



**HAL**  
open science

## Agroécosystèmes innovants : des stocks à préserver aux fonds à concevoir

Elsa Berthet

► **To cite this version:**

Elsa Berthet. Agroécosystèmes innovants : des stocks à préserver aux fonds à concevoir. Vie et Sciences de l'Entreprise, 2015, 199, pp.33-48. 10.3917/vse.199.0033 . hal-01274513

**HAL Id: hal-01274513**

**<https://hal.science/hal-01274513v1>**

Submitted on 15 Feb 2016

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

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

# AGROECOSYSTEMES INNOVANTS : DES STOCKS A PRESERVER AUX FONDS A CONCEVOIR

---

Par Elsa BERTHET

INRA, UMR 1048 SAD-APT, Paris,

Université McGill, Ste-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada,

MINES ParisTech, Centre de Gestion Scientifique, Paris.

Accessit ex æquo du Prix de Thèse Andese 2014.

Thèse dirigée par les Professeurs Blanche Segrestin et Egizio Valceschini,

MINES ParisTech - INRA

## Résumé :

Gérer les écosystèmes de façon à respecter leur fonctionnement écologique soulève des enjeux de coordination d'acteurs aux intérêts divergents et d'innovation. Or, bien que la gestion des écosystèmes fasse l'objet de nombreuses recherches, celles-ci portent peu sur les processus collectifs d'innovation. En nous appuyant sur le modèle « fonds-flux » de Georgescu-Roegen, nous modélisons les écosystèmes comme des « fonds écologiques ». Nous montrons que les modes de régulation existants, basés sur les concepts de services écosystémiques et de biens communs, considèrent les fonds comme donnés et se concentrent sur la production de flux. Reconnaître la dimension ouverte, partiellement inconnue, des fonds écologiques, permet d'initier des processus collectifs de conception d'écosystèmes innovants. Cette approche ouvre de nouvelles perspectives managériales pour les agroécosystèmes.

**Mots clés** : Agroécosystème, conception, services écosystémiques, biens communs, fonds écologique

## Abstract:

Our society faces strong challenges of innovation and collective action to ensure the sustainability of human-influenced ecosystems. Although ecosystem management has been the subject of intensive research, further research is needed on collective innovation processes. Drawing upon Georgescu-Roegen's "fund-flow model", the paper presents a model of ecosystems as "ecological funds". It claims that existing approaches, based on the concepts of ecosystem services and common pool resources, consider funds as given and focus on the management of flows. Building upon the open-ended dimension of ecological funds makes it possible to design new ecosystems and innovative governance models. This approach opens new managerial perspectives for agro-ecosystems.

**Keywords**: Agro-ecosystem, design, ecosystem services, commons, ecological fund

## INTRODUCTION

Alors que les écosystèmes sont largement transformés par l'homme et sont soumis à des perturbations sans précédent, telles que le changement climatique ou l'effondrement de la biodiversité (MEA 2005, Solomon 2007), leur durabilité fait l'objet de fortes préoccupations. En sciences sociales, la gestion durable des écosystèmes est essentiellement abordée par les sciences économiques. Deux principaux champs instruisent les interactions entre les hommes et les écosystèmes : l'économie écologique et l'économie néo-institutionnelle portant sur la gouvernance des biens communs. Ces deux champs sont complémentaires. Le premier cherche à mieux tenir compte des spécificités du fonctionnement des écosystèmes pour l'élaboration d'instruments économiques et politiques. Le second porte sur les modes de gouvernance à mettre en place au niveau local, de façon à mobiliser les connaissances des communautés en charge de la gestion d'un écosystème. Cependant, au niveau empirique, les instruments économiques sont souvent critiqués pour leur inefficience et leurs effets pervers (Kleijn et al. 2006 ; Chisholm 2010). De plus, dans de nombreuses situations, les acteurs ont des intérêts divergents et il est très difficile d'initier des actions collectives pour améliorer la gestion des écosystèmes.

La gestion collective des écosystèmes (naturels, agricoles ou forestiers) est aujourd'hui peu abordée par les sciences de gestion. Or elle pose des questions nouvelles qui peuvent conduire la discipline sur des objets originaux et au-delà du cadre des entreprises. Un défi pour les gestionnaires des écosystèmes, qu'ils soient par exemple agriculteurs, habitants ou décideurs, n'est plus seulement de préserver les écosystèmes tels quels, mais de piloter leur trajectoire dans un contexte environnemental, économique et institutionnel changeant (Blandin 2009). Il ne s'agit plus non plus de maximiser la production d'une variété cultivée ou d'une race animale, toutes choses égales par ailleurs, mais de concevoir des systèmes de production résilients face aux changements globaux (Howden et al. 2007). Ainsi, de nombreux scientifiques soulignent le besoin de nouvelles voies d'innovation qui prendraient davantage en compte les processus écologiques que ne l'ont fait celles privilégiant les biotechnologies et la chimie (Vanloqueren and Baret 2009).

Dans ce contexte, l'article analyse les conditions d'un pilotage collectif des trajectoires des agroécosystèmes (AES). Il souligne dans un premier temps les limites des approches économiques sur la régulation des écosystèmes. Puis il propose une nouvelle voie, qui considère les AES comme des objets de conception collective. Il présente un modèle pour la conception d'un AES, qui s'appuie, d'une part sur les travaux de l'économiste Georgescu-Roegen (1966), d'autre part sur les théories récentes de la conception (Hatchuel et Weil 2009). Cette nouvelle voie a de nombreuses implications managériales pour les AES et ouvre des perspectives de recherche originales sur la gouvernance des écosystèmes.

# **1. GOUVERNANCE DES ECOSYSTEMES : LIMITES DES APPROCHES CLASSIQUES FACE AUX ENJEUX D'INNOVATION**

## **1.1. LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES, ENTRE REGULATION PUBLIQUE ET INSTRUMENTS DE MARCHÉ**

### **1.1.1. Un modèle dominant basé sur l'évaluation économique des services**

Selon les économistes de l'environnement, la dégradation des ressources naturelles continuera tant qu'il n'y aura pas de marché ou de prix pour révéler leur valeur. Ils ont introduit la notion d'« externalités » pour décrire des situations dans lesquelles les décisions de production ou de consommation d'un agent affectent directement la satisfaction d'autres agents, alors que le marché n'en tient pas compte. De nombreuses méthodes ont été développées pour évaluer la valeur de telles externalités (Pearce and Turner 1990), de façon à les internaliser dans les échanges économiques.

Le concept de « services écosystémiques », ou bénéfiques que les hommes peuvent tirer des écosystèmes (MEA 2005), a initialement été introduit par des écologues pour souligner l'importance de préserver les écosystèmes naturels et leur fonctionnement. Ce concept constitue une avancée importante par rapport à celui d'externalité : en ciblant les processus écologiques en jeu, il permet de mieux qualifier ce qui dans un écosystème est altéré par les activités humaines. De nombreux chercheurs dont les travaux s'inscrivent en économie écologique ont repris ce concept et ont développé des méthodes pour l'évaluation économique des services écosystémiques (Wittmer *et al.* 2010). Ces travaux contribuent au développement de politiques réglementaires et d'instruments divers visant à corriger les défaillances de marché. Les instruments de marché recouvrent une grande diversité d'applications (Broughton et Pirard 2011) parmi lesquelles la certification et les labels (agriculture biologique, etc.), les paiements pour services écosystémiques (PSE) mis en place à travers des programmes gouvernementaux ou privés (Swinton *et al.* 2007), et les mesures agro-environnementales (MAE) dans le cadre de la Politique agricole commune. Par ailleurs, de nombreuses conventions internationales, telles que la Convention sur la Diversité Biologique (1992), ont suivi leurs recommandations.

### **1.1.2. Un modèle peu adapté à la nature des enjeux écologiques**

Le succès de tels dispositifs est pourtant globalement mitigé. Les MAE font l'objet de critiques (Kleijn *et al.* 2006), notamment car elles ciblent l'échelle de la parcelle pour rétablir des processus écologiques à plus large échelle, comme la préservation de la qualité de l'eau ou de la biodiversité (Goldman *et al.* 2007; Pelosi *et al.* 2010). Par ailleurs, les marchés de droits à polluer, qui incluent le marché du carbone, induisent de nombreux effets pervers (Chisholm 2010), car ils ne ciblent qu'un certain nombre de flux de ressources au détriment d'autres. L'action des banques de compensation est également remise en cause, car il est très difficile d'évaluer si les compensations sont équivalentes ou non à ce qui est

détruit (Palmer and Filoso 2009) ; en effet, reconstituer artificiellement un milieu ne garantit pas un fonctionnement écologique équivalent.

L'analyse des modèles théoriques sous-jacents contribue à expliquer ces problèmes opérationnels. Selon l'approche économique, les écosystèmes sont considérés comme des stocks de capital naturel dont sont issus des flux de services écosystémiques (Costanza and Daly 1992, Costanza et al. 1997). Cette modélisation ne rend pas compte de la complexité des processus à gérer pour maintenir la production de flux. Par conséquent, des hypothèses contestables sont faites sur les connaissances nécessaires pour identifier les bonnes actions de gestion et les formes organisationnelles adéquates. Il est supposé, par exemple, qu'une fois qu'un décideur ou un acteur économique connaît la valeur d'un service écosystémique, et qu'il paie les gestionnaires pour le préserver, cela va conduire à développer des actions de gestion efficaces. Cela impliquerait que les acteurs concevant les instruments d'incitation auraient les connaissances nécessaires pour cibler les services écosystémiques qui permettraient de maintenir la viabilité de l'écosystème, mais aussi pour définir les pratiques de gestion appropriées. Ces hypothèses sont discutables, étant donné la complexité des écosystèmes et la nécessité de prendre en compte leurs spécificités locales (Horlings et Marsden 2011; Bennett et al. 2009). Par ailleurs, comment s'assurer que la somme des initiatives individuelles aura un impact effectif sur la durabilité de l'écosystème ? Plusieurs auteurs soulignent l'intérêt d'autres modalités que les incitations individuelles pour gérer les écosystèmes, qui sont fondées sur l'action collective (Goldman et al 2007; Stallman 2011).

D'autre part, dans un raisonnement économique classique, les biens échangés sont considérés comme stables dans le temps. L'économie écologique évalue la valeur d'un ensemble de services pré-identifiés et cherche à développer des instruments ad hoc sur la base des services connus. Cependant, comment justifier le choix de certains services parmi d'autres ? Dans quelle mesure l'évolution, mais aussi les interactions entre services, sont-elles prises en compte ? Comment prendre en compte la possibilité de générer de nouveaux services écosystémiques ? Alors que la notion de services écosystémiques avait été introduite pour rendre compte de la complexité du fonctionnement des écosystèmes, l'approche économique conduit à des simplifications problématiques (Norgaard 2010).

Un autre courant de littérature, basé sur le travail précurseur d'Ostrom sur la gouvernance des biens communs, critique certaines des hypothèses mentionnées ci-dessus et propose une autre voie pour réguler la gestion des écosystèmes.

## 1.2. UNE AUTRE VOIE : LA REGULATION LOCALE DES BIENS COMMUNS

### 1.2.1. La gestion collective des biens communs

Partant des travaux de Samuelson (1954), les économistes définissent les biens communs par la non-exclusivité (il est très difficile, voire impossible, d'exclure des bénéficiaires de ce bien) et la rivalité (le bien peut être dégradé lors de son utilisation). Ainsi, les biens communs, comme les externalités, peuvent entraîner des défaillances de marché. En effet, ils ne sont pas divisibles et leur coût de production ne peut être imputé à un individu en particulier, ce qui rend difficile la fixation des prix. La difficulté à gérer les biens communs est essentiellement considérée comme un problème de passager clandestin. L'identification de ce problème a donné lieu à un certain nombre de théories influentes dans la sphère scientifique comme politique dans les années 1960 à 1980, notamment le dilemme des prisonniers (Tucker 1950), la logique de l'action collective (Olson 1965) et la tragédie des communs (Hardin 1968). Ces théories prédisent que les biens communs sont inévitablement voués à une surexploitation ou une dégradation, à moins d'être privatisés ou administrés par les pouvoirs publics.

De nombreux travaux, dans la lignée de ceux d'Ostrom (1990), nuancent voire contredisent ces théories. Ostrom refuse de considérer la régulation publique ou le marché comme des « panacées » face au problème des biens communs. Elle montre que, dans de nombreuses situations à travers le monde, des communautés parviennent à gérer durablement des biens communs en élaborant des règles de gouvernance adaptées. Elle nomme cette troisième voie possible l'« auto-organisation ».

L'auteur s'intéresse à différents types de biens communs, qu'il s'agisse de ressources naturelles (nappes phréatiques, pêcheries, forêts, pâturages), ou de biens d'origine anthropique (systèmes d'irrigation, connaissances). Ostrom qualifie ces biens de *common pool resources* (CPR), ou ressources communes, qu'elle définit comme un « système de ressources naturelles ou d'origine humaine suffisamment grand pour qu'il soit coûteux (mais pas impossible) d'en exclure des bénéficiaires potentiels ». Elle distingue le système de ressources, qui nécessite une gestion commune en raison d'un certain nombre de caractéristiques spécifiques et les unités de ressources qui, elles, sont appropriables. Le système de ressources est défini comme un « ensemble de variables de stock capables, dans des conditions favorables, de produire une quantité maximale d'une variable de flux sans nuire à la régénération du système de ressources » (Ostrom 1990, p 30 – notre traduction).

Il nous semble important de souligner certaines caractéristiques des ressources communes étudiées par Ostrom (1990) : (i) Les ressources sont généralement bien identifiées, stables et délimitées. Les institutions (ou règles d'action collective) ciblent principalement un type d'unité de ressources à partir d'un système de ressources donné : par exemple les poissons d'un lac, ou l'eau d'une nappe phréatique. La communauté en charge de la gestion des ressources communes est généralement bien identifiée et homogène.

Dans l'exemple des nappes phréatiques californiennes, la communauté impliquée dans les négociations est limitée aux producteurs d'eau. (ii) L'action collective est déclenchée lorsque les exploitants se rendent compte de la menace de destruction des ressources communes. Dans tous les cas, les biens communs préexistent à l'action collective, et tous les « appropriateurs » reconnaissent leur importance. (iii) Les mesures de gestion élaborées pour préserver le système de ressources visent généralement à limiter la consommation de ses unités de ressource. Les connaissances nécessaires pour définir ces mesures de gestion sont supposées acquises ou accessibles par essai-erreur. En résumé, les règles étudiées par Ostrom pour analyser les processus d'auto-organisation sont essentiellement conçues pour maintenir les stocks de ressources identifiées.

### **1.2.2. Le cas des agroécosystèmes : un bien commun ?**

La gestion des agroécosystèmes (AES) nécessite, notamment pour des raisons environnementales, des actions collectives coordonnées (Goldman et al. 2007). Or la plupart des caractéristiques des ressources communes telles que modélisées par Ostrom ne s'y appliquent pas. (i) Le système de ressource à gérer est difficile à délimiter, voire définir, et il n'y a pas de consensus a priori sur les ressources à produire, ni sur leur valeur. En effet, certains acteurs sont plutôt intéressés par les produits agricoles, d'autres par l'eau, les espèces biologiques, etc. (ii) Un AES est fortement modifié par les activités humaines. Par conséquent de nouveaux flux peuvent être générés en fonction des pratiques de gestion ; de nouvelles valeurs ou utilisations potentielles des produits agricoles sont constamment inventées (cf. les innovations concernant l'utilisation du chanvre pour les matériaux de construction ou l'utilisation du colza pour les biocarburants). Par conséquent, la trajectoire d'un tel système n'est pas toujours prévisible. (iii) Le fait de limiter la consommation d'un type de ressource n'est généralement pas une solution suffisante pour maintenir un tel système de ressource. Les connaissances nécessaires pour définir des solutions de gestion adaptées nécessitent des processus de conception innovante.

La modélisation des ressources communes proposée par Ostrom tend à simplifier le fonctionnement des systèmes de ressources, car son analyse porte essentiellement sur la complexité des systèmes de gouvernance mis en place pour gérer ces systèmes. S'inspirant de la modélisation économique, l'auteur modélise les systèmes de ressources comme des stocks à préserver, pour lesquels il est nécessaire de limiter l'exploitation des ressources. Un tel modèle est adapté à la plupart des systèmes qu'elle étudie (pêcheries, nappes phréatiques), qui sont effectivement souvent menacés par la surexploitation des ressources. Toutefois, il est moins adapté à des situations où les menaces sont plus complexes, où les flux à gérer sont divers et en interaction, et où les connaissances nécessaires pour assurer une gestion durable du fonds manquent. En outre, de même que dans la littérature en économie écologique, des hypothèses fortes concernent le fait que les écosystèmes, comme les solutions pour les gérer, sont considérés comme connus.

## **2. UNE NOUVELLE VOIE POUR GERER LES AGROECOSYSTEMES : LA CONCEPTION DES FONDS ECOLOGIQUES**

### **2.1. D'UNE LOGIQUE DE PRESERVATION A UNE LOGIQUE DE CONCEPTION**

L'étude de pratiques d'innovation dans les agroécosystèmes (voir Berthet et al. 2012 ; Berthet et al. 2014) révèle qu'une difficulté conceptuelle est liée au fait qu'un AES n'est pas un bien donné, mais un objet dont les propriétés sont à explorer. Notre recherche vise à modéliser l'AES comme un objet de conception collective. Nous nous appuyons sur les travaux de Georgescu-Roegen (1966), qui critique le modèle économique classique « stock-flux », en soulignant qu'un tel modèle ne tient pas compte des processus de production. Selon cet auteur, les stocks et les flux sont de même nature : « les flux sont des stocks étalés dans le temps ». Georgescu-Roegen introduit donc la notion de « fonds », dont la nature est différente de celle des « flux ». Par exemple, dans un processus de production agricole, les semences et les fertilisants sont des flux entrants, les grains sont des flux sortants ; mais l'agriculteur, les machines et la terre sont des fonds. La notion de fonds met l'accent sur les facteurs de production des flux, et invite à penser leur coordination et leur entretien. Cette notion est d'autant plus intéressante à appliquer au cas des AES qu'elle met en jeu aussi bien les processus anthropiques que les processus écologiques impliqués dans la production de flux. Ainsi, la perspective ouverte par Georgescu-Roegen invite à ne pas se limiter à gérer des ressources, mais à piloter les processus sous-jacents à la production de ces ressources.

Georgescu-Roegen fait cependant une hypothèse forte à propos des fonds : il affirme que, contrairement aux flux qui sont détruits, transformés ou créés au cours d'un processus de production, les fonds restent constants. Par conséquent, son modèle ne rend pas compte des processus d'innovation susceptibles de modifier les fonds. Pour pouvoir penser la transformation et la conception de fonds innovants, nous mobilisons les théories récentes de la conception innovante, en particulier la théorie C-K (Hatchuel and Weil 2003; Hatchuel and Weil 2009). Cette théorie du raisonnement de conception souligne la différence entre la conception et la résolution de problème. En effet, contrairement aux théories de la décision, qui répondent à une logique d'optimisation parmi des solutions connues, la théorie C-K permet d'analyser un raisonnement de conception qui part d'un objet inconnu désirable (un « concept » selon Hatchuel et Weil (2003)) et conduit à générer des solutions nouvelles.

Les encadrés 1 et 2 présentent respectivement une description formelle du modèle et son illustration par un cas empirique.



## 2.2. QUALIFIER L'OBJET DE LA CONCEPTION : DU SOUS-JACENT AU FONDS ECOLOGIQUE

En nous appuyant sur les travaux de Georgescu-Roegen, nous introduisons la notion de « fonds écologique » pour qualifier ce qui peut être géré et conçu dans un AES. Le fonds écologique constitue en quelque sorte le « facteur de production » de flux écologiques. Il est doté d'un ensemble de propriétés qui rendent possibles des interactions et des régulations écologiques. Nous proposons de nommer « **fonds écologique** » une entité biophysique constituant le siège de régulations écologiques que l'on cherche à gérer. Pour déterminer le fonds écologique, il faut au préalable identifier les régulations à gérer : nous nommons le « **sous-jacent** » la propriété qui permet d'identifier le fonds écologique et qui lui donne sa valeur. Le sous-jacent est un modèle conceptuel de régulations écologiques.

## 2.3. INITIER UN PROCESSUS COLLECTIF DE CONCEPTION : LE FONDS ECOLOGIQUE COMME INCONNU COMMUN

Par différence avec l'hypothèse de Georgescu-Roegen, et avec les approches de modélisation et de décision, nous ne considérons pas le fonds écologique comme donné et à entretenir, nous le considérons comme étant en partie inconnu. Il est donc potentiellement le point de départ d'un processus de conception. Le sous-jacent est en effet une propriété nécessaire, mais pas suffisante pour la conception du fonds écologique, et les façons de l'assurer sont multiples. De plus, si certaines propriétés du fonds sont connues initialement, d'autres propriétés et valeurs de ce fonds restent à explorer. Par conséquent, la gestion d'un AES ne consiste pas simplement à maintenir ses propriétés en tant que telles, mais aussi à générer de nouvelles propriétés.

Une hypothèse du modèle est que la participation d'une diversité de parties prenantes de l'AES devrait accroître l'acceptabilité des résultats du processus de conception. Cependant, compte tenu des intérêts contradictoires de ces parties prenantes, il est très difficile de savoir ce que serait un AES souhaitable. En reprenant la formule de Le Masson et Weil (2014), nous soulignons qu'un fonds écologique n'est pas un bien commun, mais un « **inconnu commun** », c'est-à-dire un objet en partie inconnu, qui peut faire l'objet d'une conception collective. Cela revient à lui attribuer de nouvelles propriétés et à en explorer les valeurs potentielles.

La détermination du sous-jacent et du fonds écologique indique le périmètre de ce qui est à gérer dans l'AES, ainsi que le collectif à impliquer dans la conception. Ce périmètre et ce collectif vont d'ailleurs probablement évoluer au cours de la conception ; ils seront redimensionnés par l'ajout d'attributs nouveaux (les expansions). L'intérêt de cette perspective pour les parties prenantes est de pouvoir explorer différentes configurations possibles d'un fonds écologique avant de se mettre d'accord sur les opérations de gestion à réaliser. Le fait de ne pas utiliser d'emblée le langage du connu peut aider à surmonter des situations

initialement conflictuelles, en conduisant les acteurs locaux à se projeter dans un futur collectivement souhaitable plutôt que de négocier sur des valeurs supposées connues.

#### **Encadré 1 : présentation formelle du modèle**

Selon Hatchuel *et al.* (2013), la conception consiste à générer un objet  $Xx$  qui n'existe pas encore, et qui ne pourrait pas être créé simplement à partir d'objets et de connaissances existants. Ainsi, l'objet inconnu  $Xx$  n'est pas supposé « observable » (alors qu'il le serait dans une approche de modélisation), mais il est « désirable », dans le sens où on lui assigne au moins une propriété désirable  $P(Xx)$ .  $P(Xx)$  est une propriété nécessaire, mais pas suffisante pour obtenir  $Xx$ .  $[Xx, P(Xx)]$  est un « concept » (Hatchuel and Weil 2009) : on ne le connaît pas, et on ne peut pas dire d'emblée s'il est réalisable ou non. Selon, Hatchuel et Weil (2009), la conception repose sur une expansion simultanée des connaissances et des concepts. L'expansion des connaissances signifie l'ajout de connaissances (soit existantes, mais qui n'étaient pas connues, soit nouvelles) ; l'expansion des concepts signifie l'identification de nouveaux concepts par l'ajout de propriétés nouvelles.

En appliquant ce cadre formel aux agroécosystèmes, nous désignons par  $P(Xx)$  un sous-jacent, et  $[Xx, P(Xx)]$  le fonds écologique associé. Les participants au processus de conception d'un AES apportent des propriétés  $P(Xi)$  qu'ils considèrent comme souhaitables. Cependant, pour être acceptables collectivement, ces propriétés doivent être proposées et/ou validées par les divers acteurs concernés. Le processus de conception consiste à combiner les différentes propriétés proposées.

Soit  $P_1(Xi)$  la propriété de l'AES souhaitée par un acteur A, doté d'une base de connaissances  $K_A$ , et  $P_2(Xi)$  la propriété de l'AES souhaitée par un acteur B, doté d'une base de connaissances  $K_B$ . Pour chacun des acteurs, d'après leurs bases de connaissances respectives, les propriétés  $P_1$  et  $P_2$  sont contradictoires. En d'autres termes, l'ensemble  $(P_1, P_2)$  est faux pour les deux acteurs ; ils sont donc dans une situation de blocage. En général, dans un paradigme de décision où l'identité des objets est considérée comme stable, on négocie un compromis entre les deux positions, qui aboutit à  $[\alpha P_1, \beta P_2]$ . Mais si l'on considère l'ensemble  $(P_1, P_2)$  comme un indécidable (un inconnu commun), on peut en faire le point de départ d'un processus de conception dans lequel sont impliquées les deux parties prenantes. On peut alors utiliser la base de connaissances  $K = K_A \cup K_B \cup \delta K$ ,  $\delta K$  étant de nouvelles connaissances apportées au cours du processus de conception. L'objectif est alors d'identifier une nouvelle propriété  $P_3$  grâce au  $\delta K$ , telle que l'ensemble  $(P_1, P_2, P_3)$  soit vrai.

## Encadré 2 : illustration du modèle à partir d'un cas empirique

Cette illustration est tirée d'une étude de cas réalisée par l'auteur entre 2010 et 2013 dans une plaine céréalière de Poitou-Charentes. Dans cette zone où l'agriculture connaît une forte intensification, la biodiversité est menacée ; c'est le cas notamment d'espèces d'oiseaux patrimoniales, telles que l'outarde canepetière. Des écologues travaillent depuis une quinzaine d'années à la conciliation entre agriculture et biodiversité. Fin 2010, ils ont monté un partenariat avec une coopérative agricole pour mettre en place une filière de luzerne, production dont les propriétés environnementales sont nombreuses (Bretagnolle et al. 2011).

Dans cet exemple, les écologues cherchent à concevoir « un paysage agricole favorable à l'outarde canepetière ». Soit  $X_x$  le paysage agricole et  $P(X_x)$  la propriété « favorable à l'outarde ». Les connaissances initiales  $K(X_i)$  sur l'écologie de l'outarde et sur les liens entre configuration du paysage et biodiversité ne permettaient pas de dire si  $P(X_x)$  était vraie ou fausse, c'est-à-dire s'il était possible de concevoir un paysage agricole favorable à l'outarde. Il était donc nécessaire de spécifier le concept initial en lui donnant de nouveaux attributs, et de produire des connaissances nouvelles.

Les recherches en écologie montrent que l'hétérogénéité du paysage est critique pour le maintien de la biodiversité et d'un certain nombre de régulations écologiques (Nichols *et al.* 1998; Benton *et al.* 2003). D'après les écologues, les cultures semi-pérennes, telles que la luzerne, constituent des zones de reproduction et des refuges pour de nombreuses espèces, dont l'outarde canepetière. Le fait de piloter la distance entre ces « espaces de régénération de la biodiversité » est une propriété-clé d'un paysage hétérogène conciliant agriculture et biodiversité. Ainsi, dans le cas empirique étudié, le fonds écologique est le paysage hétérogène, et le sous-jacent est le maillage de parcelles en cultures semi-pérennes avec une densité minimale.

Les écologues ont d'abord cherché à maximiser la surface en luzerne dans la plaine à l'aide d'instruments économiques incitatifs. Cependant, cette démarche a suscité des réticences chez un certain nombre d'agriculteurs qui ne voyaient pas l'intérêt de développer la production de luzerne. En effet, la luzerne est perçue différemment par les agriculteurs et les naturalistes. Tout d'abord, si elle a de la valeur pour les éleveurs en tant que fourrage, elle n'en a pas (ou peu) pour les céréaliers. De plus, pour les agriculteurs, la luzerne est gérée à l'échelle de la parcelle et l'objectif est d'augmenter la productivité, alors que pour les écologues, les parcelles de luzerne sont des habitats écologiques à gérer à l'échelle du paysage.

Les acteurs ont entrepris, avec l'appui de chercheurs en gestion, une démarche de conception innovante qui a conduit à réinterroger la notion de paysage et l'identité même de la luzerne. Cette démarche part de l'hypothèse qu'il existe de nombreuses formes possibles de paysages hétérogènes, dont toutes ne sont pas connues. En effet, un paysage hétérogène peut être façonné avec des haies et des arbres, ou avec une diversité des cultures (par exemple combinant des cultures annuelles et semi-pérennes). Par ailleurs, les valeurs d'un paysage hétérogène ne sont pas toutes connues à l'avance : il peut améliorer la préservation d'une espèce menacée, améliorer la qualité de l'eau, ou encore se

voir attribuer une valeur esthétique supérieure à celle d'un paysage de monoculture.

Pour illustrer la notion d'inconnu commun, les agriculteurs attribuent à la luzerne la propriété  $P_1$  « luzerne sans adventices » (pour des raisons de qualité), et les écologues lui attribuent la propriété  $P_2$  « sans herbicides » (car ces derniers sont nuisibles pour la biodiversité). *A priori*, ces deux propriétés semblent incompatibles. Selon la théorie C-K, la luzerne devient un inconnu à partir du moment où on lui attribue un ensemble de propriétés initialement incompatibles, et où l'on ne considère pas que les concilier est « impossible » mais « indécidable ». Un certain nombre de recherches instruisent la possibilité d'une gestion des adventices dans les luzernes sans utiliser d'herbicides (Meiss et al. 2008). Elles tendent à montrer que si une parcelle est envahie par les adventices en première année, la gestion des coupes de luzerne peut aider la culture à reprendre le dessus pour les années suivantes. Ces nouvelles connaissances ( $\delta K$ ) sur les liens entre gestion des coupes de luzerne et gestion de l'envahissement par les adventices permettent d'identifier une propriété  $P_3$  relative aux rythmes de fauches, qui rend  $P_1$  et  $P_2$  compatibles.

### **3. IMPLICATIONS MANAGERIALES ET ECONOMIQUES POUR LES AGROECOSYSTEMES**

#### **3.1. UN NOUVEAU LANGAGE POUR LA CONCEPTION DES AGROECOSYSTEMES**

Le modèle introduit un langage nouveau (sous-jacent, fonds écologique et inconnu commun) qui permet d'outiller les processus de conception des agroécosystèmes. Il permet aussi de repenser le rôle des scientifiques dans l'exploration de leurs propriétés acceptables ou désirables. Le modèle redonne de l'importance à l'écologie en mettant l'accent sur les processus écologiques. Il souligne cependant que si les écologues sont indispensables à l'identification des fonds et des sous-jacents, ils pourraient également contribuer à penser des AES nouveaux, au-delà de la modélisation. Les agronomes, eux, pourraient notamment contribuer à l'exploration de propriétés acceptables par les acteurs du secteur agricole.

Le modèle permet également une nouvelle coordination de la production de connaissances scientifiques avec l'exploration par les acteurs des AES et de leurs propriétés acceptables ou désirables. En effet, la conception d'un fonds écologique peut faire intervenir un ensemble de connaissances variées, scientifiques ou empiriques, mais aussi des critères de sélection et d'évaluation multiples. Par ailleurs, l'identification d'un fonds écologique met en lumière les interdépendances entre les acteurs, qu'il s'agisse des agriculteurs, des naturalistes ou des apiculteurs, et permet de décrire ce qui peut être géré en commun dans un AES.

#### **3.2. VERS UNE NOUVELLE GOUVERNANCE DES AES**

Cet article souligne la nécessité de réviser la gouvernance des territoires. Qui seront demain les concepteurs des AES ? Pourrait-on imaginer l'émergence de

nouveaux acteurs ou collectifs « animateurs des AES innovants » ? Dans quelle mesure devrait-on reconfigurer les rôles des acteurs existants ? Il invite à renouveler les modes de pilotage des AES, par exemple en soutenant l'émergence de collectifs de conception rassemblant une diversité de parties prenantes. Les GIEE (groupements d'intérêt économique et environnemental) institués par la Loi d'Avenir Agricole de 2014, représentent une avancée en ce sens, mais ils impliquent essentiellement des agriculteurs et mettent peu en avant les autres parties prenantes du territoire. L'émergence de tels collectifs de conception nécessite l'implication de la part de la recherche, des instituts techniques et des autres organisations d'appui à l'agriculture dans le développement et la diffusion de méthodes et d'outils de conception innovante auprès des acteurs concernés (voir Berthet et al. 2015).

Cette recherche ouvre également des perspectives intéressantes en termes de politiques publiques. Si de nombreux travaux portent sur l'impact des politiques publiques sur les innovations environnementales portées par les entreprises (Ozusaglam 2012), très peu portent sur le secteur agricole et les innovations collectives portées par une diversité d'acteurs du territoire. L'approche proposée dans cet article invite à réfléchir à de nouvelles formes de régulation, qui ne seraient pas seulement incitatives ou coercitives, mais qui consisteraient à soutenir des processus d'exploration collective à l'échelle des territoires. Ce soutien pourrait notamment porter sur les efforts de recherche visant à développer une ingénierie agroécologique territoriale, ou encore sur les équipements de recherche permettant un suivi à long terme et à grande échelle de la trajectoire des AES.

### **3.3. INITIER UNE ACTION COLLECTIVE SANS BIEN COMMUN**

La notion d'« inconnu commun » nous conduit à discuter la littérature sur les biens communs en rendant compte de situations où une action collective est nécessaire alors qu'il n'y a pas de bien commun reconnu en tant que tel, et qu'il n'y a pas de communauté constituée a priori. De telles situations sont courantes dans le domaine de la gestion des ressources naturelles, lorsque des acteurs aux intérêts divergents doivent explorer collectivement les valeurs et les usages des objets à gérer en commun.

Le fait d'identifier un fonds sur lequel faire porter la conception et d'amener des acteurs hétérogènes à le considérer comme un inconnu commun revient à déterminer ce qui peut constituer le point de départ d'un processus de conception collective sans cliver les parties prenantes a priori. Cela ne garantit pas d'identifier des solutions effectives, mais invite les parties prenantes à se projeter dans un futur désirable collectivement. Cette méthode mérite d'être mise à l'épreuve d'autres contextes, tels que la conception de villes durables. Elle peut soutenir l'émergence d'écosystèmes d'innovation visant à répondre aux grands enjeux auxquels nos sociétés doivent désormais faire face.

## **4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES DE RECHERCHE**

### **4.1. PORTEE INTERPRETATIVE DU MODELE**

Bien que le concept de services écosystémiques ait été initialement introduit par les écologues pour rendre visible la nécessité d'une meilleure gestion des « fonds », l'intégration de ce concept dans le raisonnement et les modèles économiques a conduit à se concentrer principalement sur la gestion des « flux ». L'hypothèse sous-jacente est que si les flux sont bien gérés, alors les fonds le seront également. Par ailleurs, dans ses travaux sur les biens communs, Ostrom souligne la nécessité d'une gestion collective des fonds, mais elle simplifie le fonctionnement de ces fonds en se concentrant sur les règles de gouvernance. Ainsi, ces deux approches, portant respectivement sur les services écosystémiques et sur les biens communs, visent à préserver des systèmes particuliers, dont l'homme peut tirer des flux ayant de la valeur. Cependant, en les modélisant comme des stocks à préserver, elles mettent peu l'accent sur leur caractère dynamique. Elles ne prennent pas en compte le fait qu'ils peuvent produire de nouveaux flux et que leurs parties prenantes peuvent en explorer de nouvelles valeurs.

Nous avons élaboré un modèle pour la conception d'un agroécosystème avec deux préoccupations. La première est de qualifier l'objet à concevoir ; nous le nommons « fonds écologique » et nous l'identifions à partir d'une propriété souhaitable de l'AES, le « sous-jacent ». Ce sous-jacent est un modèle conceptuel ; il peut donner lieu à différentes configurations possibles de l'AES selon les options de gestion choisies. La seconde préoccupation est d'initier un processus collectif de conception impliquant différentes parties prenantes de l'AES ; nous considérons l'objet à concevoir comme un « inconnu commun », auquel chaque partie prenante peut attribuer de nouvelles propriétés. La modélisation du sous-jacent et du fonds écologique détermine le périmètre de l'objet de conception et le collectif à impliquer dans le processus de conception.

### **4.2. DEVELOPPER LES CAPACITES DYNAMIQUES DANS LES AGROECOSYSTEMES**

Le fait de considérer les fonds écologiques comme des objets de conception invite les gestionnaires des écosystèmes à anticiper les trajectoires possibles de leur écosystème, à augmenter leurs connaissances ainsi que leur capacité à renouveler leurs pratiques. L'enjeu est d'élaborer des règles de gestion adaptées à des objets dont l'identité et les valeurs ne sont pas définies a priori. Ce changement de perspective est à rapprocher de celui opéré par certains auteurs entre la théorie du management par les ressources (*Resource based view theory*) et l'approche basée sur les capacités dynamiques (Teece 1997 ; Eisenhardt and Martin 2000). Selon la première, les entreprises acquièrent un avantage compétitif grâce à leurs ressources propres, qu'elles soient humaines, physiques ou organisationnelles. L'enjeu est donc de les gérer au mieux de manière à obtenir celles qui seront les plus créatrices de valeur. Selon l'approche basée sur les

capacités dynamiques, ce sont les routines organisationnelles par lesquelles les managers gèrent leurs bases de ressources qui peuvent leur conférer un avantage compétitif (Eisenhardt and Martin 2000). L'accent est donc mis davantage sur les processus par lesquels les entreprises créent de la valeur, en particulier dans des contextes économiques évoluant rapidement (*ibid*).

Dans le cas des écosystèmes, les approches de gouvernance basées sur les notions de services écosystémiques ou de biens communs visent une gestion optimale des ressources des écosystèmes et peuvent être rapprochées de la théorie du management par les ressources. Le fait de considérer les écosystèmes comme des fonds et non des stocks de ressources met l'accent sur la gestion de processus écologiques qui sous-tendent la production de ressources ou qui leur confèrent de la valeur, et non plus seulement sur la gestion des ressources en tant que telles. Mais surtout, le fait de reconnaître le caractère ouvert d'un fonds écologique et de le considérer comme un inconnu commun rend visible la nécessité pour les gestionnaires d'anticiper les trajectoires potentielles de leurs écosystèmes. Ces derniers ne sont plus perçus comme donnés et stables dans le temps, mais comme étant des potentiels à gérer.

Ce parallèle reste encore largement à explorer. De manière générale, cette recherche invite à constituer une communauté de recherche en sciences de gestion travaillant sur les agroécosystèmes. Il nous semble en effet que les spécificités de ces systèmes en termes d'acteurs, de types de connaissances à mobiliser et de problématiques d'action collective, notamment par rapport aux situations industrielles, pourraient enrichir les recherches dans cette discipline.

## **Remerciements**

Cette recherche a été financée par l'INRA. L'auteur remercie Blanche Segrestin pour sa relecture et ses conseils.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- Bennett, E. M., Peterson, G. D. and Gordon, L. J. (2009). "Understanding relationships among multiple ecosystem services." *Ecology Letters* 12(12): 1394-1404.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. and Wilson, J. D. (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182-188.
- Berthet, E. T. A., Bretagnolle, V. and Segrestin, B. (2012). "Analyzing the Design Process of Farming Practices Ensuring Little Bustard Conservation: Lessons for Collective Landscape Management." *Journal of sustainable agriculture* 36(3): 319-336.
- Berthet E. T. A., Bretagnolle V., Segrestin B. (2014). « Surmonter un blocage de l'innovation par la conception collective. Cas de la réintroduction de luzerne dans une plaine céréalière. » *Fourrages* 217: 13-21.

- Berthet E. T. A., Barnaud C., Girard N., Labatut J. & Martin G. (2015): "How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods." *Journal of Environmental Planning and Management*, DOI: 10.1080/09640568.2015.1009627.
- Blandin, P. (2009). *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*, Paris, Editions Quae.
- Bretagnolle, V., Gauffre, B., Meiss, H., and Badenhausser, I. (2011). "The Role of Grassland Areas within Arable Cropping Systems for the Conservation of Biodiversity at the Regional Level." In *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, edited by Lemaire, G., Hodgson, A. and Chabbi, A. 251-60. Wallingford, UK and Cambridge, MA, USA: CABI
- Broughton, E. and Pirard, R. (2011). "What's in a name? Market-based Instruments for Biodiversity." *Health and Environment Reports*. IFRI. Paris. n° 8.
- Chisholm, R. A. (2010). "Trade-offs between ecosystem services: Water and carbon in a biodiversity hotspot." *Ecological Economics* 69(10): 1973-1987.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. D., Farber, S., Grasso, M., et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature* 387(6630): 253-260.
- Costanza, R. and Daly, H. E. (1992). "Natural capital and sustainable development." *Conservation Biology* 6(1): 37-46.
- Eisenhardt, K. M., & Martin, J. A. (2000). "Dynamic capabilities: What are they?" *Strategic management journal*, 21(1), 1105-1121.
- Georgescu-Roegen, N. (1966). "Analytical economics: issues and problems", *Harvard University Press Cambridge*.
- Goldman, R. L., Thompson, B. H. and Daily, G. C. (2007). "Institutional incentives for managing the landscape: Inducing cooperation for the production of ecosystem services." *Ecological Economics* 64(2): 333-343.
- Hardin, G. (1968). "The tragedy of the commons." *Science* 162: 1243-1248.
- Hatchuel, A. and Weil, B. (2003). "A new approach of innovative design: an introduction to C-K theory." *ICED'03*. Stockholm, Sweden.
- Hatchuel, A. and Weil, B. (2009). "C-K design theory: an advanced formulation." *Research in Engineering Design* 19: 181-192.
- Hatchuel, A., Reich, Y., Le Masson, P., Weil, B. and Kazakci, A. (2013). "Beyond Models and Decisions: Situating Design through generative functions." *ICED'13*. Seoul, Korea.
- Horlings, L. and Marsden, T. (2011). "Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernisation of agriculture that could 'feed the world'." *Global Environmental Change* 21(2): 441-452.
- Howden, S. M., Soussana, J. F., Tubiello, F. N., Chhetri, N., Dunlop, M., & Meinke, H. (2007). "Adapting agriculture to climate change." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(50): 19691-19696.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., Esteban, J., et al. (2006). "Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries." *Ecology Letters* 9(3): 243-254.



- Le Masson, P. and Weil, B. (2014). « Réinventer l'entreprise : la gestion collégiale des inconnus communs non appropriables. » In Segrestin, B., Roger, B. and Vernac, S. *L'entreprise point aveugle du savoir*. Ed. Sciences Humaines.
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. C. Island Press. Washington (DC).
- Meiss, H., et al. (2008) "Effects of biomass, age and functional traits on regrowth of arable weeds after cutting." *Journal of Plant Diseases and Protection* 21: 493-499.
- Nichols, W. F., Killingbeck, K. T. and August, P. V. (1998). "The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity II. A landscape perspective." *Conservation Biology* 12(2): 371-379.
- Norgaard, R. B. (2010). "Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder." *Ecological Economics* 69(6): 1219-1227.
- Olson, M. (1965). *The Logic of Collective Action*. Cambridge, MA, Harvard University Press.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press.
- Ozusaglam, S. (2012). "Environmental innovation: a concise review of the literature." *Vie & sciences de l'entreprise* 191.2: 15-38.
- Palmer, M. A. and Filoso, S. (2009). "Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets." *Science* 325(5940): 575-576.
- Pearce, D. W. and Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*, JHU Press.
- Pelosi, C., Goulard, M. and Balent, G. (2010). "The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks?" *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139(4): 455-462.
- Samuelson, P. A. (1954). "The pure theory of public expenditure." *The review of economics and statistics* 36(4): 387-389.
- Solomon, S. (Ed.). (2007). *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC* (Vol. 4). Cambridge University Press.
- Stallman, H. R. (2011). "Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management." *Ecological Economics* 71: 131-139.
- Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P. and Hamilton, S. K. (2007). "Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits." *Ecological Economics* 64(2): 245-252.
- Teece, D., Pisano, G., Shuen, A. (1997). "Dynamic capabilities and strategic management." *Strategic Management Journal* 18(7): 509-533.
- Tucker, A. W. (1950). "A two-person dilemma." *Readings in games and information*: 7-8.

- Vanloqueren, G. and Baret, P. V. (2009). "How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations." *Research Policy* 38(6): 971-983.
- Wittmer, H., Schröter-Schlaack, C., Nesshöver, C., Bishop, J., ten Brink, P., Gundimeda, H., Kumar, P. and Simmons, B. (2010). "The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB", *TEEB*.