue de préserver son couvert végétal. Or, les règles n'ont été que partiellement suivies et des opérations de défriche-brûlis sur de la forêt mature ont même été constatées, entraînant les sanctions prévues à l'encontre des auteurs. Le contexte de l'époque était alors marqué par de vives tensions dans l'application de cet arrêté.

Comme le financement de l'Union européenne ne prévoyait pas de volet PSE, sa mise en place s'est faite à l'initiative du GRET. Pour ce dernier, le PSE était censé calmer les tensions, en accompagnant les ménages usagers de la terre en amont dans l'adoption et le respect de certaines pratiques prévues dans un schéma d'aménagement co-défini entre 2009 et 2012 (pas de travail de sol sur les fortes pentes ou près des ruisseaux, modes de cultures antiérosifs, arrêt des feux et des nouveaux défrichements) (Serpantié *et al.*, à paraître). En contrepartie de leurs efforts, ces usagers de la terre, considérés comme des fournisseurs de services environnementaux, devaient recevoir des compensations sous forme d'appuis en agroforesterie, techniques antiérosives et micro-projets à leur initiative (petit élevage, matériel végétal...). Ces compensations devaient avoir une valeur équivalente au moins aux coûts d'opportunité correspondant à la « restriction d'usage » induite par l'arrêté communal.

Dans une démarche participative avec les acteurs concernés, il a été décidé que les compensations seraient financées par des bénéficiaires du service environnemental : l'exploitant de la centrale et les usagers de l'électricité (les ménages abonnés et la mairie de Tolongoïna).

La conception et la mise en œuvre de ce dispositif ont connu des dysfonctionnements au détriment des fournisseurs de services environnementaux (faible niveau de contributions prévisionnelles de la part des bénéficiaires, contributions effectives réduites de moitié, arrêt des appuis après une seule dotation, tension dans la gouvernance du dispositif). Malgré ces défaillances, les fournisseurs de services environnementaux, regroupés au sein d'une association dénommée TAMIS, ont tout de même signé un contrat collectif et respecté les règles établies pendant les trois années du contrat. Il s'agit du premier contrat de PSE hydroélectricité signé à Madagascar (en vigueur de septembre 2013 à septembre 2016). Cet engagement des usagers des terres du bassin versant interpelle et nous amène à nous poser la question de leurs motivations dans ce PSE.

Les aspects relatifs à la motivation des fournisseurs de services environnementaux sont abordés de différentes manières dans la littérature des PSE et à travers des cas variés dans le monde (Bremer *et al.*, 2014 ; Lapeyre *et al.*, 2016 ; Rode *et al.*, 2015). Ces recherches mettent en avant le fait que, dans certains cas, l'incitation économique apportée par un dispositif de PSE n'est pas le seul facteur d'explication de la motivation des fournisseurs de services environnementaux. Des considérations extra-économiques peuvent compléter ou se substituer à la dimension économique. L'objectif de cet article est de tirer des enseignements à partir d'un cas observé à Madagascar et d'enrichir la connaissance sur la

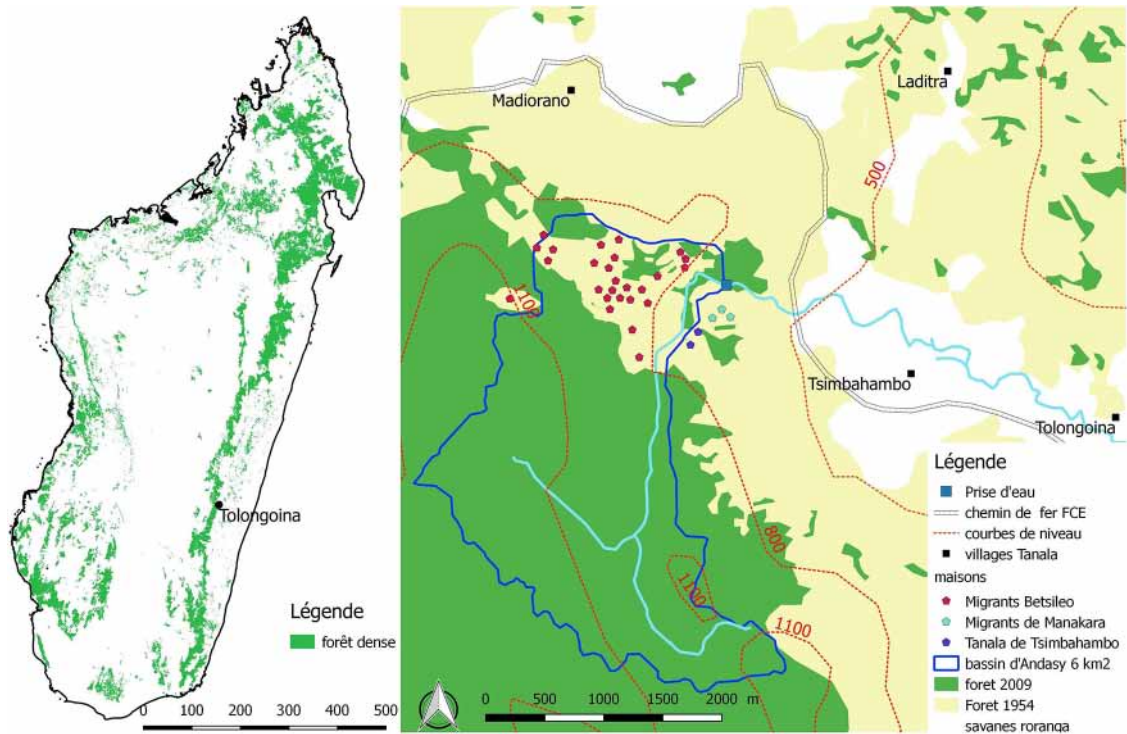


Fig. 1. Evolution de la couverture forestière du bassin versant d'Andasy Tolongoina (source : auteurs et [Toillier, 2009](#)).

Fig. 1. Evolution of forest cover in the Tolongoina watershed.

question des motivations des fournisseurs de services environnementaux par rapport au PSE.

2 Cadre d'analyse et méthodologie

Le processus de mise en place du PSE s'appuyait sur une recherche-action dans le cadre d'un partenariat entre le GRET et un programme de recherche sur les services environnementaux, dénommé ANR SERENA, porté par une équipe pluridisciplinaire de l'Institut de recherche pour le développement (IRD), du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) et de l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA), en partenariat à Madagascar avec le Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement à Madagascar (C3ED-M). Les co-auteurs de cet article sont impliqués dans ce partenariat.

Si les travaux traitant des motivations autour des PSE mobilisent davantage des approches quantitatives, nous privilégions dans cet article une approche qualitative qui repose sur un croisement de regards entre trois cadres d'analyse: une analyse institutionnelle du dispositif, une analyse socio-économique de la population agricole et une approche agronomique et écologique du système de pratiques agricoles.

L'analyse institutionnelle exploite un matériau varié: des rapports de stage, des notes de réunion, le *focus group* de l'évaluation de fin de contrat et les observations directes des trois co-auteurs. Les analyses socio-économiques et agronomiques s'appuient sur des enquêtes et des évaluations en début

de processus (2009) et en fin de contrat (2016), menées ou encadrées par les co-auteurs ([Moyen, 2010](#); [Rakotoarisoa et al., 2016](#); [Ratianaarijaona et al., 2016](#); [Andriamahefazafy et al., 2017](#)). La méthode employée pour l'évaluation des impacts écologiques observés pendant la période du contrat écologique consistait en une cartographie au sol (2009) et une cartographie sur image satellite à haute résolution (2015) validée par des observations au sol en 2016 ([Rakotoarisoa et al., 2016](#)). Une nouvelle cartographie satellitaire de l'occupation du sol en 2019 a été réalisée par les auteurs à partir d'une image *Google Earth*.

3 Engagement des fournisseurs de services environnementaux dans le dispositif de PSE : entre résignation et adaptation

Nous allons revenir sur le processus de mise en place et sur la phase de mise en œuvre du contrat de PSE, en vue de cerner l'évolution des attitudes des fournisseurs de services environnementaux.

3.1 Faible contribution des payeurs mais consentement à s'engager des fournisseurs

La mise en place du PSE par le GRET s'est faite en trois étapes principales entre 2009 et 2013 ([Fig. 2](#)).

La première étape a consisté à quantifier et finalement à s'accorder sur les effets comparés de l'agriculture et de la forêt sur le débit d'étiage et la qualité de l'eau ([Moyen, 2010](#); [Roche, 2011](#); [Serpantié et al., à paraître](#)).

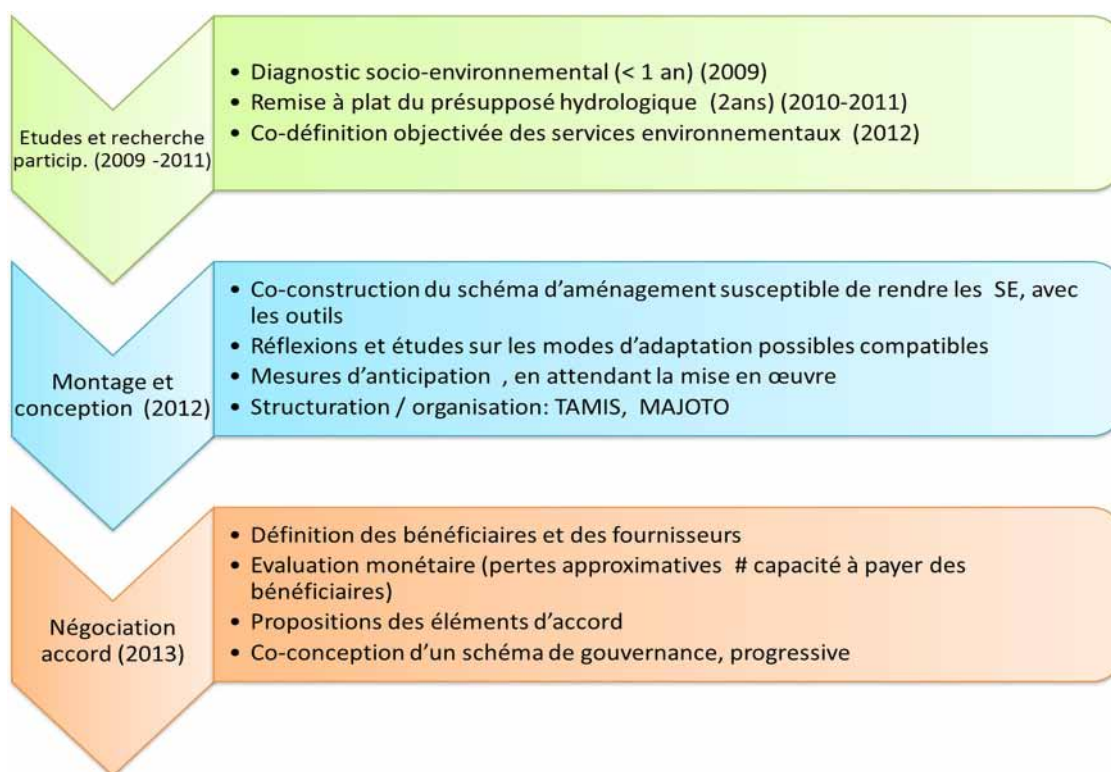


Fig. 2. Les étapes de la mise en place du dispositif PSE (Rakotonirina, 2018).

Fig. 2. The stages of the PES implementation.

La deuxième étape a permis, à travers un processus participatif, de définir les services attendus et d'élaborer un plan d'aménagement précisant les pratiques ou activités à modifier et/ou à encourager, pour une production durable d'hydroélectricité (Serpantié *et al.*, à paraître). Afin d'apporter une compensation aux fournisseurs de services environnementaux, qui ne sont pas parmi les bénéficiaires de l'électrification, le GRET a effectué en 2011 une estimation sommaire des manques à gagner liés aux restrictions sur trois principales cultures vivrières annuelles (riz, manioc et haricot) prévues dans le plan d'aménagement. La culture de riz pluvial (l'alimentation de base) et du haricot (source de revenu secondaire après les bananes) se font toujours avec brûlis, tandis que la culture du manioc se fait avec travail du sol, et, sur les pentes fortes, avec un labour localisé au moment de la plantation, un travail superficiel du sol lors du sarclage, et un travail profond localisé lors de la récolte. Ces cultures devaient soit se faire sans utilisation du feu, soit être abandonnées à partir du lancement du projet d'électrification. Pour les 30 ménages concernés, l'estimation effectuée par le GRET était de 4100 €/an (soit une moyenne de 137 €/an/ménage) (Rakotonirina, 2018). Il s'agit des revenus agricoles de ces cultures pour le ménage, calculés à partir des produits bruts moins les charges et consommations intermédiaires (semences, main-d'œuvre, amortissement des petits outils de travail). Comme l'ensemble de la production est concerné par les règles d'interdiction, le calcul ne distingue pas entre part auto-consommée et part commercialisée. Par ailleurs, il est à remarquer que l'estimation du GRET s'est basée sur une surface moyenne des parcelles de chaque culture dans le bassin

versant et n'est pas entrée dans le détail du revenu total de l'exploitation des ménages.

Dans la troisième étape, afin que le dispositif de PSE puisse générer le montant estimé, différentes réunions ont eu lieu en 2012 et 2013 pour identifier les bénéficiaires à impliquer et les convaincre de contribuer financièrement. Contrairement aux PSE hydroélectricité en général, où le principal payeur est l'entreprise exploitante de l'électricité (ici, il s'agit de la société SM3E), ce PSE se distingue par l'implication de deux autres entités, à savoir la mairie de la commune rurale de Tolongoïna (maître d'ouvrage) et les futurs abonnés de l'électricité (regroupés au sein de l'association MAJOTO).

La modalité de contribution des futurs abonnés a consisté en un prélèvement proportionnel au montant de la facture par compteur, donc variable puisque dépendant du nombre d'abonnés et de leur niveau de consommation. Le taux de 2,5 % a été retenu et validé par consensus par l'ensemble des futurs abonnés. La contribution est estimée à 28 €/mois à raison d'une projection de consommation moyenne estimée à 30 kWh/mois pour 450 abonnés.

Malgré la précarité financière des communes rurales à Madagascar, la mairie de Tolongoïna a également accepté de contribuer à hauteur de 20 €/mois.

Quant à l'entreprise SM3E, si l'ancienne direction avait refusé en 2012 le principe de contribution au PSE, arguant des charges importantes, une nouvelle direction a finalement consenti en 2013, sans se référer à un calcul préalable des coûts qu'elle aurait à subir sans PSE, à contribuer mensuellement à hauteur de 25 €/mois.

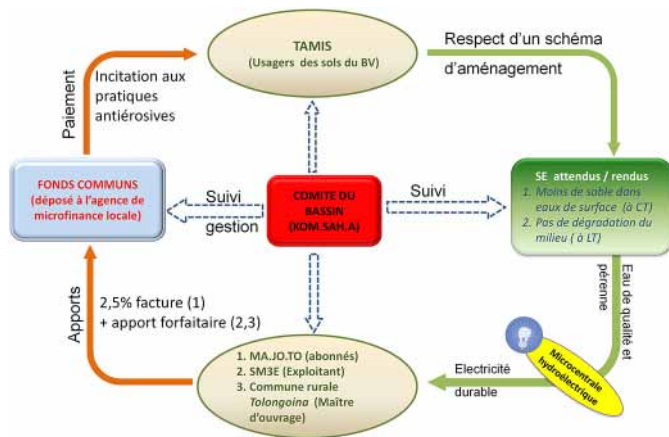


Fig. 3. Schéma du PSE de Tolongoïna (Rakotonirina, 2018).

Fig. 3. Tolongoïna PES scheme.

Le montant annuel des trois contributions, presque équivalentes, de la part des bénéficiaires de services environnementaux est de 1100 €/an, largement inférieur à la somme de 4100 €/an issue du calcul des coûts d'opportunité. Bien qu'un tel écart aurait dû rendre la signature du contrat PSE improbable, les fournisseurs de services environnementaux ont tout de même consenti à s'engager.

Le *design* du dispositif est conforme au cadre logique des PSE en général, avec un schéma que nous pouvons qualifier de « mécanique » (Fig. 3). Une plateforme d'acteurs, formée par des représentants de chaque entité concernée, assure la gouvernance du dispositif. Cette structure, dénommée KOMSAHA (Comité du bassin versant), est censée assurer la supervision de la collecte des contributions provenant des bénéficiaires et la gestion du fonds PSE par rapport aux demandes formulées par l'Association TAMIS. Elle doit également mener des contrôles sur le respect du plan d'aménagement. Les contributions et les retraits se font auprès de la seule institution financière de la localité, une agence de microfinance, mais qui n'est pas signataire du contrat.

3.2 Dysfonctionnement du paiement mais respect du cahier des charges « fournisseurs »

3.2.1 Des dérives dans la mise en œuvre du contrat...

Le fonctionnement du PSE prévoit que l'association TAMIS devra compiler les demandes d'appui provenant des ménages usagers des sols et formuler trimestriellement une demande de financement d'un microprojet collectif dans le domaine agricole ou de l'élevage auprès de KOMSAHA. Toutefois, une rupture des engagements des bénéficiaires des services environnementaux et une défaillance institutionnelle ont remis en cause cette modalité de fonctionnement.

Tout d'abord, le montant collecté représente moins de 40 % du montant initialement prévu dans le contrat (Tab. 1). Cet écart est dû notamment à la diminution, dès les premiers mois du contrat, des contributions de l'entreprise SM3E et de la mairie. Ces deux entités ont même arrêté de contribuer dès la deuxième année. De plus, les contributions des ménages abonnés n'ont pas atteint le niveau escompté. Si le prélèvement

de 2,5 % par facture a permis de disposer d'une contribution systématique et régulière, le niveau de consommation et le nombre des abonnés, avec seulement 250 ménages au lieu des 450 prévus, ont été en deçà des prévisions.

Ensuite, une grande partie du fonds PSE constitué s'est volatilisée à cause de la faillite du réseau régional de l'agence de microfinance au cours de l'année 2014. Bien qu'étant un événement exogène au dispositif de PSE, cette situation n'est pas sans conséquence sur le fonctionnement du dispositif. Durant les 3 ans de contrat, un seul appui à partir du fonds PSE a pu être délivré aux fournisseurs de services environnementaux en 2014. Il s'agit d'un micro-projet d'élevage avicole d'un montant de 200 € pour 10 ménages membres de TAMIS. Entre 2015 et 2016, les contributions des abonnés ont pu continuer à être collectées au sein d'une structure informelle initiée par l'ancienne caissière de l'agence de microfinance. Toutefois, aucun autre micro-projet au profit des usagers des terres n'a pu être financé dans le strict cadre du PSE, alors que la plateforme KOMSAHA a pu retirer assez d'argent sans discontinuer pour assurer ses dépenses de fonctionnement et payer des indemnités de contrôle, certes modiques (60 à 70 €/an).

L'esprit du mécanisme inscrit dans le contrat (privilégier le paiement des fournisseurs du service environnemental) semble donc avoir été oublié, de même que les obligations des autres bénéficiaires, nées de la signature d'un contrat de droit privé, où les contributions au PSE s'apparentent à des « variables d'ajustement ».

3.2.2 ... mais une conformité au plan d'aménagement

Malgré ce dysfonctionnement dans la mise en œuvre du PSE, l'évaluation menée en 2016 a montré que le plan d'aménagement avait été respecté par les fournisseurs de services environnementaux durant la période du contrat.

L'évaluation cartographique de 2009 à 2016 a fait le constat d'une augmentation légère (de l'ordre de 20 %) des couverts arborés et arbustifs, aux dépens du couvert herbacé (cultures annuelles, jeunes jachères). Il a même été observé une avancée de la forêt (reforestation) sur le côté sud-ouest du bassin versant agricole, là où des défrichements récents avaient eu lieu et ont été gelés. Cette évolution traduit l'abandon effectif de la pratique du feu. La chute du couvert herbacé traduit aussi un relatif abandon des cultures annuelles (–21 ha, soit –70 %), dont certaines ont été déplacées hors du bassin. Il n'existe pas d'extensions de parcelles par nouvelle défriche de la forêt entre 2009 et 2016 : ici encore le schéma d'aménagement a été respecté pendant le contrat (Fig. 4). Cette réduction de la classe des milieux herbacés, qui contiennent les cultures annuelles, entraîne une réduction des risques d'érosion.

Ce constat est renforcé par la situation post-contrat où l'on a pu constater par une cartographie sur image satellite *Google Earth* de 2019 (donc trois ans après la fin du contrat et en l'absence de nouveau contrat) une forte reprise des milieux herbacés, fortement réduits entre 2009 et 2016. Un nouveau défrichement est même observable au Sud (Fig. 4). Cette situation confirme l'importance accordée par les fournisseurs de services environnementaux au respect de leurs engagements durant la période du contrat, malgré les imperfections à leur désavantage.

Tableau 1. Contributions effectives au contrat PSE de 2014 à 2016.*Table . Actual contribution to PES from 2014 to 2016.*

Montant des contributions de janvier 2014 à mai 2016	Montant escompté dans le contrat (€)	Montant versé (€)	% réalisé
SM3E	760	296	39
Usagers de l'électricité	686	226	33
Commune de Tolongoina	686	267	39
Total	2132	789	37

4 Interprétation des attitudes des fournisseurs de services environnementaux

Des considérations d'ordre économique, d'ordre social et cognitif, et d'ordre agraire apportent un éclairage dans la compréhension des attitudes des fournisseurs de services environnementaux.

4.1 Facteurs de consentement à signer le contrat de PSE

Les entretiens ont montré une adhésion des fournisseurs aux arguments socio-économiques avancés par l'équipe du GRET dans les différentes réunions pour la mise en place du PSE.

L'argument économique reposait principalement, d'une part, sur l'arbitrage entre contraintes induites par l'arrêté communal et possibilités, même limitées, offertes par le dispositif de PSE ; d'autre part, sur l'espérance liée à des perspectives d'appuis plus conséquents à moyen et à court terme. Il vaut mieux avoir une compensation limitée au départ, mais d'une manière continue et qu'on espère croissante (accroissement prévu des usagers) dans le cadre du PSE, que de ne rien percevoir dans le cadre de l'arrêté communal et courir le risque d'un classement de certaines zones de culture du bassin versant en zone de protection liée à l'hydroélectricité (mise en défens, expulsions...).

Au vu de la situation de précarité induite par l'arrêté communal, les fournisseurs de services environnementaux ont considéré le montant de 1100 €/an prévu dans le contrat de PSE comme un « bonus ». En effet, le contrat de PSE de 2013 n'a pas fondamentalement aggravé les règles de l'interdiction des feux de 2007, mais les a plutôt réaffirmées en les justifiant, et les a précisées. Dans un contexte tendu et incertain, à l'avenir risqué, on « accepte » ce qui est promis, même si la compensation au titre des services environnementaux est inférieure au montant espéré à l'issue du calcul des coûts d'opportunité.

Quant à l'argumentation sociale et cognitive, le GRET a présenté le dispositif de PSE comme source de reconnaissance des usagers des sols en amont. Vivant auparavant à la marge de la communauté et souvent accusés de la dégradation de l'environnement, ils sont désormais considérés comme des acteurs qui comptent, « utiles à la société ». Le PSE offre à ces allochtones fournisseurs de services environnementaux (descendants de migrants récemment installés, Fig. 1) un outil d'intégration sociale auprès des autochtones.

Pour les fournisseurs de services environnementaux, la structuration de TAMIS et leur adhésion au sein du KOMSAHA améliorent leur capital social et permettent d'apaiser le climat social tendu entre les habitants situés en amont et ceux situés en aval.

Ces considérations ont amené les usagers des sols à accepter un niveau de compensation défavorable. Ils nous ont souvent dit dans les ateliers de « co-définition » : « *On veut bien rendre service aux usagers de l'eau, on ne leur demande pas d'argent, mais on a besoin d'aide pour nous adapter aux règles de l'interdiction de 2007* ». Ces considérations cadrent bien avec la notion de « services environnementaux ». Obtenir quelque chose, un contrat, avait aussi une valeur symbolique importante.

4.2 Explication du respect des engagements

Les entretiens effectués en 2016 ont montré que des dimensions sociales et cognitives ont également contribué au respect du contrat. Les paysans usagers des sols du bassin versant ont eu à cœur, durant la période du contrat, de montrer qu'ils ne constituaient pas un « danger » pour la société et méritaient « respect » et « reconnaissance » dans les rapports sociaux locaux. Le fait d'être mieux intégrés, d'une part à la société locale par leur participation à la plateforme KOMSAHA et par les multiples ateliers *in situ* en présence des officiels de Tolongoina, et d'autre part à la société nationale via les liens avec le GRET et les séjours des stagiaires, des chercheurs et d'évaluateurs étrangers, a compté pour eux.

Par ailleurs, des considérations agraires et économiques sont à prendre en compte pour comprendre l'observance des engagements des fournisseurs de services environnementaux.

Tout d'abord, des gains non monétaires, sous forme d'apprentissages techniques (agroforesterie et lutte antiérosive, co-construction de plans d'aménagement, gestion de contrats...), sont également pris en compte par les fournisseurs de services environnementaux, au-delà de la dotation de poulets par KOMSAHA en 2014, le seul paiement reçu dans le cadre du PSE.

Ensuite, une profonde transformation en cours des systèmes de production et une capacité d'adaptation des activités pratiquées (Ratianarijaona *et al.*, 2016 ; Rakotoarisoa *et al.*, 2016) ont facilité le respect des règles de l'arrêté communal de 2007 réactivées par le PSE de 2013.

En 2009, on comptait 30 ménages résidents (120 personnes environ) sur la zone agricole et 40 exploitations, soit une densité exploitante de l'ordre de 150 hab./km², montrant l'attractivité de ce site triplement propice à la banane (climat,

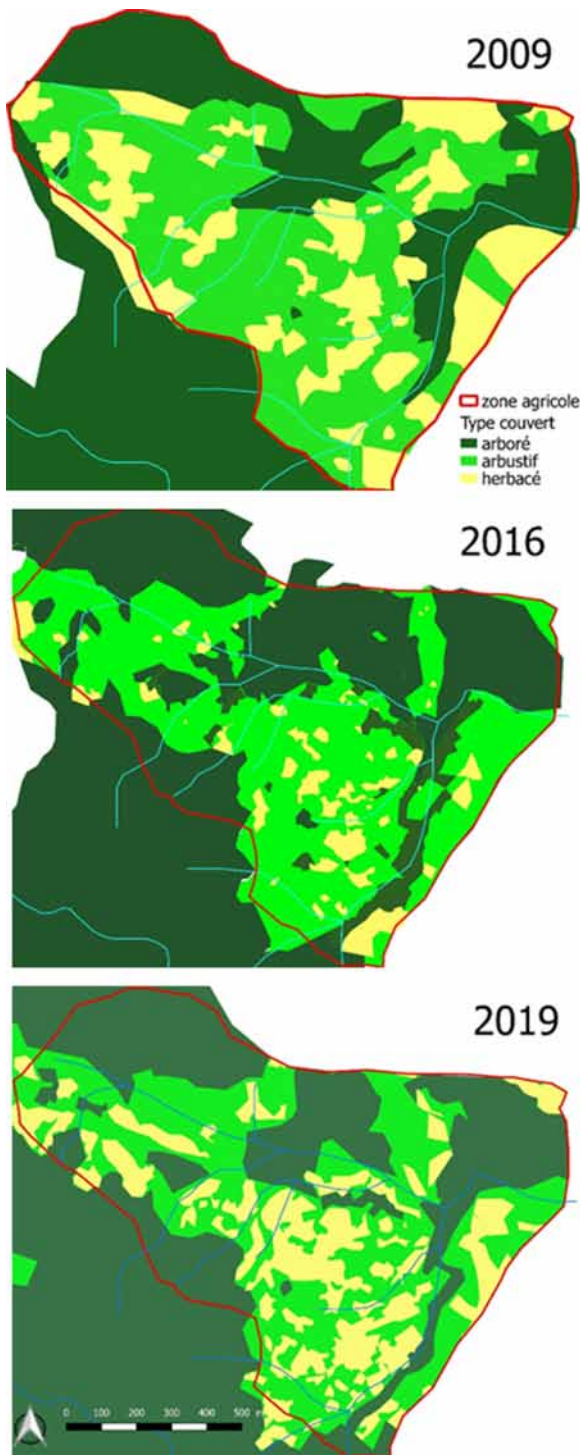


Fig. 4. Changement de physionomie d'occupation des terres entre 2009, 2016 et 2019 (Rakotoarisoa *et al.*, 2016; auteurs).

Fig. 4. Land use change between 2009, 2016 and 2019.

sol forestier, amont d'une voie ferrée). Les systèmes de culture comprenaient des cultures vivrières : rares rizières, manioc, maïs-haricots sur jachère inférieure à 5 ans reprise par le feu. Des opérations de défriche-brûlis de forêt ont servi à étendre le domaine cultivé, mais il existait aussi des méthodes d'expansion plus vertueuses de type abattis-paillis (défriche

sans feu, suivie de culture de bananiers). Les cultures de rente pérennes dominaient : banane, canne à sucre, café, fruitiers. Le gingembre en culture annuelle commençait çà et là. La moitié des ménages étaient des porteurs travaillant pour les planteurs. Bien que leurs droits à cultiver soient parfois mis en doute, certains usagers de la terre louaient leurs terres à des « investisseurs » de Tolongoïna pour le gingembre.

En 2016, la situation a changé (Tab. 2). La population résidente est restée la même, mais beaucoup de ménages sont partis, et d'autres se sont installés. Le tableau 2 montre une augmentation du gingembre (le feu ne lui est pas nécessaire, en revanche le travail du sol est indispensable), une baisse de la banane, remplacée par la canne à sucre et le *toaka gasy*, un rhum artisanal illicite mais lucratif. Les élevages de porcs ont augmenté, ainsi que les terres hors bassin versant (rizières, champs de haricot). Le salariat a beaucoup diminué avec la réduction de la banane, qui n'est plus la première source de revenu.

L'évolution du système de production, conforme au cahier des charges du PSE, s'explique ici par cette capacité de la communauté rurale à se réadapter (renonciation au feu, maintien de la population exploitante au niveau de 2009, adaptations en cours basées sur les plantations pérennes, diversification par l'élevage, et mobilité [déplacement d'exploitations et d'activités vivrières hors bassin versant]), éventuellement au détriment d'autres forêts, parfois au profit d'activités illicites.

Après 2013, des nouveaux venus, conscients des règlements de gestion du bassin versant, les ont respectés durant le contrat. Certains sont partis en poursuivant leurs pratiques habituelles ailleurs. Dans les deux cas, les engagements des usagers du bassin versant dans le contrat de PSE ont toujours été respectés. Les usagers du bassin versant étaient conscients que l'engagement dans le contrat constituait la raison de l'abandon de certaines pratiques. La situation observée en 2019 s'explique par la fin du contrat, qui signifie également rupture des engagements, situation aggravée par le problème socio-organisationnel et de gouvernance dans le comité de bassin KOMSAHA.

5 Discussion et conclusion

Dans un contexte difficile, marqué notamment par une grande pauvreté et une précarité foncière, le dispositif de PSE a été considéré par les usagers des sols, devenus fournisseurs de services environnementaux, comme : (i) une opportunité en matière de financement collectif ; (ii) une reconnaissance sociale ; et (iii) un renforcement de leur position en matière de statut d'occupation foncière, auparavant marqué par des poursuites en cas de défrichement, des menaces et des tracasseries administratives. Ces différentes considérations viennent « au secours » des incitations économiques directes insuffisantes de ce PSE et compensent la faiblesse de la compensation prévue et effective ainsi que la mauvaise application du contrat.

Nous retrouvons ici, d'une part, des motivations d'ordre intrinsèque, qui se définissent comme « une motivation autodéterminée ou autonome, inspirée notamment par des convictions personnelles ou des défis, ou relative à une activité qui procure en elle-même de la satisfaction » (Deci et Ryan,

Tableau 2. Evolution du système d'activités des ménages usagers du bassin versant.**Table 2.** Evolution of the activity systems of the user households of the watershed.

	2009	2016
Nombre de ménages usagers du bassin versant	40	43
Nombre de ménages interrogés	30	39
Activités	% des ménages	
Banane	63	39
Canne à sucre et <i>toaka gasy</i>	0	26
Gingembre	10	74
Terres exploitées en dehors du bassin versant	33	51
Élevage de porcs	40	70
Activités salariées	53	8

2000) ; et d'autre part, des motivations d'ordre extrinsèque, qui « relèvent d'incitations extérieures liées à un effet carotte (rémunération, promesses...) ou à un effet bâton (surveillance, menace, sanction) » (Merlateaux, 2011).

Dans le domaine des PSE, les observations effectuées par Rode *et al.* (2015) ou Akers et Yasué (2019) montrent qu'une partie de la littérature sur les PSE, s'appuyant notamment sur des recherches en psychologie, a voulu opposer les motivations intrinsèques et extrinsèques, où l'une des deux peut annuler, inhiber ou évincer l'autre. Cet article nous montre au contraire un enchevêtrement de ces deux catégories de motivations. La combinaison de facteurs économiques, sociaux et institutionnels explique les motivations des fournisseurs de services environnementaux et leur propension à s'engager dans ce PSE et à honorer leur propre engagement jusqu'à l'échéance du contrat qui les en libère.

Ces résultats mettent en exergue une complémentarité de facteurs économiques ou hybrides ; ils sont cohérents avec d'autres recherches relatives au niveau d'engagement dans les différentes étapes d'un PSE et les motivations afférentes. Nous citerons notamment le renforcement des motivations sociales par le système de paiements collectifs (Moros *et al.*, 2019) ; l'importance de facteurs économiques complémentaires comme les caractéristiques des ménages et de la communauté (Adhikari et Agrawal, 2013) ; l'acceptation de rémunérations inférieures au coût d'opportunité par des communautés rurales pauvres confrontées d'une manière récurrente aux variations du marché et aux aléas climatiques (Wunder, 2005) ; ainsi que la prise en compte de facteurs non économiques et cognitifs allant au-delà de la pure rationalité économique (Kosoy *et al.*, 2008 ; Lapeyre *et al.*, 2016).

Le comportement des fournisseurs de services environnementaux situe ce PSE de Tolongoïna dans une zone intermédiaire entre vrai PSE de nature exclusivement économique (Ferraro et Kiss, 2002 ; Wunder, 2005) et dispositifs réglementaires avec mesures de répression allégées et outils de sensibilisation – un cadre contractuel « mou » et une « carotte » symbolique. Il a une dimension éminemment sociale, au-delà de toute logique monétaire.

Cet article montre qu'un PSE n'a rien de mécanique et soulève également d'autres pistes de recherche comme la problématique de l'action désintéressée de conservation de la nature et des conséquences de la nécessité d'être payé pour respecter les lois (Karsenty *et al.*, 2017) ou celle relative à la mise en perspective des coûts de mise en place ou de mise en

œuvre pour un tel PSE, par rapport aux compensations prévues et effectivement perçues par les fournisseurs de services environnementaux. En matière d'implications opérationnelles et de construction de politiques, les éléments mis en évidence pourraient intéresser les décideurs publics, les bailleurs de fonds et les autres praticiens.

Références

- Adhikari B, Agrawal A. 2013. Understanding the Social and Ecological Outcomes of PES Projects: a review and an analysis. *Conservation & Society* 11(4): 359–374. DOI: [10.4103/0972-4923.125748](https://doi.org/10.4103/0972-4923.125748).
- Akers JF, Yasué M. 2019. Motivational Crowding in Payments for Ecosystem Service Schemes: a Global Systematic Review. *Conservation and Society* 17(4): 377–389. DOI: [10.4103/cs.cs_18_90](https://doi.org/10.4103/cs.cs_18_90).
- Andriamahefazy F, Fétiveau J, Lapeyre R. 2017. Analyse du PSE de Tolongoïna : quels enseignements pour les futurs PSE à Madagascar ? Antananarivo : GRET, 38 p.
- Bidaud C, Méral P, Andriamahefazy F, Serpantié G, Cahen-Fourrot L, Toillier A. 2013. Institutional and Historical Analysis of Payments for Ecosystem Services in Madagascar. In: Muradian R, Rival L, eds. *Governing the Provision of Ecosystem Services – Studies in Ecological Economics*, Vol. 4, pp. 207–232. Dordrecht: Springer. DOI: [10.1007/978-94-007-5176-7_11](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5176-7_11).
- Bremer LL, Farley KA, Lopez-Carr D. 2014. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. *Land Use Policy* 36: 122–133. DOI: [10.1016/j.landusepol.2013.08.002](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.08.002).
- Deci EL, Ryan RM. 2000. Intrinsic and Extrinsic Motivations: Classic Definitions and New Directions. *Contemporary Educational Psychology* 25(1): 54–67. DOI: [10.1006/ceps.1999.1020](https://doi.org/10.1006/ceps.1999.1020).
- Ferraro PJ, Kiss A. 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* 298 (5599): 1718–1719. DOI: [10.3126/hjs.v1i2.200](https://doi.org/10.3126/hjs.v1i2.200).
- Froger G, Méral PH, Muradian R. 2016. Vers une prise en compte de la diversité des arrangements institutionnels et des pratiques dans l'analyse des paiements pour services environnementaux. *Développement durable et territoires* [En ligne] 7(1). <http://developpementdurable.revues.org/11163>.
- Karsenty A. 2019. Les paiements pour services environnementaux dans les pays en développement : compenser ou récompenser ? In : Langlais A, ed. *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux : quels questionnements juridiques ?* Rennes : Presses universitaires de Rennes, pp. 79–100.

- Karsenty A, Aubert S, Brimont L, Dutilly C, Desbureaux S, Ezzine de Blas E, *et al.* 2017. The Economic and Legal Sides of Additionality in Payments for Environmental Services. *Environmental Policy and Governance* 27(5): 422–435. DOI: [10.1002/eet.1770](https://doi.org/10.1002/eet.1770).
- Kosoy N, Corbera E, Brown K. 2008. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. *Geoforum* 39(6): 2073–2083. DOI: [10.1016/j.geoforum.2008.08.007](https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.08.007).
- Lapeyre R, Pirard R, Leimona B. 2016. Paiements pour services environnementaux en Indonésie: incitations économiques ou motivations sociales? *Développement durable et territoires* [En ligne] 7(1). <http://journals.openedition.org/developpementdurable/11147>.
- Méral P. 2012. Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes. *Nature Sciences et Sociétés* 20(1): 30–38. DOI: [10.1051/nss/2012002](https://doi.org/10.1051/nss/2012002).
- Merlateaux M. 2011. Incitations monétaires et motivation au travail: de la théorie économique à la neuroéconomie. *Économie et institutions* 16. DOI: [10.4000/ei.78](https://doi.org/10.4000/ei.78).
- Moros L, Vélez MA, Corbera E. 2019. Payments for Ecosystem Services and Motivational Crowding in Colombia's Amazon Piedmont. *Ecological Economics* 156(C): 468–488. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2017.11.032](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.11.032).
- Moyen C. 2010. Étude d'accompagnement à la mise en place d'un dispositif de « Paiement pour Services Environnementaux » de régulation hydrologique dans la commune de Tolongoïna (Madagascar). Mémoire de fin d'études d'ingénieur, spécialité gestion sociale de l'eau. Montpellier: ENGEES/IRC-SUPAGRO, 90 p.
- Rakotoarisoa L, Vogel A, Serpantié G. 2016. État des lieux du dispositif de PSE Tolongoïna en fin de contrat: volet agricole et environnemental. Rapport de consultance. Montpellier: GRET/IRD/C3EDM, 36 p.
- Rakotonirina A. 2018. Les Paiements pour Services Environnementaux (PSE), comme nouvel outil de gestion des bassins versants de sites hydroélectriques: cas des microcentrales à Madagascar. In: *Communication aux 34^e journées du développement de l'Association Tiers Monde*, Université Grenoble Alpes.
- Ratianarijaona M, Vogel A, Serpantié G, Andriamahefazy F. 2016. Le PSE Tolongoïna: état des lieux en fin de contrat. Volet socio-économique – Rapport de consultance. Antananarivo: GRET-IRD-C3EDM, 52 p.
- Roche C. 2011. Construction d'une démarche de co-définition du Service Environnemental dans le cadre de la mise en œuvre d'un Paiement pour Service Environnemental. Exemple du bassin versant d'Andasy. Mémoire de fin d'Etudes. Cergy-Pontoise. Montpellier: ISTOM, IRD, 116 p.
- Rode J, Baggethun EG, Krause T. 2015. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. *Ecological Economics* 117(C): 270–282. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2014.11.019](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.019).
- Shapiro-Garza E, McElwee P, Van Hecken G, Corbera E. 2020. Beyond Market Logics: Payments for Ecosystem Services as Alternative Development Practices in the Global South. *Development and Change* 51(1): 3–25. DOI: [10.1111/dech.12546](https://doi.org/10.1111/dech.12546).
- Toillier A. 2009. Etudes des possibilités de mise en œuvre d'un PSE pour la protection du bassin versant de la microcentrale hydroélectrique de Tolongoïna–Madagascar. Antananarivo: GRET, 150 p.
- Wunder S. 2005. Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts. *CIFOR Occasional Paper 42*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.

Citation de l'article : Andriamahefazy F, Rakotonirina A, Serpantié G. 2020. Paiement pour services environnementaux (PSE) et motivations des usagers des terres d'un bassin versant. Cas de l'hydroélectricité à Tolongoïna, Madagascar. *Cah. Agric.* 29: 36.

L'agroécosystème et les génies chez les Sèmè du Burkina Faso. Réflexion sur la notion de services écosystémiques culturels

Anne Fournier*

Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR PALOC, Patrimoines locaux, environnement et globalisation, Muséum national d'Histoire naturelle, IRD, Sorbonne Université, 43 rue Buffon, Bâtiment 51, 75005 Paris, France

Résumé – Cet article montre qu'une lecture des pratiques et des paysages par l'approche des services écosystémiques culturels dans des sociétés traditionnelles se heurte à une incompatibilité des prémisses, celles de l'approche occidentale scientifique étant très différentes de celles des représentations villageoises. La démonstration part d'une pratique de conservation de l'arbuste de jachère *Pteleopsis suberosa* à des fins culturelles religieuses par les membres de la société sèmè, un groupe de cultivateurs du Burkina Faso. Cette porte d'entrée conduit à mettre au jour différents niveaux de représentations relatifs à la terre, à l'être humain et à l'invisible. Il est montré que si leur attribution à des classes de services écosystémiques est formellement possible, on manque l'essentiel si l'on se contente de cela. L'article discute l'aporie qui consiste à appliquer à une société une construction théorique élaborée selon le mode de pensée d'une autre.

Mots clés : services écosystémiques culturels / rituels / représentation de la terre / bosquets sacrés / religion traditionnelle

Abstract – The agrosystem and the bush spirits among the Sèmè of Burkina Faso. Some thoughts about the notion of cultural ecosystem services. This article shows that reading the practices and landscapes by the means of the cultural ecosystem services approach in traditional societies comes up against an incompatibility of premises, those of the western scientific approach being too different from those of village representations. The demonstration starts from the practice of conserving the fallow treelet *Pteleopsis suberosa* for religious cultural purposes implemented by the members of the Sèmè society, a group of farmers in Burkina Faso. This point leads to identify different levels of representations relating to the earth, the human being and the invisible. We show that while their allocation to classes of ecosystem services is formally possible, to do only that is to miss the point. The article discusses the aporia of applying to one society a theoretical construction based upon the way of thinking of another society.

Keywords: cultural ecosystem services / rituals / representation of the land / sacred groves / traditional religion

1 Introduction

Cet article est une réflexion sur la notion de services écosystémiques, il s'appuie sur des recherches relatives aux liens des Sèmè avec la biodiversité végétale et aux représentations qui les sous-tendent. Les dénominations et les divers usages des espèces végétales (Boyd *et al.*, 2014), l'usage religieux de bosquets et de collines (Fournier, 2016), les usages divinatoires des plantes ainsi que les représentations qui y sont associées (Fournier, 2018, 2019) et les pratiques initiatiques ont été documentés. Un essai d'identification d'une conception locale et paysanne des « services écosystémiques » (Bene et Fournier, 2015) a conclu que le principal service

rendu était d'ordre spirituel : organiser le monde et assurer son harmonie par l'intermédiaire d'êtres invisibles.

Les débats sur les services écosystémiques semblent obscurcis par un quiproquo fondamental. Ce qui entretient l'illusion qu'un tel cadre de lecture est efficient, c'est qu'il permet effectivement de classer certains bénéfices venant de la nature, qui sont connus ou reconnus par les communautés chez qui on l'applique. Ces communautés ayant une connaissance fine de leur environnement, il est en effet possible de renseigner non seulement les catégories d'approvisionnement, mais encore celles de support et de régulation. Une fois cela fait, un reste qui déborde ces catégories subsiste généralement, on le comprend mal et on ne sait trop qu'en faire. Plus le protocole de recueil des données est souple – et mieux il permet donc aux gens de s'exprimer à leur manière –, plus ce reste est copieux. Ce reste est alors généralement affecté à la catégorie

*Auteur de correspondance : anne.fournier@ird.fr



Fig. 1. Localisation des Sèmè au Burkina Faso.

Fig. 1. Location of the Sèmè in Burkina Faso.

des « services écosystémiques culturels », qui ont été définis comme des usages non matériels des écosystèmes, en particulier comme des usages récréatifs, esthétiques, spirituels ou éducatifs (MEA, 2005 ; CAS, 2009). Comme les catégories qui viennent d'être citées se révèlent presque toujours imparfaites ou incomplètes, des ajouts sont faits pour perfectionner la classification, au cas par cas et avec plus ou moins de bonheur. Le « reste » est ainsi réduit autant que faire se peut. La méthode est alors jugée « pas si mauvaise » et l'on estime avoir « respecté » les « communautés locales », parce qu'on les a « fait participer ».

Le problème se situe en réalité bien en amont de la question de catégories plus ou moins bien définies ou de celle d'un protocole d'application plus ou moins bien conduit. Le quiproquo fondamental découle de ce que les notions d'« écosystème » et de « nature » sont aussi étrangères à un villageois que celle de « génie de brousse » à un agronome ou à un écologue. Le problème n'est pas seulement de traduction, autrement dit de capacité à identifier dans la langue des gens à qui l'on s'adresse un équivalent suffisamment adéquat des notions d'écosystème ou de nature. Il vient de ce qu'habiter le monde est psychologiquement, sinon philosophiquement, tout autre chose pour les élites instruites – celles qui ont imaginé la notion de services écosystémiques – que pour les communautés rurales – celles à qui l'on applique les questionnaires et qui côtoient quotidiennement des génies. On va tenter de le faire comprendre en s'intéressant au prélèvement d'une espèce végétale de jachère qui intervient dans les pratiques culturelles des Sèmè.

Les Sèmè, population rurale de petit effectif (environ 40 000 personnes) et peu connue, vivent au Burkina Faso autour de la ville d'Orodara, dans un environnement naturel de savane (Fig. 1). Sans doute arrivés dans la région au XVII^e siècle (Fournier, 2016), ils ont longtemps tiré leur subsistance d'une agriculture vivrière de céréales et de tubercules accompagnée d'un peu d'élevage. Depuis une cinquantaine d'années, une arboriculture de rente, qui reste familiale, s'est cependant développée et a fortement modifié paysages et activités (Bene et Fournier 2014, 2015).

Après une courte description des usages mystiques de la plante qui sert à faire les masques portés par les hommes lors de leur initiation, la mise en place d'une protection de cette espèce par les autorités traditionnelles à l'aide de moyens liés à l'invisible va être présentée ainsi que les problèmes auxquels celle-ci se heurte. Les représentations qui motivent les pratiques en vigueur dans la société sèmè seront ensuite expliquées. Enfin, la discussion va se concentrer sur l'aporie que constitue l'emploi d'une notion issue d'un système de valeurs, celle des services écosystémiques, dans un autre système, celui de la pensée des Sèmè.

2 L'usage matériel religieux d'une plante de jachère

Les Sèmè restent très attachés à leur religion traditionnelle, le *Dwo*, qu'ils partagent avec d'autres sociétés du Burkina et de Côte d'Ivoire, notamment les Toussian, leurs voisins immédiats, et les Bobo de qui les deux groupes l'auraient reçue. D'après nos entretiens avec les responsables de l'initiation, 50% des garçons ont subi le rite de passage d'adolescence à Orodara en 2015 et le pourcentage serait encore plus élevé pour les filles. Certains secrets du *Dwo* sont révélés lors de cette première étape initiatique, mais c'est la cérémonie *donoble*, organisée tous les 40 ans, qui achève l'initiation masculine, y compris celle des garçons à naître pendant les trois années qui la suivent. Ceux qui n'ont alors pas encore subi le rite de passage parce qu'ils sont trop jeunes ou ne sont pas encore nés le feront à l'adolescence. À Orodara, le dernier *donoble* a eu lieu en 1984 et le prochain se tiendra en 2024. Chaque village le célèbre à part et leur ordre de passage reflète celui de leur acquisition du *Dwo*. Après une réclusion initiatique de plusieurs semaines, les nouveaux initiés font une sortie publique couverts de masques représentant des animaux (Petridis, 2008 ; Bognolo, 2009 ; Fournier, 2016). Le costume de fibres noires de ces masques (Fig. 2) est fait de l'écorce du petit arbre de brousse à tronc grêle *Pteleopsis suberosa* (Fig. 3). Chaque cérémonie de *donoble* nécessite la destruction d'un grand nombre de pieds de cette espèce pour habiller une génération entière.

En termes de services écosystémiques, cette espèce rend donc un service d'approvisionnement à des fins culturelles religieuses. Cet usage peut également être qualifié de « récréatif » car la cérémonie *donoble*, très appréciée, est également une réjouissance. De plus, le costume des masques a une forte valeur identitaire, car quand d'autres sociétés de la région (comme les Bobo et les Bwaba) habillent aussi certains de leurs masques de robes de fibres, ils emploient une autre plante, *Hibiscus cannabinus*, qui est cultivée à cet effet.

3 Mise en protection de la plante, génies et amitié

Longtemps, l'approvisionnement en *Pteleopsis suberosa*, espèce extrêmement commune dans la région d'Orodara (Bene, 2011, 2013), n'a posé aucun problème. Ce petit arbre de 7 à 10 m de haut, qui ne vit qu'une dizaine d'années, affectionne les milieux ouverts sur sols limoneux et graviers fins ; il prospère dans les jachères où il devient parfois



Fig. 2. Masques représentant des calaos avec leurs costumes de fibres de *Pteleopsis suberosa* lors d'une initiation *donoble* chez les Toussian (Père Nadal, Toussiamasso, 1950, Archives nationales d'Outre-Mer, droits réservés.).

Fig. 2. Masks representing hornbills with their *Pteleopsis suberosa* fibre costumes during a *Donoble* initiation among the Toussian (Father Nadal, Toussiamasso, 1950, Archives nationales d'Outre-Mer, rights reserved.).

envahissant (Aubréville, 1950 ; Devineau *et al.*, 1997 ; Arbonnier, 2002). Le mode ancien de mise en valeur tournant des terres, avec essartage, créait autrefois de nombreux espaces de jachère favorables à l'espèce. Avec la croissance démographique et l'introduction, puis l'extension, de l'arboriculture, la superficie des formations naturelles et des jachères a fortement diminué. Ainsi, dans la petite commune de Kotoudéni près d'Orodara, celles-ci sont passées de 76 % du territoire en 1955 à seulement 26 % en 2010 (Bene et Fournier, 2014). Bien avant que la plante ne vienne à manquer, les responsables du culte du *Dwo* ont décidé de mettre en place des zones où la collecte de l'espèce serait interdite, excepté à l'occasion de *donoble*. Un marquage par arrachage de l'écorce sur le tronc de certains arbres a été pratiqué sur le pourtour de ces zones. Ce n'est cependant pas par une mise en défens matérielle que les « vieux du *Dwo* » font respecter l'interdit. L'élément dissuasif est la présence d'un génie sur le site car ce dernier peut causer des problèmes (maladies, malheurs) aux

contrevenants ou même les tuer. Lors du choix des sites de défens, les responsables se sont en effet assurés par une divination de la présence d'un génie. Une végétation localement plus dense (Fig. 4) est toujours pour les Sèmè l'indication que le lieu est potentiellement habité par un génie et donc dangereux.

Les espaces de conservation de *P. suberosa* préservent une espèce à usage religieux, mais ils servent de plus de support à un réseau d'échanges sociaux entre villages. Chaque quartier est en effet associé avec un ou plusieurs quartiers d'autres villages ; ces derniers lui permettent le prélèvement d'écorces de *P. suberosa* sur leurs terres lors de *donoble* et y prêtent même la main. Même quand les écorces ne manquent pas, de tels prélèvements croisés sont toujours pratiqués car ces échanges sont prisés pour eux-mêmes, du fait qu'ils entretiennent l'amitié.

Aux services écosystémiques déjà mentionnés, il faut donc en ajouter un autre, celui d'abriter des génies qui font respecter un certain ordre. Doit-on qualifier celui-ci d'« hébergement d'entités invisibles » et de « police forestière religieuse » ? Les liens d'amitié entre village autour des mises en défens de l'espèce doivent-ils quant à eux être considérés comme un « service de jumelage entre quartiers » ?

4 Bosquets et autres lieux sacrés chez les Sèmè

Les bosquets sacrés sont très importants chez les Sèmè et il en existe plusieurs sortes. Le culte du *Dwo* en fait intervenir deux. Tout quartier possède, au cœur même du village, un bosquet dit « vestibule du *Dwo* » qui comporte en son centre une maisonnette qui contient des objets sacrés dédiés au *Dwo* (Fig. 5). Les initiés accèdent régulièrement à ce bosquet, notamment pour y pratiquer des sacrifices d'animaux, et chacun est autorisé à le traverser librement sauf pendant les cérémonies. Les hommes s'y présentent obligatoirement plusieurs fois à l'occasion des étapes de leur parcours initiatique. Chaque quartier possède aussi un autre bosquet du *Dwo*, appelé *karmon*. Ce lieu « laissé intact » selon la conception des Sèmè est considéré comme un espace de brousse très dangereux et personne ne doit y entrer ; seuls le font certains hauts responsables du *Dwo* et seulement à certaines occasions. De très nombreux « bosquets des champs », autre catégorie de bosquets sacrés, parsèment aussi le territoire cultivé. Il s'agit de « bosquets de génies » qui ne relèvent pas directement du culte rendu par les humains au *Dwo*, bien que les génies soient censés y effectuer leur initiation. Les cultivateurs qui exploitent des champs à proximité de ces bosquets sont tenus d'y effectuer régulièrement des sacrifices propitiatoires. Ainsi, les génies qui y demeurent ne les attaquent pas et n'entravent pas leurs activités agricoles ; ils contribuent même au contraire à rendre celles-ci florissantes. Ce sont en effet les génies qui sont les véritables propriétaires du territoire et si les humains peuvent aussi y habiter et y cultiver, c'est parce que les génies leur en accordent le droit.

Dans la communauté des génies, sorte de double invisible de celle des humains, les individus s'initient également au *Dwo* et portent aussi des masques (invisibles) ; les génies sont donc très concernés par tout ce qui se rapporte à ce culte (Fournier, 2016).



Fig. 3. Jeune individu de *Pteleopsis suberosa* poussant dans une jachère (Orodara, juillet 2019, © Hamadou Coulibaly).

Fig. 3. Young *Pteleopsis suberosa* tree growing in a fallow land. (Orodara, July 2019, © Hamadou Coulibaly).

Les « bosquets de génies » ne sont pas à proprement parler des demeures pour les génies, car ceux-ci vivent dans des collines et des portions de cours d'eau : il s'agit plutôt d'équivalents des « hameaux de culture » des humains, lieux de résidence temporaire où l'on s'installe pendant la période où les travaux des champs battent leur plein.

Ainsi, la brousse peuplée de génies qui offre aux Sèmè un « service agricole » n'est pas un strict équivalent de « la nature » de la pensée occidentale moderne. Comme d'autres sociétés de la région (Bobo, Bwaba), les Sèmè emploient un même terme pour désigner les espaces non ou peu modifiés par les activités humaines et les champs cultivés. Pour eux, la brousse n'est donc pas tant un endroit peu modifié par les activités humaines qu'un espace qui s'oppose à celui du village parce qu'il est placé sous la juridiction des génies et non sous celle des humains, et ceci quand bien même il porte la trace des activités de ces derniers. Cet espace, qui est appelé *klon* chez les Sèmè, comporte d'autres lieux sacrés que des bosquets. De plus, pour les Sèmè comme pour d'autres sociétés qui vivent en Afrique de l'Ouest et ailleurs, la catégorisation des lieux sacrés ne repose généralement pas sur l'apparence plus ou moins boisée d'un lieu, mais sur la nature de l'entité qu'on y honore (Fournier, 2011). Chez les Sèmè, des collines et des cours d'eau, pourvus ou non de végétation, sont les demeures de

génies qui accompagnent la formation des personnes ; les premières ont une valence masculine, les secondes une valence féminine. Quand une personne meurt et que son *nuon*, sorte de principe vital permanent, abandonne son corps, deux génies le guident vers le ventre d'une femme pour qu'il y renaisse. Ce couple de génies provoque la conception, veille sur la grossesse, puis protège le nouvel individu tout au long de sa vie (Fournier, 2016). C'est pourquoi des sacrifices sont régulièrement offerts aux génies des cours d'eau sacrés (inclus dans l'espace villageois) ainsi qu'à ceux des collines sacrées (situées dans la brousse « agricole » ou « sauvage »). Des génies veillent aussi individuellement sur les personnes dans le contexte du *Dwo*, notamment pendant l'initiation. Ces génies sont associés aux « symboles » animaux du *Dwo*, qui à Orodara sont le buffle, la panthère, le chat, la mangouste, le phacochère, le calao et le faucon. Chaque homme initié au *Dwo* est ainsi rattaché individuellement à un groupe d'appartenance initiatique défini par l'un de ces emblèmes ou « symboles » animaux ; il porte le masque correspondant lors de *donoble*. Ces groupes sont transversaux aux quartiers. Pour « réparer » une « faute de *Dwo* » (toute infraction aux règles du culte), l'initié qui l'a commise doit offrir un sacrifice à une colline où est honoré l'emblème animal correspondant à son « symbole ».

Ainsi, les éléments du paysage cultivé ou non offrent aux Sèmè des services non matériels très étendus : réincarnation, conception et naissance, protection individuelle, initiation masculine, ancrage des individus dans divers groupes d'appartenance...

5 Les limites du dispositif de protection de *P. suberosa*

Malgré le dispositif de protection exemplaire instauré par les responsables du *Dwo*, le gardiennage des réserves de *P. suberosa* par les génies des bosquets n'est pas sans faille. Tant que la pression pour les terres à cultiver n'a pas été trop forte, cette protection a été effective car les bosquets inspiraient une forte crainte. À mesure que cette pression s'est intensifiée, quelques cultivateurs plus audacieux ou plus désespérés que d'autres ont osé, en certains endroits, un grignotage minime de la marge du bosquet. Certains ont été durement frappés : des morts s'en sont ensuivies. Certains autres, encouragés par l'absence de réaction du génie, se sont enhardis et ont poursuivi le défrichement jusqu'à ne laisser qu'une petite bande près de l'autel. L'idée se répand donc que, de nos jours, les génies ne se fâchent vraiment que lorsqu'on ne laisse aucune plante près de l'autel sacrificiel. On chuchote que les vieux responsables, de peur de voir des hécatombes se produire, ont pris les mesures rituelles nécessaires pour que les génies n'attaquent plus les gens qui détruisent les sites de préservation de *P. suberosa*. En plusieurs endroits, surtout dans les quartiers où presque tout le monde est converti à l'islam et au christianisme, toutes les zones de protection de l'espèce ont été « râclées » selon la formule employée localement en français. Sans reconnaître ouvertement une quelconque désactivation des puissances punitives du *Dwo* par les responsables du *Dwo*, certains aînés déclarent qu'« on ne peut pas laisser les enfants mourir de faim ». Les vieux du *Dwo* sont en effet très conscients de la dure réalité économique, car s'ils ne cultivent plus eux-mêmes, ils sont les pères et



Fig. 4. Site de préservation de *Pteleopsis suberosa* dans la localité de Diossogo près d'Orodara (juillet 2019, © Hamadou Coulibaly).

Fig. 4. *Pteleopsis suberosa* preservation site in the locality of Diossogo near Orodara (July 2019, © Hamadou Coulibaly).

grands-pères des jeunes actifs. Si les convertis sont plus audacieux dans leurs atteintes aux sites de préservation de *P. suberosa*, ce n'est pas qu'ils ne croient plus aux génies, c'est qu'ils pensent que la force de leur nouvelle religion peut les protéger de la vengeance de ceux-ci. Les récits de délivrance d'individus possédés par des génies par des exorcistes chrétiens ou des marabouts musulmans pullulent dans les conversations et dans la presse burkinabé, montrant à quel point les génies restent présents dans les esprits. Une conversion n'implique en effet jamais un effacement simultané complet de toutes les représentations qui constituent les bases d'une culture locale, Langewiesche (2003) l'affirme au sujet du Burkina Faso et M'Biti (1969) pour toute l'Afrique.

6 Une tradition vivante qui se renouvelle

L'évolution du monde – « la modernité » comme disent les Sèmè – semble mettre en échec le dispositif de protection de l'espèce *P. suberosa* établi par les responsables du *Dwo*. La tenue du prochain rituel de *donoble* est-elle menacée pour autant ? Les groupes de responsables du *Dwo* des sept quartiers



Fig. 5. Dans le bosquet sacré du *Dwo*, maisonnette contenant les objets sacrés du *Dwo* dans un quartier d'Orodara (mars 2010, © Anne Fournier).

Fig. 5. *In the sacred grove of the Dwo, small house containing the sacred objects of the Dwo in a district of Orodara (March 2010, © Anne Fournier).*

d'Orodara se réunissent déjà depuis plusieurs années pour la préparer. Ils savent qu'ils procéderont à certains ajustements, car la « tradition » n'est pas une forme immuable qu'on répète aveuglément, mais quelque chose de vivant qui correspond à l'époque où elle se pratique et qui a du sens pour ceux qui la mettent en œuvre. Ils relatent d'ailleurs que des changements ont été introduits entre l'avant-dernier *donoble* et le dernier. D'après leurs estimations, la quantité de *P. suberosa* devrait suffire cette fois encore pour « habiller » les prochains initiés. Ils craignent toutefois que cela soit impossible lors du suivant et débattent dès à présent des solutions qui pourront être apportées à ce problème. « Arrêter notre tradition parce qu'une espèce manque ? C'est impensable », déclarent-ils. Il est certes important de reproduire le plus exactement possible ce que faisaient les ancêtres car c'est une forme de respect pour eux, mais quand ce n'est plus faisable, on les consulte par divination sur de nouvelles dispositions et l'on paie le prix rituel qui convient (victimes sacrificielles) pour pouvoir modifier les choses. Peut-être dans l'avenir pourra-t-on utiliser une autre espèce végétale encore disponible pour fabriquer les costumes ? Dans ce cas, elle sera certainement sélectionnée pour ses caractéristiques physiques, mais également en conformité avec la symbolique locale. Peut-être ne fera-t-on plus porter aux masques le vêtement traditionnel de fibres, mais seulement un visage de bois ? Ils ne récusent pas ces hypothèses car c'est à l'esprit et non pas à la lettre des rites qu'ils s'attachent. Chez les Bwaba, qui vivent à moins de 200 km des Sèmè, le problème pourrait être encore plus grave car les masques initiatiques ne comportent pas de visage de bois, mais sont entièrement faits de feuilles fraîches d'arbres d'espèces bien précises. Or, la position des vieux responsables est exactement la même : il faut reproduire exactement ce que faisaient les aïeux tant qu'on le peut, mais si cela devient impossible, on changera les espèces utilisées.

7 Discussion et conclusion

La notion de services écosystémiques relève d'une vision utilitaire (usage de ressources) et rationnelle (phénomènes tangibles), y compris quand il s'agit de services culturels, et les bénéficiaires de ces services sont implicitement considérés comme des consommateurs. Cette vision est antinomique de celle des communautés rurales d'Afrique de l'Ouest, pour qui l'invisible et le sacré se trouvent partout. Dans ses travaux consacrés à la notion de territoire chez les Kasena, autre société de l'aire culturelle voltaïque au Burkina Faso, l'anthropologue [Danouta Liberski-Bagnoud \(2015, 2019a, b\)](#) éclaire la nature du quiproquo évoqué dans l'introduction de cet article. Elle explique que la pensée occidentale envisage la terre comme une *chose* distincte de ses habitants, postulant que ces habitants « maîtrisent », « gèrent » et se « transmettent » les biens et les ressources qu'elle offre. La notion de services écosystémiques, qui fait l'objet du numéro spécial des *Cahiers Agricultures* « Agriculture et services écosystémiques dans les pays du Sud » est un excellent exemple de cette position. Toutefois, dans l'aire culturelle voltaïque, notamment chez les Sèmè, le territoire n'est pas pensé comme distinct des gens qui y demeurent, mais comme une sorte de prolongement de leur corps. Ainsi, fonder un village, c'est « instituer un réseau de liens entre des lieux et des lignées, comme entre les lignées elles-mêmes, qui transforme l'espace inhabitable de la brousse en un territoire où les corps humains peuvent se tenir et transmettre la vie propre aux êtres de village » ([Liberski-Bagnoud, 2019b](#)). Tant que l'on ne cherche qu'à établir une liste de services, fussent-ils culturels, on reste à la surface des choses puisqu'on manque complètement cette représentation du monde en tant qu'ensemble d'« espaces-corps ». Or, en Afrique de l'Ouest, des représentations de ce type sont tout autant présentes dans l'esprit des convertis et des jeunes équipés de smartphones et inscrits à l'université que dans celle des vieux gardiens des traditions. Cette représentation est celle de sociétés parfaitement insérées dans le monde d'aujourd'hui et ce sont des préjugés qui la font considérer comme naïve et déjà presque effacée. Il faut relire les célèbres lignes de [Lévi-Strauss \(1947\)](#) pour se remémorer les raisons qui font qu'une société estime puériles les coutumes d'autrui : « la pensée infantile représente une sorte de commun dénominateur de toutes les pensées de toutes les cultures » écrit-il avant d'expliquer que seuls quelques modèles sont ensuite sélectionnés et maintenus dans la pensée adulte. Ainsi, du fait qu'elle s'exprime dans l'idiome des génies et de l'espace-corps, la pensée religieuse et philosophique des Sèmè par exemple est très difficile à saisir et à prendre en compte pour les membres de sociétés qui sont, au contraire, à l'aise avec la notion de services écosystémiques. Le quiproquo ne peut alors manquer de s'installer.

Tout en décrivant le mode de pensée des Sèmè, nous sommes entrés dans le jeu des services écosystémiques culturels : de nouvelles catégories de services – dont certaines assez plaisantes – ont été proposées. Le lecteur l'aura compris, il s'agit là d'une sorte de démonstration par l'absurde, car toutes les catégories supplémentaires qu'on peut introduire n'empêchent pas la logique des services écosystémiques d'appartenir à une conception du monde qui n'est pas celle des gens chez qui on la met en œuvre. Cette conception est issue

d'une culture pour laquelle il est pensable de se limiter à l'aspect économique des choses ou du moins de lui donner la priorité. En toute bonne foi, ceux qui ont recours à la notion de services écosystémiques ne perçoivent pas que cette approche revient à imposer aux gens un mode de pensée venu d'ailleurs. À leur décharge, il faut reconnaître que tant que ce cadre de lecture n'est appliqué qu'aux services non culturels, il semble ne poser que peu de problèmes. Il est cependant patent que tout un pan des réalités locales est alors négligé et c'est pourquoi la notion de services culturels a été ajoutée. Cette solution aggrave sans doute le problème plutôt qu'elle ne le résout car, comme cet article le met en lumière, la démarche revient à occulter, sinon à nier le cadre de lecture du monde de ces gens. On se heurte à une aporie. C'est en effet quand l'approche est « co-construite » avec les membres des sociétés traditionnelles – protocole perçu comme le plus vertueux – qu'il est au fond le plus ambigu. Faire participer ces gens à la définition des catégories de services, c'est en réalité les obliger à « se convertir » à un mode de pensée autre que le leur. Le terme provocateur de « se convertir » qui vient d'être employé fera comprendre, nous l'espérons, ce que le procédé peut avoir de violent, voire de pervers si l'on se place du côté de ceux qui y sont soumis. Même si l'on se place sur le plan conceptuel et non sur celui des affects, le problème demeure. Il est en effet très contestable de vouloir appliquer dans un certain système de référence – ici, la pensée des Sèmè – une construction théorique – ici, celle des services écosystémiques – qui a été élaborée au sein d'un tout autre système de référence – ici, la pensée occidentale. Le problème est particulièrement aigu quand les deux systèmes se fondent sur des principes très différents – ici, des conceptions de la terre pratiquement opposées l'une à l'autre. L'efficacité du procédé est même très douteuse. Le cas des services culturels rendus par les jachères chez les Sèmè présenté dans cet article a montré que les catégories des services culturels ne peuvent jamais être définies *a priori*. Chez les Sèmè, les services culturels qui ont été énumérés n'auraient pas pu être identifiés sans les études ethnographiques menées par ailleurs. Comme le savent les ethnologues de terrain, les Sèmè n'auraient certainement pas évoqué ces éléments dans le cadre d'un questionnaire sur les services écosystémiques. Ma propre expérience dans une autre société du Burkina Faso, les Bwaba, peut éclairer ce point. Au cours d'une vingtaine d'années d'études écologiques dans une même localité, donc auprès de gens que je connaissais très bien, je n'avais presque pas entendu parler des génies. Quand j'ai ensuite pratiqué une approche ethnologique, j'ai découvert avec une grande surprise que pour les gens avec qui je travaillais quotidiennement, les génies étaient partout et qu'il s'agissait d'une clé majeure pour comprendre cette société ([Fournier, 2011](#)). « Nous n'en avions jamais rien dit parce que nous savions que vous n'y croyez pas et que nous pensions que cela ne vous intéressait pas » m'ont-ils expliqué... Un long cheminement intellectuel m'a ensuite été nécessaire pour saisir un ensemble de notions qui se présentaient d'abord comme fort confuses et fort éloignées de celles que je maîtrisais. La longueur du cheminement s'explique du fait que dans un travail ethnologique, il n'est pas possible de s'en tenir à un domaine et de laisser tout le reste de côté, car tout se tient et un élément éclaire l'autre. Pour expliquer mon ignorance pendant la

phase écologique de mes travaux, on pourrait, certes, arguer de ma maladresse, de ma fermeture d'esprit, voire de mon mépris pour les gens. Ce type d'imputation alimente une part des éternelles et souvent stériles polémiques entre « naturalistes » et ressortissants des sciences humaines. Il s'agit d'allégations injustes car le décentrage intellectuel indispensable pour accéder au mode de pensée d'une autre culture demande un gros effort et, généralement, beaucoup de temps. Il s'agit d'entreprendre avec persévérance une véritable formation. Pour ceux qui acceptent de jouer les guides, initier un étranger au mode de pensée de sa société représente également un investissement conséquent. Le temps requis pour tout cela est donc incomparablement plus long que celui habituellement dévolu à une étude d'écologie ou d'agronomie. Mon propos n'est donc pas de condamner ceux qui pratiquent l'approche des services écosystémiques et recourent, du mieux qu'ils le peuvent et dans un temps limité, à la catégorie des services culturels. Il ne peut cependant non plus être de livrer des solutions pour améliorer cette approche à laquelle je n'adhère pas. Il s'agit d'amener à mieux identifier la nature du problème que pose l'usage de la notion de services culturels, à percevoir que le « mieux que rien » d'une liste de services culturels établie à l'aide d'une grille de lecture à coloration fondamentalement économique peut donner bonne conscience tout en ayant largement manqué son but.

Remerciements. En la personne de M. Gwene Traore, chef de village d'Orodara, que soient remerciés les nombreux responsables et connaisseurs de « la tradition » qui ont dessillé nos yeux lors de longues conversations. Les travaux ont été financés par le Prix 2018 « Talents de la recherche au Musée de l'Homme » de la Fondation Engie et par les fonds propres de l'unité mixte de recherche IRD/ MNHN PALOC (Patrimoines locaux, environnement et globalisation).

Références

- Arbonnier M. 2002. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest, 2^e éd. Versailles (France) : Quae, MNHN, 574 p.
- Aubréville A. 1950. Flore forestière soudano-guinéenne : AOF, Cameroun, AEF. Paris (France) : Société d'éditions géographiques, 523 p.
- Bene A. 2011. Évolution de l'occupation des terres et des feux de végétation en pays sèmè. Village de Kotoudéni. Mémoire d'Ingénieur. Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) : Université de Bobo-Dioulasso, 95 p.
- Bene A. 2013. Changements globaux et conservation de la biodiversité végétale : valeurs écologique et sociale des espèces et espaces dans le terroir de Kotoudéni (province du Kénédougou, Burkina Faso). Mémoire de DEA. Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) : Université de Bobo-Dioulasso, 76 p.
- Bene A, Fournier A. 2014. Végétation naturelle et occupation des terres au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest) : cinq décennies de changement dans un terroir du pays sèmè. In : Fabre G, Fournier A, Sanogo L, dirs. *Regards scientifiques croisés sur le changement global et le développement : langue, environnement, culture*. Colloque international de Ouagadougou (Burkina Faso), 8–10 mars 2012. Ouagadougou (Burkina Faso) : CNRST, pp. 143–164.
- Bene A, Fournier A. 2015. Réflexion sur la notion de services écologiques : étude de cas à Kotoudéni (Burkina Faso). *Vertigo* 15 (3). DOI: [10.4000/vertigo.16758](https://doi.org/10.4000/vertigo.16758).
- Bognolo D. 2009. L'animal au cœur de l'identité : rencontre avec la culture toussian, Burkina Faso. *Arts and Culture* 10: 102–123.
- Boyd R, Fournier A, Nignan S. 2014. Une base de données informatisée de la flore : un outil pour la multidisciplinarité. In : Fabre G, Fournier A, Sanogo L, dirs. *Regards scientifiques croisés sur le changement global et le développement : langue, environnement, culture*. Colloque International de Ouagadougou (Burkina Faso), 8–10 mars 2012. Ouagadougou (Burkina Faso) : CNRST, pp. 165–200.
- CAS (Centre d'analyse stratégique). 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Paris (France) : La Documentation française, 376 p.
- Devineau JL, Fournier A, Kaloga B. 1997. Les sols et la végétation de la région de Bondoukui (ouest Burkinabé) : présentation générale et cartographie préliminaire par télédétection satellitaire (SPOT). Paris (France) : Orstom, 177 p.
- Fournier A. 2011. Consequences of wooded shrine rituals on vegetation conservation in West Africa: A case study from the Bwaba cultural area (West Burkina Faso). *Biodiversity and Conservation* 20: 1895–1910. DOI: [10.1007/s10531-011-0065-5](https://doi.org/10.1007/s10531-011-0065-5).
- Fournier A. 2016. Setting up the first components of the person and its anchoring to the territory among the Seme of Burkina Faso: Services rendered by ecosystems? *Environmental Skeptics and Critics* 5(3): 37–56.
- Fournier A. 2018. Divination with plants in West Africa. *J Ethnobiology* 38(4): 550–567. DOI: [10.2993/0278-0771-38.4.550](https://doi.org/10.2993/0278-0771-38.4.550).
- Fournier A. 2019. Marrying the bush spirits-parents. Personal destiny and divination among the Sème of Burkina Faso. *Anthropos* 114(2): 383–398. DOI: [10.5771/0257-9774-2019-2-383](https://doi.org/10.5771/0257-9774-2019-2-383).
- Fournier A, Douanio M, Bene A. 2014. Pratique et perception des feux de végétation dans un paysage de vergers. Le pays sèmè (Kénédougou, Burkina Faso). In : Fabre G, Fournier A, Sanogo L, eds. *Regards scientifiques croisés sur le changement global et le développement – Langue, environnement, culture*. Colloque International de Ouagadougou (Burkina Faso), 8–10 mars 2012. Ouagadougou (Burkina Faso) : CNRST, pp. 201–229.
- Langewiesche K. 2003. Mobilité religieuse : changements religieux au Burkina Faso. Münster (Allemagne) : Lit Verlag, Mainzer Beiträge zur Afrika-Forschung.
- Lévi-Strauss C. 1947. Les structures élémentaires de la parenté. Paris : Mouton, 591 p.
- Liberski-Bagnoud D. 2015. Les gardiens de la terre. La notion de responsabilité dans les systèmes rituels voltaïques. In : Supiot A, Delmas-Marty M, eds. *Prendre la responsabilité au sérieux*. Paris (France) : Presses Universitaires de France, pp. 55–72.
- Liberski-Bagnoud D. 2019a. La face inappropriable de la terre. Une autre façon d'instituer le rapport au sol et aux choses (Afrique de l'Ouest). *Revue juridique de l'environnement*, Lavoisier HS18 (n° spécial): 43–54. Disponible sur <https://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-lenvironnement-2019-HS18-page-43.htm>.
- Liberski-Bagnoud D. 2019b. Terre souveraine, terres cadastrées. In : Koch Pietre R, Journet-Diallo O, Liberski-Bagnoud D, eds. *Mémoires de la terre. Études anciennes et comparées*. Grenoble (France) : Jérôme Million, pp. 371–394.
- M'Biti JS. 1969. African religions and philosophy. Londres (Grande Bretagne)/Ibadan (Nigéria)/Nairobi (Kenya) : Heinemann, 290 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington DC (USA): Island Press, 155 p.

Petridis C. 2008. Buffalo helmets of Tussian and Siemu Peoples of Burkina Faso. *African Arts* 41(3) 26–43. DOI: [10.1162/afar.2008.41.3.26](https://doi.org/10.1162/afar.2008.41.3.26).

Citation de l'article : Fournier A. 2020. L'agroécosystème et les génies chez les Sèmè du Burkina Faso. Réflexion sur la notion de services écosystémiques culturels. *Cah. Agric.* 29: 25.