



HAL
open science

Saisir le vivant dans la modélisation économique. Une histoire de l'économie des ressources biologiques dans la deuxième moitié du XXe siècle

Baptiste Parent

► To cite this version:

Baptiste Parent. Saisir le vivant dans la modélisation économique. Une histoire de l'économie des ressources biologiques dans la deuxième moitié du XXe siècle. Economies et finances. Université Paris-Saclay, 2024. Français. NNT : 2024UPASB069 . tel-04919557

HAL Id: tel-04919557

<https://theses.hal.science/tel-04919557v1>

Submitted on 29 Jan 2025

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.

Saisir le vivant dans la modélisation économique. Une histoire de l'économie des ressources biologiques dans la deuxième moitié du XX^e siècle

*Capturing life in economic models. A history of biological resource
economics in the second half of the 20th century*

Thèse de doctorat de l'université Paris-Saclay

École doctorale n°581,
Agriculture, alimentation, biologie, environnement, santé (ABIES)
Spécialité de doctorat : Sciences économiques
Graduate School : Biosphera Référent : AgroParisTech

Thèse préparée dans l'UMR **CIRE**D (Université Paris-Saclay, AgroParisTech, CNRS,
ENPC-IPP, Cirad, EHESS),
sous la direction de **Lauriane MOUYSSET**, Chargée de recherche (HDR),
la co-direction d'**Antoine MISSEMER** Chargé de recherche (HDR)
et le co-encadrement de **Harold LEVREL**, Professeur

Thèse soutenue à Nogent-sur-Marne, le 6 décembre 2024, par

Baptiste PARENT

Composition du Jury

Membres du jury avec voix délibérative

Pierre COURTOIS

Directeur de recherche, INRAE (centre Occitanie-Montpellier) Président

Béatrice CHERRIER

Chargée de recherche (HDR), CNRS (École Polytechnique) Rapporteuse & Examinatrice

H. Spencer BANZHAF

Professor, North Carolina State University (USA) Rapporteur & Examineur

Jean-Michel SALLES

Directeur de recherche, CNRS (Montpellier) Examineur

Titre : Saisir le vivant dans la modélisation économique. Une histoire de l'économie des ressources biologiques dans la deuxième partie du XXe siècle

Mots clés : Économie des ressources naturelles ; biodiversité ; modélisation ; histoire de la pensée économique ; interdisciplinarité

Résumé :

Le lien entre l'érosion massive de la biodiversité et les dynamiques économiques n'est plus à démontrer. Face à cette problématique cruciale, les appels à l'interdisciplinarité entre la science économique et les sciences du vivant se multiplient. Tels les modèles intégrés économie-climat, devenus des instruments centraux pour la conception des politiques climatiques, les modèles intégrés économie-écologie permettraient de mieux comprendre les liens économie-biodiversité et de mieux lutter contre cette situation critique.

Cette thèse propose de prendre un pas de recul sur la question de l'interdisciplinarité entre économie et sciences du vivant, en adoptant une perspective historique et méthodologique. L'histoire de la pensée économique a commencé à se saisir des enjeux relatifs à la place de la nature dans l'analyse économique à un niveau conceptuel et au développement de sous-champ dédiés de l'économie, en particulier l'économie de l'environnement et l'économie écologique. L'originalité de cette thèse repose sur le fait qu'elle se centre sur l'économie des ressources biologiques et de la biodiversité, en partant du postulat que des spécificités liées au vivant peuvent résister à la logique de l'analyse économique préexistante et pousser la discipline à innover pour saisir ces caractéristiques. Plus précisément, elle se propose d'étudier des cas où des économistes ont été confrontés aux spécificités du vivant, et en sont venus à remettre en question les méthodes traditionnelles et à engendrer des innovations méthodologiques à l'interface entre l'économie et la biologie ou l'écologie.

Quatre cas sont étudiés dans la thèse pour donner à voir différentes manières dont le vivant peut jouer un rôle en économie. Le premier cas est centré sur le vivant en tant que ressource sujette à la prédation,

avec l'émergence de la modélisation bioéconomique en économie des pêches, dans les années 1950. Nous étudions ensuite, dans un deuxième temps, différentes réinterprétations de ce modèle novateur, notamment avec des tentatives de généralisations de celui-ci à l'ensemble des ressources biologiques régénératrices. Dans un troisième cas d'étude, le vivant est considéré pour son caractère nuisible, contre lequel on lutte, avec la modélisation du contrôle – chimique et biologique – des ravageurs des cultures, dans les années 1970. Le quatrième et dernier cas donne à voir le vivant comme un patrimoine à préserver, résultat d'une histoire évolutionniste, avec un modèle de conservation des espèces en danger fondé sur une optimisation de la diversité génétique, dans les années 1990.

Les différents fils que nous tirons à travers ces quatre épisodes nous permettent d'esquisser une histoire riche de l'économie des ressources biologiques dans la deuxième moitié du XXe siècle. Celle-ci permet de mettre en lumière des enjeux méthodologiques et épistémologiques persistants dans l'histoire de l'articulation des disciplines. En croisant ces études de cas originales avec l'histoire de l'écologie et de la biologie du vivant, la thèse met en résonance des débats épistémologiques persistants et traversant les disciplines sur le rôle des modèles, entre outils prédictifs destinés à l'application et outils heuristiques destinés au développement scientifique. Elle met également en lumière les nécessaires convergences conceptuelles – au-delà de la proximité formelle – nécessaire à la construction de modèles interdisciplinaires. Elle pointe enfin la tension omniprésente entre nécessaire sélection des propriétés du vivant décisives pour les modèles économiques et le danger d'un réductionnisme abusif en économie.

Title : Capturing life in economic models. A history of biological resource economics in the second half of the 20th century

Keywords : Natural resource economics ; biodiversity ; modeling ; history of economic thought ; interdisciplinarity.

Abstract : The link between the massive erosion of biodiversity and economic dynamics no longer needs to be demonstrated. Faced with this crucial issue, calls for interdisciplinarity between economics and life sciences are multiplying. In the same way that integrated economic-climate models have become central tools in the design of climate policies, integrated economic-ecological models could provide a better understanding of the links between the economy and biodiversity and help us to face this critical situation more effectively.

This dissertation proposes to take a step back on the question of interdisciplinarity between economics and life sciences, by adopting a historical and methodological perspective. The history of economic thought has begun to address issues relating to the place of nature in economic analysis at a conceptual level and to the development of dedicated sub-fields of economics, in particular environmental economics and ecological economics. The originality of this thesis lies in the fact that it focuses on the economics of biological resources and biodiversity, based on the assumption that specificities linked to living organisms can resist the logic of pre-existing economic analysis and push the discipline to innovate in order to capture these characteristics. More specifically, the aim is to study cases where economists have been confronted with the specificities of the living world, and have come to question traditional methods and generate methodological innovations at the interface between economics and biology or ecology.

Four cases are studied in the thesis to illustrate the different ways in which life can play a role in economics. The first case focuses on life as a resource

subject to predation, with the emergence of bioeconomic modelling in fisheries economics in the 1950s. We then study various reinterpretations of this innovative model, including attempts to generalise it to all regenerative biological resources. In a third case study, living organisms are considered in terms of their harmful nature, which is fought against by modelling the chemical and biological control of crop pests in the 1970s. The fourth and final case study shows life as a heritage to be preserved, the result of an evolutionary history, with a model for conserving endangered species based on optimising genetic diversity, in the 1990s.

The different threads that we draw through these four episodes allow us to sketch a rich history of the economics of biological resources in the second half of the twentieth century. This highlights the methodological and epistemological issues that persist in the history of the articulation of disciplines. By cross-referencing these original case studies with the history of ecology and life biology, the thesis brings to the fore persistent epistemological debates that cut across the disciplines on the role of models, between predictive tools intended for application and heuristic tools intended for scientific development. It also highlights the necessary conceptual convergence - beyond formal proximity - required for the construction of interdisciplinary models. Finally, it highlights the ever-present tension between the need to select the properties of living organisms that are decisive for economic models and the danger of excessive reductionism in economics.

Sommaire

Remerciements.....	1
Introduction générale.....	4
La place des sciences économiques dans la gestion du vivant.....	8
Le vivant face à la « logique des choses mortes ».....	11
L'économie face à la nature dans l'histoire.....	17
Modélisation mathématique et interdisciplinarité.....	24
Modéliser l'économie.....	26
Modéliser le vivant.....	30
Une histoire d'innovations : méthode et présentation des épisodes.....	33
Quelques leçons de l'histoire.....	37
Interlude 1. Biologie des pêches et gestion des océans au XX^e siècle.....	44
Des océans inépuisables au problème de la surpêche.....	45
Définition et théorisation de la surpêche.....	47
Modélisation mathématique pour la gestion.....	51
Chapitre 1. Genèse de la modélisation bioéconomique pour les ressources halieutiques.....	56
1. Parcours de Gordon en économie des pêches.....	60
2. Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle.....	74
3. Représentation de la population de poissons, entre heuristique et prédiction.....	87
4. Conclusion.....	95
Interlude 2. Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques.....	100
Opposition épistémologique autour de l'hypothèse de régulation des populations.....	101
Nuances méthodologiques sur les modèles de biologie des pêches.....	104

Chapitre 2. Modélisation bioéconomique après Gordon – réinterprétations d’une innovation	112
1. Dialogue interdisciplinaire autour de la modélisation bioéconomique des pêches	115
2. Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital	128
3. D’un modèle à une méthode de couplage : la bioéconomie mathématique selon Clark.....	141
4. Conclusion	148
Interlude 3. La modélisation en écologie entre généralité, précision et réalisme	154
Naissance de l’écologie des écosystèmes	155
Science des systèmes et écologie des systèmes.....	159
Typologie des modèles et des stratégies de recherche.....	161
Chapitre 3. Lutte contre les ravageurs des cultures et analyse des agroécosystèmes	163
1. L’entomologie et l’économie face à l’environnementalisation de la question des pesticides.....	170
2. Opérationnaliser la gestion intégrée par la modélisation des agroécosystèmes.....	187
3. Conclusion	213
Interlude 4. Biodiversité : sciences et politiques de la conservation	218
Crises environnementales, utilitarisme et diversité biologique	219
Biologie de la conservation : normativité et multidisciplinarité opportuniste	221
Systématique, conservation et indicateurs de biodiversité.....	224
Chapitre 4. Mesure de la biodiversité et optimisation de la conservation	230
1. Théorie de la diversité et modélisation de la conservation des espèces	233
2. Faire compter l’histoire évolutive dans le modèle pour la conservation	252
3. Conclusion	264
Conclusion générale.....	270
Sources historiques	282
Bibliographie.....	284
Annexe 1.....	315

Liste des tableaux

TABLEAU 1. CARACTERISTIQUES DES EPISODES ETUDIES DANS LA THESE	37
TABLEAU 2. COMPARAISON DE TROIS MODELES DE DYNAMIQUE DE POPULATION DE POISSONS EN BIOLOGIE DES PECHES DANS LES ANNEES 1950	54
TABLEAU 3. COMPARAISON DE TROIS REINTERPRETATIONS DU MODELE BIOECONOMIQUE DE GORDON-SCHAEFER DANS LES ANNEES 1960/1970.....	149

Liste des figures

FIGURE 1. CAPTURES ET TAILLE DU STOCK EN FONCTION DE L'INTENSITE DE LA PECHE SELON LA THEORIE DE GRAHAM	49
FIGURE 2. FONCTION DE CAPTURES AVEC RENDEMENTS DECREISSANTS (L) ET FONCTION DE COUT LINEAIRE (C) CHEZ GORDON (1953B).....	71
FIGURE 3. FONCTION DE PRODUCTION DES PECHEES EN FONCTION DE L'EFFORT	72
FIGURE 4. TAUX DE CROISSANCE THEORIQUE D'UNE POPULATION EN FONCTION DE SA TAILLE, SELON LE MODELE LOGISTIQUE DE SCHAEFER	77
FIGURE 5. RELATION STATISTIQUE ENTRE LA PRODUCTIVITE NETTE DE LA PECHE ET LE RATIO DE CPUE POUR LE FLETAN DU PACIFIQUE	78
FIGURE 6. ÉQUILIBRES DU MODELE BIOECONOMIQUE D'APRES SCHAEFER (1957).....	83
FIGURE 7. ÉVOLUTION DU DIAGRAMME EN CADRAN DE SCOTT ENTRE 1955 ET 1957 (P. 49).....	85
FIGURE 8. ISOPLETES DE RENDEMENTS POUR LA PLIE DANS LE PLAN EFFORT DE PECHE - AGE MINIMAL DE CAPTURE	106
FIGURE 9. COURBE DE RENDEMENT EUMETRIQUE POUR LA PLIE : BIOMASSE CAPTUREE EN FONCTION DE L'EFFORT DE PECHE	106
FIGURE 10. TITRES ET COMPOSITIONS DES PANELS DE DISCUSSION D'UNE CONFERENCE SUR LA REGULATION DES PECHEES	116
FIGURE 11. COMPARAISON DES DIAGRAMMES OBTENUS AVEC LES APPROCHES DE SCHAEFER D'UNE PART ET BEVERTON ET HOLT D'AUTRE PART.....	118
FIGURE 12. ILLUSTRATION GRAPHIQUE DU CONCEPT DE PECHE EUMETRIQUE.....	126
FIGURE 13. ILLUSTRATION GRAPHIQUE DE LA SITUATION DE SURPECHE AVEC LE MODELE DE GORDON-SCHAEFER	126
FIGURE 14. DIAGRAMMES DE PHASES ET TRAJECTOIRES D'EVOLUTION POSSIBLES POUR LE STOCK PECHE ET LE CAPITAL INVESTI DANS LA PECHERIE	133
FIGURE 15. SCHEMA DE LA MODELISATION BIOECONOMIQUE COMME COUPLAGE DE MODELES	143
FIGURE 16. ILLUSTRATION DES APPROCHES DISTINCTES DE L'ECOLOGIE DES ECOSYSTEMES DES FRERES ODUM.....	157
FIGURE 17. MODELISATION DES FLUX D'ENERGIE ET DE MATIERE AU SEIN D'UN FOYER REPRESENTE COMME UN ECOSYSTEME PAR HOWARD ODUM.....	158
FIGURE 18. ILLUSTRATION DE L'EVOLUTION DE LA DENSITE DE POPULATION D'UN INSECTE NUISIBLE AVEC L'APPROCHE DU CONTROLE INTEGRE	175

FIGURE 19. RELATION ENTRE LA VALEUR DE LA PRODUCTION, LE COUT DU CONTROLE ET LA POPULATION DE NUISIBLES.....	184
FIGURE 20. SCHEMA DE LA STRUCTURE ADMINISTRATIVE DU PROJET HUFFAKER.....	196
FIGURE 21. REALISATIONS EN MATIERE DE MODELISATION DANS LES SOUS-PROJETS DU PROJET HUFFAKER.....	204
FIGURE 22. DIAGRAMMES D'UN MODELE DE FLUX DE MATIERES AU SEIN DE LA CULTURE DE LA LUZERNE ET DES INTERACTIONS ENTRE LE CHARANÇON ET DE SON PREDATEUR	205
FIGURE 23. MESURES OPTIMALES DE GESTION DES NUISIBLES OBTENUES AVEC L'ALGORITHME DE SHOEMAKER....	207
FIGURE 24. COMPARAISON DE MODELES D'OPTIMISATION DE LA GESTION DES NUISIBLES	209
FIGURE 25. MODELE DE LA PHENOLOGIE DU CHARANÇON DE LA LUZERNE EGYPTIEN	212
FIGURE 26. TROIS PROCEDURES POUR PONDERER LES ESPECES SELON LEUR CONTRIBUTION A LA DIVERSITE ET CLASSER LES LIEUX DE RESERVES POTENTIELS	225
FIGURE 27. ILLUSTRATION D'UNE GRUE	239
FIGURE 28. ÉTAPES DE L'APPLICATION PAR WEITZMAN DE LA THEORIE DE LA DIVERSITE A LA CONSERVATION DES GRUES	240
FIGURE 29. COMPARAISON DU CLASSEMENT DE PRIORITE DE CONSERVATION DES ESPECES DE GRUES EN FONCTION DE LEUR CONTRIBUTION A LA DIVERSITE, AVEC SIX MESURES DE DIVERSITE ELABOREES AU DEBUT DES ANNEES 1990	254
FIGURE 30. ARBRE ASSOCIE AU MODELE DE BIBLIOTHEQUE EVOLUTIVE DE WEITZMAN (1998)	259

Remerciements

Mes remerciements vont en premier lieu aux membres du jury, qui ont accepté de lire et de discuter ce manuscrit. Je suis très honoré de pouvoir échanger sur mon travail avec des chercheuses et chercheurs dont les travaux m'inspirent.

Je remercie mes directeurs et directrice de thèse de m'avoir accompagné dans la formulation d'un projet de recherche qui m'a passionné et m'a donné envie de me lancer dans l'aventure de la thèse, puis de m'avoir aidé à mener ce projet à bien. Je n'aurais pas abouti sans vous à un travail dont je peux dire aujourd'hui que je suis fier. Merci également à tous les trois d'avoir été toujours attentifs, au-delà de l'aspect scientifique aux conditions dans lesquelles je réalisais ce travail. Lauriane, merci d'avoir dirigé ma thèse avec l'efficacité qui caractérise la manière dont tu mènes les nombreux projets que tu entreprends. Ta capacité à pointer précisément les faiblesses de mes raisonnements et à démêler les problèmes les plus complexes (notamment grâce à tes fameuses typologies) a été d'une aide précieuse durant ces trois années. Chaque fois que tu as émis un doute sur un point, j'ai fini par réaliser que ton idée méritait d'être poursuivie. Antoine, je vous remercie pour votre direction méticuleuse, exigeante et bienveillante. Votre rigueur et votre honnêteté intellectuelle sont des sources d'inspiration. Vous n'avez jamais été avare de conseils, de critiques comme de compliments : de tous nos échanges je suis sorti avec l'impression que j'avais compris quelque chose, que j'avais avancé. Harold, je te remercie d'avoir participé à accompagner ce travail de thèse. Merci de m'avoir poussé à prendre de la hauteur sur les questions que j'ai abordées dans mes recherches et d'avoir veillé à ce que je fasse le lien sans cesse mes recherches historiques aux problématiques contemporaines.

Je n'aurais pas pu mener ce projet à bien sans le cadre exceptionnel offert par le CIRED. Je remercie en particulier toutes les personnes avec qui j'ai partagé l'*open space* (Auriane, Émilien, Clément, Charles, Adrien, Simon, Romain, Laure, Soline, Lucas et Thibaut), dans lequel nous avons principalement produit de la recherche, mais également discuté, ri, préparé des litres de café, jonglé, mangé des Gerblés *etc.* Merci aussi à toutes les personnes du laboratoire avec qui j'ai pu partager des idées, des questionnements, des discussions : Pierre-Yves, Quentin, Luc, Clément, Clément, Morgane, Mathilde, Charles, ainsi que tous les membres d'ETRANHET et du groupe BINGO. Merci enfin à toutes les personnes qui font vivre ce laboratoire.

Ce travail doit également beaucoup aux retours dont j'ai eu la chance de bénéficier sur différents textes que j'ai produits au cours de ma thèse. Je remercie particulièrement Quentin Couix, Michiru Nagatsu, Élodie Bertrand, Jean Boncoeur, Nathalie Berta et Marion Gaspard d'avoir pris du temps pour lire et discuter mon travail. Merci également à Camila Orozco Espinel, Maëli Gouchon et Hadrien Lantremange avec qui j'ai partagé l'expérience de l'organisation d'un workshop, qui m'a convaincu de la nécessité d'une composante collective dans la recherche.

Je remercie tous les proches qui m'ont accompagné durant ces trois ans – et souvent depuis bien plus longtemps. En termes de proximité, il me semble difficile de ne pas commencer en parlant de Charly, duquel je n'ai pas eu l'occasion de me m'éloigner trop longtemps durant les derniers mois de rédaction. Pour le meilleur et pour le pire, je n'ai jamais été seul, toujours suivi de près par ce petit chien anxieux. Il a été mon compagnon temporaire, mais assidu, durant la rédaction du manuscrit. Il a fait honneur à la proverbiale fidélité de son espèce, il a été mon chien autant que j'ai été son humain, nous nous devons beaucoup. Merci pour tout mon Charly.

Si Charly vient en premier, parce qu'il a été littéralement immanquable ces derniers temps, bien d'autres partenaires ont peuplé ces trois années d'une présence moins dense mais ô combien précieuse. Ma famille notamment m'a toujours soutenu, dans ce travail, comme dans la vie en général. Maman, Fred, Papa, Lætitia, Lilas, Suzanne, Amy, merci d'avoir été là pour moi quand j'en avais besoin, d'avoir à la fois compris l'importance que je donnais à ce travail, de vous y être intéressés et dans le même temps d'avoir su relativiser son importance quand il prenait trop de place. Merci également à celles et ceux d'entre vous qui ont pris le temps de relire des parties du manuscrit : les personnes qui le liront vous doivent beaucoup.

Je remercie également tous les ami.es qui m'ont soutenu (voire supporté) durant les hauts et les bas qui ont jalonné ces trois ans. Merci en particulier à ceux qui m'ont accueilli pour traverser cette longue période de rédaction : Elliott et Maëlle en Ardèche, Félix en Provence, Julie dans ta caravane. Merci aussi à Virgile, Marta, Nicolas, Luc, Brune, Clément, Marie-Alix, Simon, Chloé, Coline, MB, d'avoir été là pour moi, chacun à votre manière. Vous n'imaginez pas comme nos amitiés me sont précieuses.

Charlotte enfin, j'aimerais savoir te remercier mais je n'ai pas de mots assez forts pour dire tout ce que je te dois ; j'espère que tu ressens ma gratitude et mon amour au quotidien. Ta simple présence m'aide à tenir et avancer. Merci de si souvent me sortir du noir en éclairant de tes lumières mes ombres et mes doutes.

Introduction générale

L'économique, le vivant et la modélisation

Nous sommes actuellement confrontés à une crise écologique planétaire dont nous sommes les principaux instigateurs. Cette crise a la particularité d'être d'origine anthropique, autrement dit de découler des actions humaines. Les pressions que les humains exercent sur les milieux se sont accrues depuis la révolution industrielle, allant jusqu'à faire de l'humanité un acteur capable d'interférer avec les dynamiques de régulations physico-chimiques au niveau de la planète. C'est pour traduire ce changement d'échelle des pressions humaines sur leur environnement que des géologues ont proposé de nommer notre ère *Anthropocène*. Ce concept fait débat, en premier lieu parmi les géologues pour déterminer le point de départ de cette ère, mais également plus largement en raison du sujet collectif qu'il suppose : *anthropos*, l'humanité comme un tout – alors que la responsabilité des dégradations environnementales passées et la capacité d'agir aujourd'hui sont très inégalement réparties parmi les humains (Bonneuil et Fressoz 2013; Charbonnier 2022). Toujours est-il qu'au niveau de l'humanité dans son ensemble, l'impact de notre espèce sur la planète est sans précédent. Il a par exemple récemment été estimé que « la masse fabriquée par les humains est supérieure au total de la biomasse vivante » sur Terre (Elhacham et al. 2020).

La crise écologique causée par l'intensification des pressions humaines est multidimensionnelle. Le concept de « limites planétaires », élaboré en 2009 par un collectif de chercheurs et chercheuses en sciences environnementales illustre les différentes dimensions (Rockström et al. 2009). Chacune est matérialisée dans ce cadre par un indicateur biophysique, ainsi qu'une limite (ou frontière) quantitative qui ne doit pas être dépassée pour assurer à l'humanité de vivre sur une planète stable, sans modifications soudaines et importantes de l'environnement. Ces limites, au nombre de neuf, portent sur le changement climatique, l'érosion de la biodiversité, l'usage des sols, les pollutions chimiques, les perturbations des cycles de l'azote et du phosphore, l'utilisation de l'eau douce, l'acidification des océans, la diminution de la couche d'ozone et la concentration d'aérosols atmosphériques. En 2009, ce collectif estimait qu'on pouvait mesurer avec certitude que trois des neuf limites avaient été franchies au niveau planétaire. En 2015, ils considéraient que seules les trois dernières n'étaient pas franchies de manière certaine (Steffen et al. 2015).

Ce cadre a permis de mettre la lumière sur la crise de la biodiversité, en révélant, dès 2009, que la perte de biodiversité avait atteint un seuil au moins aussi critique que le niveau du réchauffement climatique. À une époque où la question du climat dominait les préoccupations environnementales dans les arènes politiques et médiatiques, ce constat a fait émerger l'érosion du vivant comme un problème environnemental mondial (Gemenne 2024). La mise à jour du cadre en 2015 a renforcé la prégnance de cet enjeu, en plaçant le changement climatique et l'érosion de la biodiversité en tant que limites centrales, dont les sept autres dépendent de manière critique (Steffen et al. 2015).

Si le cadre des limites planétaires fait l'objet de débats scientifiques récurrents, notamment pour la définition quantitative des seuils et leur hiérarchisation, il a cependant le mérite de ne pas résumer la crise écologique à une unique dimension et de faire voir son caractère systémique, en reconnaissant les interactions entre toutes les dimensions – tout en plaçant le climat et la biodiversité au premier plan. Sans proposer de hiérarchie entre ces deux pôles et tout en reconnaissant l'existence de nombreuses interactions entre eux (de nombreuses dégradations de l'environnement, telles que la déforestation, affectent par exemple ces deux dimensions et le changement climatique conduit à une modification des milieux qui résulte en des extinctions d'espèces), nous nous focalisons dans ce travail sur la crise qui touche le vivant. Nous commençons par préciser quelques éléments sur la nature de cette crise.

Les scientifiques réunis au sein de la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) dressent un constat sans appel : l'humanité dégrade son environnement avec une rapidité inconnue jusqu'alors. La diversité et l'abondance des espèces animales et végétales présentes sur Terre connaissent un déclin important et croissant du fait des activités humaines qui mettent en péril les écosystèmes et entravent le fonctionnement de la biosphère. À travers l'exploitation directe de ressources naturelles ou *via* des dégradations des milieux dans lesquels vivent les espèces (pollutions, réchauffement climatique), les humains menacent la pérennité de certaines formes de vie à grande échelle. Dans son rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques, l'IPBES estime à 1 million le nombre d'espèces menacées, totalisant 25% des espèces d'animaux et végétaux. Ce déclin en nombre s'accompagne d'une perte de diversité, notamment génétique, qui expose plus encore les espèces restantes en fragilisant leur capacité d'adaptation (IPBES 2019).

La manière de nommer le moment ne fait pas consensus. L'expression fréquemment avancée de « sixième extinction de masse » (Ceballos et al. 2015) est parfois qualifiée d'exagération, à laquelle on devrait préférer « crise de la biodiversité » (Rull 2022). Le concept de crise peut cependant lui-même être jugé inapproprié, en raison du caractère momentané et soudain qu'il véhicule. L'IPBES mentionne plutôt un « dangereux déclin de la nature ».¹ Biodiversité, espèces, écosystème ou encore nature, l'objet du déclin, de l'effondrement ou de la crise est également incertain. Nous choisissons, dans ce qui suit, de mettre de côté ces débats, en conservant l'idée que le dénominateur commun est la question du vivant. Ce sont des formes de vie qui s'éteignent et des êtres vivants dont on détruit progressivement l'environnement vital.

Si la sémantique fait débat, l'enjeu de la dégradation du vivant est à bien à l'agenda d'un bon nombre de gouvernements nationaux et de la coopération mondiale. Et ce depuis plus de trente ans, comme l'atteste la signature en 1992 de la Convention sur la Diversité Biologique, et l'instauration en 2013 de l'IPBES comme organisme intergouvernemental indépendant rattaché au programme des

¹Communiqué de presse : Le dangereux déclin de la nature : Un taux d'extinction des espèces « sans précédent » et qui s'accélère. IPBES. 5 mai 2019 <https://www.ipbes.net/news/media-release-global-assessment-fr>. Consulté le 02 août 2024.

Nations Unies pour l'environnement. Les évaluations de l'IPBES sont présentées essentiellement sous l'angle des actions à mener pour endiguer le déclin. Le résumé pour décideur du rapport de 2019 pointe le « changement transformateur » nécessaire au niveau technologique, économique et social pour que la nature soit « conservée, restaurée et utilisée de manière durable ».²

La crise en cours semble appeler une gestion, une prise en charge par les décideurs, aidés pour ce faire par les sciences. Ce paradigme gestionnaire peut se comprendre par le fait que l'humain a prouvé qu'il avait une force de perturbation suffisamment grande par les bouleversements qu'il a induits. Cet enjeu de gestion se traduit dans l'élaboration et la mise en œuvre de ce qu'on peut nommer des politiques de gestion du vivant. On désigne habituellement par *politiques climatiques* un ensemble très divers d'actions visant au traitement de la question du réchauffement climatique par la limitation des émissions de gaz à effet de serre, via des politiques spécifiques ainsi que par l'adaptation de politiques diverses (par exemple économiques) à des objectifs climatiques par exemple (Aykut 2020). De la même manière, nous désignons par politiques de gestion du vivant aussi bien les initiatives ciblées d'utilisation raisonnée de ressources vivantes ou de conservation d'entités biologiques (protection d'espèces menacées, sanctuarisation de milieux), que la nécessité d'intégrer dans un ensemble de décision, économiques, politiques, des contraintes destinées à minimiser, voire inverser, l'érosion du vivant. Ces politiques nécessitent une articulation entre des valeurs, des processus de délibération, des savoirs scientifiques. Parmi les savoirs mobilisés pour l'action, nous nous intéressons dans cette thèse à la place qu'occupent ceux issus des sciences économiques³. En particulier, nous nous penchons sur la manière dont les sciences économiques peuvent contribuer à la compréhension et l'action sur des problématiques de gestion de ressources et de lutte contre l'érosion de la biodiversité.

² Ibid.

³ L'emploi du terme « sciences économiques » ne vise pas à ancrer la légitimité de l'économie en tant que science, mais à lever l'ambiguïté en langue française du terme *économie*. Nous utiliserons dans l'introduction *économie* pour se référer à l'ensemble des activités économique (*economy* en anglais) et *sciences économiques* ou *analyse économique* pour la discipline (*economics*). Les chapitres, puisqu'ils sont centrés sur l'économie en tant que science, ne s'embarrasseront pas de cette précaution et se référeront à la discipline directement comme *l'économie*. Les références à l'économie en tant qu'ensemble d'activités économiques seront précisés comme tels.

La place des sciences économiques dans la gestion du vivant

Les discours sur l'action à mener contre le déclin du vivant sont majoritairement anthropocentrés et utilitaristes – c'est-à-dire centrés sur le bien-être des humains. Une justification majeure de la lutte contre ce déclin étant que l'humanité elle-même dépend de la bonne santé des écosystèmes. Comme l'a déclaré le président de l'IPBES, Robert Watson, « nous sommes en train d'éroder les fondements mêmes de nos économies, nos moyens de subsistance, la sécurité alimentaire, la santé et la qualité de vie dans le monde entier ». Il est significatif que l'économie figure en premier dans la liste de ce que nous menaçons au travers des écosystèmes. L'avènement du concept de service écosystémique au tournant du XXI^{ème} siècle (bien qu'il ait des racines plus anciennes : voir Gómez-Baggethun et al. 2010; Méral 2012) a mis sur le devant de la scène la dépendance des humains au fonctionnement des écosystèmes. Cette dépendance fonde en grande partie aujourd'hui la nécessité de l'action contre les dégradations.

Réciproquement, il ne fait pas de doute que les dégradations des conditions de la vie sur terre sont causées par les activités humaines, en particulier économiques. De manière directe, l'exploitation intensive de ressources animales et végétales sauvages a conduit à des diminutions du nombre et de la diversité des espèces et les pollutions ont conduit à la dégradation de leurs conditions de survie, avec par exemple le déclin des populations de pollinisateurs liés à l'utilisation d'insecticides non ciblés sur les ravageurs des cultures (Potts et al. 2010). Mais c'est indirectement que les activités économiques nuisent le plus au vivant, *via* notamment le réchauffement climatique d'origine anthropique et la compétition avec les êtres vivants pour leurs ressources : le changement d'usage des sols (déforestation, artificialisation) est aujourd'hui le premier moteur du déclin du vivant (IPBES 2019).

Si le système économique scie la branche sur laquelle il est assis en participant au déclin du vivant, la science économique peut légitimement prétendre à sa place parmi les sciences qui participent à la définition et à la gestion du problème. De fait l'IPBES s'appuie sur l'expertise et les travaux de nombreuses disciplines, configurant le problème comme essentiellement transdisciplinaire – c'est-à-dire dépassant les barrières des disciplines. Si les sciences naturelles en général, et les sciences du vivant en particulier, ont une place centrale, notamment dans la formation du constat du déclin des espèces

ou de la mauvaise santé des écosystèmes, les sciences sociales n'en sont pas absentes et de plus en plus appelées à être intégrées dans les travaux de l'organisme (Stokland et al., 2022).

La contribution principale de la science économique sur ce sujet s'est faite, depuis la fin du XX^{ème} siècle, *via* l'évaluation monétaire des services écosystémiques (Costanza et al. 1997). Celle-ci vise à démontrer l'importance de la conservation en la traduisant en termes économiques, avec le présupposé que le langage de l'argent est le plus susceptible de convaincre les décideurs d'agir. De fait, ces évaluations peuvent ensuite conduire à des instruments d'infléchissement de certaines décisions, *via* l'élaboration, en France par exemple, de valeurs tutélaires de différents services écosystémiques devant être utilisées dans l'évaluation socio-économique des investissements publics (Chevassus-au-Louis, Salles, et Pujol 2009).

Malgré leur prédominance dans la littérature, les méthodes d'évaluation économique ne représentent qu'une partie de ce que la discipline peut apporter aux travaux de l'IPBES – et plus généralement à la conservation de la biodiversité. La science économique est caractérisée par la coexistence d'une diversité de concepts, théories et méthodes (Davis 2006), voire une pluralité de définitions de la discipline (Backhouse et Medema 2009b), qui multiplient les possibilités d'appropriation des enjeux liés au vivant. Dans une revue de littérature dédiée, Vadrot *et al.*, (2018) pointent par exemple la pertinence de contributions centrées sur l'analyse du fonctionnement du système économique à travers l'évaluation des politiques publiques (subventions, incitations, réglementations) et l'analyse des chaînes de valeurs globales, au prisme de leurs impacts sur la biodiversité. Levrel (2020) s'inscrit dans cette approche, en pointant la nécessité de proposer une « économie de la conservation de la biodiversité » qui prend la conservation comme un objectif et dans lequel l'analyse économique est instrumentale pour la proposition de régulations efficaces pour atteindre cet objectif.⁴

Par ailleurs, des approches en économie visent à tenir ensemble les dépendances réciproques de l'économie et des écosystèmes à travers des modèles intégrées. Celles-ci reposent sur l'idée qu'on peut, en symétrisant les dimensions économiques et écologiques, considérer que la réponse à la crise

⁴ Par opposition avec une « économie de la biodiversité », qui adopte une approche coût-bénéfice pour mettre en balance la conservation avec d'autres objectifs économiques.

écologique est avant tout une question de « gestion simultanée des moteurs socio-économiques et de la dynamique des écosystèmes » (Mouysset 2023:3).⁵ Cette perspective amène à introduire l'analyse économique en miroir de l'analyse écologique, pour l'étude des « systèmes socio-écologiques » (p. 11), autrement dit des systèmes composés par les activités humaines et les éléments naturels dont ils dépendent et sur lesquels ils ont un impact. Cette approche est notamment à l'origine d'une tradition de modélisation dite *bioéconomique* (Jean et Mouysset 2022) ou *économique-écologique* (Drechsler 2020), qui consiste à coupler des modèles de décision économiques (optimisation de l'utilisation des terres par les agriculteurs, détermination de l'intensité de pêche...) et des dynamiques écologiques (abondance de population d'oiseaux en fonction du paysage agricole, dynamique de populations de stocks de poissons...). Si des travaux tentent d'étendre cette logique d'intégration dans des modèles macroéconomiques (Salin, Kedward, et Dunz 2024), celle-ci semble plus difficile à réaliser que pour les modèles climatiques aujourd'hui prééminents dans les travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), en raison de l'absence d'indicateur unique de biodiversité, analogue aux émissions de CO₂, qui permettrait un couplage entre modèles économiques et biophysiques. (Salles 2014; Brock et Xepapadeas 2018).

Ce rapide tour d'horizon d'approches économiques de la question de la conservation de la biodiversité, bien que non exhaustif, illustre le fait qu'il existe une diversité de manières pour l'économie de s'approprier les enjeux relatifs au vivant. Par ailleurs, la place supposément prépondérante de la discipline dans le conseil à la décision, qu'elle soit publique ou privée (Berman 2022), peut conduire à lui conférer un rôle particulier dans la gestion des crises écologiques. Mais la science économique est-elle qualifiée pour traiter du vivant ? et comment ses analyses peuvent-elles s'articuler avec les connaissances existantes provenant des sciences de la vie, dédiées à la question ? Nous précisons ces interrogations dans la section suivante pour aboutir à une première formulation de la problématique.

⁵ Les citations courtes, provenant de matériaux primaires et secondaires, retranscrites dans le corps du texte sont traduites de l'anglais par nos soins, sauf mention explicite du contraire. Les citations placées en exergues sont conservées en langue originale.

Le vivant face à la « logique des choses mortes »

Dans son ouvrage classique *L'économique et le vivant*, René Passet pointait en 1979 l'incompatibilité entre un système économique fondé sur la « logique des choses mortes » et une logique propre au vivant. Il dénonçait dans un même geste une limite du système économique, dirigé vers la reproduction du capital productif, sans considération pour les logiques naturelles, au premier rang duquel la reproduction de la vie et de la biosphère, et un angle mort de l'analyse économique. Cette dernière serait victime d'une « réduction du champ de la pensée économique » incapable d'intégrer des phénomènes hors marché, en particulier « tout ce qui concerne le vivant », se réduisant à une « mécanique abstraite, tournant sur elle-même, à partir d'hypothèses conventionnelles conçues indépendamment de tout lien avec le milieu naturel » (Passet 1979:45).

Sa critique porte plus précisément sur un paradigme de la science économique historiquement situé : l'économie néoclassique. Schématiquement, on peut résumer sa critique comme suit. L'économie néoclassique, étant fondée sur un individualisme méthodologique, une théorie de la valeur-utilité et des techniques d'optimisation de l'allocation, n'aurait pas les armes pour se confronter au vivant, qui nécessiterait une perspective holiste, un fondement biophysique de la valeur et des méthodes d'analyses empruntées à la science des systèmes. C'est le sens de sa proposition pour une « bioéconomie ». Sa critique et sa proposition sont à mettre en relation avec un ensemble de travaux contemporains aux siens visant à réformer (voire révolutionner) la science économique, au même titre que l'écodéveloppement d'Ignacy Sachs ou la bioéconomie de Nicholas Georgescu-Roegen (Debref et Vivien 2021).

L'intuition de René Passet qui ouvre notre questionnement semble fondée sur une incompatibilité entre l'*ontologie* du vivant et l'*épistémologie* économique. Des propriétés intrinsèques de la vie ne seraient pas compatibles avec la logique de l'analyse économique. Nous examinons en premier lieu cette possibilité, qui nécessite une définition du vivant. Le dictionnaire Larousse propose une définition de la vie fondée sur un ensemble de caractéristiques :

Le vivant face à la « logique des choses mortes »

« **VIVANT** n.m. Ce qui a les caractères spécifiques de la vie. Le biologiste travaille sur le vivant. »⁶

« **VIE** n.f. Caractère propre aux êtres possédant des structures complexes (macromolécules, cellules, organes, tissus), capables de résister aux diverses causes de changement, aptes à renouveler, par assimilation, leurs éléments constitutifs (atomes, petites molécules), à croître et à se reproduire. »⁷

Cette définition de la vie n'est toutefois pas unanimement partagée par les scientifiques du vivant. Plus précisément, les sciences du vivant désignent un ensemble hétérogène de disciplines, qui partagent *a minima* une intuition d'une unité de leur objet, mais pas de définition de la vie unifiée, compatible aux spécificités de chacune des disciplines. Certaines caractéristiques étant, à la limite, partagées par des non-vivants ou au contraire absentes chez des êtres qu'on considère cependant bien comme vivants.⁸ Bien que la vie soit majoritairement considérée dans ces disciplines comme une propriété ontologique (et pas une construction de l'esprit) et qu'il y a consensus pour dire qu'il existe bien une différence entre ce qui vit et ce qui ne vit pas (mais avec une question de degré plutôt que de nature), un certain scepticisme domine en philosophie de la biologie sur la pertinence de rechercher une définition unifiée de la vie (Mariscal 2021).

Néanmoins, si l'on s'en tient à la définition de la vie par ses caractéristiques, il ne semble pas évident de voir une incompatibilité fondamentale entre les structures complexes, la résistance au changement ou la capacité à croître d'une part et l'analyse économique d'autre part. Et ce notamment parce que la science économique est très diverse dans ses théories et ses méthodes.

La perspective qui nous paraît structurante derrière l'idée de Passet est celle du *vitalisme*. Cette perspective philosophique considère que la vie est irréductible à des explications purement mécanistes ou physico-chimiques. L'économie néoclassique, fondée sur des méthodes empruntées à la mécanique, serait ainsi inadaptée pour traiter de la vie, comme l'avait déjà noté Alfred Marshall (1991

⁶ Définition Larousse : <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/vivant/82299>. Consulté le 24 juillet 2024.

⁷ Définition Larousse : <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/vie/81916>. Consulté le 24 juillet 2024.

⁸ La biologie synthétique ou les recherches sur la vie artificielle par exemple sont de nature à violer des propriétés habituellement utilisées pour définir le vivant (Mariscal 2021).

[1898]). La perspective vitaliste a été largement répandue au cours de la deuxième moitié du XX^{ème} siècle : on peut citer par exemple Karl Polanyi (1968) qui pointait la « structure irréductible » du vivant. Un avatar contemporain du vitalisme nous semble se trouver, par exemple, chez Barbara Stiegler, quand elle affirme que « la vie et les vivants ne sont pas des objets comme les autres » car « la vie est toujours ce dans quoi les chercheurs, comme nous tous, sont intimement engagés, toujours déjà englobés et, au fond, eux-mêmes compris avant d'en comprendre quoi que ce soit » (Stiegler 2021:4-5). Si son argument diffère légèrement, il nous paraît conduire également à une forme d'exceptionnalisme sur la question du vivant, qui ne serait pas un objet « comme les autres ». De cet exceptionnalisme *ontologique*, le vitalisme déduit implicitement la nécessité d'une spécificité *épistémologique* des sciences qui le traitent.

Nous laisserons ici de côté les nombreuses discussions en philosophie des sciences sur l'unification des sciences et donc la possibilité pour une discipline de n'être « pas comme les autres ». Nous nous tournons plutôt vers les pratiques des scientifiques du vivant dans les faits, pour discuter la possibilité d'une incompatibilité épistémologique avec la science économique. Avec Canguilhem (1962:107), nous considérons que, chez les biologistes, le « vitalisme [est] une exigence plutôt qu'une méthode » ; autrement dit, un point de vue ontologique sur leur objet, qui ne détermine pas la perspective épistémologique à adopter.

En philosophie de la biologie, l'opposition entre mécanisme et vitalisme semble dépassée (Mariscal 2021). La question de la réduction des sciences du vivant aux sciences physico-chimiques est en revanche bien présente et s'articule entre plusieurs niveaux. Au niveau ontologique, un consensus existe sur le fait que les entités vivantes sont composées d'entités plus petites, de nature physique. Au niveau épistémologique, il subsiste en revanche une pluralité d'approche : l'existence de recherches portant à des niveaux d'organisation plus élevés, qui ne s'appuient pas sur les propriétés physico-chimiques des entités sous-jacentes en est une illustration. Dit autrement, si toutes les sciences du vivant étaient réductionnistes épistémologiquement, il n'existerait que de la biologie moléculaire (Brigandt et Love 2008). Néanmoins, l'idée d'un exceptionnalisme des sciences de la vie, bien qu'elle soit encore défendue ponctuellement (par exemple par Mayr 2004) n'est plus réellement d'actualité : les disciplines ont de nombreuses connexions, méthodologiques et épistémologiques avec les sciences physico-chimiques, sans qu'on puisse les y réduire toutefois (Penny 2005)

Le vivant face à la « logique des choses mortes »

Face à la question de l'incompatibilité de certaines réalités biologiques avec l'analyse économique, nous adoptons une approche pragmatique (et constructiviste), en considérant les réalités biologiques non pas comme des postulats ontologiques, mais comme le résultat de la production de disciplines dédiées. L'analyse économique portant sur des entités déjà étudiées par d'autres disciplines amène donc à se questionner sur le dialogue entre savoirs disciplinaires, plutôt que sur des compatibilités entre ontologies et épistémologie.

Ultimement, toutes les activités économiques sont fondées sur la vie, à différents niveaux. C'est ce que suggèrent les alertes de l'IPBES que nous avons retranscrites : toute activité économique repose *a minima* sur l'existence d'écosystèmes qui assurent les conditions de reproductions de la vie. C'est également ce qui fonde la critique portée par l'économie écologique qui, à un niveau ontologique, pointe que l'économie n'est qu'un sous-système de la biosphère et donc, qu'à un niveau méthodologique, l'analyse économique doit se conformer aux lois naturelles, en particulier celles de la physique et de la biologie (Vianna Franco et Missemmer 2023). Cette critique s'appuie fréquemment sur l'idée que la science économique, à sa naissance, reconnaissait la primauté des agents naturels dans le système économique. Les physiocrates plaçant l'agriculture en initiateur de la création de valeur, qui circule ensuite entre les classes sociales au sein de leur tableau économique. Cette vision « biophysique » de l'économie aurait ensuite été remplacée, lors de la révolution néoclassique par une approche « allocative » (Christensen 1989), conduisant à une « dénaturalisation » de la science économique (Schabas 2005).

Notre thèse se nourrit de cette perspective et reconnaît la critique fondatrice de l'économie écologique à la fois comme un fait historique et comme une matière à réflexion sur la discipline économique et ses orientations méthodologiques. Cependant, notre travail n'a pas pour objet une réflexion sur la discipline économique en général, ou sa supposée « logique ». Il part du constat que la discipline, si elle a une existence à une époque en tant qu'institution, doit être définie au moyen de ses méthodes et de ses objets mais uniquement de manière contingente.

La discipline a connu une extension, associée à une certaine spécialisation et fragmentation au cours du XX^{ème} siècle, conduisant à des sous-disciplines spécialisées dans l'étude de certains secteurs économiques ou de certains phénomènes *a priori* non économiques avec des méthodes économiques.

Parmi ces spécialités, certaines ont spécifiquement affaire au vivant. C'est le cas, en particulier, de l'économie des ressources et de l'environnement, qui s'est institutionnalisée à partir des années 1950 aux États-Unis (Banzhaf 2023), dont une partie est consacrée aux ressources naturelles *biologiques*, telles que les poissons, les forêts ou le gibier. L'économie de la biodiversité, plus récente, peut également être considérée comme appartenant à ce champ. L'économie agricole, enfin, a très tôt constitué une spécialité en économie, avec des départements de recherche et des associations savantes dédiées au début du XX^{ème} siècle (Taylor 1940; Banzhaf 2006).

Dans ces champs, la *production* économique est une *reproduction* au sens biologique. Les poissons et le gibier se reproduisent et se multiplient, les arbres et les cultures croissent. L'analyse économique est donc directement confrontée à la vie de manière *substantielle*, dans le sens où c'est l'objet de l'analyse qui est vivant.⁹ Comment le conflit des logiques se traduit-il dans ce cas ? Nous faisons l'hypothèse que c'est au sein de ces champs de recherche que nous pourrions le plus certainement observer l'articulation des savoirs sur l'économie et sur le vivant. Cette constatation est partagée par des praticiens de l'économie des ressources et de l'environnement, qui jugent que leur champ est « interdisciplinaire par nature » (Zilberman 1994:35) et qu'il est nécessaire en particulier pour leurs recherches sur les « ressources biologiques » de « rapprocher l'économie [« *economics* »] et l'écologie » (White 2008:447).

En économie de l'agriculture, des ressources, de la biodiversité, certaines entités analysées peuvent donc avoir à la fois un caractère économique (le poisson comme marchandise par exemple) et biologique (le poisson comme agent reproducteur). On pressent que la réduction de ces entités à leur propriété économique ne sera pas toujours opérante pour l'analyse : comment expliquer la productivité de la pêche sans prendre en compte le taux de reproduction des poissons par exemple ? Les économistes doivent donc s'appuyer également sur des caractéristiques biologiques de leurs objets d'analyse. On peut voir dans la reconnaissance par les économistes impliqués dans ces champs d'une nécessité de s'appuyer sur les sciences du vivant un objectif de *consilience* des savoirs (Wilson 1998),

⁹ Par opposition à des analyses économiques qui se référerait au vivant de manière *formelle* ou *analogique*, pour traiter d'objets non vivants – par exemple une théorie évolutionniste de la firme.

Le vivant face à la « logique des choses mortes »

c'est-à-dire l'idée qu'une « branche du savoir doit conformer ses hypothèses aux faits acceptés des autres branches » (Gowdy et Ferreri Carbonell 1999:339).

Précisons quelques termes avant de formuler une première version de notre problématique. Nous désignerons par *transdisciplinarité* l'idée que certains phénomènes ne peuvent être saisis totalement par les disciplines scientifiques telles qu'elles existent, puisqu'elles sont le résultat de contingences historiques et non de la nature des phénomènes. Ainsi, une approche transdisciplinaire vise à traiter un sujet en transcendant les barrières disciplinaires. La transdisciplinarité est plus souvent présentée comme un objectif normatif, relatif à l'unification du savoir, qu'une méthode d'analyse scientifique. La *multidisciplinarité* désigne la juxtaposition de savoirs de différentes disciplines à propos d'un même sujet. On pourra par exemple dire qu'un cursus académique est multidisciplinaire. Enfin, nous entendons par *interdisciplinarité* toute interaction entre savoirs, méthodes, concepts, théories issues de la production de différentes disciplines. On peut donc envisager une grande variété de types d'interdisciplinarité, qui peuvent être réalisés à distance par échange d'objets ou de méthodes, mais également *via* une collaboration directe entre scientifiques de disciplines différentes. De nombreux travaux en philosophie des sciences proposent des typologies de ces différentes interactions à l'interface entre disciplines (Thompson Klein 2011). Si le détail de ces typologies ne nous est pas utile, nous en conservons une distinction, structurante, entre l'interdisciplinarité *methodologique*, qui consiste en un échange de techniques d'analyses (un modèle formel, une méthode de résolution) et une interdisciplinarité *théorique*, qui nécessite « l'intégration de prédicats d'une discipline par l'autre » (Thompson Klein 2011:25).

En retournant aux champs de l'économie qui nous intéressent, par exemple l'économie de l'agriculture, on peut donc considérer que certains phénomènes ou problèmes sont transdisciplinaires : la productivité d'une exploitation agricole est un problème à la fois économique, biologique et agromomique. C'est la manière dont les économistes vont traiter cette question qui nous intéresse. Dans quelle mesure leur analyse s'appuie sur une forme d'interdisciplinarité avec les sciences du vivant ? À l'aide des distinctions précédemment établies, on peut préciser que l'interdisciplinarité qui va nous intéresser n'est pas uniquement methodologique, mais doit comporter un volet plus *substantiel* – autrement dit théorique. Il ne pourra pas s'agir de simples transferts de méthodes ou de formalismes, sans congruence entre les entités sur lesquels on les applique. Dans nos cas, les économistes sont

confrontés à des entités vivantes et font appel aux savoirs des sciences du vivant pour expliquer des phénomènes dans lesquels ces entités précises jouent un rôle.

Nous avons vu que cette forme d'interdisciplinarité se caractérise par une intégration de certains prédicats d'autres sciences. Dès lors, on peut se demander dans quelle mesure ces intégrations sont possibles sans heurts, étant donné le supposé « conflit des logiques » entre économie et vivant. Si nous avons vu que ce conflit était difficile à fonder en toute généralité, on peut supposer que certains savoirs des sciences du vivant peuvent conduire les économistes à remettre en question une partie de leurs théories ou méthodes et par la suite à les faire évoluer. Nous pouvons donc formuler une première version de notre question de recherche comme suit : *dans le cadre du traitement de ressources biologiques, comment et dans quelle mesure l'interdisciplinarité avec les sciences du vivant conduit les économistes à des innovations théoriques et méthodologiques ?*

L'économie face à la nature dans l'histoire

Face à cette question, notre travail prend le parti d'une approche historique. Nous partons de l'hypothèse que la crise de la biodiversité n'est pas la première instance d'une irruption du vivant dans les problématiques économiques qui conduirait les économistes à innover dans leur analyse. Au moins dans les sous-champs disciplinaires consacrés, pour l'analyse des ressources renouvelables, de la production agricole ou, plus récemment, pour la conservation de la biodiversité et des écosystèmes, des analyses économiques ont porté sur des entités vivantes. Certaines propriétés du vivant ont pu alors questionner des méthodes d'analyse existantes et conduire à des innovations interdisciplinaires, à la frontière de l'économie et des sciences du vivant. Nous proposons donc de faire l'histoire de quelques-unes de ces tentatives d'innovation méthodologiques, avec pour but d'en tirer des enseignements sur la capacité de l'économie à dialoguer avec les sciences du vivant pour traiter d'entités biologiques. Avant de développer la problématique à la suite d'une discussion théorique sur la modélisation, nous balayons la littérature historique portant sur les interactions entre la science économique et la nature au sens large.

Un premier pan de littérature pertinente concerne l'histoire des relations entre disciplines ou – lorsque ce terme est anachronique – entre savoirs économiques et savoirs sur le monde naturel, dans une perspective d'échanges entre les domaines de savoirs. Ces échanges peuvent prendre la forme d'un transfert de méthode, de théorie, de concept, et reposent la plupart du temps sur des analogies entre des notions économiques et biophysiques.

Ce sont en premier lieu les relations avec les sciences physiques qui ont connu des explorations importantes. Selon le désormais classique ouvrage de Mirowski (1989), *More Heat Than Light*, la science économique a, depuis ses débuts cherché à se légitimer en tant que science en construisant ses théories par analogies avec des théories physiques pour pouvoir se revendiquer une « physique du social ». L'évolution du concept d'énergie dans les sciences physiques joue un rôle particulier dans cette histoire. Alors que l'économie classique s'était appuyée sur des métaphores physiques pré-énergétiques (le mouvement, le travail) pour fonder des théories de la valeur-substance, les économistes néoclassiques ont essayé de s'adapter aux bouleversements de la physique en prenant en compte la définition de l'énergie comme un champ. Ils ont ainsi fondé une théorie de la valeur-utilité qui repose sur l'analogie entre énergie et utilité et s'appuie sur la transposition de théorèmes physique, en particulier relatifs à la conservation de l'énergie, pour se développer. Mirowski montre cependant comment cette analogie conduit à des apories théoriques dans les fondements de la théorie néoclassique, qui n'ont pas été suffisamment considérées, faute d'une analyse suffisamment rigoureuse de la comparaison des termes de l'analogie et des implications de cette transposition. On peut noter que l'ambition de Mirowski, bien que fondée sur une étude historique est avant tout *théorique*, puisqu'elle entend mettre au jour une aporie de la théorie de la valeur et se fonde sur une analyse d'échanges *analogiques et méthodologiques*, mais *non substantiels*.

En termes d'analogies, les influences de la biologie sur l'économie ont également été explorées (Mirowski 1994), en particulier dans le cadre de l'économie évolutionniste (Foster 1997; Levallois 2009). Certains auteurs ont par ailleurs symétrisé cette analyse en étudiant l'utilisation d'analogies dans les deux sens (Hannon 1997). En effet, les sciences de la vie ont également emprunté à l'économie dans leur développement : la question de l'influence supposée de l'économie politique, en particulier *via* la théorie de Malthus, sur Darwin pour la construction de sa théorie de l'évolution est par exemple un sujet largement exploré dans la littérature (Gordon 1989; Schabas 1990; Pearce 2010). De

manière plus originale, Erickson (2010) montre également comment la biologie des populations, dans ses débuts au XX^{ème} siècle, s'est formée autour de certains concepts en raison de l'absence de données biologiques directes et du besoin de reposer sur des données de marché pour l'étude des fluctuations de population. Kingsland (1985 chapitre 2) expose de son côté l'influence des travaux d'économie mathématiques, notamment de Jevons, sur l'élaboration par Alfred James Lotka de son ouvrage fondateur pour la biologie des populations, *Elements of Physical Biology* en 1925.

Plus tard, dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, c'est le développement de l'écologie qui est influencé par l'économie. Worster (1994) intitule son histoire des idées écologiques *Nature's Economy* et voit dans le développement de la modélisation théorique en écologie ou de modèles de circulation d'énergie au sein des écosystèmes développés à partir des années 1960 une transposition de théories économiques au vivant. Walker (2020) étaye cet argument en reliant les proximités méthodologiques et conceptuelles à des proximités institutionnelles. Dans l'après-guerre, aux États-Unis, les parcours entremêlés de scientifiques au sein des institutions pour le développement de l'énergie atomique, ou au sein d'institut de recherche opérationnelle (notamment la RAND Corporation) ont conduit selon lui à des analogies entre des concepts structurants pour les deux disciplines (équilibre, croissance) et des proximités méthodologiques importantes, notamment en termes de modélisation.

Un deuxième pan de la littérature historique pertinente concerne le rapport qu'entretient la science économique avec les entités naturelles. Nous distinguons les travaux proposant une vision assez générale de la discipline, avec une profondeur historique importante et les analyses plus resserrées sur des thématiques ou des sous-champs disciplinaires.

Dans la première catégorie, Kula (1998) propose une histoire intellectuelle au long cours de la conceptualisation de la nature dans la pensée économique, des classiques jusqu'à nos jours. Du fait de son champ très large, l'ouvrage constitue avant tout une exposition, chronologique, de théories économiques dans laquelle des entités naturelles jouent un rôle, de la théorie de la rente ricardienne à des travaux plus spécialisés sur les ressources épuisables puis renouvelables au long du XX^{ème} siècle. Schabas (2005) et Wolloch (2016) proposent également une histoire de la conceptualisation de la nature dans les théories économiques, centrée sur la période allant du début de l'économie politique

à la préfiguration de l'économie néoclassique avec John Stuart Mill. Leurs récits de cette période divergent. Là où Wolloch raconte l'histoire d'une continuité, celle de la conceptualisation de la nature comme une ressource, Schabas met en avant un basculement avec l'avènement de l'économie néoclassique et la « dénaturalisation » de l'économie. Alors que les classiques ne séparaient pas les phénomènes naturels des phénomènes économiques dans leurs analyses¹⁰, les travaux de Mill auraient conduit à réifier l'économie comme une entité détachée du reste du monde biophysique, produit de l'agence humaine (en particulier ses désirs, ses intentions et croyances). Dès lors, les économistes auraient cessé de représenter les entités naturelles dans leurs théories, qu'ils centraient sur les préférences des agents et l'allocation des biens plutôt que leur production via des processus biophysiques (Schabas 2005). Fischman (1998) avait déjà avancé la thèse de la dénaturalisation de l'économie, en repérant une disparition de la problématisation de la nature à partir des théories néoclassiques de la fin du XIX^{ème} siècle. Pottier (2014) constate également la disparition de la terre comme facteur des fonctions de production néoclassiques et la relégation de l'intérêt pour les ressources naturelles hors des théories générales sur l'économie. Du côté de l'histoire des idées, Albritton Jonsson et Wennerlind (2023) identifient, dans leur histoire de la conceptualisation de la rareté [« *scarcity* »] de 1500 à nos jours une tradition « cornucopienne » (du latin *cornu copiae*, corne d'abondance), dans laquelle s'inscrit notamment l'économie néoclassique, qui ignore la finitude du monde physique. En ce sens, ils viennent donc s'inscrire dans le récit de la dénaturalisation de l'économie.

On ne peut cependant pas dire que les entités naturelles ont tout à fait disparu des théories économiques. Si la thèse de la dénaturalisation de l'économie apparaît difficilement contestable pour une partie importante des théories, il n'en reste pas moins que des analyses économiques ont continué, au cours du XIX^{ème} et du XX^{ème} siècle, à porter sur des entités naturelles. Missemmer (2017) a notamment proposé une histoire dense du traitement des énergies fossiles par les économistes, de William Stanley Jevons en 1870 à Harold Hotelling en 1931, qui vient raffiner la thèse de la dénaturalisation. D'un côté, il constate une certaine progression du *réductionnisme* économique, qui va dans le sens d'un désintérêt croissant de la théorisation économique pour certaines caractéristiques

¹⁰ Albritton Jonsson (2013) donne également à voir en détail la manière dont le monde naturel était présent dans la naissance de l'économie politique en Écosse, dans les travaux de Smith par exemple.

naturelles des ressources, conduisant à une analyse moins spécifique de celles-ci, fondée sur des catégories abstraites, comme celle d'actif épuisable (Ferreira da Cunha et Missemmer 2020). Cependant, son travail montre également qu'il existe une certaine continuité dans le fait de reconnaître l'importance de certaines ressources naturelles et de leur potentiel épuisement pour l'activité économique, qui fonde la nécessité d'une analyse économique dédiée.

Plus récemment, la finitude de certaines ressources centrales pour le fonctionnement du système économique a fait surface de manière importante avec la publication du rapport Meadows en 1972 et le premier choc pétrolier de 1973, qui ont suscité une vive réaction des théoriciens de la croissance optimale américains, dont Robert Solow et Joseph Stiglitz. Les travaux de Couix (2019, 2020) fournissent une analyse précieuse de la manière dont ces économistes ont amendé à la marge leurs modèles de croissances pour inclure les ressources naturelles comme un facteur de production supplémentaire, avec des hypothèses de substituabilité forte entre les différents facteurs. En explorant la controverse autour de ces modèles avec les tenants de l'économie thermodynamique, Nicholas Georgescu-Roegen puis Herman Daly, Couix met en lumière les présupposés ontologiques et méthodologiques qui guident ces deux approches opposées pour la prise en compte de la dimension matérielle, biophysique de l'économie dans la théorie macroéconomique.

Les travaux de Banzhaf (2023) permettent par ailleurs de retracer l'institutionnalisation de l'économie de l'environnement en tant que sous-champ spécialisé de l'économie au long de la deuxième partie du XX^{ème} siècle. Il montre notamment comment les problématiques de conservation de ressources ont été reformulées en termes d'arbitrage entre coûts et bénéfices, en prenant en considération des valeurs intangibles des aménités environnementales jusqu'alors exclues de la valorisation économique. Banzhaf donne à voir l'importance de certaines institutions dans le développement du champ de l'économie de l'environnement, notamment en termes de techniques de valorisation monétaire, comme la valorisation contingente et les méthodes de préférences révélées. L'ensemble des travaux de Banzhaf va plutôt dans le sens d'une analyse économique de l'environnement qui se détache des entités naturelles en tant qu'entités biophysiques en se tournant vers la valorisation par les *consommateurs* (au sens large) de l'environnement comme fondement de leur prise en compte dans le calcul économique.

Enfin, plus proche de notre objet d'étude, les entités vivantes, il existe des travaux historiques sur l'économie forestière (Peyron et Maheut 1999; Viitala 2013; Warde 2018; Rivière et Caurla 2020) ou sur les débats sur la surexploitation des ressources marines dans lesquels des économistes étaient engagés (Finley 2011, 2017; Locher 2013, 2020; Hubbard 2018) mais sans analyse poussée des transferts de savoirs entre économie et sciences du vivant, à notre connaissance.

Un dernier pan de la littérature historique pertinente concerne la *pensée économique-écologique*. Dans la lignée de Vianna Franco et Missemer (2023), nous considérons comme « écologique-économique » une analyse fondée en même temps sur une perspective *ontologique* d'encastrement du monde économique dans le monde naturel et une interdisciplinarité *méthodologique* entre sciences économiques et naturelles. Ces deux critères constituent une inspiration importante pour l'histoire de l'analyse économique du vivant que nous proposons dans cette thèse. Si le premier critère ne sera pas conservé dans cette version stricte mais remplacé par une version plus faible, relative à la nécessité de représenter les entités vivantes dans l'analyse économique (sans présupposé sur le fondement ontologique de cette nécessité), le deuxième garde toute sa pertinence pour nous. Plusieurs travaux historiques s'inscrivent dans cette perspective.

Il existe tout d'abord des analyses historiques de l'émergence et de l'institutionnalisation de l'économie écologique à proprement parler, réalisées par des chercheurs du champ (Costanza 2003; Røpke 2004, 2005). Certaines remontent également plus loin dans l'histoire de la prise en compte de l'environnement par les économistes pour retracer la divergence entre l'économie écologique et une économie de l'environnement fondée sur la théorie néoclassique et le concept d'externalité (Spash 1999; Pearce 2002). On peut noter également des études plus resserrées sur la place de certains débats internes du champ, notamment autour de la valorisation monétaire des services écosystémiques (Méral 2021) ou sur la théorisation de la bioéconomie (Debref et Vivien 2021). Enfin, Fragio (2022) propose une approche d'épistémologie historique pour étudier les désaccords entre approches rivales sur la question de l'environnement en économie, avec l'économie écologique comme point d'ancrage.

En termes d'histoire plus poussée de la construction d'analyse économique qui s'appuie sur l'interdisciplinarité pour représenter des phénomènes naturels, on peut citer à nouveau l'analyse des

théories thermodynamiques de la production présentée dans la thèse de Couix (2020). Martinez-Alier (1987) propose, lui, dans son ouvrage fondateur *Ecological Economics : Energy, Environment and Society*, d'explorer les théories de précurseurs méconnus de l'écologie économique : des scientifiques (physiciens, biologistes, chimistes...) qui, depuis le XIX^{ème} siècle, ont produit des analyses économiques fondées sur la prise en compte des flux matériels et énergétiques. Le récent ouvrage de Vianna Franco et Missemmer (2023) s'inscrit dans la suite de ce projet, en étendant l'analyse à la pensée économique-écologique telle que définie plus haut, sans focalisation particulière sur la question de l'énergie. Ils donnent ainsi à voir, par épisode, des contributions peu connues aujourd'hui en économie, datant d'avant les années 1950 et fondées sur une interdisciplinarité avec l'ornithologie, la chimie, la biologie... Enfin, il nous semble qu'on peut rapprocher la démarche d'Orain (2023), qui remonte à la préhistoire de l'économie au XVIII^{ème} siècle pour mettre au jour les « savoirs perdus » que constituent la *science du commerce* et la *physique œconomique*, à l'époque en compétition avec la physiocratie et l'économie politique naissante. Il montre ainsi comment a été pratiquée une autre manière de réaliser des analyses économiques, en articulant des savoirs très divers, notamment issus de la géographie, de la botanique et de la physique. Ce travail historique lui permet de nourrir une discussion sur la méthodologie de l'économie contemporaine pour prendre en compte et gérer le vivant.

Cette revue de littérature ne prétend pas à l'exhaustivité. Elle omet notamment des articles de revues et des thèses de doctorats et se limite par ailleurs à la littérature publiée en langue française et anglaise. Ce tour d'horizon nous permet néanmoins de positionner notre travail par rapport à plusieurs grands pôles de l'historiographie de l'économie face à la nature. Nous nous inscrivons en premier lieu dans la continuité de l'approche historiographique de la pensée économique-écologique, en fondant la recherche de cas d'études sur des critères d'interdisciplinarité et de représentation explicite du vivant. Nous adoptons également une perspective à la fois historique et méthodologique, à la manière de Couix et – dans une moindre mesure – d'Orain. Les travaux de Banzhaf constituent par ailleurs une source importante de contextualisation de nos cas d'études et une inspiration pour l'étude des innovations méthodologiques en économie des ressources et de l'environnement. Nous précisons dans la suite l'objet de notre analyse historique : la modélisation du vivant en économie.

Modélisation mathématique et interdisciplinarité

La définition de la science économique fait l'objet d'intenses débats depuis son autonomisation en tant que discipline (Backhouse et Medema 2009a). La quête d'une définition n'est pas facilitée par le fait que la discipline a connu au cours du siècle dernier une expansion importante, aussi bien en termes de diversité des sujets traités que de nombre de méthodes disponibles. L'institutionnalisation de nombreux sous-champs très spécialisés a conduit à une fragmentation de la discipline, qui rend d'autant plus difficile une définition unifiée. Cependant, un élément de méthode semble constituer un trait unificateur, au moins depuis la deuxième partie du XX^{ème} siècle : la modélisation mathématique. Présent depuis la fin du XIX^{ème} siècle, sous la forme par exemple de diagrammes chez Alfred Marshall, le nom de « modèle » s'est stabilisé à partir des années 1930 et ceux-ci sont devenus omniprésents dans l'analyse économique à partir des années 1950. Au point de définir en partie le « genre épistémique prédominant » de la science économique contemporaine (Morgan et Knuuttila 2012:49).

Nous entendons par modélisation une représentation formalisée d'un objet, d'un phénomène, d'un système, qui n'est pas une finalité en soi mais un moyen pour servir à d'autres fonctions. Ainsi, une maquette peut être un modèle, visant par exemple à communiquer des éléments sur un objet dont la taille réelle est un obstacle pour l'analyse. Une modélisation mathématique est donc une modélisation qui repose sur un formalisme mathématique pour représenter l'objet cible. Avec Israel (1996:11) on peut considérer que la modélisation mathématique consiste en une application d'un « fragment de mathématique » à un « fragment de réalité ». Par ailleurs, il est couramment admis qu'un modèle est différent d'une théorie, notamment parce que sa validité est seulement locale et qu'il ne produit pas de généralisation directe de ses résultats (Varenne 2018:4).

L'économie est loin d'être la seule discipline à reposer sur les modèles pour produire des résultats scientifiques. Aussi bien en sciences naturelles que sociales, les modèles sont légion dans les productions académiques contemporaines (Morgan et Morrison 1999). Si la modélisation a existé parfois sans mathématiques, avec des modèles reposant par exemple sur des artefacts physiques (par exemple la machine hydraulique d'Irving Fisher, en 1892, représentant la circulation des flux monétaires dans une économie ; Morgan 2012:8-9), le développement à grande échelle des modèles est lié à la

mathématisation des disciplines. La modélisation a « accompagné le développement de la mathématisation des sciences non physiques – biologie et économie en particulier » (Israel 1996:12). La modélisation mathématique n'est cependant pas un élément « constitutif » des sciences de la vie comme de l'économie, contrairement à la physique. Les mathématiques constituent une ressource sur laquelle les scientifiques se sont appuyés de manière croissante pour exprimer leurs raisonnements, mais « on peut très bien imaginer une biologie, une économie et même une chimie sans mathématiques » (p. 80).

Le processus de mathématisation de l'économie n'a pas été linéaire et univoque. Weintraub (2002), dans son analyse de l'histoire de l'économie au prisme de l'histoire des mathématiques, a montré comment à plusieurs moments depuis la fin du XIX^{ème} siècle, différentes propositions de mathématisation de raisonnements économiques se sont fondées sur des conceptions rivales de ce que sont les mathématiques et ont été parfois rejetées au profit d'approches alternatives de l'analyse économique, non mathématisées. On peut toutefois identifier une évolution, au tournant du XX^{ème} siècle, allant du recours en économie à des modèles issus de la physique vers des modèles fondés sur des analogies directement mathématiques, portée par les économistes néoclassiques (Mirowski 1991). La vision des mathématiques sur laquelle reposent ces modèles, qu'on peut qualifier de formalisme (ou Bourbakisme), consistant à considérer les mathématiques comme un pur réservoir de formes, sans connexions *a priori* avec le monde sensible, se serait ensuite imposée dans l'après-guerre, conduisant à la généralisation de l'utilisation de formes mathématiques dans la discipline (Weintraub et Mirowski 1994).

Le fait de partager un langage, les mathématiques, est un élément important pour la communication entre économistes et scientifiques du vivant. Les modèles mathématiques sont fréquemment vus comme des facilitateurs d'interdisciplinarité. Cette idée est généralement illustrée aujourd'hui par l'exemple des modèles qu'on nomme *intégrés* (ou *Integrated Assessment Models*), qui résultent de l'hybridation de modèles représentant l'économie, la physique du climat et la production d'énergie et sont utilisés pour évaluer les politiques d'atténuation du changement climatique (Dahan 2009; Cointe, Cassen, et Nadaï 2019; van Beek et al. 2020). Ces modèles mettent en relation des savoirs disciplinaires de manière composite, par intégration de différents modules (Varenne 2009). Les modèles créés par des scientifiques de chaque discipline sont en général couplés par l'échange de

Modéliser l'économie

variables, qu'on retrouve en sortie de l'un d'entre eux et en entrée d'un autre. On trouve également des modélisations *intégrées* (Castro et al. 2018) ou *couplées* (Brock et Xepapadeas 2018; Schlüter et al. 2012; Wang et Grant 2021) entre l'économie et les sciences du vivant, en particulier pour la conservation de la biodiversité. La différence entre les deux termes n'est pas toujours explicitée. MacLeod et Nagatsu (2016:423) proposent de distinguer les modèles *couplés*, construits de façon modulaire, avec partage des tâches entre discipline bien établi des modèles *intégrés* où les savoirs disciplinaires sont « transformés ou altérés pour les combiner ». Le concept de modèle intégré est donc plus général, avec les modèles couplés comme cas limite (avec une transformation minimale des savoirs disciplinaires) : nous ne restreindrons pas l'analyse dans cette thèse au cas limite, mais aux modèles intégrés dans leur diversité.

La littérature en philosophie des sciences sur l'interdisciplinarité est particulièrement abondante. Nous en avons abordé quelques exemples précédemment. Une partie importante de cette littérature est tournée vers la justification de l'interdisciplinarité, voire de la transdisciplinarité comme objectif normatif. Nous aborderons ici l'interdisciplinarité sous un autre angle : nous considérerons que les disciplines scientifiques sont une réalité historique, contingente, et que l'interdisciplinarité est un fait empirique qui demande à être étudié (MacLeod et al. 2019). Avec les moyens de l'enquête historique, cette thèse vise à documenter l'interdisciplinarité *telle qu'elle se fait* dans des cas de modélisation économique avec représentation explicite d'entités vivantes – donc des cas d'interdisciplinarité qu'on a qualifiée de *substantielle*. Si on pourra identifier, dans certains cas, des échanges directs de modèles déjà construits entre disciplines, notre analyse portera plus généralement sur la construction de modèles qui ont des éléments (concepts, théories, modèles) biologiques et économiques, et qui visent à représenter des entités vivantes, sans présupposés sur la préexistence de modèles disciplinaires qu'on peut coupler. Ainsi, il ne nous paraît pas utile de développer *a priori* une typologie complète des échanges interdisciplinaires. Des cadres théoriques seront mobilisés de manière *ad hoc* dans le récit des cas historiques.

Modéliser l'économie

Nous avons pour le moment décrit le modèle avant tout par sa forme – dans notre cas, un ensemble d'équations mathématiques. Ces équations définissent des lois de mise en relation des variables : elles

constituent donc un ensemble de contraintes sur les valeurs que ces variables peuvent prendre. Néanmoins, nous avons commencé à noter qu'un modèle a également une fonction, un objectif. Une manière répandue de penser cette fonction est de considérer le modèle comme un *médiateur* entre la théorie et le monde réel (Morgan et Morrison 1999). Dans cette vision, le modèle est construit par le scientifique comme un monde à part (*model-world*), qui a son autonomie à la fois par rapport à la théorie (il n'est pas une simple traduction d'une théorie) et au monde réel (il n'est pas un calque du monde). Ainsi situé, le modèle peut permettre différentes médiations : selon la manière dont il construit et manipule le modèle, le scientifique pourra apprendre sur la théorie ou sur le monde. Varenne (2014) propose de raffiner l'idée de médiation en considérant que les modèles sont des *facilitateurs*. Il propose une typologie des modèles selon ce qu'ils facilitent : des modèles peuvent jouer notamment un rôle pédagogique (facilitent la communication), prédictif (facilitent l'anticipation), heuristique (facilitent l'explication d'un mécanisme à partir de quelques interactions simples par exemple), prescriptif (facilitent la détermination d'une réponse à une situation donnée, par exemple optimiser des gains), intégrateur (facilitent les échanges entre plusieurs disciplines). Cette typologie, reproduite ici de manière non exhaustive a le mérite de faire apparaître une variété de rôles possibles pour la modélisation. Et Varenne (2014) souligne qu'il est important pour juger de la pertinence des modèles de considérer leur fonction attendue.

Nous ferons référence dans ce travail à plusieurs reprises à des catégories de cette typologie, lorsqu'elles nous permettront de révéler des tensions entre des objectifs de modélisation distincts par exemple. On peut noter toutefois que la typologie de Varenne ne fournit pas de critère d'évaluation des modèles au regard de chacune des fonctions possibles. Cela ne constitue pas selon nous une limite de la typologie, dans le sens où il serait illusoire de fixer *a priori* ce qui constitue un critère de réussite atemporel, universel et valable pour toutes les disciplines de réussite d'un modèle prédictif, par exemple. Chaque fonction de la modélisation peut être associée, à chaque époque, à une variété d'épistémologies, qui fournissent des critères de validité différents. Ainsi, la typologie permettra avant tout de porter l'attention sur les fonctions des modèles qui sont avancées par leurs constructeurs dans nos cas d'études, mais les critères de réussites devront être jugés de manière contingente et racontés avec les potentiels conflits d'évaluation épistémologiques qu'ils suscitent. Par ailleurs, les fonctions ne sont pas mutuellement exclusives *a priori*. Un modèle, en tant qu'outil, peut servir à

plusieurs fins, du moment que sa pertinence pour chacune d'entre elles est établie. Halmayer (2014) décrit par exemple comment Robert M. Solow a construit avec son modèle de croissance optimale de 1956 une « conception polyvalente » [« *multipurpose design* »], dont elle dénombre quatre fonctions. Le modèle est en même temps un instrument de travail pour faire des expériences de pensées, un instrument de mesure, un outil pédagogique et un prototype pour construire des modèles économétriques de plus grande ampleur, devant servir par la suite comme « technologie de conseils en politiques publiques » (p. 229).

Dans notre cas, les modèles qui vont nous intéresser dans la suite sont construits pour traiter de questions de gestion de ressources (au sens large, en considérant la biodiversité comme une ressource). Ils sont donc construits pour être *appliqués*, avec une certaine flexibilité sur l'interprétation de ce terme.¹¹ On pourra retrouver dans ce cadre une ambiguïté entre une fonction *d'explication* (d'un mécanisme à l'œuvre dans l'utilisation des ressources par les agents par exemple) et une fonction *prescriptive* (conseiller une conduite optimale d'utilisation des ressources). Des modèles destinés à la gestion peuvent devenir des technologies d'aide à la décision, des dispositifs de gestion. Lorsqu'ils sont utilisés comme tels par des décideurs hors de la sphère scientifique, on peut donc considérer que les modèles jouent un rôle performatif, c'est-à-dire une capacité à transformer le monde plutôt qu'à l'expliquer (Armatte 2010; Brisset 2018). Là encore, le modèle peut occuper les deux fonctions, ou l'une et l'autre successivement. D'autant qu'il existe un continuum de possibilités. Un modèle qui fournit une *explication* d'un mécanisme important pour notre compréhension des dynamiques d'utilisation des ressources peut également conduire à établir une règle de gestion – et donc être prescriptif en un sens. Il exerce alors une influence plus indirecte sur les pratiques de gestion, sans être pour autant un outil de calcul directement à la disposition des décideurs. Dans le cas de la prescription directe, on peut noter que la pertinence du modèle dans sa fonction normative sera liée à une fonction positive : plus précisément, si le modèle veut établir avec précisions des politiques de gestion

¹¹ Backhouse et Cherrier (2017:5) identifient plusieurs sens du terme d'application à propos des théories, mais que nous mobiliserons également pour les modèles : « adapter une théorie à l'étude de questions spécifiques en créant un modèle adapté à un ensemble spécifique de circonstances », « utiliser une théorie pour expliquer ou analyser un ensemble spécifique de données » ou « participer à la conception de politiques publiques ou de stratégies d'entreprise ».

optimales (quantitatives), il doit disposer de certaines capacités de *prédiction* (Albrecht 2017) – ce qui ne sera pas nécessairement le cas des modèles explicatifs.

Attardons-nous enfin sur la manière dont les économistes construisent les modèles, c'est-à-dire formellement leurs représentations. En méthodologie économique, plusieurs visions coexistent. On peut mentionner en particulier l'opposition entre les *fictionnalistes* (Sugden 2000), pour qui la construction d'un modèle s'apparente à la construction d'un monde fictionnel mais « crédible », sans objectif de représentation fidèle du monde et les *isolationnistes* (Mäki 2009a), qui adoptent une posture plus réaliste sur la question de la représentation, en affirmant que les modèles sont construits par isolation d'un mécanisme réellement à l'œuvre dans le monde (Morgan et Knuuttila 2012). Toutefois, ces deux interprétations nous semblent moins pertinentes comme manière de décrire les méthodes de construction des modèles que comme justification *ex post* de leur validité. En pratique, la reconstruction historique donne à voir des processus de construction moins nettement identifiables. Il sera souvent possible d'interpréter les travaux de modélisation à l'aide des deux théories, qui mettent chacune l'accent sur des éléments différents mais qui peuvent être également importants. Nous les mobiliserons donc toutes deux l'analyse des cas et montrerons de quelle manière elles peuvent parfois s'articuler autour d'un même modèle.

Ces deux visions soulignent cependant la nécessité d'avoir recours un certain nombre d'hypothèses qui éloignent le modèle d'une description fidèle de la réalité. Gordon (1991:108) formule cette idée en notant que le critère « d'isomorphisme », c'est-à-dire la capacité d'un modèle à reproduire le monde de manière réaliste, n'est pas nécessairement pertinent pour les modèles à vocation heuristique en sciences sociales. Plusieurs typologies ont été proposées pour classer en différentes catégories les hypothèses non réalistes effectuées lors de la construction de modèles, selon la raison de leur nécessité et les conséquences qu'elles ont sur la pertinence des modèles obtenus (Musgrave 1981; Mäki 2000). Nous nous concentrons uniquement sur deux types d'hypothèses, qui nous aideront à préciser notre problématique. En premier lieu, la position isolationniste permet de mettre en lumière le statut particulier de *certaines* hypothèses, qui devraient être jugées à l'aune de leur réalisme, contrairement aux autres. Cela correspond à la définition des hypothèses « cruciales » donnée par Solow (1956:65): « des hypothèses dont les conclusions dépendent sensiblement, et dont il est

Modéliser le vivant

important qu'elles soient réalistes ». ¹² Par ailleurs, dans la mesure où les modèles sont conçus comme des outils, pour être ensuite manipulés, certaines hypothèses, certains choix de représentation visent à préserver leur *maniabilité*. En particulier, des formes mathématiques peuvent être choisies car elles permettent de résoudre le modèle : on les nommera des hypothèses de *tractabilité* (Hindriks 2006). Ces hypothèses peuvent avoir un intérêt historique fort, puisqu'elles sont contingentes aux techniques de résolution disponibles à l'époque et aux standards de ce qu'on considère comme une résolution acceptable en économie (Cherrier 2023).

Modéliser le vivant

Après avoir soulevé quelques enjeux méthodologiques centraux pour la modélisation en économie, considérons brièvement la situation des sciences du vivant. En l'absence d'une unité forte entre toutes les disciplines qu'on peut regrouper sous ce terme, il est difficile d'avoir une vision d'ensemble sur la question : on peut néanmoins affirmer que la modélisation occupe un rôle prépondérant dans les disciplines ou sous-champs disciplinaires qui vont nous intéresser dans la suite : biologie des populations (Kingsland 1985), écologie (Seidl 2017), systématique (O'Hara 1997).

Une littérature abondante existe en philosophie des sciences sur le rôle de des modèles en biologie. Nous ne rentrons pas dans le détail de celles-ci, mais nous focalisons notre attention sur deux points importants. En premier lieu, la question du réalisme dans la représentation est – comme en économie – loin d'être consensuelle. Comme le notent Janssen *et al.* (2024:8), il n'y a pas à cet égard « d'exceptionnalisme économique ». Une vision naïve de la biologie pourrait associer à une forme de réalisme ontologique des sciences naturelles une méthodologie fondée sur le réalisme des hypothèses. La correspondance entre la représentation et le système cible est pourtant loin de constituer la norme en sciences du vivant : en biologie des populations par exemple, des modèles stylisés et « idéalisés » sont très répandus (Odenbaugh 2005). On peut citer en exemple le modèle de fluctuations de populations d'un couple proie-prédateur de Lotka-Volterra, qui est structurant pour le champ et repose sur

¹² Voir Gaspard et Missemer (2023) sur le rôle de l'hypothèse des gains de productivité dans l'usage des ressources épuisables en tant qu'hypothèse cruciale dans le débat initié par le rapport Meadows.

des hypothèses irréalistes. Deuxièmement, il semble exister, même au sein de chaque discipline des sciences du vivant, un pluralisme méthodologique à l'égard de la modélisation. Ce pluralisme peut s'incarner de diverses manières : une succession de méthodes associées à des épistémologies de la modélisation différentes comme la relate Varenne (2018:5) pour l'histoire de la biologie des plantes, qui passe de modèles statistiques athéoriques à une épistémologie « fictionnaliste et instrumentale » ; des méthodes et épistémologies de modélisation différentes qui aboutissent au même modèle formel, comme dans le cas d'Alfred Lotka d'une part et de Vito Volterra d'autre part (Knuuttila et Loettgers 2017) ; des modèles de type différents peuvent coexister et être complémentaires dans une stratégie de recherche, comme dans le cas de la biologie des systèmes, où les modèles heuristiques constituent une étape pour la génération d'hypothèses, qui viennent ensuite nourrir la construction de modèles prédictifs (MacLeod 2016).

Ce bref détour par la philosophie de la biologie nous permet d'aboutir à un enseignement important vis-à-vis de notre question de recherche. Nous avons fait l'hypothèse qu'au contact des sciences du vivant, les économistes peuvent se confronter à d'autres concepts, théories, mais également méthodologies de modélisation. Nous avons vu cependant que pour chaque discipline, et au sein d'une même époque, il n'y a pas unicité des méthodes ou des objectifs de la modélisation. Les économistes qui se tournent vers les sciences du vivant ne sont donc pas face à des monolithes, mais confrontés à des sciences vivantes, pas nécessairement stabilisées autour d'un paradigme, plurielles d'un point de vue épistémologique. Malgré l'ancrage de ce travail en histoire de la pensée économique, nous tenterons de conserver une certaine symétrie dans l'analyse de l'interaction entre la sphère des sciences économiques et celle des sciences biologiques. Les controverses de chaque sphère auront donc leur importance pour nourrir l'analyse méthodologique. En particulier, l'existence de plusieurs visions concurrentes en sciences du vivant peut amener une possibilité de sélection, d'arbitrage pour un économiste qui chercherait un modèle ou une théorie en biologie. Notre travail se nourrit ainsi des confrontations internes à chaque discipline de manière à enrichir l'histoire des rapprochements ponctuels entre économie et sciences du vivant et ainsi tirer des enseignements méthodologiques plus précis sur la discipline économique.

Nous avons formulé la problématique de l'interdisciplinarité entre économie et science du vivant, en l'orientant sous l'angle de la consilience, c'est-à-dire de la prise en compte des faits biologiques en économie. La spécification de notre objet d'intérêt, les modèles, et les développements théoriques qui précèdent nous permettent désormais de reformuler et développer notre question de recherche autour de la représentation et de l'interprétation du vivant dans les modèles construits par les économistes.

Une première question oriente notre recherche : *dans le cadre de problématiques de gestion de ressources, des économistes reconnaissent-ils des particularités au vivant, qui nécessitent d'innover dans leurs représentations dans les modèles économiques ? Et si oui lesquelles ?* Cette interrogation ne constitue pas à proprement parler notre problématique. Il s'agit d'un guide qui va mener à la sélection de nos cas d'études : nous nous intéresserons à des cas où une certaine spécificité du vivant reconnue par les économistes s'accompagne d'innovations méthodologiques.

Une fois ce prérequis acquis, nous proposons de décomposer la problématique en trois groupes de questions, qu'on peut schématiquement classer comme relatives à la méthode de construction des modèles, à l'épistémologie de la modélisation et à la manipulation des modèles. Ces trois volets ne sont pas indépendants et seront traités conjointement dans les études de cas, mais nous les distinguons sur un plan analytique à ce stade.

Comment les économistes aboutissent-ils à une représentation du vivant dans leurs modèles ? avec quel appui sur les sciences du vivant ? Nous proposerons notamment de déterminer les points de contacts effectifs avec ces sciences. Les économistes se sont-ils engagés dans une collaboration ? ont-ils été en contact ponctuels avec des scientifiques ? quelles ont été leurs lectures ? Par ailleurs, nous nous attacherons à préciser la provenance des représentations du vivant au sein des modèles. S'agit-il d'import de modèles existants ? ou de créations *ad hoc* ? et dans cette éventualité, à partir de quelles propriétés du vivant ces représentations ont-elles été formées ? des théories biologiques formalisées pour l'occasion ? des propriétés ontologiques supposées par les économistes ?

Quels critères sont appliqués pour la sélection ou l'évaluation des représentations du vivant ? Diffèrent-ils des critères appliqués par les économistes aux autres représentations de leurs modèles ? Nous suivrons en particulier le rôle des contraintes de tractabilité pour la représentation du vivant. Les dynamiques

du vivant sont-elles jugées comme plus complexes, et devant être simplifiées pour garantir une maniabilité du modèle ? Par ailleurs, nous tenterons de déterminer si les représentations du vivant sont systématiquement considérées comme des hypothèses cruciales et donc à ce titre soumis à un critère de réalisme spécifique.

Quels effets ces représentations ont-elles pour les utilisations des modèles économiques ? En particulier, ont-elles un impact sur la maniabilité de ces modèles ? et sur le type de raisonnements ou de conclusions qu'on peut tirer de ces manipulations ? Et peuvent-elles amener à questionner, redéfinir, préciser des théories ou concepts économiques. Nous nous attacherons en particulier à identifier si ces représentations du vivant agissent comme une limite à certaines interprétations, en permettent au contraire de nouvelles, ou modifient le positionnement des économistes par rapport aux résultats théoriques ou pratiques obtenus avec leurs modèles en général.

Une histoire d'innovations : méthode et présentation des épisodes

Si les questions qui dirigent ce travail sont de nature méthodologique, puisqu'elles portent sur la construction de modèles en économie, nous sommes convaincus qu'une approche historique peut contribuer à la réflexion méthodologique, en donnant à voir des cas concrets de représentation du vivant dans des modèles économiques, fournissant ainsi un matériau empirique précieux pour l'analyse. Nous avons choisi de réaliser une histoire par épisodes, en partie indépendants les uns des autres, comme des « vignettes » (Vianna Franco et Missemer 2023:10), plutôt que de raconter une histoire continue et systématique du traitement des entités vivantes dans la modélisation en économie. Ce choix nous permet en premier lieu de concentrer l'analyse sur des moments précis qui sont selon nous les plus à même de fournir un support pertinent pour la réflexion méthodologique : des épisodes d'innovations, qui participent à l'initiation d'un champ de recherche – ou ont en tout cas une ambition d'être fondateurs. En effet, ces moments se caractérisent par un champ des possibles étendu, ce qui favorise la possibilité de voir apparaître des méthodes nouvelles, mais ils peuvent être également des moments de débats, où les économistes sont poussés à justifier leurs choix de méthodes, ce qui permet de donner du grain à moudre à l'analyse méthodologique. Par ailleurs, la focalisation sur des épisodes restreints temporellement permet une analyse méthodologique plus

approfondie qu'avec une histoire exhaustive. Nous serons ainsi à même de mobiliser des matériaux d'archives et de retracer finement l'histoire interne et externe du développement de modèles. Cela n'empêchera pas de remarquer des connexions entre nos différents cas d'études, des évolutions conceptuelles, théoriques ou méthodologiques et de faire rentrer en résonance certaines problématiques d'un épisode à l'autre.

Le premier critère de sélection des cas d'étude est donc celui d'une représentation explicite d'entités vivantes (non humaines) dans des modèles économiques mathématisés. Ce critère a dirigé notre recherche vers l'économie du XX^{ème} siècle, notamment en raison de la mathématisation de la discipline, mais également avec l'institutionnalisation de l'économie agricole, puis, plus tard, de l'économie des ressources et de l'environnement – deux champs de l'analyse économique où des entités vivantes jouent des rôles *a priori* importants.

Un deuxième critère porte sur l'ambition novatrice des travaux de modélisation que nous voulons étudier, pour les raisons évoquées plus haut. Nous avons cherché des moments où une impulsion a été donnée pour faire émerger une méthode, un champ ou un programme de recherche en proposant une innovation méthodologique. Nous ne nous sommes donc pas limités à des travaux structurants pour la suite des champs – autrement dit des tentatives couronnées de succès. Nous avons considéré que certaines tentatives d'innovation permettaient des réflexions méthodologiques fécondes, malgré leurs relatifs échecs en termes de postérité.

De facto, les épisodes que nous avons sélectionnés se déroulent tous dans un contexte nord-américain, dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle.¹³ Nous apporterons des éléments de contexte plus précis dans chaque chapitre. Cette proximité temporelle permet une relative cohérence contextuelle, avec une science économique mathématisée, la montée des questions environnementales dans la

¹³ Les scientifiques dont nous étudions les travaux sont par ailleurs en très grande majorité des hommes. Ce biais s'explique en partie par la composition des laboratoires de recherche en économie dans les périodes étudiées (en particulier les plus anciennes), mais probablement également par les critères de sélection des cas d'étude. Notre deuxième critère en particulier, qui porte sur la volonté de proposer des innovations qui ouvrent des champs de recherche peut notamment défavoriser les personnes dans des positions institutionnelles plus vulnérables, donc moins à même de prendre des risques.

société et l'institutionnalisation progressive de l'économie des ressources et de l'environnement. Présentons brièvement ces épisodes (voir Tableau 1 pour un récapitulatif)

Nous traitons en premier lieu (Chapitre 1) de l'émergence de la méthode de modélisation dite « bioéconomique » en économie et biologie des pêches, dans les années 1950. Nous étudions en particulier comment l'économiste canadien Howard Scott Gordon et le biologiste états-unien Milner B. Schaefer ont contribué – séparément – à construire un modèle formel représentant à la fois les dynamiques de populations de poissons exploitées et les comportements économiques des pêcheurs. Ce modèle, connu sous le nom de « modèle de Gordon-Schaefer », est un modèle fondateur de l'économie des pêches, notamment pour les nombreux développements méthodologiques autour de modèles intégrés économie-écologie qu'il a lancé.

Un deuxième épisode (Chapitre 2) porte sur les héritages méthodologiques de la méthode de modélisation bioéconomique après le modèle novateur de Gordon-Schaefer, dans la période 1957-1976. Nous identifions trois moments de réinterprétations de l'innovation interdisciplinaire, dans trois champs de recherches : économie des pêches, économie des ressources naturelles et modélisation couplée économie-sciences du vivant. Nous analysons en particulier les contributions de l'économiste états-unien Vernon L. Smith et du mathématicien canadien Colin W. Clark, qui ont proposé une généralisation du modèle bioéconomique à l'ensemble des ressources renouvelables. Nous montrons comment cette généralisation s'articule avec, d'une part, des rapprochements de l'économie des ressources à des travaux théoriques plus génériques en économie et, d'autre part, une restriction du rôle joué par les sciences du vivant dans l'élaboration des modèles bioéconomiques.

Nous étudions ensuite (Chapitre 3) un ensemble de travaux de modélisation ayant émergé au sein d'un programme de recherche interdisciplinaire sur la gestion intégrée des insectes ravageurs des cultures au début des années 1970 à Berkeley, en Californie. En réponse aux alertes environnementales sur les pesticides, la gestion intégrée vise à combiner le contrôle chimique et le contrôle biologique (c'est-à-dire l'introduction de prédateurs des insectes nuisibles). Au sein du projet, des modèles informatiques de grande dimension sont construits à partir de l'analyse des systèmes pour représenter les dynamiques de l'agroécosystème – autrement dit le système composé des cultures, des nuisibles, de leurs prédateurs et de l'environnement physique – et utilisés pour produire des simulations,

notamment par la mathématicienne et ingénieure Christine Ann Shoemaker et l'entomologiste Andrew Gutierrez. Nous analysons comment ces modèles sont articulés dans des publications économiques avec des modèles stylisés résolus par optimisation, pour produire à la fois des résultats théoriques et appliqués, notamment par l'économiste israélien Uri Regev

Enfin, nous portons notre attention sur les débuts de l'économie de la biodiversité, dans les années 1990 (Chapitre 4). Notre quatrième et dernier épisode est centré sur le modèle de « l'arche de Noé » de l'économiste États-Unien Martin Weitzman, qui vise à proposer une formalisation du problème de préservation des espèces en danger fondé sur un objectif de conservation du patrimoine génétique. Nous nous intéressons en particulier au rôle d'un dialogue interdisciplinaire, entre économistes, systématiciens et biologistes de la conservation, pour la formalisation du problème de la conservation de la biodiversité. Nous nous interrogerons sur l'importance de ce dialogue interdisciplinaire dans la postérité du modèle de Weitzman, dans le jeune champ de l'économie de la biodiversité.

En termes de méthode de rédaction, précisons que chaque étude de cas est précédée d'un court interlude portant sur l'histoire des sciences du vivant impliquées dans l'épisode qui suit. Ces interludes aident à mettre en lumière certains enjeux méthodologiques propres à ces disciplines, ainsi que des aspérités, des débats internes qui les structurent, en exposant par exemple des controverses ponctuelles, qui entreront par la suite en résonance avec des enjeux présentés dans le chapitre. Cet artefact de rédaction permettra de donner du relief à l'histoire de la pensée économique que nous souhaitons raconter : l'interdisciplinarité pourra ainsi se raconter non comme le contact d'une science économique avec des sciences stabilisées, mais bien comme les interactions entre des scientifiques en prise, des deux côtés, avec leurs propres enjeux de légitimation et de stabilisation épistémologique et méthodologique. Ces interludes se nourrissent principalement de littérature secondaire en histoire et philosophie des sciences, mais mobiliseront également ponctuellement des matériaux primaires lorsqu'ils permettent d'illustrer efficacement un enjeu important pour le chapitre qui suit.

	Modélisation bioéconomique des pêches	Modélisation bioéconomique des ressources renouvelables	Modélisation du système agroécologique	Optimisation de la conservation de la biodiversité
<i>Champ de l'économie associé</i>	Économie des pêches	Économie des ressources	Économie agricole	Économie de la biodiversité
<i>Modèles considérés</i>	Modèle de Gordon-Schaefer (Gordon 1954; Schaefer 1957)	Modélisation bioéconomique (Smith 1968; Clark 1976)	Modèles de l'agroécosystème pour le contrôle intégré des ravageurs (Regev, Gutierrez, et Feder 1976; Shoemaker 1979)	Modèle de l'arche de Noé (Weitzman 1998)
<i>Entités vivantes représentées</i>	Population de poisson	Entité biologique générique (régénérative)	Agroécosystème : plante-ravageur-prédateur-environnement biophysique	Ensemble d'espèces en danger
<i>Disciplines en sciences du vivant</i>	Biologie des pêches	Biologie des populations	Entomologie, écologie, biologie des plantes	Systématique et biologie de la conservation
<i>Techniques mathématiques</i>	Modélisation algébrique, résolution statique	Modélisation algébrique, résolution dynamique	Analyse des systèmes. Optimisation de formes réduites et simulation. Programmation dynamique.	Théorie des graphes. Optimisation par programmation dynamique
<i>Finalités économiques du vivant</i>	Prélèvement	Prélèvement	Nuisible (ravageur) et régulateur (prédateur)	Valeur d'option de la diversité génétique

Tableau 1. Caractéristiques des épisodes étudiés

Quelques leçons de l'histoire

Avant de mettre en avant les résultats principaux de ce travail de thèse, précisons quelques éléments sur la nature de notre contribution. Premièrement, ce travail raconte une histoire de tentatives d'innovations méthodologiques dans la représentation du vivant, qui sont chacune intéressantes pour elle-même. Chaque récit peut donc se lire comme un cas spécifique de construction d'un modèle en économie, qui fournit la matière d'une réflexion méthodologique. Deuxièmement, l'ensemble des cas présentés contribuent à étoffer l'histoire de l'analyse économique d'après-guerre, en mettant en

avant des épisodes du développement de l'économie des ressources et de l'environnement en tant que sous-champ spécialisé (bien que ce travail n'ait pas vocation à l'exhaustivité et ne prétende ainsi pas avoir épuisé l'histoire de l'économie du vivant). Ce faisant, ces épisodes permettent ainsi d'apporter des éléments de définition de la science économique au cours du XX^{ème} siècle. Enfin, nous sommes convaincus que ces cas d'études permettent d'avancer dans la compréhension des conditions de possibilité du dialogue entre économie et sciences du vivant, dans le passé mais également le présent et le futur. Par nature, des cas d'études ne permettent pas de démontrer des incompatibilités méthodologiques *a priori* entre économie et sciences du vivant, ni une quelconque relation de nécessité entre les modèles obtenus dans nos épisodes et une nature supposée de ces sciences. Néanmoins, ils permettent de mettre la lumière sur certains prérequis au dialogue interdisciplinaire, des chemins non empruntés ou des voies sans issues déjà explorées par le passé par exemple.

Un premier élément que ce travail permet de mettre en avant est qu'il existe bien des analyses économiques qui représentent le vivant dans leurs modèles. Comme nous l'avions supposé, la spécialisation de l'économie conduit à des sous-champs dans lesquels il est parfois jugé nécessaire par les économistes de considérer des caractéristiques structurantes des êtres vivants pour pouvoir aboutir à des analyses qu'ils jugent pertinentes. Les cas sélectionnés en sont la preuve : aussi bien en économie des pêches, qu'en économie des ressources, en économie agricole et en économie de la biodiversité, des traditions de modélisation entières sont fondées sur une représentation explicite du vivant. La dénaturalisation de l'économie se heurte donc ponctuellement à la nécessité de considérer les processus biophysiques qui fondent les activités économiques associées.

De plus, nous montrons que les économistes qui s'engagent dans des représentations du vivant engagent des dialogues avec les sciences du vivant, au moins par des lectures conséquentes, souvent par un appui sur des théories existantes et des échanges directs avec des scientifiques des disciplines pertinentes – voire des collaborations. Cette constatation va à l'encontre de l'idée d'une discipline autarcique, renfermée sur elle-même (Fourcade, Ollion, et Algan 2015). Elle ne constitue cependant pas un argument sur la discipline en général et nous n'affirmons pas que c'est le cas d'une majorité, ni même d'une proportion importante d'économistes. Mais il est notable que ces dialogues existent autour de la modélisation dans des champs spécialisés de l'économie et qu'ils constituent parfois la norme : en économie des pêches par exemple.

Si des économistes se tournent vers les sciences du vivant pour construire leurs représentations, nos épisodes montrent qu'ils ne s'appuient pas fréquemment sur des modèles existants, mais peuvent préférer construire leurs propres représentations à partir de théories non formalisées, ou d'hypothèses fondées biologiquement qu'ils traduisent eux-mêmes en termes de modèles. Comme nous l'avons supposé, la vision d'un couplage de modèles préexistants n'est pas la norme. Une justification de cette pratique nous semble résider dans la nécessité de réduction de la complexité du vivant, liée à la fonction heuristique des modèles construits par les économistes que nous étudions. Ils construisent la plupart du temps des modèles stylisés, compacts, pour expliquer un mécanisme à l'œuvre dans l'exploitation d'une ressource, sans ambition de prédiction notamment. Les modèles disponibles en sciences du vivant peuvent être trop complexes pour être intégrés dans ces modèles compacts tout en conservant la tractabilité nécessaire pour des résolutions explicites. Ainsi, nous observons ce que nous nommerons des *réductions biologiques* des entités vivantes, c'est-à-dire la réduction d'une entité à une seule caractéristique – celle qui importe le plus dans le problème de gestion de ressource selon les constructeurs du modèle : une population de poisson se régénère, les insectes développent des résistances aux insecticides, les espèces proviennent d'un processus de transmission de gènes. Cette caractéristique joue en général le rôle d'*hypothèse cruciale*, au sens où nous l'avons explicité plus haut et sa représentation dans le modèle est à ce titre jugée à l'aune de son réalisme – contrairement à d'autres hypothèses du modèle. On peut aussi noter qu'elle est fréquemment une hypothèse *suffisante* pour l'économiste, au sens où il la construit comme l'hypothèse minimale (c'est-à-dire la plus simple) dont on peut déduire par le modèle un mécanisme à l'œuvre dans le monde réel.

Le cas de la gestion intégrée des ravageurs nous montre également que lorsque les entités vivantes jouent plusieurs rôles en même temps et que la réduction à une unique caractéristique est insuffisante pour l'objectif du modèle (les insectes sont à la fois des prédateurs de plantes, des proies d'autres insectes, des entités qui s'adaptent aux insecticides, des entités qui se déplacent d'une saison sur l'autre...), plusieurs stratégies peuvent coexister et s'articuler entre elles dans un projet de recherche. Par exemple, des modèles partiels, avec réduction à chacune des caractéristiques, peuvent être réalisés successivement – ce qui ouvre la question de l'articulation des résultats obtenus. Par ailleurs, la modélisation algébrique peut être abandonnée pour se tourner vers d'autres formes de modèles

Quelques leçons de l'histoire

(informatiques, issus de l'analyse des systèmes par exemple), ou d'autres méthodes (évaluation économétrique *ex post*).

Notre travail met également en lumière les discussions conceptuelles et théoriques qui peuvent s'ouvrir en économie à travers la représentation du vivant. Si nous assistons à des tentatives de *réduction économique*, au sens où des entités vivantes sont parfois représentées par des catégories conceptuelles économiques, sans reconnaissance de leurs spécificités (le poisson comme un facteur de production, les ressources biologiques comme un capital, l'insecte comme une externalité), elles se heurtent parfois à une certaine *résistance* du vivant, qui amène à questionner les concepts ou théories économiques – ou du moins leur généralité. À cet égard, le cheminement de Gordon à propos de la nature des rendements décroissants dans les pêches, qui passe du statut de *loi* à appliquer à n'importe quelle industrie indifférenciée à un statut de *résultat d'un modèle de production bio-fondé*, est particulièrement intéressant (voir Chapitre 1).

Enfin, nous notons que les modèles stylisés proposés par les économistes ont tout de même fréquemment une ambition affichée de *prescription*, à côté de leur rôle d'outil heuristique, puisqu'ils sont utilisés pour proposer des inflexions des politiques de gestion de ressource. Cette prescription se fait par l'identification d'un mécanisme à l'œuvre et qu'il est important de considérer, donc grâce au rôle *explicatif* du modèle. Cependant, nous remarquons qu'une ambiguïté est fréquemment entretenue sur les capacités du modèle à devenir prescripteur de manière directe, en tant que technologie de gestion. L'idée est parfois avancée par les économistes qu'une *calibration* du modèle sur des données réelles, notamment biologiques, le transformerait en outil opérant. Il nous semble que cette idée repose sur le postulat implicite que les modèles biologiques utilisés peuvent avoir fonction de prédiction, sans que ce postulat soit vérifié au cas par cas par les économistes. Comme nous l'avons vu, la modélisation en écologie repose en partie sur des modèles stylisés, explicatifs plutôt que prédictif. Nous identifions donc non seulement un ajournement *sine die* de la calibration (déjà soulignée pour l'économie de la fin du XX^{ème} siècle, notamment par Boumans 2001) mais également une forme *d'externalisation* vers les scientifiques du vivant de la nécessaire confrontation avec les données empiriques pour garantir l'applicabilité du modèle.

Ce dernier point nous permet un retour sur l'enjeu qui motive la thèse : la crise écologique contemporaine. Pour que le dialogue entre disciplines soit productif au regard de l'enjeu de la crise du vivant, notre travail historique montre qu'il est essentiel que les scientifiques de chacune des disciplines s'engagent dans une démarche d'explicitations d'un ensemble de postulats épistémologiques qui sous-tendent leurs pratiques. Pour les travaux de modélisation, que nous traitons dans la thèse, la clarification par chaque acteur du rôle attendu des modèles, des critères de validités de ceux-ci ou des stratégies empiriques à mettre en œuvre pour en tirer des prescriptions nous paraissent être un minimum pour que la collaboration interdisciplinaire soit féconde sur le plan heuristique. En l'absence de telles clarifications, il nous semble que l'appui sur une autre discipline peut constituer plus un recours opportuniste qu'une réelle démarche heuristique – comme dans le cas de l'externalisation de la validation empirique mentionné au-dessus. À l'inverse, le dialogue approfondi entre des épistémologies de la modélisation de disciplines différentes ne peut qu'enrichir le questionnement sur les pratiques des modélisateurs en économie comme en sciences du vivant.

Les modèles sont par ailleurs fréquemment vus pour la gestion de la crise écologique comme des outils de pilotages des politiques publiques, ou *a minima* d'aide à la décision – avec l'exemple des modèles intégrés utilisés pour la question climatique. Il nous semble illusoire de trop attendre des modèles intégrés pour la gestion du vivant, en raison des dimensions et échelles multiples de ces questions, et de leur caractère systémique. Les cas étudiés montrent que bien souvent, la représentation dans les modèles se réduit à une unique dimension de la vie. Travailler à l'intégration de fondements biophysiques, par un dialogue avec les sciences naturelles et les sciences de la vie en particulier, dans les raisonnements, théories et modèles économiques nous semble plus que nécessaire aujourd'hui pour que la discipline économique continue à produire des savoirs pertinents à l'époque de la crise écologique. Mais il nous paraît nécessaire de ne pas limiter notre idée du dialogue interdisciplinaire au couplage de modèles déjà construits, mais de reconnaître la pertinence des collaborations qui prennent différentes formes et sont ouvertes à des éventuelles remises en question de postulats fondamentaux des disciplines impliquées.

Interlude 1.

Biologie des pêches et gestion des océans au XX^e siècle

Nous présentons dans ce premier interlude la biologie des pêches, discipline ayant émergé au début du XX^e siècle, en réponse à des alertes économiques provenant de l'industrie de la pêche sur la disponibilité décroissante de la ressource halieutique. Cette discipline est relativement autonome de la biologie des populations et orientée vers l'optimisation de la gestion des ressources, en raison de la forte volonté politique qui permet son institutionnalisation. Nous nous focalisons en particulier au rôle des modèles mathématiques dans la discipline, qui ont pris au milieu du siècle une place importante, en tant qu'outils prédictifs et prescriptifs pour définir des cibles de gestion.

Des océans inépuisables au problème de la surpêche

Les premières alertes d'une possibilité d'épuisement des stocks de poissons exploités en Europe ont émergé dès la deuxième partie du XIX^e siècle, au Royaume-Uni. Après des années de croissance de l'industrie de la pêche sur les rives de la Mer du Nord et à la suite de l'apparition progressive des chalutiers¹⁴, les pêcheurs à la ligne furent les premiers à craindre que l'exploitation intensive de l'océan conduise à une raréfaction de la ressource halieutique. Sans pouvoir observer la réalité des stocks, ils ne pouvaient que constater que le nombre de leurs captures n'augmentaient plus, voire diminuaient, malgré le même nombre d'heures passées en mer, avec du matériel au moins aussi efficace que précédemment. Face à ces alertes répétées des pêcheurs sur la dégradation des fondements de leur activité économique, plusieurs « Commissions d'enquête sur les pêches maritimes » [« *Commissions of Enquiry into Sea Fisheries* »] furent mises en place entre 1863 et 1893 par le gouvernement britannique pour déterminer la réalité de ce qu'on a commencé à nommer « surpêche » [« *overfishing* »] (Smed et Ramster 2002:16).

Thomas Huxley, biologiste britannique mandaté à plusieurs reprises pour diriger ces commissions conclut, au vu des statistiques qu'il rassemble sur les captures dans plusieurs pêcheries, que les ressources halieutiques sont non seulement « inépuisables », mais que la pêche n'aurait qu'un effet très marginal sur les stocks :

I believe then that the cod fishery, the herring fishery, pilchard fishery, the mackerel fishery, and probably all the great sea fisheries are inexhaustible: that is to say that nothing we do seriously affects the numbers of fish. And any attempt to regulate these fisheries seems consequently, from the nature of the case to be useless (Huxley 1884:22).

Cette vision gardera une influence certaine dans les débats autour de la surpêche dans les décennies qui suivent (Hubbard 2005, 2014). Pour expliquer les fluctuations des captures, deux arguments alternatifs à l'effet de la pêche sur les stocks sont fréquemment avancés : les migrations des stocks de poissons visés par les pêcheurs et les variations des conditions climatiques. À la fin du XIX^e siècle, la première hypothèse se trouve réfutée par la preuve de l'existence de populations de poissons

¹⁴ Le chalutier est un bateau qui permet de pêcher en trainant un filet en forme d'entonnoir, nommé chalut.

localisées, sédentaires et indépendantes : cette découverte rend l'hypothèse de la surexploitation plus crédible que jamais (Ulltang 2002). Le développement industriel de la pêche dans la deuxième moitié du XIX^e siècle, porté par les innovations technologiques (notamment le développement du chalutier à vapeur) et la mise en place d'infrastructures assurant le conditionnement et la distribution (notamment le chemin de fer) vient par ailleurs multiplier le nombre de pêcheries dans lesquelles des pêcheurs se mettent à alerter sur une possible situation de surpêche (Quinn 2008:345). Cette problématique, partagée par de nombreux pays, conduit au développement tout au long du XX^e siècle de la *biologie des pêches* [*fisheries biology*] en tant que discipline à part entière, principalement en Europe du Nord et en Amérique du Nord. Des États dans lesquels la pêche joue un rôle économique important (Norvège, Danemark, Royaume-Uni, États-Unis, Canada...) identifient le besoin de connaissances scientifiques pour mieux appréhender l'effet de la pêche sur les stocks et imaginer des mesures appropriées pour résoudre le problème d'une potentielle surexploitation. Ils financent donc des programmes de recherches dirigés par des biologistes marins et des océanographes et créent des laboratoires et stations de recherches spécifiques à proximité des zones de pêche (notamment pour la mer du Nord à Bergen en Norvège, en 1903 et à Lowestoft, en Angleterre, en 1920). Chacun se spécialise dans des espèces pêchées dans leur région géographique, ce qui indique, selon Hubbard (2014:369), la nature « localisée » de cette science naissante.

Malgré cette composante locale, les biologistes et les laboratoires nouvellement créés partagent « un ensemble de techniques, de buts et d'idéaux » (Hubbard 2014:370). En particulier, une volonté de coordination internationale des recherches en biologie des pêches émerge et se matérialise en 1902 par la constitution d'un organisme dédié à cette tâche, le Conseil International pour l'exploration de la mer (CIEM ou *International Council for the Exploration of the Sea, ICES*), situé à Copenhague. Un des principaux objectifs affichés par le CIEM à sa fondation est d'explorer la question de la surpêche, en s'appuyant sur des recherches sur la dynamique des populations de poissons. La biologie des pêches se structure donc autour de la question du lien entre activité de pêche et stocks de poissons, par suite d'une volonté politique forte qui découle d'intérêts économiques : garantir la pérennité du développement de l'industrie de la pêche. Le CIEM participe à la diffusion, entre laboratoires de biologie des pêches, de techniques d'analyse des stocks (bague graduée pour déterminer l'âge des poissons, suivi des individus par baguage, mesures anatomiques pour identifier les espèces...) et

d'échantillonnage statistique pour estimer les stocks à partir des données de captures récoltées auprès des pêcheurs et des industriels. Il est notable que cette discipline naissante se développe en relative autonomie par rapport à d'autres branches des sciences du vivant, en particulier la biologie des populations, malgré de nombreux concepts et problématiques partagés.¹⁵

Définition et théorisation de la surpêche

Dès les premières années de l'ICES, des débats sur la définition de la surpêche au sein du comité dédié conduisent à une première clarification, par le biologiste danois Carl Georg Johannes Petersen (1903) dans son article « What Is Overfishing ». Il distingue deux types de surpêches : (i) une situation où le nombre de poissons en âge de se reproduire (les frayeurs) est suffisamment diminué pour amoindrir le nombre d'œufs produits ; (ii) une réduction moyenne de la masse ou de l'âge des poissons. On les nommera des années plus tard respectivement surpêche de recrutement et surpêche de croissance. Si la deuxième option est une conséquence logique de la pêche, la question se pose de déterminer si son effet est significatif, détectable, dans certaines pêcheries (Ulltang 2002).

Si le début du XX^e siècle voit subsister quelque temps des explications de fluctuations de captures par des facteurs biophysiques plutôt qu'humains¹⁶, la première guerre mondiale vient accréditer de manière quasi définitive la réalité de la surpêche. Les biologistes constatent dans les années suivant la guerre une reconstitution des stocks, qu'ils imputent à la diminution drastique de l'effort de pêche pendant les années de combat. Cette expérience grandeur nature (désignée sous le nom de *First Great Fishing Experiment*), dont les données sont analysées par les scientifiques du CIEM, participe à convaincre un plus grand nombre de chercheurs et de décideurs que l'effet de la pêche sur les stocks peut être substantiel (Quinn 2008:349). Si les débats sur la magnitude de cet effet et la prégnance des

¹⁵ Terrance J. Quinn (2008:343), praticien de la discipline identifie plusieurs raisons de cette autonomie, notamment institutionnels (laboratoires séparés, financements plus importants en biologie des pêches en raison des intérêts économiques) et liés à la disponibilité bien plus grande de données pour la pêche (grâce aux statistiques de captures, progressivement systématisées avec l'obligation de consigner les informations dans des registres sur les bateaux de pêche).

¹⁶ C'est le cas notamment du travail séminal en démographie des populations de poisson du biologiste norvégien Joan Hjort (1914), directeur de recherche sur les pêches au laboratoire de Bergen. Il identifie les variations naturelles de recrutement (c'est-à-dire l'arrivée de jeunes poissons à maturité) comme principal déterminant des fluctuations.

Définition et théorisation de la surpêche

facteurs environnementaux ou humains dans les fluctuations ne se sont pas pour autant éteints, les recherches menées en biologie des pêches acceptent en majorité le postulat d'un effet de l'homme sur la ressource et s'orientent vers l'objectif d'une exploitation rationnelle de celle-ci.

Dans cette optique, des modèles et théories de dynamiques de population exploitées sont construits pour définir formellement la surpêche dans un premier temps, puis être appliqués par la suite à des données pour déterminer si on se trouve bien dans une telle situation. On peut citer en particulier la théorie des « captures optimales » [« *optimum catch* »] des biologistes norvégiens Joan Hjort *et al.* (1933) puis la « Grande Loi de la Pêche » [« *Great Law of Fishing* »] du biologiste britannique Michael Graham (1943), qui ont toutes deux orienté la définition de la surpêche vers l'idée d'une déviation par rapport à un optimum.

Hjort *et al.* (1933), dans le cadre de la pêche à la baleine, se sont inspirés des travaux du biologiste Raymond Pearl sur la courbe logistique pour supposer qu'on pouvait modéliser la croissance de la population de cétacés par une courbe sigmoïde – sans présupposer de la forme fonctionnelle. Pour une population de cétacés réduite, le taux de croissance est supposé faible ; il augmente avec la taille de la population jusqu'à atteindre un maximum, puis décroît jusqu'à zéro lorsque la population atteint son maximum, fixé par les conditions du milieu. Ainsi, il existe selon eux un niveau de population qui correspond à un taux de croissance maximal : les captures permettant d'amener la population à ce niveau constituent les « captures optimales », puisqu'elles maximisent le potentiel reproductif de la ressource (Ulltang 2002:446). Graham (1935) applique par la suite cette théorie à des données de capture pour la mer du Nord, en spécifiant une fonction logistique pour la croissance naturelle des populations de poissons. Il en déduit que la reprise de l'exploitation intensive durant l'entre-deux-guerres a conduit à une surpêche, qui a significativement fait diminuer le stock de poissons, au point qu'on pourrait obtenir le même produit avec un effort bien moindre (Figure 1). Il pointe ainsi le gaspillage de ressources dans l'industrie de la pêche :

« [The data] lead to the same conclusion, that an economy of effort is desirable in the North Sea, that is, that a certain proportion of the time and money of the fishermen is at present devoted to reducing their catch, or is at least wasted » (Graham 1935:264).

Il formalise cette théorie quelques années plus tard dans des termes économiques pour donner sa « Grande Loi de la Pêche » :

Experience has shown that the yield does not continue to rise. After a certain point the total yield of a fishery fails to increase any more, whatever the fishermen do. This is the key to the history of fishing, all over the world. [...] The benefit of efficient exploitation lies more in economy of effort than in increase of yield (Graham 1943:264).

Ces théories formalisées ont eu une importance pour la démonstration de l'existence de la surpêche, mais ont également participé à modifier la perception du rôle des modèles mathématiques en biologie des pêches. Initialement outils de compréhension, les modèles ont commencé à être vus comme des outils pour produire des résultats quantitatifs, à comparer avec les données de captures, pour déterminer une position relative par rapport à un optimum. Ils sont ainsi devenus des outils prescriptifs reposant sur une capacité prédictive : « les prévisions [...] ont donné des objectifs possibles que la gestion de la pêche pourrait viser » (Smith 1994:229).

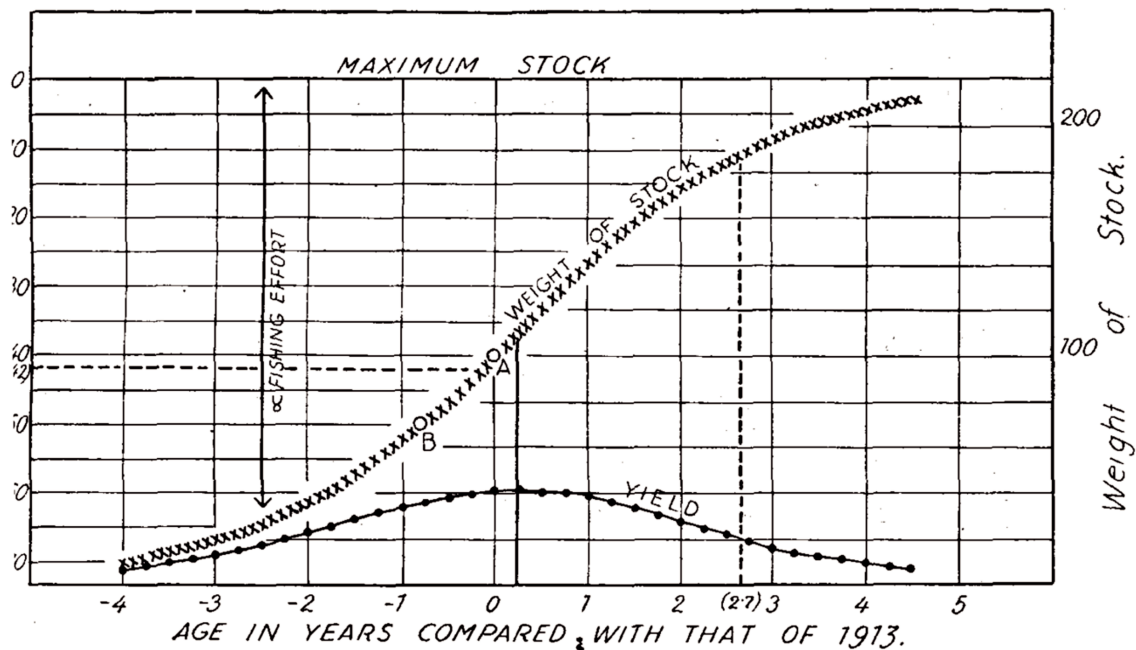


Figure 1. Captures et taille du stock en fonction de l'intensité de la pêche selon la théorie de Graham (1935, p. 271)

Effort de pêche et Captures Par Unité d'Effort (CPUE) : des concepts au cœur de la définition de la surpêche

Le terme *d'effort de pêche* désigne l'intensité de l'activité de pêche pratiquée sur une zone donnée. Il est parfois mesuré en nombre de lignes utilisées par les pêcheurs (ou nombre de pêcheurs), multipliée par la durée de la pêche. Sa quantification a dû évoluer avec les innovations technologiques, dont la pêche au chalut. Sans rentrer dans le détail de ces modifications, notons simplement que pour suivre l'évolution de la pression exercée sur les océans, il est nécessaire de définir des équivalences entre des technologies utilisées à différentes époques : sur longue période, c'est parfois l'énergie utilisée par les bateaux qui est utilisée comme proxy (Gascuel 2019).

Ne connaissant pas l'abondance réelle des stocks de poissons, les biologistes s'appuient sur l'évolution du ratio de *Captures Par Unité d'Effort (CPUE)* pour inférer un éventuel épuisement de la ressource : si le CPUE diminue, toutes choses égales par ailleurs, c'est que les stocks doivent diminuer. En supposant qu'un certain effort de pêche correspond au prélèvement d'une fraction de la population fixe (qu'on appelle également *taux d'exploitation*), les biologistes proposent également des estimations de l'abondance à partir des données de capture (voir par exemple Ricker 1940; Schaefer 1943).

Notons que la définition et la quantification de l'effort de pêche sont des éléments importants du dialogue entre économistes et biologistes, qu'on pourrait qualifier de *concept frontière*.¹⁷ Il peut faire le lien entre une vision économique de la pêche, où l'effort peut être vu comme une représentation des intrants humains nécessaire à l'activité productive et une vision biologique, où l'effort est une mesure d'une pression externe induisant une mortalité. Ce statut frontière conduit à des débats sur sa conceptualisation et sa mesure entre chercheurs des deux disciplines (Rothschild 1972).

¹⁷ Merci à Jean Boncoeur de nous avoir aidé à formuler cette idée.

Modélisation mathématique pour la gestion

Revenons légèrement en arrière pour retracer l'évolution de la modélisation en biologie des pêches. Au début du XX^e siècle, la demande pour des travaux opérationnels, qui permettent de déterminer si les pêcheries sont surexploitées, conduit les biologistes à produire essentiellement des travaux de nature statistique sur l'activité de la pêche et l'évolution des populations de poissons. Ils se focalisent sur le nombre de captures, construisent des ratios de captures par unité d'effort (CPUE, voir encadré), dont le suivi doit permettre de déduire la manière dont évoluent les stocks. À la suite de la Première Guerre Mondiale, certains biologistes des pêches remettent en question l'analyse faite de la *First Great Fishing Experiment* par le CIEM, qui affirme, en se fondant sur la comparaison des statistiques de captures pré- et post-guerre que l'absence de pêche avait été bénéfique aux populations de poissons. Ils affirment que des interactions écologiques plus complexes que la croissance des individus sont en jeu, et voient la nécessité de construire des modèles théoriques de dynamiques de population, construits à partir de mécanismes biologiques, qui permettent de prévoir les évolutions des stocks : ce que Smith (1994:196) désigne sous le nom de « méthodes *a priori* ». Ces modèles doivent permettre de ne pas se contenter d'inférer des mécanismes qui lient dynamique des populations et effet de la pêche à partir des données observées, mais de les prévoir à partir de la théorie.

Dans le premier quart du siècle, plusieurs modèles permettent d'illustrer l'effet de mécanismes contre-intuitifs pour l'évolution des stocks de poissons. On peut citer premièrement la « théorie de l'éclaircissement » [« *thinning theory* »], formalisée mathématiquement par le biologiste russe Fedor I. Baranov en 1926 (Smith 1994:196). Celle-ci montre comment la réduction de la taille de la population peut favoriser la croissance des individus restants, en raison de la compétition plus faible pour la nourriture. Par ailleurs, la même année, le mathématicien italien Vito Volterra explique l'augmentation du nombre de prédateurs dans les poissons capturés à la suite de la guerre à l'aide d'un modèle mathématique d'interactions entre des populations de proies et de prédateurs reposant sur deux équations différentielles couplées. Bien que ce modèle, connu sous le nom de Lotka-Volterra,¹⁸

¹⁸ La paternité du modèle étant partagé avec Alfred James Lotka, mathématicien états-unien qui réalise dans la même période un modèle très similaire (voir Kingsland 1985)

n'ait pas été adopté par les biologistes des pêches, il a contribué à généraliser l'approche mathématique et formalisée dans la discipline (Smith 1994:200).

La contribution décisive pour le développement de la modélisation en biologie des pêches provient d'Edward Russell, directeur du *Fisheries Laboratory* de Lowestoft et membre du CIEM. Russell reconnaît le besoin de théorie pour la biologie des pêches et publie notamment les travaux de Volterra dans le journal du CIEM, mais trouve ces théories trop abstraites et identifie le besoin de modèles plus adaptés à l'utilisation dans les laboratoires par les biologistes (Smith 1994:201). Dans un article de 1931, il propose une décomposition algébrique de l'évolution du stock entre deux périodes en 4 termes. Pour une pêcherie donnée, le stock de poissons disponibles pour la pêche dans la deuxième période, S_2 (exprimé en masse), est constitué du stock à la période précédente S_1 , auquel il faut ajouter la masse des poissons qui atteignent la taille minimale pour être pêchés (qu'on nomme recrutement, A) et la croissance en masse de tous les poissons qui ont survécu (G) et retrancher la masse des poissons pêchés (C) ou morts de mort naturelle (M) (Russell 1931:4) :

$$S_2 = S_1 + (A + G) - (C + M)$$

Russell est conscient des difficultés à étudier les quatre termes de la somme. Chacun étant lui-même le résultat d'effets s'appliquant sur chacun des individus de la population, ils constituent également des sommes, qui dépendent de différents taux : taux de croissance, taux de capture, taux de mortalité, taux d'introduction de nouveau stock. Cependant, chacun de ces taux agit sur plusieurs des termes. Par exemple, toutes choses égales par ailleurs, une augmentation du taux de croissance des poissons gonflera nécessairement tous les termes, exprimés en masse. Une augmentation du taux de capture peut également avoir des effets ambigus, au-delà de l'augmentation de C , puisque cela peut favoriser la croissance des plus jeunes, donc augmenter A , mais également diminuer M , en prélevant des poissons qui seraient morts naturellement dans la période. Russell note que les quatre termes sont « biologiquement interconnectés », et que le fait de proposer une décomposition algébrique simple ne permet pas pour autant d'étudier chaque facteur séparément (Russell 1931:7).

Cette décomposition ne constitue donc pas un apport théorique majeur en soi, Russell (1931:4-5) la qualifie même « d'évidente » (« *self-evident* »), mais il y voit un intérêt pour « distinguer les différents facteurs qui contribuent aux gains et pertes de population » et ainsi « aider à penser

clairement ». De fait, le formalisme proposé par Russell a eu une importance décisive sur les travaux réalisés par la suite : il a « fourni un cadre clair et simple pour utiliser des méthodes *a priori* » développées pour étudier la dynamique des populations exploitées (Smith 1994:202) et son formalisme a eu une importance notable pour les modèles élaborés dans les décennies suivantes, notamment au sein du CIEM (Quinn 2008:352). Les théories précédemment exposées de Hjort et Graham s'appuient toutes deux sur la décomposition de Russell pour exprimer les conditions de l'équilibre d'une population de poisson exploitées.

La modélisation mathématisée des dynamiques de populations exploitées constitue ensuite dans les années 1940 et 1950 l'essentiel des travaux des biologistes des pêches. Au sein des institutions qui financent ces recherches, il existe une demande pour l'élaboration de ce genre de modèles, agrégés au niveau d'une pêcherie, au détriment des recherches plus « basiques » sur les mécanismes biologiques et écologiques (Hubbard 2018:35). Des biologistes construisent des modèles théoriques pour répondre à la demande d'élaboration de règles de gestion pour les pêcheries sur lesquelles ils travaillent, en se focalisant sur différents termes de la décomposition de Russell. Cela aboutit au milieu des années 1950 à la coexistence de trois modèles principaux, que Smith (1994:324) désigne sous le terme de « théories partielles ». Si chacun de ces modèles met l'accent sur différents éléments dans la décomposition de Russell (voir Tableau 2 pour une comparaison synthétique), toutes ont pour fonction de fournir des outils pour élaborer des règles de gestion qui maximisent les captures.

La biologie des pêches s'est ainsi structurée autour de techniques de collecte et d'analyse de données de capture, mais également progressivement autour d'une tradition de modélisation mathématisée. Dans les années 1950, coexistent plusieurs modèles reposant sur un nombre restreint d'équations permettant de faire un lien entre effort de pêche et dynamique des populations, avec une visée directement opérationnelle pour agir sur la maximisation des captures. Ces modèles s'inscrivent dans la lignée du travail de Russell, en élaborant des équations d'évolution *a priori*, qu'on compare ensuite aux fluctuations observées pour vérifier leur validité.

	Biologistes impliqués	Hypothèses	Relations étudiées	Cas d'application
<i>Spawner and recruit theory</i>	William E. Ricker (<i>Pacific Biological Station</i> de Nanaimo, Colombie-Britannique)	Croissance des individus (G) et mortalité naturelle (M) fixes	Effet de l'intensité de la pêche sur le potentiel reproductif	Saumon rouge dans la rivière Fraser
<i>Yield per recruit theory</i>	Raymond Beverton et Sydney Holt (<i>Lowestoft Laboratory</i> , Angleterre)	Tous les facteurs fixes sauf les captures	Effets de l'intensité de la pêche et de l'âge minimal de capture sur les captures totales	Haddock et plie en Mer du Nord
<i>Surplus Production Theory</i>	Milner B. Schaefer (<i>Inter-American Tropical Tuna Commission</i> , États-Unis)	Taux de croissance net (agrégation de A, G et M) est une fonction de la taille de la population	Effets de l'intensité de la pêche sur le taux de croissance net	Sardine en Californie

Tableau 2. Comparaison des trois « théories partielles » issues de la décomposition algébrique de Russell

Chapitre 1.

Genèse de la modélisation bioéconomique pour les ressources halieutiques

1948 – 1957

En économie des ressources naturelles, le modèle de Gordon-Schaefer est considéré comme fondateur pour l'analyse des ressources renouvelables (Halvorsen et Layton 2016; Rotillon 2019).¹⁹ Initialement conçu pour l'étude des pêcheries, ce modèle algébrique compact est appelé bioéconomique²⁰ car il se compose de variables économiques (profit et coût de la pêche) et biologiques (population de poissons visée par la pêche), dont l'interdépendance se traduit dans les équations : la fonction de production dépend à la fois de facteurs de productions humains et de la population de poissons ; réciproquement, la taille de la population est affectée par l'activité économique. L'analyse bioéconomique a donné naissance à toute une tradition de modélisation, non seulement en économie de la pêche (van den Bergh 2006; Anderson et Seijo 2010) mais aussi plus largement en économie de l'environnement et des ressources naturelles (Tietenberg et Lewis 2018; Drechsler 2020). À ce titre, la genèse de ce modèle nous paraît particulièrement pertinente comme point de départ de notre analyse des représentations du vivant dans les modèles économiques.

Ce modèle a été introduit par l'économiste canadien Howard Scott Gordon dans un article de 1954, intitulé « The Economic Theory of a Common-Property Resource : The Fishery ». Dans celui-ci, Gordon construit et utilise un modèle formalisé de la pêche pour déterminer différents équilibres statiques possibles dans l'exploitation d'une pêche. En particulier, il montre que la situation de libre accès à la ressource, commune dans les pêcheries à l'époque, résulte en une surexploitation de celle-ci, qui se traduit par une dissipation de la rente et un profit nul pour tous les pêcheurs impliqués. Cette idée constitue une des plus célèbres formalisations en économie de ce que Garrett Hardin (1968) nommera plus tard la « tragédie des communs ».²¹ Gordon affirme également que lorsqu'il est possible de réguler l'accès à la pêche, on peut maximiser le profit en diminuant l'intensité de la pêche par rapport à la situation d'accès libre.

¹⁹ Une partie des résultats présentés dans ce chapitre a donné lieu à une publication : Parent, Baptiste, Lauriane Mouysset, Antoine Missemmer, et Harold Levrel. 2024. « Building Integrated Models in Environmental and Natural Resource Economics: The Case of Gordon's 1954 Fishery Model ». *Journal of the History of Economic Thought* 46 (1): 117-39. <https://doi.org/10.1017/S1053837223000056>.

²⁰ Ou plus rarement bio-économique. Gordon dans son article de 1954 le nommera initialement « bionomique » [« *bionomic* », p. 135] Nous utiliserons systématiquement dans la suite l'appellation *bioéconomique*, qui s'est imposée aujourd'hui pour désigner ce type de modèles.

²¹ Comme le montre Scheiber (2018), Hardin n'a pourtant pas établi de liens entre sa thèse et le corpus de littérature sur l'océan en tant que bien commun qui s'est développé dans les années 1950 et 1960.

Le nom qui est accolé à celui de Gordon pour désigner le modèle est celui d'un biologiste des pêches états-unien, Milner B. Schaefer, connu par la postérité comme le créateur de la partie biologique du modèle bioéconomique. Cette désignation s'accompagne souvent d'une histoire particulière sur la façon dont le modèle a été construit, attribuant des rôles clairs et distincts à Gordon et à Schaefer. Plus précisément, le travail de Gordon est présenté comme l'aboutissement d'une longue tradition de modélisation en sciences halieutiques qui a débuté au début du XX^e siècle et a progressé grâce à l'augmentation successive et graduelle de la complexité des modèles biologiques de population pour tenir compte de l'effet de la pêche sur la dynamique de la population (Butlin 1974; Grafton 2010).²² Gordon aurait été le premier à ajouter une couche économique à ces modèles en prenant en compte les coûts et les revenus des pêcheurs (Smith 1994; Quinn 2008), aidé en cela par la similitude des méthodes de modélisation mathématique utilisées à la fois en sciences halieutiques et en économie (Scott 1979; Hubbard 2018). Gordon est donc considéré comme un intégrateur, qui a construit un modèle interdisciplinaire en couplant des équations économiques avec une équation biologique, à savoir l'équation de Schaefer pour la dynamique des populations : la croissance logistique d'une population monospécifique (Munro 1992).

Cette histoire d'un économiste choisissant une fonction mathématique prête à l'emploi dans la discipline pertinente, en l'occurrence la biologie des pêches, pour construire un modèle économique réaliste, semble toutefois être au moins une simplification, voire une reconstruction inexacte, de la méthodologie réelle de Gordon.²³ Nous avons mené un examen approfondi de la construction du modèle de Gordon, qui jette une lumière nouvelle sur la construction de modèles intégrés en économie des ressources naturelles. Bien qu'il existe des liens persistants entre la biologie et l'économie dans la construction du modèle, les contributions respectives des deux disciplines au modèle semblent beaucoup plus enchevêtrées et ne sont pas unidirectionnelles. Nous proposons dans ce chapitre d'étudier les sources biologiques du travail de Gordon et de reconstruire pas à pas son parcours de

²² Voir l'interlude 1 pour des détails sur ces modèles de populations exploitées.

²³ Cette constatation peut s'expliquer en partie par le fait qu'il n'existe pas, à notre connaissance, de travaux historiques approfondis dédiés au modèle de Gordon-Schaefer. Les travaux cités plus haut font référence à l'histoire du modèle uniquement de manière marginale, dans le contexte d'une histoire plus générale de la biologie des pêches (Hubbard et Smith) ou au sein d'une histoire ramassée de l'économie des pêches, réalisée par des praticiens de la discipline, sans s'appuyer sur des méthodes historiques (Butlin, Grafton, Munro, Quinn, Scott).

recherche dans l'étude des pêches de la fin des années 1940 au milieu des années 1950. Notre enquête est basée sur un examen approfondi des articles publiés par Gordon, des articles connexes en sciences halieutiques parus pendant les années au cours desquelles Gordon a travaillé sur son projet et des archives personnelles de Gordon et de Schaefer, respectivement conservées à l'Université de l'Indiana et à l'Université de Californie à San Diego – en particulier des éléments de correspondance pour la période 1947-1958.

Le résultat de notre enquête est que l'objectif de Gordon lors de la construction du modèle était double dès le départ, entre une contribution heuristique à l'économie théorique et une gestion des pêches reposant sur un outil prédictif. De plus, notre étude montre que la vision de Gordon construisant son modèle bioéconomique en ajoutant une couche économique à un modèle biologique est erronée : son modèle initial ne s'appuyait pas sur une théorie formalisée de dynamique de population. La contribution de Schaefer, trois ans plus tard, s'est avérée décisive en fournissant une base biologique substantielle au modèle, lui permettant de devenir pleinement intégré.

Nous retraçons dans un premier temps (section 1) la manière dont Gordon en est venu à proposer une analyse théorique modélisée de l'économie de la pêche, après un premier travail empirique. Cette section révèle une tension persistante quant à la visée du modèle, entre heuristique et prédiction et montre comment l'introduction d'une variable biologique permettant une compatibilité formelle avec le modèle des biologistes s'est faite *in extremis*. Nous précisons ensuite (section 2) comment Schaefer a pu relier son modèle de dynamique de croissance de la population au modèle bioéconomique statique de Gordon, au moyen d'un concept biologique substantiel déjà présent dans le modèle. Dans la partie suivante (section 3), nous examinons le rôle joué par les justifications biologiques dans la méthodologie de Gordon et soulignons les implications de la poursuite conjointe des projets heuristique et prédictif pour la méthode de modélisation. Nous proposerons enfin (section 4) de replacer ces résultats originaux dans la problématique générale de la thèse.

1. Parcours de Gordon en économie des pêches

Nous commençons par retracer le parcours d'Howard Scott Gordon jusqu'à son article séminal de 1954, en mettant en avant les évolutions de sa méthode d'analyse des pêcheries et des rôles qu'il attribue à son modèle.

1.1. De l'empirisme à la modélisation

Howard Scott Gordon naît en 1924 à Halifax, en Nouvelle-Écosse. Il est diplômé de l'Université de Dalhousie en 1944, puis obtient une bourse pour étudier en master à l'Université de Columbia, New-York. Gordon est ensuite retourné au Canada pour enseigner l'économie à l'Université McGill, à Montréal, en 1947. En 1948, il est nommé assistant-professeur à l'Université Carleton à Ottawa, où il aide à l'installation du département d'économie. Il est ensuite à la tête du département jusqu'à son départ pour l'université d'Indiana en 1966.

Gordon ne consacre pas l'ensemble de sa carrière à l'économie de la pêche – ou des ressources en général.²⁴ La pêche n'a en réalité constitué qu'un de ses nombreux centres d'intérêt. Il a commencé par des recherches en macroéconomie et en politiques économiques (voir par exemple son mémoire de master intitulé *The Concept and Components of National Savings in the Canadian Economy*, Gordon 1947), puis il a abordé l'histoire de la pensée économique (Fox et Gordon 1951) et la philosophie de l'économie et l'épistémologie (Gordon 1950). Sa thèse de doctorat, soutenue en 1953, porte sur le rôle de la théorie dans la pensée économique à travers un aperçu de l'épistémologie de John Maynard Keynes, Karl Marx et Alfred Marshall (Gordon 1953b). Sa contribution à l'économie des ressources et de la pêche consiste en sept publications, parues entre 1951 et 1958. Après 1958, il a apparemment cessé de travailler sur les ressources naturelles pour revenir à la macroéconomie et à la philosophie de l'économie. À l'université d'Indiana, à partir de 1966, il s'est concentré sur l'histoire des sciences sociales. Margaret Schabas (1992:192f), qui a eu Gordon comme professeur d'histoire

²⁴ Le domaine de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, tel que nous le connaissons, n'avait pas encore par ailleurs pas encore été établi dans les années 1940 et 1950 (Banzhaf 2019, 2023; Berta, Debref, et Vivien 2021; Kula 1998).

de la pensée économique, l'a notamment reconnu comme étant l'un des premiers historiens de la pensée économique à « rompre » [« *break-away* »] avec les départements d'économie pour rejoindre un département d'histoire et de philosophie des sciences. Il a par ailleurs publié à la fin de sa carrière une somme intitulée *The History and Philosophy of Social Science* (Gordon 1991). Dans celle-ci, il passe en revue les méthodes et épistémologies développées en sciences sociales dans l'histoire et propose sa propre théorie en philosophie des sciences qu'il nomme « l'instrumentalisme cognitif » [« *cognitive instrumentalism* »] et qui permet de décrire aussi bien la logique des sciences naturelles que sociales. (Davis 1993).²⁵

Gordon a débuté son travail sur les pêches en 1948, après son arrivée à Ottawa, où il a rencontré Fred Popper du bureau économique du ministère des Pêches, qui rejoindra plus tard l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (Scott 2011:78). Il a ensuite « commencé à travailler occasionnellement pour le ministère canadien des Pêches » (Gordon 1984:14). Au cours de l'été 1951, Gordon est employé par l'Office des prix des produits de la pêche [*Fisheries Price Support Board*] afin de réaliser une étude sur le terrain pour le compte du Comité de développement des pêches de l'Île-du-Prince-Édouard. Ce travail, que Gordon (1984:14) décrira des années plus tard comme « extrêmement pratique et empirique », vise à étudier les possibilités de développement de l'industrie de la pêche et aboutit à un rapport, publié un an plus tard, intitulé *The Fishing Industry of Prince Edward Island* (Gordon 1952b). La portée du rapport ne se limite pas à l'activité de la pêche en tant que telle mais couvre l'ensemble de l'industrie, depuis « l'industrie primaire - la capture » (pp. 1-34) jusqu'à « la transformation, le transport et la commercialisation » (pp. 35-48). Il y présente et analyse des statistiques détaillées sur les captures, l'équipement des pêcheurs, leurs revenus, les prix des poissons, les coûts de transport, de conditionnement. Plus tard, il soulignera d'ailleurs, dans une recension d'un ouvrage sur la pêcherie de Terre-Neuve la richesse des problématiques présents dans l'industrie de la pêche :

²⁵ Si un chapitre est consacré à la méthodologie de la modélisation en sciences sociales (dont nous avons tiré un argument sur la potentielle pertinence de modèles ne reproduisant pas le monde de manière « isomorphique » pour des utilisations heuristiques, dans l'introduction générale), avec des exemples tirés de l'économie, Gordon ne mentionne pas dans l'ouvrage son modèle d'analyse des pêcheries de 1954.

Parcours de Gordon en économie des pêches

The feature of the fishing industry which makes it an exceptionally interesting area for economic research is that it contains nearly all of the important problems of other industries manifested in greatly exaggerated form. This is no less true of labour relations than of production technology, processing, storage, and marketing (Gordon 1957b:167).

Dans la section consacrée à l'industrie de la pêche, Gordon présente un compte rendu détaillé de la situation économique des différentes pêcheries de l'Île-du-Prince-Édouard. Il compile pour cela des statistiques sur les débarquements de plusieurs espèces et leurs prix de marché, le nombre de pêcheurs impliqués dans la pêche, leur équipement et leurs revenus. Dans ce rapport, Gordon s'appuie principalement sur des observations qu'il a récoltées sur le terrain et des statistiques descriptives, qu'il retranscrit sous forme de tableaux ou de graphiques. Sa principale conclusion est que plusieurs pêcheries de l'île, en particulier celle du homard, sont exploitées de manière inefficace d'un point de vue économique. Les captures n'ont pas crû depuis des années, alors que le nombre de casiers et de pêcheurs employés dans la pêcherie a considérablement augmenté. Il met donc en évidence le gaspillage dû à l'utilisation inadéquate des facteurs de production, ce qui se traduit par de faibles salaires pour les trop nombreux pêcheurs impliqués :

There are too many boats and too many traps used in the lobster fishery of Prince Edward Island, just as there are too many fishermen engaged. The same catch could be obtained with substantially less of all these factors of production and to the extent that is so, part of the annual yield of the lobster fishery of the Island is frittered away in waste. In my opinion, the lobster resources of Prince Edward Island could be exploited with half the men, boats and gear currently in use without lowering the average annual catch by so much as a hundredweight (Gordon 1952b:23).

À partir de ce travail empirique, Gordon a commencé à s'orienter vers la théorisation. En 1953, il publie un premier article théorique dans la revue scientifique du Ministère des Pêches canadien, le *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, intitulé « An Economic Approach to the Optimum Utilization of Fishery Resources ». Dans cette première version de son analyse économique de la pêche, Gordon s'appuie sur une approche graphique pour expliquer l'absence de profit des pêcheurs. En supposant que le produit marginal de la pêche diminue en fonction de l'effort fourni et que le coût marginal de l'effort est constant, il montre que l'optimum, défini comme la maximisation du bénéfice net des pêcheurs, est atteint en égalisant le coût marginal et la recette marginale.

Cependant, Gordon identifie l'absence de droits de propriété sur la ressource comme un obstacle à la réalisation de cette optimisation. Puisque les pêcheurs potentiels ne considéreraient que la « production moyenne » attendue avant de décider de rejoindre la pêcherie, sans barrières à l'entrée ils entreraient dans la compétition pour le poisson jusqu'à ce que le coût marginal soit égal à la production moyenne plutôt qu'à la production marginale. Cela aboutit à la dissipation de la rente qui aurait pu être réalisée (Gordon 1953a).

Gordon a donc développé des outils théoriques dans la tradition de l'analyse marginaliste, dans la lignée de Frank Knight et d'Arthur Cecil Pigou,²⁶ pour rechercher une cause fondamentale à ce qu'il avait observé sur le terrain : un nombre croissant de pêcheurs pauvres se disputant un nombre limité de prises potentielles. Dans sa théorie, la « surexploitation » d'une ressource halieutique, définie en termes économiques comme une exploitation inefficace, est due à un problème de propriété et résulte de la concurrence pour des ressources « communes » :

The argument of the following few pages is that the overexploitation of fishing grounds which is so widely encountered is due to powerful economic forces. The fundamental cause of this overexploitation is the fact that fishing grounds are, in most cases, the common property of all who may wish to use them (Gordon 1953a:449-50 ; souligné dans l'original).

Gordon poursuivra sur cette voie vers la théorisation et la généralisation avec son article de 1954. Après avoir publié en 1953 dans un périodique spécialisé dans les pêcheries, Gordon a tenté de publier dans des revues économiques. Il y parvient en publiant un article dans le *Journal of Political Economy* en avril 1954.²⁷ Le titre de son article, « The Economic Theory of a Common-Property Resource : The Fishery », témoigne d'un pas supplémentaire vers la généralisation – la pêche n'étant qu'une illustration d'un problème plus général en matière d'économie des ressources. Le cœur de

²⁶ Bien que Gordon ne fasse référence à Pigou ou Knight dans aucun de ses articles, l'analyse graphique de Gordon (1953a:448f) ressemble en tous points à celle de Pigou (1918:933) – par exemple, la démonstration des positions relatives des courbes du produit marginal et du produit moyen – et l'analyse de Gordon sur l'affectation des pêcheurs à des zones de pêche de productivités différentes jusqu'à la dissipation de la rente est fréquemment présentée comme une transposition de l'analyse de la congestion de Knight (1924) : voir, par exemple, Cheung (1970) et Scott (1979)

²⁷ Une lettre de refus reçue en novembre 1953 montre qu'il a également tenté de faire publier son article dans *l'American Economic Review*. Lettre de B. F. Haley à H. S. Gordon, 4 novembre 1953, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

l'article est essentiellement une reprise de l'article de 1953, avec la présentation, dans la section III, « The Economic Theory of the Fishery », de l'analyse graphique du mécanisme de dissipation de la rente dans les pêcheries provoquée par la propriété commune.²⁸ Cependant, à la fin de cette section, Gordon ajoute une discussion approfondie sur la spécificité des ressources halieutiques par rapport, par exemple, aux ressources agricoles, et présente plusieurs configurations similaires de non-appropriabilité pour d'autres ressources – notamment les pâturages communs et les gisements pétroliers. Ce développement est un moyen de défendre la généralité de son argument sur la surexploitation des ressources en libre accès et la nécessité de mettre en œuvre des droits de propriété dans ces cas (Gordon 1954:134-35).

L'autre différence majeure entre les deux articles est l'ajout, dans la quatrième et dernière section de l'article de 1954 (intitulée « The Bionomic Equilibrium of the Fishing Industry »), d'un modèle algébrique pour étayer son analyse théorique. Gordon décrit « l'écosystème bionomique » (1954:141) d'une pêcherie théorique avec cinq variables : P , E , C , R et L , représentant respectivement la population de poissons (en termes de biomasse totale), l'effort de pêche, les captures totales (« *landings* », exprimée en unités monétaires *via* un prix supposé fixe), le coût total de la pêche et les recettes de la pêche. Elles sont liées par quatre équations, et une cinquième donne une condition de premier ordre de maximisation des revenus (avec a , b , c , et q étant des paramètres, respectivement la population maximale, un « coefficient d'épuisement », un « coefficient technique de production », et le coût par unité d'effort de pêche ; Gordon 1954:141-42) :

$$P = a - bL \quad (1)$$

$$L = cEP \quad (2)$$

$$C = qE \quad (3)$$

$$R = L - C \quad (4)$$

$$\frac{dR}{dE} = 0 \quad (5)$$

Ces équations permettent de prouver dans l'article, non seulement graphiquement mais aussi analytiquement, l'existence de différents équilibres et d'un maximum pour le profit des pêcheurs. Gordon

²⁸ Plutôt que « propriété commune », qui fait référence aux communs et donc à une propriété partagée mais exclusive on utiliserait aujourd'hui plutôt la notion de libre accès. Voir Ciriacy-Wantrup et Bishop (1975) pour une critique de l'utilisation trompeuse du concept de propriété commune en économie des ressources.

réalise donc une analyse statique, en s'intéressant à l'équilibre résultant de la maximisation des profits (exprimée par l'équation 5), et à l'effort de pêche correspondant. Nous reviendrons plus tard (section 2.3) sur l'hypothèse qui lui permet de s'intéresser aux relations entre variables uniquement à l'équilibre.

Gordon a conçu ce modèle avec l'aide d'un collègue, l'économiste canadien Malcolm C. Urquhart (Gordon 1954:124f), après la publication du premier article, pendant l'été 1953, alors que Gordon participait à une école d'été à Queen's University, à Kingston (Rymes 1991:2). Cette tentative de formalisation dans un modèle mathématique peut être considérée comme un autre pas de Gordon dans la direction de la théorisation et de l'abstraction de l'analyse vers une catégorie plus générale de ressources, contribuant à l'extension de la mathématisation dans la discipline de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles.

1.2. *Un modèle, deux ambitions*

Le statut du modèle mathématique dans le travail de Gordon est cependant plus ambigu qu'il n'y paraît. Son rôle *heuristique* est le plus apparent : le modèle permet de lier formellement un fait observé sur le terrain (un nombre croissant de pêcheurs pauvres) et un déterminant crédible de ce fait (le libre accès à la ressource). Il est donc en premier lieu utilisé pour faire avancer la théorie : en l'occurrence la théorie des ressources en accès libre. Il est cependant nécessaire selon nous de ne pas limiter l'ambition de Gordon à une contribution théorique et à un rôle purement heuristique du modèle. Celui-ci peut également être considéré comme un potentiel outil pratique, prédictif et prescriptif, conçu pour aider à définir la politique de gestion des pêcheries. Comme nous avons vu précédemment (Interlude 1), les biologistes des pêches ont, depuis les années 1930, construit des modèles mathématiques ayant cette ambition de prescription et reposant sur des capacités prédictives. On peut comprendre la tentative de Gordon de formaliser son analyse dans un modèle algébrique également dans cette tradition spécifique de modélisation de la biologie des pêches. Trois éléments nous permettent d'avancer cette hypothèse.

En premier lieu, on peut noter que, dès son rapport de 1952, Gordon a développé un intérêt pour les questions pratiques liées à la gestion des ressources halieutiques. Il suggérait déjà dans le rapport qu'on pouvait diminuer par deux la quantité de facteurs de productions sans diminuer la quantité de homards pêchés (Gordon 1952b:23). Dans la dernière section de son article de 1953 (« Practical Management Policy »), il détaillait des options de gestion permettant d'atteindre cet objectif de réduction de l'effort de pêche : mise en place de droits de propriétés individuels, collectifs, nationalisation de la ressource ou système de taxe (Gordon 1953a:457). Son ambition théorique était donc assortie d'une ambition appliquée, au sens général de contribution à une politique publique.

Par la suite, dans l'article de 1954, Gordon affirme plus encore sa légitimité à contribuer, parmi les biologistes, aux discussions sur la gestion des pêcheries. Alors que l'article est publié dans une revue d'économie, est ajoutée par rapport à celui de 1953 une discussion sur plusieurs pages de travaux de biologistes des pêches ayant recours à des modélisations mathématiques, dont ceux de Ricker, Russell, Graham (Section II – « Biological Factors and Theory » ; Gordon 1954:124-28). Il note que plusieurs de ces auteurs ont mis en avant le fait que c'est un critère économique qui doit guider la gestion des pêcheries, sans en tirer toutes les conséquences sur leurs travaux de modélisation. En particulier, il regrette que les biologistes se soient focalisés uniquement sur le produit de la pêche, en laissant de côté la question de son coût, ce qui a conduit à préconiser une maximisation des captures, sans considérer le profit réel des pêcheurs (p. 132). Par ailleurs, il pointe le fait que les biologistes ont considéré les pêcheurs comme des éléments exogènes qui appliquent une pression sur les populations de poissons, sans reconnaître l'interdépendance entre systèmes biologique et économique. C'est d'autant plus regrettable selon lui que le grand nombre de pêcheurs permet justement de faire des hypothèses réalistes sur leur comportement, pour les inclure dans un modèle intégré :

On the whole, biologists tend to treat the fisherman as an exogenous element in their analytical model, and the behavior of fishermen is not made into an integrated element of a general and systematic "bionomic" theory. In the case of the fishing industry the large numbers of fishermen permit valid behavioristic generalization of their activities along the lines of the standard economic theory of production (Gordon 1954:128).

On peut donc considérer que Gordon, ayant connaissance de cette littérature en biologie des pêches, connaissait le rôle des modèles en tant qu'outils prescriptifs et a voulu contribuer avec le même type d'outil à ces discussions. Un dernier élément vient renforcer de manière décisive cet argument, en montrant que Gordon avait l'ambition de rendre son modèle de 1954 applicable grâce à des recherches statistiques supplémentaires qui permettraient d'estimer les paramètres – c'est-à-dire d'avancer vers la calibration du modèle. Dans cette perspective, Gordon publie un an plus tard un nouvel article dans le *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, basé sur une étude économétrique des données de captures du ministère des Pêches canadien. Gordon établit un lien explicite entre cette étude et son modèle algébrique dans l'introduction de cet article de 1955. Il admet que le modèle de 1954 n'est pas encore pratique, car il a besoin « d'estimations de la taille absolue de la population de l'espèce dans des conditions naturelles et d'un "coefficient d'épuisement" qui mesure la réduction de la population provoquée par différents niveaux de capture » (Gordon 1955:85). Bien que l'article ne fournisse pas d'estimations pour ces paramètres et étudie plutôt les corrélations statistiques au niveau agrégé entre des indicateurs macroéconomiques nationaux et les captures totales de différentes espèces, il est présenté par Gordon comme un premier pas dans la direction d'études empiriques plus précises qui conduiraient à la « détermination du niveau optimal d'exploitation » (p. 85). Dans une lettre adressée à Edgar H. Hollis, scientifique halieutique au U.S. Fish and Wildlife Service, Gordon formule encore plus clairement cette ambition :

Section 4 of the latter paper [published in the *Journal of Political Economy* in 1954] attempts to build a general algebraic model that may be suitable for fisheries management purposes. At present it looks pretty impractical, I fear, but I have hopes that statistical research may be able to provide us with the empirical magnitudes we will need in a rationally planned fisheries management programme. The Journal of the Fisheries Research Board will shortly be carrying a report of mine giving the results of some statistical work which I hope will be a step in this direction.²⁹

L'ambition de Gordon était donc double : d'une part, contribuer à une théorie de l'économie des ressources naturelles en fournissant une analyse théorique, heuristique d'une catégorie abstraite de

²⁹ Lettre de H. S. Gordon à E. H. Hollis, 7 juillet 1954, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

ressources et, d'autre part, participer à la construction d'outils prédictifs à utiliser dans la gestion effective des pêches, concurrençant ainsi les biologistes de la pêche. Il ambitionnait d'établir un modèle bioéconomique à la croisée de ces deux ambitions. Cependant, comme nous l'avons vu en introduction, si ces deux rôles ne sont pas *a priori* incompatibles, ils conduisent à des choix différents de représentations et sont susceptibles d'être associés à des contraintes distinctes de validité. En particulier, le degré d'abstraction, la manière de le fonder empiriquement et même le choix des variables de décision peuvent différer considérablement entre un modèle économique heuristique et un modèle-outil de gestion avec une ambition prédictive. Nous explorons dans la section suivante une manière dont cette tension s'est traduite dans la construction de la fonction de production.

1.3. D'une analyse économique de la pêche à une fonction de production bioéconomique

Gordon a pu qualifier son modèle de « bionomique » grâce à la prise en compte, dans le système d'équations, de la population de poissons, *via* la variable P. Cependant, un examen plus approfondi des travaux antérieurs de Gordon montre que cette focalisation sur la population de poissons n'est pas quelque chose qu'il a développé à partir de ses articles précédents, mais qu'elle représente plutôt une rupture par rapport à sa méthode initiale d'analyse des pêcheries. Nous reconstituons donc le parcours de Gordon vers l'analyse formelle de la production dans les pêcheries, depuis ses premiers travaux empiriques en 1952, afin de comprendre comment il est parvenu à ce choix de modélisation et dans quelle mesure son modèle peut être considéré comme intégré.

En examinant le développement de l'industrie de la pêche de l'Île-du-Prince-Édouard, Gordon conceptualisait déjà le processus de production des pêches en termes économiques. Dans son rapport de 1952, il distingue trois facteurs de production : les pêcheurs, leurs engins et équipements, et les « ressources naturelles qu'ils tentent d'exploiter » (Gordon 1952b:15). L'analyse de ces facteurs présente toutefois une nette asymétrie : si les facteurs humains sont précisément identifiés et mesurés, Gordon reste vague quant à l'importance des facteurs naturels. Il les place hors du champ de son analyse parce qu'ils sont « essentiellement de nature biologique » et qu'ils seraient donc mieux analysés par les biologistes (p. 27). Gordon ne fait allusion à leur importance dans le processus de production que lorsqu'ils sont identifiés comme limitant la production, par exemple dans la pêche au homard, où les

prises stagnent, malgré l'augmentation de la quantité d'autres facteurs de production utilisés – c'est-à-dire les pêcheurs et leur matériel (pp. 22-23, 30).

À partir de son article de 1953, Gordon formalise ses travaux sur la production dans les pêcheries à travers une fonction mathématique dont les propriétés sont au cœur de son raisonnement et des démonstrations qu'il effectue. L'évolution de la justification de ces propriétés, entre 1953 et 1954, revêt une importance particulière intéressante pour nous, puisqu'elle met en lumière une ambiguïté dans les fondements biologiques du modèle.

Dans son article de 1953, Gordon assimile la fonction qui associe les prises à l'intensité de la pêche (la « fonction de captures », [*landings function* »], p. 444) à une fonction de production pour les pêcheries. Celle-ci est fonction d'une variable, l'effort de pêche, qui joue donc le rôle d'un facteur de production.³⁰ En termes économiques, il traduit un agrégat de facteurs humains de production, c'est-à-dire le travail et le capital : en d'autres termes, les pêcheurs et leur matériel, que Gordon a étudiés sur le terrain puis statistiquement en 1952. Bien que les deux facteurs soient agrégés en une seule variable, la fonction de production présentée en 1953 incarne une vision assez standard de la production, à partir du capital et du travail, sans représentation explicite des ressources naturelles comme facteur de production.

Il discute dans l'article les propriétés de cette fonction à l'aide d'illustrations graphiques. Plus précisément, il affirme que la fonction doit avoir la même forme qu'une « 'fonction de production' standard de la théorie économique » et donc être sujette à des rendements décroissants (au moins à partir d'un certain point ; Gordon 1953a:444). Tous les graphiques de son article représentent alors des fonctions de captures qui augmentent avec une pente décroissante, c'est-à-dire des fonctions concaves (voir Figure 2). Cette propriété de la fonction est cruciale pour sa démonstration, puisque la détermination formelle de l'équilibre repose sur les formes des courbes de capture et de coût. Gordon consacre donc une grande partie de son article à la justification de la concavité de la fonction. Ce

³⁰ Gordon ne donne pas de définition de l'effort de pêche. Comme nous avons vu dans l'interlude qui précède ce chapitre, c'est à l'époque un concept très répandu dans les sciences halieutiques, utilisé dans les modèles pour représenter la pression de la pêche et son lien avec la mortalité des poissons. Le fait que Gordon l'emploie sans le questionner peut aller dans le sens d'une volonté de s'inscrire dans cette littérature.

faisant, il tient à faire une distinction claire entre deux justifications possibles de cette propriété : d'une part, la réduction du nombre total de poissons, qui rendrait chaque effort supplémentaire moins fructueux pour la capture de poissons ; et, d'autre part, ce qu'il appelle la « loi des rendements décroissants » (p. 444-446).

Un bref article écrit par Gordon (1952a) et publié un an plus tôt sous le titre « On a Misinterpretation of the Law of Diminishing Returns in Marshall's Principles », contribue à rendre cette distinction plus claire. Dans cet article, Gordon met en évidence ce qui lui semblait être une incohérence dans le travail de Marshall. Selon Gordon, dans *Principles of Economics*, Marshall n'applique pas correctement la loi des rendements décroissants telle qu'il la définit lorsqu'il s'intéresse au domaine des pêches. La définition de la loi des rendements décroissants porte sur la diminution de la productivité lors de l'augmentation d'un seul facteur de production, *ceteris paribus*. Autrement dit, la baisse de productivité est liée à une modification de la *proportion* des facteurs. Cependant, lorsqu'il aborde la question de la pêche, Marshall affirme que, lorsque le facteur travail augmente, un autre facteur – le nombre de poissons dans la mer – diminue, ce qui entraîne une baisse de la productivité de la pêche. La condition *ceteris paribus* n'est pas été respectée ici selon Gordon : il y a ici un changement de *quantité* du deuxième facteur, qui implique qu'on ne peut pas lui donner le nom de « loi des rendements décroissants ».³¹

Gordon a ainsi établi une distinction analytique claire entre la loi des rendements décroissants et une diminution de la productivité qui serait liée à une réduction du stock de poissons par la pêche. Et dans son article de 1953, bien qu'il ait laissé la porte ouverte à différentes explications, Gordon a choisi de ne considérer que la première comme explication de la concavité de la fonction de production. Gordon suppose que la population est fixe et que les rendements décroissants sont dus à la loi,

³¹ La critique de Gordon est cependant fragile, puisque la supposée incohérence de Marshall repose sur l'hypothèse que le facteur de production naturel en jeu est le poisson. Si l'on considère que le facteur de production naturel est par exemple une surface de mer (équivalent marin de la terre, « *land* »), l'application de la loi de Marshall retrouve sa cohérence : la quantité de mer est fixe, et c'est l'application d'une plus grande proportion d'autres facteurs qui entraîne une augmentation inférieure à proportionnelle des prises (via la réduction des stocks de poissons). Cette critique du raisonnement de Gordon a été mentionnée dans le rapport d'un examinateur anonyme qui a conduit au refus de l'article de Gordon dans le *Journal of Political Economy* en 1950 (Lettre de E. J. Hamilton à H. S. Gordon, 15 décembre 1950, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958").

c'est-à-dire aux proportions des facteurs qui varient lorsque l'effort de pêche augmente. La preuve des rendements décroissants n'est pas parfaitement claire, puisqu'il ne donne aucune indication sur les mécanismes précis qui aboutissent à cette diminution de la productivité de l'effort. La seule justification dans l'article est une courte preuve par l'absurde, finalement abandonnée dans l'article de 1954, selon laquelle la loi des rendements décroissants doit s'appliquer d'une manière ou d'une autre, sinon une quantité infinie de poissons pourrait être capturée dans une zone fixe.

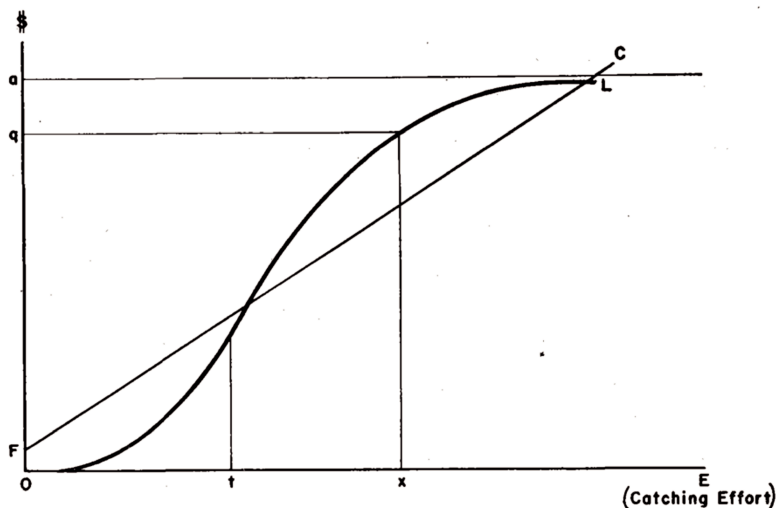


Figure 2. Fonction de captures avec rendements décroissants (L) et fonction de coût linéaire (C) chez Gordon (1953b, p. 444)

Dans l'article de 1954, Gordon insiste à nouveau sur la nécessité d'une fonction de production « non linéaire » (en fait concave), afin que le modèle puisse être résolu analytiquement, puisqu'un « équilibre stable exige que la fonction de coût ou de captures soit non linéaire » et qu'il ne voit pas de raison évidente d'envisager des coûts qui ne soient pas linéaires dans l'effort de pêche (Gordon 1954:137). La concavité de la fonction de production est donc toujours présentée comme une nécessité pour la résolution du modèle. Il existe cependant une différence majeure : en 1954, Gordon affirme que la base de cette non-linéarité est « l'effet population » [*« population effect »*], c'est-à-dire la diminution de la population de poissons par l'effet de la pêche, et non plus la loi des rendements décroissants. Bien qu'il insiste toujours pour établir une distinction analytique claire entre les deux, il suppose cette fois que la loi des rendements décroissants, comprise en termes de proportion de facteurs, ne s'applique pas aux pêcheries. Au lieu de cela, il « [suppose] qu'à mesure que l'effort de pêche augmente, les prises de poissons augmentent à un rythme décroissant, mais qu'il en est ainsi en raison de l'effet des captures sur la population de poissons » (p. 129). Il trace à nouveau une

fonction de production qui croît à un rythme décroissant à mesure que E augmente (Figure 3). Il fait cependant désormais apparaître le deuxième facteur de production, P , via les différentes valeurs décroissantes, qu'il prend à mesure que E augmente, et qui sont responsables du fléchissement de la courbe de captures à mesure que l'effort augmente.³²

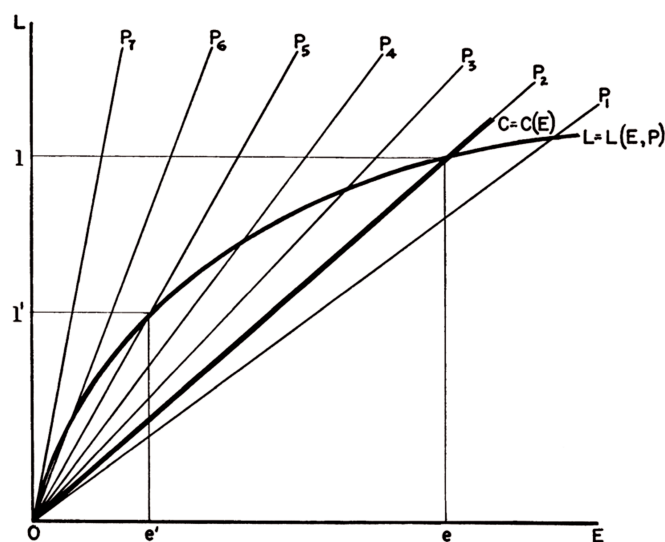


Figure 3. Fonction de production des pêches en fonction de l'effort. (Gordon, 1954, p. 140)

« L'effet population » s'incarne également dans le modèle algébrique ajouté dans l'article de 1954, avec l'introduction de la variable P pour la population de poissons et une équation associée. La première équation du système reflète le fait que la population de poisson à l'équilibre est diminuée par rapport à un maximum, sous l'effet de la pêche. La seconde exprime les captures comme une fonction bilinéaire de l'effort et de la population :

$$P = a - bL \quad (1)$$

$$L = cEP \quad (2)$$

La fonction de production est donc devenue une fonction de deux variables, représentant les facteurs de production biologique et économique. C'est la combinaison de cette fonction avec la première équation qui donne l'expression de la fonction de capture comme fonction d'uniquement l'effort de pêche :

³² Sur la Figure 3, les droites P_7 , P_6 etc. représentent chacune une fonction de capture à population fixée. Plus l'effort augmente, plus la population diminue, de P_7 vers P_1 , et rend l'effort de pêche moins productif.

$$L = \frac{caE}{1 + cbE} .$$

Cette fonction est en effet concave : la propriété formelle de la fonction a été transformée en une conséquence d'un résultat des sciences halieutiques (le fait que la pêche diminue la population d'équilibre de poissons), plutôt qu'en un postulat issu d'une loi économique générale de la production. Notre enquête nous permet donc d'identifier un renversement de la justification par Gordon d'une propriété formelle de son modèle qui est au cœur de sa démonstration, entre 1953 et 1954. Bien que la concavité de la fonction soit déduite d'hypothèses (à la fois biologiques et économiques) dans le modèle algébrique de 1954, nous avons pu montrer que la concavité a précédé, dans le temps, sa justification finale. Notre histoire de la construction du modèle montre que la variable pour la population de poissons et la propriété qui l'accompagne (l'effet population) sont arrivées *in extremis* dans l'analyse de Gordon, lorsqu'il a finalement décidé de la formaliser par un modèle algébrique.

Ce constat peut poser question sur la méthodologie de Gordon, en termes de construction d'un modèle intégré. Plus précisément, c'est la prise en compte de la population de poissons qui permet de considérer le modèle comme bioéconomique, en ce qu'il réunit des variables biologiques et économiques. Cette dimension interdisciplinaire peut être qualifiée de substantielle, puisqu'une variable biologique, dont la propriété semble provenir de la science halieutique (la population est diminuée par la pêche), est au cœur du modèle et que la propriété cruciale de la fonction de production en découle. Cependant, notre reconstruction du processus de construction du modèle relativise l'idée d'une approche intégrée ; la méthodologie employée par Gordon pour traiter les ressources halieutiques ne semblait pas, à l'origine, s'appuyer sur une caractéristique spécifique de la ressource. Il a appliqué un modèle de production générique, comme si l'industrie de la pêche était analogue à n'importe quelle autre industrie. Le postulat de Gordon sur la forme de la production repose sur une loi économique générique des rendements décroissants qui a vu le jour dans l'analyse de la production agricole et a ensuite été appliquée à diverses industries. La méthodologie de Gordon dans ses premiers travaux semble ainsi viser principalement à fournir un modèle compact, synthétique et heuristique pour l'exploration théorique, où la spécificité concrète des ressources halieutiques est mise de côté pour laisser place à une analyse économique standard de la production. Sa position se rapprocherait ainsi d'une tendance au réductionnisme économique chez les économistes lorsqu'ils analysent des

Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle

ressources naturelles qui ont leur propre complexité et qui ne sont pas des objets économiques *a priori* (Pottier 2014; Missemmer 2017; Couix 2019). Bien qu'il ait finalement substitué un fondement biologique formel à un fondement économique dans son modèle bioéconomique, Gordon n'a pas explicitement commenté l'inclusion de la population de poissons en tant qu'élément central du modèle. Il a reconnu que l'effet population était préférable à une justification plus formelle et abstraite de la concavité de la fonction de production, mais nous ne pouvons pas exclure la possibilité que l'introduction d'une équation de population était une sorte de justification biologique *ad hoc* qui cachait la priorité accordée par Gordon au rôle heuristique (pour faire avancer la théorie économique) de son modèle, par rapport à son réalisme prédictif. Il est possible également qu'il ait vu dans ce changement un moyen de légitimer son travail dans le domaine de la biologie des pêches, sans avoir à reconsidérer son modèle. Cette décision de modélisation peut donc être considérée comme opportuniste et affaiblir l'hypothèse selon laquelle le travail de Gordon contient une méthodologie de modélisation intégrée substantielle. Cependant, comme nous le verrons, dans la section suivante, l'introduction d'une variable de population s'est avérée décisive pour le lien ultérieur entre les recherches des biologistes et celles de Gordon.

2. Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle

Nous avons vu que Gordon n'a pas fondé son modèle bioéconomique sur un modèle de dynamique des populations. Il ne précise pas dans son article de quelle manière il a abouti à son équation (1) pour représenter le lien entre la population à l'équilibre et les captures. L'idée fréquemment avancée selon laquelle Gordon aurait fondé son modèle économique sur le modèle biologique de Schaefer est donc erronée. C'est en réalité Schaefer qui a réalisé l'intégration des deux modèles, comme nous allons le préciser dans cette section.

2.1. Schaefer et le modèle logistique

Milner Baily Schaefer est né dans le Wyoming en 1912. Après des études de biologie, il travaille pour le Département des pêches de l'État de Washington, puis en tant que chercheur au sein de la

Commission internationale des pêcheries de saumon du Pacifique (*International Pacific Salmon Fisheries Commission, IPSFC*) en Colombie britannique, de 1937 à 1942. Après la guerre, où il s'engage dans la marine, il devient fonctionnaire au Service américain de la pêche et de la faune (*U.S. Fish and Wildlife Service*) et travaille dans diverses commissions fédérales dédiées à la gestion des pêches ou stations de recherche. Il obtient son doctorat, en 1950 à l'université de Washington et devient ensuite Directeur de la recherche de la Commission interaméricaine du thon tropical (*Inter-American Tropical Tuna Commission, IATTC*) en 1951.³³ Le biologiste est particulièrement connu pour son modèle de dynamique de population exploité, passé à la postérité sous le nom de « modèle de Schaefer »³⁴, ainsi que pour son activité au sein d'un certain nombre de comités, groupes d'experts et institutions dédiés à la régulation internationale des pêches.

En 1937, le Bureau fédéral des pêches missionne Oscar Elton Sette, biologiste des pêches à l'université de Stanford, pour réaliser un programme de recherche sur la pêcherie de la sardine en Californie, qui a connu un boom dans les années 1930 et que l'État échoue à réguler. Il propose un programme de recherche en 1943 visant à étudier la population de sardines et sa productivité à différents niveaux d'intensité de la pêche (Smith 1994:245). Les recherches de Sette le conduisent à s'éloigner des mécanismes biologiques en jeu dans la dynamique des populations de poissons, trop complexes, et à se focaliser sur le rapport entre les captures et l'effort de pêche, en s'inspirant notamment des travaux sur les captures optimales de Hjort (voir Interlude 1). C'est dans cette optique, qu'avec Schaefer et John C. Marr, également biologistes aux services fédéraux de la pêche, ils ont repris des statistiques de captures construites en 1936, qu'ils ont complétées avec des données jusqu'en 1942 et en ont proposé une analyse, publiée en 1951, sous le titre *Growth of Pacific Coast Pilchard Fishery to 1942* (Schaefer, Sette, et Marr 1951). Dans ce rapport, ils s'intéressent à la croissance de l'industrie de la pêche, et non directement à la dynamique des stocks. Ils partent de la constatation faite avec les données collectées en 1936 et en « empruntant un outil de l'économiste [...] le diagramme de ratio » [*ratio diagram*], que les captures ont crû géométriquement sur la période 1916-1935 (Schaefer et al. 1951:7). En ajoutant les données pour la période 1936-1942, ils constatent un ralentissement

³³ Milner Baily Schaefer Biography, Deborah Day, Scripps Institution of Oceanography Archives, 1997. https://library.ucsd.edu/scilib/biogr/Schaefer_Biogr.pdf. Consulté le 2 mai 2024.

³⁴ Ou « *surplus production theory* » ou « *equilibrium yield model* ».

Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle

de cette croissance, qu'ils jugent attendu, puisqu'une « telle croissance ne peut durer indéfiniment » et que les pêcheries, comme d'autres industries, seraient sujettes à des « cycles de croissance géométrique », en particulier dans leurs stades de développement précoces (p. 7). Ils proposent de modéliser la diminution du taux de croissance par une courbe logistique qu'ils empruntent à l'économie, puisqu'elle semble « fondamentale pour de nombreuses industries », qu'elles soient liées ou non aux ressources naturelles (p. 10). Cette courbe est ainsi utilisée pour la première fois par Schaefer pour décrire *l'industrie* de la sardine et non la dynamique de la *population* exploitée. On peut noter également que Schaefer, Sette et Marr ne se prononcent pas sur le facteur qui limite la croissance et ils laissent la porte ouverte à des contraintes techniques (temporaires), un plafond de la demande au prix actuel ou une limite liée à la taille de la population de poissons exploitée (Smith 1994:252)

À partir de son arrivée à *l'IATTC* en 1951, Schaefer développe son modèle de dynamique de population exploitée, avec pour objectif final de l'utiliser pour prescrire une régulation de la pêche aux thons tropicaux permettant de « maintenir le stock [...] à des niveaux permettant des captures soutenues années après années » (Schaefer 1954b:254). Il présente son modèle pour la première fois en 1954. Après avoir envisagé une approche fondée sur l'étude des quatre termes de la décomposition de Russell, Schaefer renonce en raison de l'absence de données suffisantes. Il s'engage finalement dans une approche consistant à amalgamer trois termes de la décomposition de Russell (le recrutement, la croissance individuelle et la mortalité naturelle) en un seul, appelé « productivité nette de la population » (Smith 1994:256). En supposant que cette productivité ne dépend que de la taille de la population, Schaefer (1954a:6) peut exprimer la croissance de la population de poissons exploitée ainsi (avec $\overline{f(P)}$ la productivité nette moyenne de la population sur la période et C les captures) :

$$\Delta P = P_1 - P_2 = \overline{f(P)} - C$$

Dans la lignée de Graham et de Hjort, il suppose que la productivité nette du stock est nulle quand la population est faible, croît avec la population, passe par un maximum puis décroît jusqu'à atteindre zéro pour une population maximale, lorsque la population arrive à saturation, en fonction des ressources disponibles dans le milieu. Il précise une forme fonctionnelle, associée à la courbe logistique de « Verhulst-Pearl », qui « s'est avérée adaptée aux données expérimentales ainsi qu'aux données des populations dans la nature pour un grand nombre d'organismes » (Schaefer

1954b:255). Celle-ci peut se traduire par un taux de croissance de la population qui dépend quadratiquement de la taille de celle-ci (voir Figure 4) – ce qui s’exprime, en passant d’une analyse discrète à une analyse continue (avec k_1 une constante et L la population maximale) :

$$f(P) = k_1 P(L - P)$$

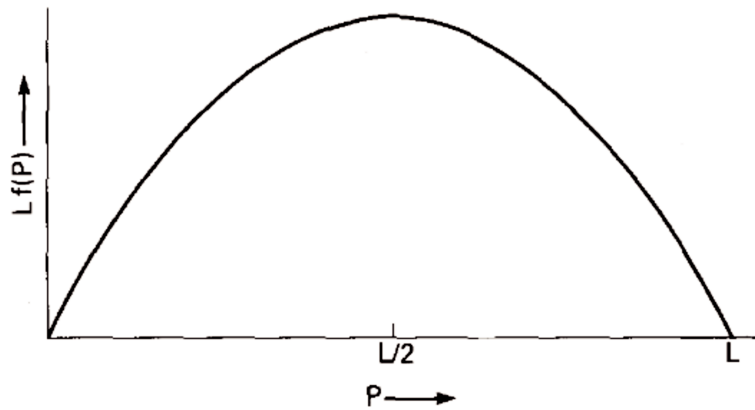


Figure 4. Taux de croissance théorique d’une population en fonction de sa taille, selon le modèle logistique (Schaefer, 1954a, p. 256)

Il teste par la suite cette relation sur des données de capture et d’effort de pêche qu’il a à sa disposition, pour la sardine de Californie et le flétan du Pacifique [*Pacific halibut*]. Cette entreprise nécessite des hypothèses de modélisation supplémentaires, notamment pour estimer le lien entre population, effort et captures. Schaefer suppose une relation bilinéaire pour la fonction de captures, de la même manière que Gordon, c’est-à-dire $C = qEP$, ce qui permet d’avoir une relation linéaire entre P et C/E (aussi appelé ratio de Captures Par Unité d’Efforts, CPUE. Voir Interlude 1). Il peut ainsi représenter la productivité nette $f(P)$ en fonction de CPUE, ce qui revient, à une constante q près, à représenter $f(P)$ en fonction de P (1954b).³⁵ Il entend ainsi démontrer une certaine validité statistique de son modèle de dynamique de population, à partir de données de captures – *via* une hypothèse sur la forme de la fonction de captures (ou de production, bien qu’il ne la nomme pas ainsi). La Figure 5 illustre les résultats obtenus.

Initialement mobilisée pour représenter la croissance de l’industrie de la pêche, la fonction logistique est donc finalement utilisée par Schaefer pour modéliser une dynamique de population. Un élément

³⁵ Pour le détail de sa méthodologie, voir Smith (1994:257-59)

important à noter est que la validité du modèle pour cet usage est essentiellement argumentée sous l'angle de la bonne corrélation statistique. De la même manière que Raymond Pearl, qui justifiait la pertinence de la « loi » de croissance logistique pour l'évolution démographique principalement sur la base d'une validation empirique, statistique (Smith 1994:217), Schaefer, justifie de modéliser la dynamique des populations de sardines qu'il étudie de la sorte sans mentionner de mécanisme biologique qui serait sous-jacent à cette forme spécifique, mais parce qu'elle constitue une bonne approximation des données collectées. La démarche du biologiste est représentative de l'approche de modélisation adoptée par les biologistes des pêches : le caractère appliqué de la discipline a pour conséquence que les modèles doivent avant tout être opérationnels, permettre de déterminer efficacement les quantités optimales d'effort de pêche : prédire plutôt qu'expliquer. Selon Finley (2011:176), Schaefer s'est inscrit dans la continuité de cette démarche, en construisant des modèles qui permettent de gérer les pêcheries à partir d'un minimum d'informations et en s'appuyant sur des relations avant tout statistiques.

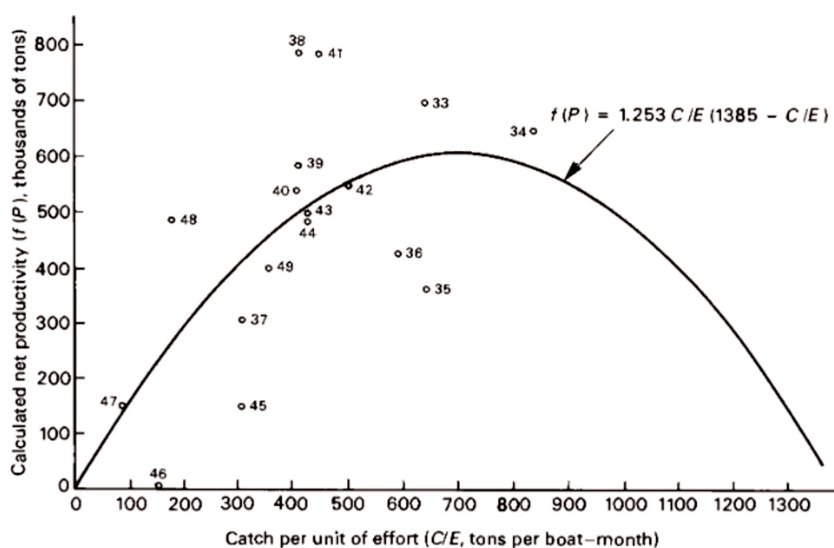


Figure 5. Relation statistique entre la productivité nette de la pêche et le ratio de CPUE pour le flétan du Pacifique (Smith 1994 p. 261 d'après Schaefer 1954b)

Par ailleurs, la théorie de Schaefer peut s'interpréter dans un sens particulier, qui transparaît dans un des noms qui lui est donné : la théorie de la production de surplus [*surplus production theory*] (Smith 1994:324). On peut voir la population de poisson comme une entité qui produit chaque année une masse de poissons, qui varie selon sa taille (selon une courbe en cloche). Cette masse de poissons supplémentaire peut être vue comme un *surplus*, qu'on peut récolter sans diminuer la population. De plus, si on est capable d'amener la population à sa taille optimale (celle qui produit le plus), on

peut conserver cet équilibre en pêchant chaque année ce surplus : c'est l'idée du *rendement maximal soutenable*, (*maximum sustainable yield*, MSY) – le caractère « soutenable » indiquant qu'on peut théoriquement prélever cette quantité à chaque période pour une durée illimitée (voir encadré)

Rendement maximum soutenable : sciences et politique

Le concept d'exploitation soutenable [*sustainable*] ou soutenue [*sustained*] d'une ressource provient de la foresterie allemande du XIX^e siècle. Dans une optique d'exploitation rationnelle de la forêt, des forestiers ont cherché à optimiser la période de rotation, c'est-à-dire l'âge auquel on coupe un arbre pour en planter un nouveau, de manière à maximiser la quantité de bois obtenue chaque année. Ces travaux reposent sur le concept de « forêt normale », divisée en autant de classes d'âge que la période de rotation, de manière à couper chaque année la fraction de la forêt qui a atteint l'âge optimal et avoir ainsi un flux de revenu (et réciproquement de bois) régulier, « soutenu » (Viitala 2013, 2016). Ce régime de gestion s'oppose à une gestion « intermittente », dans laquelle la forêt est composée d'arbres d'une même classe d'âge et est entièrement coupée à la fin de la période de rotation.

L'idée d'une gestion rationnelle des ressources, avec une maximisation du rendement soutenable a circulé de la foresterie vers les pêcheries de manière indirecte, à travers « l'évangile de l'efficacité » [*« gospel of efficiency »*] prônée par le mouvement conservationniste américain (Hubbard 2016). Des biologistes des pêches tels que Hjort et Huntsman ont été en contact avec les directeurs successifs de la Division des forêts du ministère de l'Agriculture états-unien : Bernhard Eduard Fernow, qui a importé la foresterie allemande en immigrant aux États-Unis puis Gifford Pinchot, chef de file des conservationnistes (Hubbard 2016:87). Ces connexions ont influencé les biologistes dans leur conceptualisation du problème des pêcheries en termes d'exploitation efficace des ressources. Ils ne se sont cependant pas appuyés sur les modèles mathématiques issus de la foresterie (dont Faustmann 2018 est l'exemple le plus connu ; voir Peyron et Maheut 1999) selon Hubbard (2016:92)

Dans les années 1950 et 1960, l'idée du rendement soutenable comme le prélèvement d'un *surplus* a par la suite été exploitée par les États-Unis pour préserver leurs intérêts économiques, avec le

concours de Schaefer. Comme d'autres biologistes états-uniens avant lui (notamment Wilbert M. Chapman et William C. Herrington), il participe aux négociations de traités internationaux pour la régulation de la pêche, en tant que scientifique au sein d'institutions internationales dédiées, dont l'IATTC. L'historienne des sciences Carmel Finley (2009, 2011), montre l'enchevêtrement de la politique et de la science dans ce processus, en mettant en évidence comment la circulation de la théorie du surplus, a permis aux États-Unis de préserver leur accès aux zones de pêches du continent. En faisant du MSY un objectif de gestion pour les pêcheries du continent, la possibilité pour un pays de restreindre l'accès à ses eaux territoriales a été conditionnée à la preuve du dépassement du seuil de captures soutenables. Les pays comme l'Équateur, le Pérou ou le Chili n'ayant pas les moyens techniques de réaliser ces preuves, cela a permis aux États-Unis de continuer à pêcher chez leurs voisins (Finley 2009:8).

2.2. *La dynamique en soutien de l'équilibre statique*

Gordon ne fait pas référence aux travaux de Schaefer dans ses articles parus en 1953 et avril 1954, ce qui suggère qu'il n'en avait pas connaissance. Une lettre envoyée par Gordon à Schaefer en juin 1954 confirme qu'il n'avait pas lu l'article de 1954 dans lequel Schaefer présente sa théorie, puisqu'il en demande une copie en précisant qu'il lui avait été recommandé par Ricker, qui était une connaissance commune.³⁶

Schaefer avait lui déjà lu l'article de Gordon de 1953 en juin 1954, comme l'indiquent les compliments adressés dans la lettre que Schaefer envoie en réponse à celle de Gordon.³⁷ Il lit par la suite l'article du *JPE* autour du mois de mai 1955.³⁸ Schaefer reconnaît le potentiel du modèle de Gordon

³⁶ Lettre de H. S. Gordon à M. B. Schaefer, 10 juin 1954, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

³⁷ "Your recent paper in the Journal of the Fisheries Research Board of Canada impressed me as a most valuable contribution". Lettre de M. B. Schaefer à H. S. Gordon, 16 juin 1954, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

³⁸ Schaefer envoie une demande de copie de l'article en mai 1955. Puisqu'il ne joint pas de commentaire sur l'article à sa requête, on peut supposer qu'il ne l'avait pas encore lu. Lettre de M. B. Schaefer à H. S. Gordon, 25 mai 1955, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

mais identifie également des possibilités d'amélioration. Il s'engage alors dans le projet de compléter la tentative de Gordon pour apporter sa propre contribution à l'économie de la pêche. Il envoie un projet d'article en mai 1956 à Gordon pour lui demander ses retours, et, après quelques échanges qui n'ont pas conduit à des changements substantiels au cœur de l'article, Schaefer le fait publier en janvier 1957 dans *le Journal of the Fisheries Research Board of Canada* (où Gordon avait publié ses articles de 1953 et 1955 sur les pêches).³⁹ Schaefer le présente explicitement comme une réponse à la tentative de modélisation de Gordon. Il souligne le fait que Gordon n'a pas pris en compte la spécificité biologique des ressources halieutiques, non seulement leur caractère renouvelable mais aussi leur caractère « autorégulateur », en ne représentant pas explicitement la dynamique des populations de poissons dans son modèle mathématique (Schaefer 1957:670).

Plus précisément, Schaefer critique la décision de Gordon de considérer directement la population à l'équilibre et la façon dont il la modélise, par une fonction linéairement décroissante des captures (p. 674). Schaefer propose alors un modèle algébrique qui répond aux limites qu'il avait identifiées, en intégrant dans le modèle de Gordon une dynamique explicite pour la population de poissons, fondée sur sa théorie de 1954. Comme nous l'avons vu, son modèle était fondé sur l'hypothèse que le taux de croissance de la population ne dépend que de la taille de la population elle-même, suivant une courbe en forme de dôme. Il met donc effectivement en évidence une forme d'autorégulation au sein de la population : le taux de croissance est nul pour une population de zéro individu, maximal pour un certain nombre de poissons et à nouveau nul lorsque le nombre de poissons atteint un maximum. Schaefer le traduit algébriquement dans l'article avec une forme quadratique (en modifiant la notation par rapport à 1954, il note M la population maximale et exprime la variation de la population en continu par une dérivée ; Schaefer 1957:673) :

$$\frac{dP}{dt} = k_1 P (M - P).$$

³⁹ Nous n'avons pu accéder dans les archives qu'à la réponse de Gordon à cette lettre (Lettre de H. S. Gordon à M. B. Schaefer, 25 mai 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 10). Gordon et Schaefer ont échangé au moins cinq lettres à ce propos entre mai et juin 1956, sans que cela ait un impact décisif sur la version finalement publiée.

Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle

En ajoutant l'effet de la pêche comme un prélèvement de poissons qui diminue la croissance du stock il obtient (avec L pour *Landings*, les captures) :

$$\frac{dP}{dt} = k_1 P(M - P) - L.$$

Schaefer s'intéresse aux potentiels équilibres d'exploitations, donc aux situations où ce taux de croissance s'annule, ce qui lui permet d'obtenir une équation simple reliant la population d'équilibre et les captures d'équilibre :

$$L = k_1 P(M - P).$$

Cette équation d'équilibre est analogue à l'équation (1) du modèle de Gordon et peut prendre sa place dans le système d'équations de l'économiste pour former un modèle bioéconomique fondé sur une dynamique biologique. C'est ce que fait Schaefer dans la suite de l'article de 1957, ce qui lui permet d'analyser les trois équilibres possibles de la pêcherie (en fonction de l'objectif de gestion choisi), dont le MSY, mais également ceux connus aujourd'hui sous le nom de rendement économique maximal [*Maximum Economic Yield, MEY* – E_2 sur la Figure 6] et équilibre d'accès libre [*Open Access, OA* – E_1 sur la Figure]. Les représentations graphiques font bien apparaître la différence avec le modèle de Gordon et sa courbe de production concave : on a ici chez Schaefer une courbe de production en forme de dôme, caractéristique du modèle qu'on connaît aujourd'hui sous le nom de Gordon-Schaefer.

L'histoire du couplage entre biologie et économie dans le modèle Gordon-Schaefer doit donc être racontée à l'inverse de la manière dont elle est souvent présentée. Ce n'est pas Gordon, en 1954, mais Schaefer, trois ans plus tard, qui a intégré la dynamique biologique dans le modèle économique. Il est parti du travail de modélisation de Gordon et a apporté la touche finale au modèle bioéconomique que nous connaissons aujourd'hui sous le nom de Gordon-Schaefer.

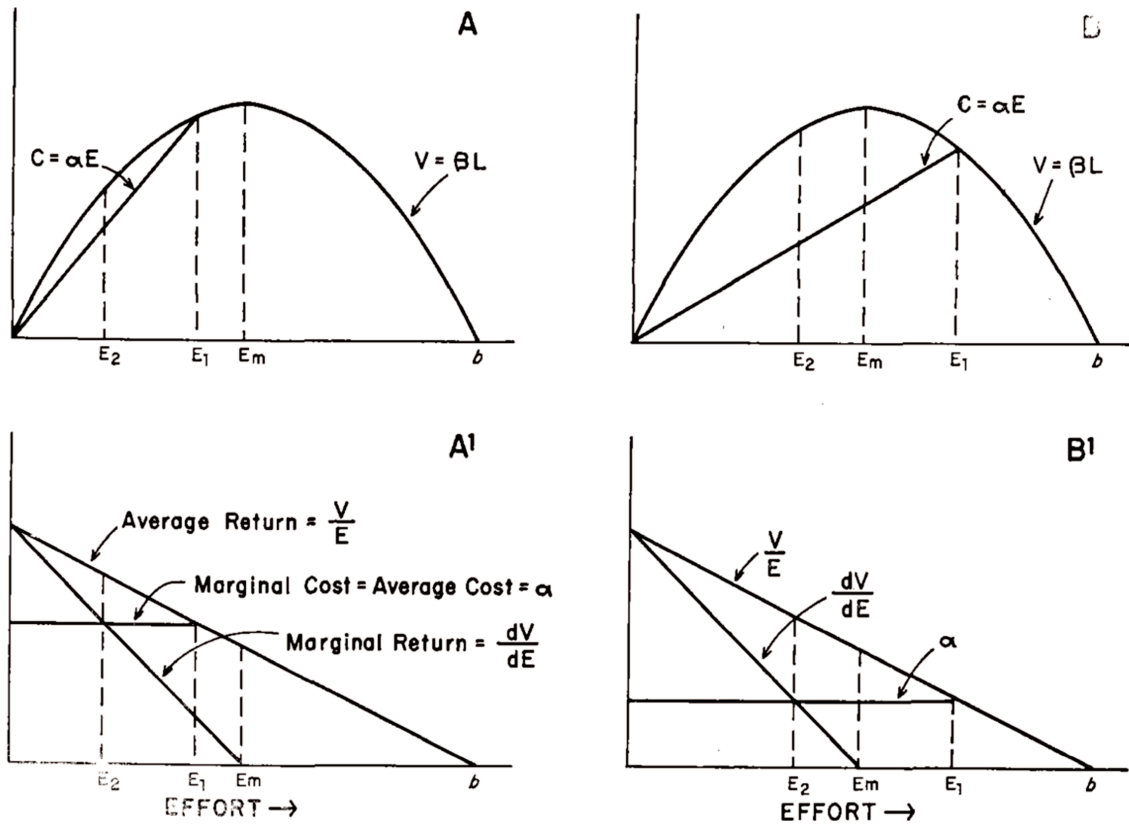


Figure 6. Équilibres du modèle bioéconomique d'après Schaefer (1957; p. 676)

2.3. Un fondement commun : les captures d'équilibre

Gordon n'ayant pas fondé son modèle sur l'équation de croissance logistique de Schaefer, il peut sembler inattendu que Schaefer ait pu si facilement insérer son équation issue d'une dynamique dans le modèle économique statique. Comme Schaefer l'a indiqué dans son article, les deux auteurs n'étaient pas d'accord sur l'une des hypothèses de base de leurs modèles : la relation entre la population de poissons et les captures. Gordon supposait qu'une population fixe était donnée chaque année et que la pêche agissait comme un prélèvement de poissons, tandis que Schaefer considérait les changements dans la taille de la population comme un processus dynamique, dépendant à la fois de la taille actuelle de la population et de la pression de pêche. Ces conceptions les ont conduits à des représentations différentes de la courbe effort-capture : croissante mais concave pour Gordon et en forme de dôme pour Schaefer. Ainsi, une question de compatibilité se pose entre deux modèles économiques et biologiques créés séparément. Quel est le dénominateur commun qui a permis de les relier aussi facilement ?

Une histoire renversée de l'intégration de la biologie dans le modèle

Pour comprendre comment cela a été possible, il est utile de se tourner d'abord vers une table ronde sur l'économie de la pêche organisée par la FAO en 1956, à laquelle Gordon a participé, et dont les actes ont été publiés un an plus tard (Turvey et Wiseman 1957). En particulier, la communication présentée par l'économiste canadien Anthony D. Scott permet d'éclairer le lien entre Gordon et Schaefer. Scott connaissait les travaux de Gordon, puisqu'il a publié un an plus tard un article reprenant le modèle de 1954, en l'intégrant dans un diagramme à cadran (Scott 1955). Il était par ailleurs au courant des travaux en cours de Schaefer. Gordon lui avait transmis le projet d'article que Schaefer lui avait envoyé, et Scott avait échangé avec Schaefer à propos de ce travail avant la conférence. Lors de la table ronde, Scott présente une nouvelle version de son modèle de 1955, où il substitue la relation entre captures et population de Schaefer à celle de Gordon (voir Figure 7). Scott avait été convaincu par ses échanges avec Schaefer que le modèle de ce dernier reflétait mieux la dynamique biologique, mais il s'était aussi rendu compte de la facilité avec laquelle la substitution pouvait être effectuée.⁴⁰ Au cours de la conférence, Scott détaille sa vision des points communs entre les modèles de Gordon et de Schaefer, en soulignant l'implication cruciale du modèle biologique de Schaefer : la population de poissons peut être maintenue en équilibre à n'importe quelle taille, à condition que le taux de capture soit égal au taux de croissance. Selon Scott, cette idée, nommée « capture d'équilibre » [« *equilibrium catch* »] par Schaefer (1954b), était commune avec les travaux de Gordon, permettant la compatibilité entre leurs modèles :

This is my understanding of the idea of 'equilibrium catch' implicit in Professor Gordon's paper, loc. cit., p. 137, and expounded in greater detail in 'Some Aspects of the Dynamics of Population Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries', by Milner B. Schaefer (Scott 1957:48f).

Le concept peut en effet être identifié dans l'article de Gordon, lorsqu'il décrit l'effet de la pêche sur la population comme un simple déplacement vers le bas d'un équilibre écologique préexistant :

⁴⁰ "With reference to my own article, I have experimented by putting your landings-population curve in the northwest quadrant of Diagram 1 at page 118. This makes my diagram a good deal more realistic." Lettre de A. D. Scott à M. B. Schaefer, 27 juin 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 16.

If a species were in ecological equilibrium before the commencement of commercial fishing, man's intrusion would have the same effect as any other predator; and that can only mean that the species population would reach a new equilibrium at a lower level of abundance (Gordon 1954:128, souligné par nous).

Dans le modèle mathématique de Gordon, cette idée se traduit par la première équation du système bioéconomique, qui concerne la population *d'équilibre*. La modélisation de la population par une fonction linéaire décroissante des captures incarne l'idée de prise d'équilibre, comme l'indique clairement la page de l'article de Gordon à laquelle Scott se réfère dans sa présentation : « à un niveau de capture supposé [...] correspond une population d'équilibre dans l'écosystème biologique » (Gordon 1954:137).

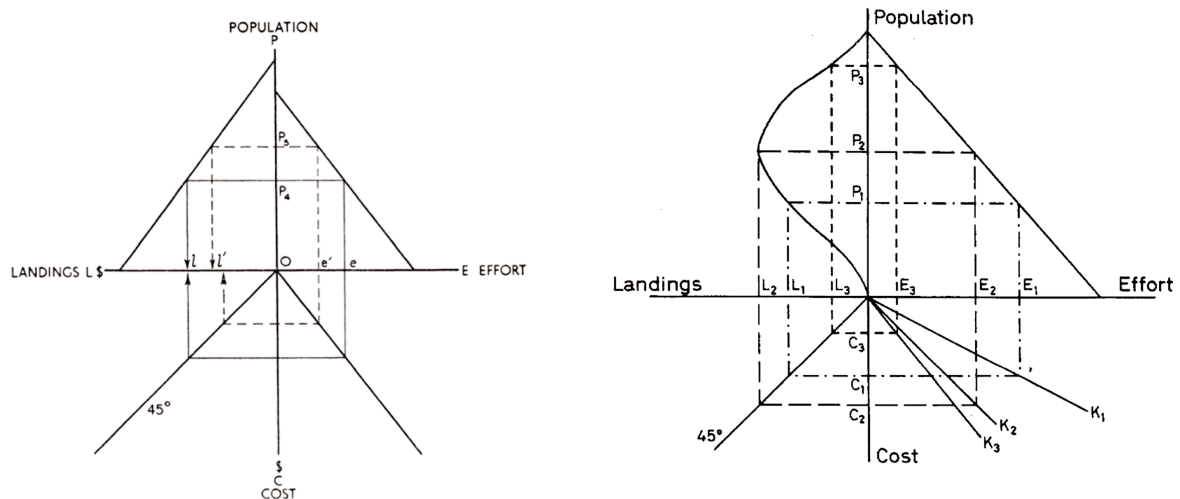


Figure 7. Évolution du diagramme en cadran de Scott entre 1955 (p. 118) et 1957 (p. 49), à la suite des échanges avec Schaefer

L'équation de Schaefer qui relie les captures et la population s'intègre aisément au modèle de Gordon parce qu'ils reposent tous deux sur la même hypothèse de l'existence d'un équilibre possible pour chaque niveau de pêche. Mais si cette idée est pour Schaefer le corollaire d'une théorie biologique de la dynamique des populations, elle apparaît comme une hypothèse dans les travaux de Gordon et n'a pas de justification apparente : comme le souligne Scott (1957:48f), l'idée de captures d'équilibre n'est qu'implicite dans le modèle de Gordon. Il ne se réfère explicitement à aucune théorie biologique qui justifierait la possibilité de prises d'équilibre à n'importe quel niveau de population, bien qu'il ait cité de nombreux biologistes de la pêche dans son article. Il semble considérer cette idée d'équilibre comme une évidence. Nous proposons une hypothèse sur la provenance de ce postulat chez Gordon, dans les travaux du biologiste écossais Edward S. Russell.

Russell a été un pionnier de la biologie des pêches dans les années 1930. Il est surtout connu pour avoir été l'un des premiers à proposer une décomposition algébrique formelle des variations des stocks de poissons, établissant ainsi le cadre de divers travaux de modélisation réalisés dans le domaine de la science halieutique au cours des décennies suivantes (voir Interlude 1). Dans la deuxième section de son article de 1954, Gordon cite l'article séminal de Russell (1931), ainsi qu'un recueil de conférences intitulé *The Overfishing Problem* (Russell 1942) dans la même note de bas de page, comme illustration de la "formulation moderne" du problème de la pêche (Gordon 1954:128f). Bien que cette référence ne fournisse pas de preuve directe d'un lien important entre la théorie de Russell et le modèle de Gordon, une lettre envoyée par Gordon en 1956 à Clyde C. Taylor, biologiste et chef adjoint des enquêtes sur les pêcheries de l'Atlantique Nord au sein du *Fish and Wildlife Service* du ministère de l'Intérieur des États-Unis, nous permet d'identifier une influence significative. Dans cette lettre, Gordon répond à une critique qu'il a reçue de Taylor concernant les lacunes de la partie biologique de son modèle. Dans sa réponse, l'unique référence au travail d'un biologiste qu'il met en avant pour justifier ses choix de modélisation est *The Overfishing Problem* de Russell, qu'il affirme avoir lu avant d'écrire son article.⁴¹

La lecture du livre de Russell nous permet de comprendre où Gordon est susceptible d'avoir trouvé une hypothèse biologique qui légitime l'accent mis sur la population d'équilibre et l'utilisation d'une méthode statique pour modéliser son système bioéconomique. Dans la quatrième conférence du livre de 1942, Russell examine les évolutions dans une population théorique de poissons lorsqu'elle est affectée par différents facteurs (pêche, mortalité naturelle, croissance individuelle et recrutement). Cette conférence contient des réflexions qui sont très proches de l'idée de capture d'équilibre telle qu'elle apparaît dans l'article de Gordon. Plus précisément, Russell affirme que la population peut être en équilibre à n'importe quel niveau, en fonction principalement de l'intensité de la pêche :

It is obvious that a stock can be stabilised at different levels of density, and that the level will depend mainly upon the rate of capture, since this is the factor that mainly determines the age-distribution of the stock, through fishing mortality (Russell 1942:83).

⁴¹ Lettre de H. S. Gordon à C. C. Taylor, 30 octobre 1956, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder « 1947-1958 ».

Il développe cette idée en décrivant les mécanismes à l'origine de la stabilisation de la population qui se produit lorsque l'intensité de la pêche change :

Actually, with any given capture rate, provided it is sufficiently great to be an important factor in mortality, we may expect rate of growth and average rate of recruitment to adjust themselves to it, and the same will hold good of the rate of natural mortality (Russell 1942:84).

L'idée de captures d'équilibre telle qu'elle est comprise par le modèle de Gordon remonte donc probablement aux travaux du biologiste Russell. D'autre part, il existe une filiation entre le cadre théorique établi par Russell et les travaux de modélisation de Schaefer (voir Interlude 1). En effet, comme le montre Tim D. Smith (1994:324), le modèle de Schaefer tente de prolonger l'idée de Russell en formalisant, à l'aide d'une fonction de croissance, l'adaptation du taux de croissance au taux de capture qui permet le maintien d'un équilibre. La compatibilité entre les modèles de Gordon et de Schaefer, liée par l'utilisation d'un concept commun de capture d'équilibre, peut donc être expliquée par l'inspiration qu'ils ont tous deux trouvée dans les travaux de Russell. L'identification d'une inspiration biologique probable pour le modèle bioéconomique de Gordon est un résultat important, puisqu'il n'était pas explicite dans l'article de Gordon, et laissait ouverte la question de sa compatibilité *ex post* avec les travaux biologiques de Schaefer. Plus précisément, le fait que Gordon ait pris la population de poissons comme variable de son modèle et qu'il ait inclus une équation pour l'action de la pêche sur la population constituait un premier pas vers une compatibilité *formelle* avec le modèle des biologistes. Mais une compatibilité plus *substantielle* était nécessaire pour permettre une simple substitution de l'équation de population de Gordon par une autre : c'est ce que le fondement théorique de Russell a pu fournir.

3. Représentation de la population de poissons, entre heuristique et prédiction

Pour revenir à la méthodologie de construction du modèle de Gordon, l'enquête sur l'inspiration derrière sa considération de la population mène à une conclusion originale. Gordon n'a pas pris une théorie prête à l'emploi et déjà formalisée de l'effet de la pêche sur les populations de poissons dont il aurait prélevé une équation pour l'insérer dans son modèle. Le travail de modélisation de Gordon

ne peut donc pas être décrit comme une simple opération de couplage d'équations biologiques et économiques, puisqu'il a très probablement créé sa propre équation pour représenter une hypothèse biologique. Nous développons les enjeux méthodologiques soulevés par ce résultat.

3.1. « Concepts simplificateurs » : tractabilité et modélisation heuristique

Rétrospectivement, la méthodologie de Gordon est d'autant plus intrigante qu'il existait à l'époque des modèles formalisés prêts à l'emploi qui lui aurait permis de construire un modèle bioéconomique couplé. En effet, il semble que Gordon était au courant de la littérature contemporaine en biologie halieutique lorsqu'il a conçu son article. Bon nombre des auteurs qu'il cite dans son article avaient alors proposé des modèles mathématiques pour la dynamique des populations exploitées qui auraient pu constituer la base d'un modèle bioéconomique. La première formulation algébrique générale de Russell (1931) sur la décomposition des changements de population avait déjà plus de 20 ans, et d'autres scientifiques de la pêche lus par Gordon, tels que Ricker et Thompson, mais aussi Beverton et Graham, avaient construit des modèles formalisés plus détaillés sur cette base. Ces modèles partageaient les hypothèses générales des sciences halieutiques (une focalisation sur la population de poissons plutôt que sur le poisson individuel, une vision utilitariste du poisson en tant que capture potentielle) et un formalisme mathématique qui les rendait compatibles avec la modélisation économique. Compte tenu de l'état de l'art en biologie des pêches à l'époque et de la prolifération des théories qui s'appuyaient sur le cadre de Russell, le choix de Gordon de construire sa propre formalisation mathématique d'un concept basé sur des travaux antérieurs en biologie des pêches pose question. Nous avançons plusieurs éléments pour expliquer ce choix.

En premier lieu, si Gordon a effectivement cherché la meilleure équation pour relier population et captures, la complexité des équations mathématiques pour la dynamique mathématique aurait pu l'empêcher de réaliser son ambition de fournir un modèle compact pour la théorisation économique. À l'époque, les modèles de population issus de la biologie halieutique pouvaient être assez sophistiqués sur le plan mathématique et n'étaient pas facilement traduits sous une forme ramassée, compacte : les travaux de Beverton, par exemple, reposaient sur un calcul intégral complexe. L'objectif de Gordon lors de la construction de son modèle économique heuristique pourrait l'avoir poussé à

rechercher l'expression la plus stylisée. Dans la lettre de Gordon à Taylor, citée précédemment, en réponse à l'invitation du biologiste à examiner certains travaux de modélisation qu'il avait réalisés, inspirés par Beverton, Gordon a explicitement fait part de sa confusion concernant la complexité des modèles de dynamique des populations et de son intention de s'appuyer sur des « concepts simplificateurs » [*simplifying concept*]

Since publishing the paper to which you refer, I have become increasingly more conscious of the fact that defining the optimum level of exploitation in the fishing industry is a far more complex thing than my paper suggests. [...] I had read Russell on The Overfishing Problem before writing my paper, but I think I did not fully appreciate the complexities indicated by his equations [...] I am hoping some day (*sic*) to make some further headway in the theoretical formulation of the fisheries problem, but I think we need some sort of simplifying concept (possibly Beverton's eumetric fishing) and at the moment I do not see much light.⁴²

Outre la complexité mathématique des théories biologiques de l'époque, il est peu probable que Gordon les ait examinées afin d'intégrer la plus appropriée dans le modèle. Comme nous l'avons vu précédemment, l'accent mis sur les populations de poissons est apparu tardivement dans les travaux de Gordon et n'a pas été considéré dès le départ comme un point central de l'analyse. Ce qui importait pour la démonstration de la dissipation de la rente était la forme de la fonction de production. Lorsqu'il a modifié la justification pour tenir compte de l'effet population, il a probablement cherché l'expression mathématique qui incarnerait ce mécanisme de la manière la plus claire, une fonction linéairement décroissante, sans chercher la fonction la plus réaliste dans la littérature des sciences halieutiques. L'idée des captures d'équilibre, probablement trouvée dans les travaux de Russell, a été le « concept simplificateur » qui a suffi à Gordon pour légitimer la forme qu'il a construite pour l'équation de la population. Cette méthode – traduire l'une des hypothèses de base sous la forme mathématique la plus pure – correspondait à son objectif heuristique avec le modèle. Elle a été efficace, dans le sens où le modèle de Gordon a pu être utilisé pour identifier l'absence de droits de

⁴² Lettre de H. S. Gordon à C. C. Taylor, 30 octobre 1956, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

propriété comme source de dissipation de la rente et donc de pauvreté parmi les pêcheurs trop nombreux - ce qu'il avait d'abord observé sur le terrain.

Le choix de Gordon peut donc être vu en premier lieu sous l'angle de la tractabilité, liée à la fonction première du modèle. Pour la fonction heuristique et pédagogique, une résolution analytique directe est un atout important, puisqu'elle permet d'étudier l'influence de différents paramètres sur la solution. L'utilisation d'une forme simple pour l'équation population-captures permet ainsi une plus grande maniabilité du modèle. À cet égard, les travaux de Gordon reflètent ce que d'autres économistes faisaient à l'époque, par exemple les travaux de Robert M. Solow et de Paul A. Samuelson en macroéconomie, où la compacité et la simplicité étaient considérées comme des vertus des modèles (Boumans 2001; Cherrier 2023).

3.2. *D'un réductionnisme économique à un réductionnisme biologique*

Le fait de s'appuyer sur un *concept simplificateur* pour représenter la population de poissons dans le modèle peut s'apparenter à une forme de réductionnisme, dans le sens où cette simplification est une réduction de l'entité biologique à un nombre limité de spécificités. Nous avons vu précédemment que Gordon avait abandonné une forme de *réductionnisme économique* en introduisant une variable pour la population dans son modèle. Le concept simplificateur amène donc à une forme de *réductionnisme biologique*, qui consiste à représenter la population comme une biomasse affectée par la pêche.

Nous avons fait l'hypothèse dans la sous-section précédente que le choix de la réduction adaptée avait été guidé avant tout par le projet heuristique du modèle de Gordon : il aurait choisi l'équation la plus simple traduisant l'impact de la pêche sur la population, lui permettant d'étudier l'effet du libre accès sur le niveau d'exploitation de la ressource. Nous apportons ici une nuance, en mettant en avant des justifications par Gordon de ses hypothèses fondées sur la biologie – bien qu'ils ne les relient pas explicitement dans l'article aux représentations formelles choisies.

On peut commencer par préciser que la représentation de la population chez Gordon se fonde en réalité sur deux réductions. La première consiste à représenter la population *via* sa masse totale (sa biomasse). La deuxième, qui nous intéresse ici, concerne plus spécifiquement le lien population-

captures, et consiste à représenter la population d'équilibre par une quantité maximale diminuée d'un effet de la pêche. Plus précisément, il n'y a pas dans le modèle de Gordon de dépendance entre la population d'une année et celle de la suivante : tout se passe comme si, chaque année, peu importe la quantité de poissons pêchée l'année précédente, la population de poissons retrouvait son niveau maximum dès l'année suivante en cas d'arrêt de la pêche. Gordon ne donne pas d'indications sur la provenance de cette hypothèse lorsqu'il introduit l'équation. Par ailleurs, si le *concept simplificateur* de captures d'équilibre, provenant de Russell, peut expliquer la considération d'un équilibre population-capture atteignable à n'importe quel niveau, elle ne suffit pas pour comprendre cette propriété de la fonction employée par Gordon.

Cette hypothèse implicite peut toutefois être reliée à une confiance dans le pouvoir reproducteur des poissons, énoncée par Gordon au début de son article :

The most vivid thread that runs through the biological literature is the effort to determine the effect of fishing on the stock of fish in the sea. This discussion has had a very distinct practical orientation, being part of the effort to design regulative policies of a "conservation" nature. To the layman the problem appears to be dominated by a few facts of overriding importance. The first of these is the prodigious reproductive potential of most fish species. The adult female cod, for example, lays millions of eggs at each spawn. The egg that hatches and ultimately reaches maturity is the great exception rather than the rule (Gordon 1954:125 souligné par nous).

L'idée est donc, selon Gordon, que la population d'une année n n'est pas conditionnée par le nombre de géniteurs de l'année $n-1$. Les géniteurs pondent tellement d'œufs que le nombre de poissons atteignant la maturité (les recrues) ne dépend pas du nombre d'œufs, mais des conditions du milieu. Peu importe le nombre de géniteurs, le nombre de recrues annuelles serait donc une constante, fixée par le milieu. L'équation de Gordon semble donc bien provenir d'une hypothèse biologique, qu'il défend comme telle. Il s'agit d'une forme de simplification qui permet de se passer de la dynamique des populations de poissons, mais qu'il juge légitime, au vu de certaines données (dont il ne précise toutefois pas la source). En mai 1956, avant la conférence de la FAO, il échange avec Schaefer à propos du projet d'article de ce dernier, et semble confiant sur son hypothèse, au point de rejeter en premier lieu la forme en dôme de la fonction de production et la conceptualisation des stocks de poisson comme ressources autorégulatrices :

I am not sure that most sea fish should be regarded as self-renewing or self regulating resources in a sophisticated sense. The reproductive potential of most species is so large that it seems unlikely that future populations are more than a little affected by changes in the size of present populations. [...] The fact that we experience sharp or even sudden fluctuations in populations suggests that the link between present and future populations size is rather loose. [...] I have the feeling that your Figure I [fonction de production croissante concave, NDLA] is a better representation of the relation between catch and effort than your figure II [fonction de production en dome, NDLA].⁴³

Gordon avance donc des arguments issus de la biologie pour justifier que sa représentation de la population de poissons est suffisante et que celle de Schaefer, comme une population autorégulatrice, est superflue, voire erronée. La réduction proposée par Gordon ne s'explique donc pas uniquement au regard de son projet heuristique. Ces éléments nous semblent montrer que Gordon n'avait pas abandonné son projet que le modèle remplisse également une fonction prédictive, fondé sur un certain réalisme biologique.

3.3. Réduction biologique et prédiction

Gordon a cependant fini par accepter le fait que la représentation de Schaefer était plus appropriée pour la modélisation bioéconomique. Dans sa réponse à la lettre de Gordon, Schaefer a tenté de le convaincre, en précisant ses arguments, notamment le fait que l'auto-régulation des populations était une nécessité théorique autant qu'une réalité empirique :

The points you raise about whether fish resources are to be regarded as self-regulating, or non-self-regulating is, of course, a very important one. I did not go into the theoretical and observational bases of why they should be considered self-regulating, but merely referred to some of the more recent pertinent literature on the subject. I should probably do so. The justifications, briefly are:

⁴³ Lettre de H. S. Gordon à M. B. Schaefer, 25 mai 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 16.

- 1) From a theoretical standpoint living populations have to be self-regulating, because if only random variations occurred, they would increase without limit (which is manifestly impossible) or go to extinction (which the existing species have successfully avoided for many thousands of years).
- 2) For a good many stocks, the rate of natural increase of the population has been shown to be related to population size (and to fishing intensity). Among these are Pacific Salmon, Pacific Halibut, North Sea Plaice, North Atlantic Haddock (on both sides of the ocean) Atlantic shad, and my own Eastern Pacific yellowfin tuna.⁴⁴

En conséquence, la fonction de production ne pouvait pas selon lui être strictement croissante, et devait avoir une forme de dôme. Il présente plusieurs exemples de pêcheries dans lesquelles on avait constaté ce fait, puisque le nombre de captures totales avait commencé à diminuer malgré une augmentation de l'effort :

The reason why my Figure I is not a good model for fisheries is that it does not correspond to experience with many fisheries which have been subjected to heavy exploitation. This model implies that, as fishing effort increases, the sustainable average catch also continues to increase, although at a failing rate, and that there is no level of fishing effort above which the sustainable catch will decrease (as in my Fig. 2). The experience with some of the heavily exploited stocks cited above (plaice, halibut, salmon, haddock, etc.) is that the fishing did reach such level that the catch were thereby reduced. The experience in the North Sea, where some stocks were “overfished” (in this sense) before World War I and again before World War II, and recovered during the respites from fishing during each war, and are now being “overfished” again offers evidence in this regard [souligné dans l'original].⁴⁵

Gordon ne répond pas à ces arguments dans la suite de leurs échanges : le fait qu'il ne poursuive pas sa remise en cause du caractère autorégulateur des populations semble indiquer qu'il a été convaincu par un des éléments avancés par Schaefer en faveur de ce postulat. À la table-ronde de la FAO, il

⁴⁴ Lettre de M. B. Schaefer à H. S. Gordon, 31 mai 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 16.

⁴⁵ Lettre de M. B. Schaefer à H. S. Gordon, 31 mai 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 16.

affirmera même que « la courbe dans le cadran nord-ouest des diagrammes de Scott », c'est-à-dire la courbe en cloche (voir Figure 7, diagramme de droite), « était bien plus proche de la dernière théorie biologique que l'étaient les précédentes » (Turvey et Wiseman 1957:59).⁴⁶ Finalement, Gordon semble donc bien avoir accepté la représentation de Schaefer comme la réduction biologique adaptée pour le modèle bioéconomique. A-t-il été convaincu par l'argument empirique de Schaefer, avec les exemples de pêcheries qui connaissaient une baisse de productivité ? ou par l'argument biologique plus théorique ? Malheureusement, les matériaux à notre disposition ne permettent pas de trancher. Toujours est-il que, dans l'optique de poursuivre à la fois l'objectif heuristique et prédictif du modèle, l'intégration de la dynamique de population de Schaefer ne présentait que des avantages. Se traduisant par une équation d'équilibre à peine plus complexe que celle de Gordon (une forme quadratique à la place d'une forme linéaire), elle permettait de conserver la maniabilité du modèle. Par ailleurs, Schaefer ayant travaillé sur la validation statistique de son modèle, il importait avec son équation une certaine validité prédictive, qui aurait peut-être été plus difficile à construire pour Gordon à partir de l'équation pour la population qu'il avait lui-même élaboré.

Notons toutefois que Gordon a, dans le même temps, émis des doutes sur l'opportunité des réductions biologiques qu'il avait adoptée vis-à-vis de l'ambition de construire des modèles utiles pour la gestion des pêches. En particulier, le fait de considérer la population comme une masse agrégée ne permet pas de s'intéresser à l'effet de mesures de régulation portant sur le rétrécissement des mailles du filet, comme il le reconnaît dans son échange avec C. C. Taylor.⁴⁷ Par ailleurs, il semble particulièrement sensible, à la table ronde de la FAO, au fait que l'hypothèse d'une population de poisson autonome par rapport aux autres populations est également une simplification irréaliste. Le bon niveau d'étude pour des modèles visant à réguler les pêcheries se situerait selon lui au niveau d'un

⁴⁶ On peut préciser que Gordon n'abandonnera pas l'idée que le pouvoir reproducteur des poissons est tel que le nombre de géniteurs n'a pas d'effet sur la taille, comme le montre la citation suivante à la table ronde. « SCOTT GORDON said that the essential biological fact about the effects of fishing on stock numbers was that the reproductive capacity of fish was very, very high. Statistics supported the view that the size of a fish population was not related to the number of potential spawners. The effect of fishing was not on spawning but on average age » (Turvey et Wiseman 1957:77).

Nous ne sommes pas en mesure d'expliquer comment il articulait ces deux hypothèses, apparemment contradictoires.

⁴⁷ Lettre de H. S. Gordon à C. C. Taylor, 30 octobre 1956, Indiana University archives, H. Scott Gordon papers, box 2, folder "1947-1958".

« système écologique » [*ecological system*]. Les modèles mono-spécifiques n'auraient alors qu'un rôle pédagogique pour les décideurs, en leur faisant voir les bienfaits de la régulation :

He (SCOTT GORDON) would suggest that the appropriate scope of study was not the species but the ecology; an area with a fairly complete ecological system. What was required was not a study of cod and an isolated discussion on how many cod to catch, but consideration of the whole catch with a view to determine the optimum combined population and the optimum type of gear for catching all together. SCOTT GORDON did not know how to undertake such a study, but he did not think much progress would be made by considering individual fish and types of equipment as was done in the Nort Sea. Such a procedure was only valuable as a means of introducing nations to the idea of control (Turvey et Wiseman 1957:130).

Nous ne saurons pas si Gordon a considéré que le modèle de Schaefer représentait le bon niveau de réduction biologique pour avoir un intermédiaire entre maniabilité heuristique et réalisme prédictif. Néanmoins, c'est bien sous la forme intégrée Gordon-Schaefer que le modèle a pu connaître une postérité à la fois comme base de travaux théoriques en économie (notamment en économie de la pêche, mais plus généralement en économie des ressources naturelles, comme nous verrons dans le chapitre suivant) et comme point de départ pour des travaux appliqués à la gestion des pêches.

4. Conclusion

Sur la base d'une enquête approfondie sur les travaux d'Howard Scott Gordon, ce chapitre apporte un éclairage nouveau sur l'un des modèles intégrés les plus utilisés dans la littérature en économie des ressources naturelles, à savoir le modèle de Gordon-Schaefer. Nous avons montré que la construction du modèle était marquée par une double ambition : outre son désir d'élaborer un argument théorique heuristique applicable à l'économie des ressources naturelles, Gordon voulait rivaliser avec les biologistes de la pêche dans la définition d'objectifs de gestion des pêcheries fondés. Nous avons montré que son modèle bioéconomique initial ne pouvait pas être considéré comme un exemple de modélisation intégrée. Nous avons plutôt constaté que la biologie et l'économie étaient imbriquées

Conclusion

à différents moments du travail de Gordon, mais que le modèle de 1954 semblait être principalement heuristique, économiquement parlant, la biologie jouant un rôle limité, principalement par le biais d'une contribution formelle. Nous avons constaté que la représentation de l'effet de la pêche sur la population de poissons dans le modèle, censée être essentielle pour justifier la propriété formelle de la fonction de production dans le modèle de 1954, est en fait apparue *in extremis* dans les travaux de Gordon, en remplacement d'une loi économique. Cependant, nous avons montré que ce changement formel dans le raisonnement de Gordon était important pour l'intégration d'une dynamique biologique dans le modèle par Schaefer trois ans plus tard, aboutissant au modèle bioéconomique intégré tel que nous le connaissons aujourd'hui. Nous avons également identifié des inspirations biologiques probables pour la modélisation de Gordon, ce qui nous a aidés à comprendre la compatibilité substantielle avec le modèle de Schaefer, mais a également soulevé des questions sur la méthodologie de Gordon en ce qui concerne la sélection des théories biologiques et la possible conciliation de la compacité et du réalisme de la modélisation.

Le caractère fondateur du modèle de Gordon-Schaefer pour la méthodologie de l'intégration de savoirs économiques et biologiques dans un modèle formalisé en fait un cas d'étude incontournable pour notre travail. Reconstruire le chemin qui a amené à la conception de ce modèle en économie des pêches nous permet d'apporter plusieurs éléments cruciaux vis-à-vis des questions qui guident cette thèse, autour de la représentation du vivant dans les modèles économiques.

En premier lieu, nous avons bien observé des spécificités du vivant qui contraignent l'économie à innover. Il est notable toutefois que Gordon n'a initialement pas jugé nécessaire d'amender un modèle de production classique, fondé sur une fonction à rendement décroissant, sans spécificités liées à la pêche. La reconnaissance tardive d'une propriété issue de travaux empiriques biologiques (la taille de la population d'équilibre est affectée par la pêche) a cependant permis l'introduction progressive d'autres spécificités du vivant, par le biais de l'équation reliant population et captures. Si Gordon a été réticent un temps à inclure le caractère autorégulateur de la population qui fonde le modèle de Schaefer, cette propriété s'est néanmoins imposée par la suite comme constitutive du modèle. Cette observation nous a permis d'introduire la nécessité des *réductions* du vivant à certaines de

ses spécificités pour le représenter dans les modèles. Néanmoins, nous avons vu également que l'existence de représentation du vivant dans les modèles économiques peut amener des biologistes à discuter celui-ci, et en particulier de la pertinence de cette réduction. Dans notre cas, les travaux de Schaefer ont conduit à sélectionner une autre réduction, incluant une propriété supplémentaire du vivant, comme fondement biologique du modèle.

Du côté de la méthode pour aboutir à une représentation du vivant, on a observé que Gordon avait choisi de construire une représentation formalisée à partir de sa propre traduction de concepts et faits biologiques – plutôt que de se reposer sur un modèle formalisé existant. Nous avançons l'hypothèse que des contraintes de *tractabilité* ont amené à ce choix : c'est parce qu'il priorisait la maniabilité du modèle, nécessaire pour son objectif heuristique, qu'il l'a fondé sur une équation traduisant l'effet de l'activité économique sur la population de poisson de la manière la plus stylisée possible. Au regard de l'objectif heuristique du modèle, il nous semble donc qu'il n'existe pas de différence entre les contraintes de réalismes portant sur les modèles économiques et biologiques : Gordon a cherché les *faits biologiques et économiques minimaux* permettant d'*expliquer* le fait économique qu'il avait constaté empiriquement. En l'occurrence, il suffisait de supposer que les pêcheurs maximisaient leurs profits et que le stock était diminué par la pêche, pour prouver que l'accès libre conduisait à la surexploitation.

En revanche, le rôle prédictif du modèle que Gordon n'a pas abandonné a pu introduire une évaluation spécifique du réalisme du modèle biologique, notamment par les biologistes eux-mêmes. Ce réalisme prédictif a pu être argumenté d'une part à l'aune de capacités à s'ajuster aux données existantes sur le passé, comme tente de le prouver Schaefer avec son modèle. Mais il a pu également être discuté d'autre part en termes de représentations dans le modèle de phénomènes biologiques à l'œuvre : c'est le cas lorsque Gordon constate que l'agrégation de la population de poissons en une variable unique, ne permettant pas d'étudier l'effet d'autres variables importantes de l'activité de pêche, comme les mailles du filet. Nous reviendrons dans le chapitre suivant sur la question de l'agrégation de la population. Notons cependant à ce stade l'existence d'une stratégie qu'on peut qualifier d'*importation* d'un certain réalisme prédictif par utilisation d'un modèle biologique supposé doté de ces qualités, qui revient à *externaliser* l'épineuse question de la calibration. Cette stratégie peut toutefois conduire à importer également les critiques du modèle biologique choisi par les

Conclusion

tenants d'autres approches de modélisation : si ces critiques peuvent permettre d'améliorer la représentation biologique et de progresser dans l'objectif prédictif, rien ne garantit qu'elles se soumettront aux contraintes propres à l'objectif heuristique, de compacité et de maniabilité.

Pour poursuivre ces réflexions, nous tirons dans le prochain chapitre le fil des discussions entre biologistes et économistes engagées par la conception du modèle bioéconomique dans les années 1950. En analysant plusieurs réappropriations de l'innovation méthodologique qu'a constituée le premier modèle bioéconomique, nous mettons en lumière de quelle manière les enjeux de représentations du vivant se reconfigurent au gré des ambitions théoriques, des objectifs de réalisme prédictif pour la gestion et des contraintes de tractabilité.

Interlude 2.

Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques

Nous retraçons brièvement dans cet interlude une partie de l'histoire de la modélisation mathématique en écologie des populations à partir des années 1930, en nous focalisant sur les débats épistémologiques qui traversent la discipline. Les modèles, dont le rôle oscille entre instrument prédictif et outil heuristique, sont au cœur de débats scientifiques, particulièrement en ce qui concerne l'hypothèse de la *densité-dépendance* des taux de croissance des populations. Nous analysons ces controverses, avant de montrer comment elles sont partiellement transposées en biologie des pêches, avec l'opposition entre des modèles agrégés à la Schaefer et des modèles plus structurels, dans l'esprit de ceux de Beverton et Holt.

Opposition épistémologique autour de l'hypothèse de régulation des populations

Le concept de population, en tant que sous-ensemble d'individus d'une même espèce qui occupe une zone géographique particulière, se développe en début du XX^e siècle au sein de l'entomologie économique, discipline dédiée à l'étude des insectes ayant un impact (bénéfique ou négatif) sur les cultures qui peut se traduire en termes économiques. À partir des années 1920, se multiplient au sein des sciences du vivant les développements de modèles mathématiques visant à rendre compte des dynamiques de populations animales – notamment pour les insectes. Ces modèles, qu'on rassemble aujourd'hui sous la bannière de l'écologie des populations, ont pour objectif de dépasser la perspective jusque-là essentiellement descriptive fondée sur des études de terrain, en permettant de comprendre le rôle des interactions écologiques, en particulier la prédation et la compétition, dans les fluctuations de population (Kingsland 1986).

Les travaux du mathématicien Alfred James Lotka sont particulièrement représentatifs de cette approche de la modélisation. En s'appuyant sur des analogies avec la physique, il propose dans son ouvrage de 1925, *Elements of Physical Biology* une « économie de la nature » mathématisée (Kingsland 1985:41). Son approche de la modélisation est avant tout heuristique, consistant à traduire mathématiquement des postulats sur les effets la prédation et de la compétition sur différentes populations pour obtenir des modèles stylisés permettant d'explorer les implications des hypothèses. Le mathématicien Vito Volterra suivra une approche semblable pour proposer en 1926 un modèle d'interaction proie-prédateurs qui, par analogie avec les collisions des molécules de gaz, conduit à une explication possible des oscillations de populations observées dans les populations de poissons pêchés (Smith 1994). Ce modèle, formulé indépendamment par les deux mathématiciens et désormais connu sous le nom de Lotka-Volterra, est exemplaire du type de modèles heuristiques fondateurs de l'écologie des populations. Idéalisé et stylisé, il permet néanmoins de faire apparaître l'effet de certains mécanismes et de diriger la recherche empirique vers des grandeurs biologiques comme le taux de croissance naturel d'une population ou la capacité de charge d'un milieu (Kingsland 1985:87).

Un concept important qui sous-tend ces modèles est celui de la régulation des populations. L'entomologie économique, en raison de son caractère appliqué, vise notamment à prédire les évolutions de populations d'insectes, en particulier les parasites des mammifères exploités par l'élevage (par exemple les tiques) ou les ravageurs des cultures (pucerons, charançons, chenilles...). Les entomologistes cherchaient pour ce faire à estimer l'effet de différents facteurs (conditions climatiques, pratiques agricoles) sur le nombre d'individus d'une population. À la fin des années 1920, l'entomologiste irlandais-australien Alexander John Nicholson propose une distinction conceptuelle entre facteurs *densité-dépendants*⁴⁸ [*density-dependent*] d'une part et facteurs *indépendants de la densité de population* [*density-independent*] d'autre part (Kingsland 1985:117). Cette catégorisation est pour lui une première étape pour expliquer la constatation selon laquelle un grand nombre de populations d'insectes observées dans la nature évolue autour d'une moyenne relativement stable, en l'absence de chocs externes – par exemple des variations climatiques brutales. Cet équilibre [*balance*]⁴⁹ peut être vu comme le résultat d'une forme d'autorégulation de la population, *via* un facteur qui l'empêche de croître indéfiniment. Ce facteur régulateur ne peut logiquement provenir de composantes externes, puisque ceux-ci agissent indépendamment de la taille de la population : il doit avoir une action de plus en plus forte à mesure que la densité de population croît. Nicholson développe donc l'idée selon laquelle la population est son propre facteur limitant et formalise cet argument en affirmant que les populations se régulent nécessairement grâce à des facteurs *densité-dépendants* – au premier rang desquels la compétition entre les individus pour l'accès aux ressources. À mesure que la densité augmente, la compétition pour les ressources limitées du milieu agit comme un frein à la croissance, et empêche la population de croître vers l'infini (Kingsland 1985:119).

Cet argument théorique, non mathématisé au départ, mais exprimé de manière déductive, comme une conséquence logique de la stabilité empirique des populations, s'incarne par la suite dans de nombreux modèles de dynamique des populations – dont ceux que Nicholson participe à développer à partir des années 1930. Un modèle en particulier illustre cette idée de régulation des

⁴⁸ Ou *dépendants de la densité de population*

⁴⁹ Un de ses articles les plus célèbres se nomme notamment « The Balance of Animal Populations » (Nicholson 1933).

Interlude 2. Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques
populations par *densité-dépendance* : le modèle de croissance logistique, que nous avons vu précédemment employé par Schaefer (Chapitre 1). Cette courbe décrit la croissance d'une population dans le temps avec une forme en S, atteignant un équilibre au bout d'un certain temps. Elle traduit l'idée que plus une population croît, plus elle va connaître des résistances à cette croissance, qui vont la conduire à se stabiliser. Cette forme spécifique de croissance autorégulée est initialement proposée par un mathématicien belge, Pierre-François Verhulst, en 1845, pour décrire la croissance d'une population donnée, par une analogie formelle avec un modèle physique de résistance d'un fluide. Elle est ensuite popularisée par Raymond Pearl et Lowell Reed, respectivement biologiste et statisticien états-uniens, qui l'appliquent à des données démographiques en 1920.⁵⁰

L'idée d'un mécanisme d'autorégulation au sein des populations animales ne fait pas l'unanimité dans les décennies qui suivent. S'il existe un consensus sur le fait que les populations ne croissent pas de manière exponentielle (comme elles pourraient théoriquement le faire en raison de la reproduction), le débat porte notamment sur les mécanismes susceptibles d'expliquer ce fait empirique, entre les interactions *biotiques* (par exemple, la compétition au sein d'une population) ou certains facteurs *abiotiques* (environnementaux, physiques, tels que les conditions météorologiques). Mais la controverse sur l'hypothèse de régulation par densité-dépendance traduit également un désaccord plus fondamental, sur l'épistémologie de la modélisation en écologie des populations. Cette controverse est particulièrement vivante dans les années 1950, comme l'illustrent les contributions présentées au *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, qui s'est tenu à New York en 1957 avec pour thème « Population Studies: Animal Ecology and Demography ».

Nicholson (1957) y présente un article intitulé sans ambiguïté « The Self Adjustment of Population to Change », dans lequel il expose son argument en faveur de l'hypothèse de régulation des

⁵⁰ Pearl est particulièrement pro-actif dans les années 1920 pour promouvoir l'idée que la courbe logistique constitue une « loi » de croissance des populations. Notons cependant que ses travaux se focalisaient sur la corrélation statistique à partir des données de recensement, plutôt que sur les mécanismes biologiques dont pourraient découler cette loi. En conséquence, il s'est limité à l'utilisation de la forme intégrale de l'équation logistique, plutôt que sa forme dérivée. C'est en effet cette dernière qui permet une interprétation en termes de compétition pour les ressources et de saturation du milieu, en accord avec l'hypothèse de régulation par *densité-dépendance* (Kingsland 1982). Par ailleurs, notons que la courbe logistique a été utilisée pour réaliser des prévisions dans différents domaines au cours des années 1920 et 1930 aux États-Unis, notamment pour le marketing, la prospective énergétique et par le mouvement technocratique états-unien pour la consommation de matière (Fressoz 2024, chapitre 9).

Nuances méthodologiques sur les modèles de biologie des pêches

populations par des facteurs *densité-dépendants* : il s'agit d'une nécessité logique, visant à expliquer le fait empirique de la stabilité des populations. L'entomologiste et écologue australien Herbert G. Andrewartha (1957) formule une critique virulente de l'approche de Nicholson dans un article intitulé « The Use of Conceptual Models in Population Ecology ». Pour Andrewartha, la population est une entité abstraite, conceptuelle et la distinction entre facteurs biotiques et abiotiques artificielle. Cette dernière ne s'avère donc pas utile dans la pratique, car les « facteurs » ne peuvent être extraits d'un environnement complexe. En outre, la limite ultime à la croissance de la population doit être la disponibilité de nourriture (ou d'autres ressources naturelles). Bien que la concurrence entre les individus augmente avec leur nombre dans une zone donnée, Andrewartha maintient qu'il n'est pas utile d'utiliser le concept de *densité-dépendance* pour comprendre ce simple constat. Enfin, il s'interroge sur la nature de l'hypothèse de régulation, qui, d'une part, n'est pas testable empiriquement parce qu'elle est trop générale et abstraite, et qui, d'autre part, n'a pas de pouvoir explicatif, parce que ses partisans ne disent généralement rien des mécanismes de régulation sous-jacents.

Cette opposition illustre selon Kingsland (1985:173) une division profonde des biologistes des populations dans les années 1950 sur l'utilisation des modèles mathématiques mais également sur la conceptualisation sous-jacente. En effet la critique des modèles idéalisés articule à la fois un désaccord épistémologique, sur l'utilité de tels modèles pour la compréhension et un désaccord conceptuel, sur l'abstraction des grandeurs utilisées.

Nuances méthodologiques sur les modèles de biologie des pêches

Si nous avons vu (Interlude 1) que la biologie des pêches s'est développée de manière relativement autonome par rapport à l'écologie des populations, on peut cependant y observer une forme de transposition des débats épistémologiques et conceptuels sur la modélisation mathématiques et l'hypothèse de régulation des populations. La régulation par *densité-dépendance* joue un rôle central dans le modèle de Schaefer, que nous avons présenté dans le chapitre précédent. Les populations de poissons sont en « équilibre dynamique » [*dynamic balance* »] grâce à leur caractère « autorégulateur » [*self-regulating* »] qui se traduit par un taux de croissance qui s'adapte avec la taille de la population (Schaefer 1957:672). Il cite les travaux de Nicholson en appui de cette théorie (p. 673).

Interlude 2. Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques

Par ailleurs, il défend, comme l'entomologiste, la pertinence de cette hypothèse comme étant en même temps une nécessité logique et une réalité empirique.⁵¹

L'approche de Schaefer a cependant fait l'objet de critiques et d'alternatives en sciences halieutiques. En particulier, les travaux des biologistes anglais Raymond J. H. Beverton et Sydney J. Holt, qui travaillaient au Lowestoft Fisheries Laboratory (Royaume-Uni) sous la direction de Michael Graham, constituent un contrepoint intéressant. En 1957, ils publient leur ouvrage majeur, *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Aboutissement de plusieurs années de travail, l'ouvrage constitue une tentative de synthèse de différentes théories existantes dans le domaine des sciences des pêches. Il propose également un nouveau modèle pour la dynamique des populations de poissons exploitées. En distinguant en différentes classes d'âge la population de poissons, Beverton et Holt peuvent examiner les différents stades de croissance de chaque classe, de la naissance au recrutement et appliquer à chacune d'entre elles un modèle de croissance individuelle des poissons (d'abord en termes de volume, puis de masse). Cela leur permet de modéliser un effet spécifique de la pêche sur chaque classe d'âge. Enfin, comme celui de Schaefer, le modèle de Beverton et Holt peut être utilisé pour étudier la relation entre l'activité de pêche et les captures. Il permet cependant de le faire sous une forme plus fine, puisque l'on peut déterminer l'effet de la pêche sur la composition de la population et non seulement sa masse. Leur théorie permet de produire des « isoplèthes de rendement⁵² » [*yield isopleth*] (Figure 9) dans un plan composé de l'effort de pêche (en abscisse) et de l'âge minimal de capture (en ordonnée). On peut ainsi déterminer l'effort qui optimise le rendement pour un âge minimal de capture donné – et réciproquement. Par ailleurs, Beverton et Holt (1957:371) définissent le concept de « pêche eumétrique » [*eumetric fishing*], qui consiste à « ajuster la sélectivité de l'outil » de pêche afin d'obtenir les captures maximales pour chaque intensité de pêche. Les courbes en pointillé AA' et BB' sur la Figure 9 représentent le résultat de cette méthode : en partant du point A, augmenter l'effort peut conduire à une augmentation des captures, uniquement si on réhausse conjointement l'âge de capture (en élargissant les mailles du filet de pêche par

⁵¹Lettre de M. B. Schaefer à H. S. Gordon, 31 mai 1956, Milner B. Schaefer papers, Special Collections & Archives, UC San Diego Library, box 1, folder 16.

⁵² Aussi appelés isolignes de rendement : courbes de même niveau de capture (en masse), pour différentes combinaisons de niveau d'effort de pêche et d'âge minimal de capture.

exemple). Ils peuvent ainsi tracer des « courbes de rendement eumétrique » [« eumetric yield curve »], c'est-à-dire des courbes représentant les captures en fonction de l'effort, avec ajustement implicite de la sélectivité de la pêche à mesure qu'on augmente l'effort (Figure 8). Celles-ci sont concaves, mais non en dôme, en raison de cet ajustement conjoint, qui empêche la surpêche qui découlerait d'une augmentation de l'effort sans modification de la sélectivité.

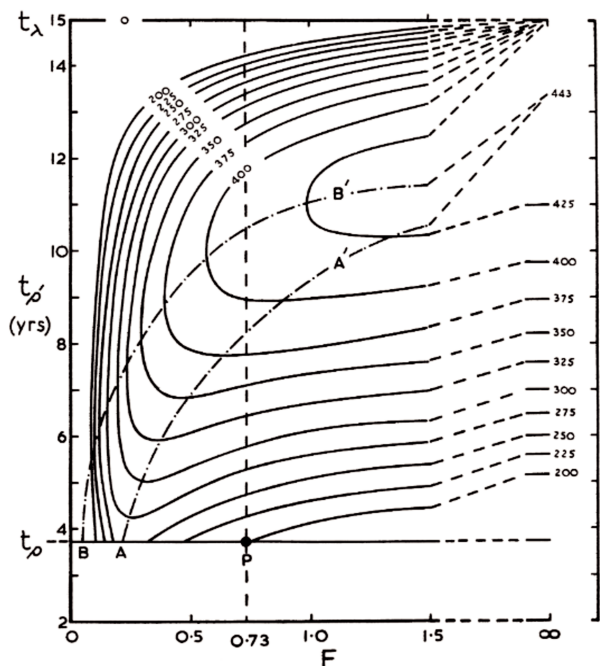


Figure 9. Isoplèthes de rendements pour la plie dans le plan effort (F) - âge minimal (t) (Beverton and Holt 1957, p. 318)

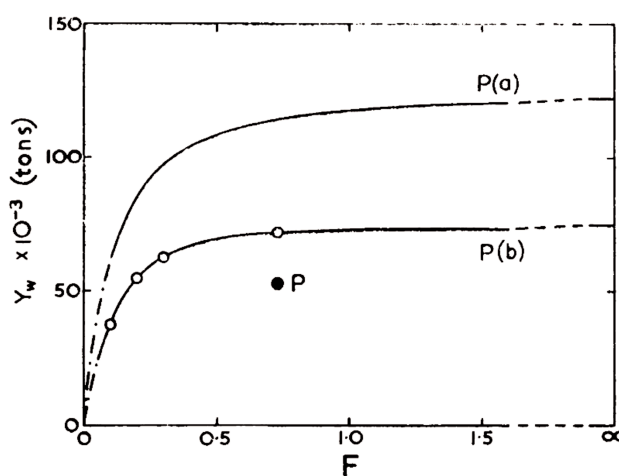


Figure 8. Courbe de rendement eumétrique pour la plie : biomasse capturée (Y) en fonction de l'effort de pêche (F) (Beverton et Holt 1957, p. 373)

Beverton et Holt explicitent les avantages et les inconvénients des deux approches dans une courte section de leur livre dédiée à cette comparaison (Beverton et Holt 1957:329-30). En ce qui concerne les inconvénients, ils critiquent en premier lieu la nature « non analytique » du modèle logistique. *A contrario*, leur modèle peut être qualifié d'analytique dans le sens où « les différents processus sous-jacents au comportement d'une population sont distingués et représentés mathématiquement ; ces formulations sont ensuite combinées pour produire un modèle théorique d'une population » (Beverton et Holt 1957:329). On utilisera par la suite le terme « analytique » pour qualifier les modèles fondés sur une représentation des processus sous-jacents.⁵³

⁵³ On parle également de modèles « fondés sur les processus » [« process-based »].

Interlude 2. Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques

Ils soulignent également que l'une des hypothèses de base du modèle logistique utilisé par Schaefer – à savoir que la population est traitée comme une quantité homogène de matière, puisque Schaefer a modélisé la population comme une biomasse totale plutôt que comme un nombre d'individus – présente plusieurs lacunes. Sur le plan conceptuel, il s'agit d'une abstraction qui n'a pas de sens d'un point de vue de la réalité biologique. En outre, cette abstraction conduit à une mauvaise application de la loi de croissance logistique, utilisée à l'origine pour la croissance du nombre d'individus plutôt que la croissance de leur masse totale. Ce deuxième point est de nature à remettre en question le pouvoir prédictif du modèle logistique, appliqué à la biomasse globale :

The simple logistic interpreted in terms of biomass implies, however, that the rate of increase of the population depends solely on its total weight and is independent of the age- and size-composition of the individuals comprising it: the population is to be regarded, in effect, as a continuous, homogeneous, mass of living matter. The sigmoid curve theory as it has been applied to fisheries depends critically on this implication (Beverton et Holt, 1957, p. 330).

Enfin, Beverton et Holt soulignent la simplification inhérente au modèle logistique dans la représentation de l'activité de pêche : parce qu'il ne désagrège pas la population, il ne peut pas tenir compte des effets différenciés de la pêche sur les classes d'âge et, en particulier, il n'est pas en mesure de prédire les effets de mesures visant à modifier l'âge minimal de capture, comme une modification de la taille des mailles des filets de pêche par exemple.

Nous proposons de lire la critique de Beverton et Holt du modèle de Schaefer comme une transposition partielle de la critique par Andrewartha de l'hypothèse de régulation par densité-dépendance. En particulier, la discussion sur le fondement conceptuel de la population comme entité biologique⁵⁴ et le caractère non-analytique du modèle de Schaefer sont très similaires aux critiques de l'approche de Nicholson par Andrewartha. Cependant, une différence existe entre les débats en écologie des populations et en biologie des pêches. Alors que la controverse en écologie des populations traduit un désaccord épistémologique profond sur la pertinence des modèles stylisés, l'opposition en

⁵⁴ Avec ici un niveau d'abstraction encore supérieur chez Schaefer, puisqu'il s'intéresse à la population comme une biomasse homogène.

biologie des pêches nous paraît restreinte à la méthodologie employée pour la modélisation, sans désaccords épistémologiques majeurs.

Beverton et Holt reconnaissent notamment un intérêt au modèle logistique : il ne nécessite qu'une petite quantité de données pour fournir une estimation d'un objectif de gestion pratique. Bien qu'il ne soit « pas une alternative à l'analyse », l'approche de Schaefer a « pour fonction distincte de fournir un moyen d'estimer l'ordre de grandeur du rendement maximal [...] lorsque les données relatives à des facteurs spécifiques ne sont pas disponibles, bien que [...] il ne puisse pas être utilisé pour étudier l'effet des changements dans ces facteurs, tels que la sélectivité des engins de pêche » (Beverton et Holt 1957:330). L'écologue canadien Kenneth Watt (1956:616) a également noté la fonction pratique du modèle logistique dans son étude des différents types de modèles dans le domaine de la science halieutique, bien qu'il soit très critique à son égard : « Schaefer a répondu à un besoin précis lorsqu'il a proposé ce modèle simple mais ingénieux. [...] [le modèle] est utile lorsqu'il est difficile ou impossible, pour des raisons techniques ou économiques, d'obtenir des données suffisantes pour utiliser [d'autres types de modèles] ». Beverton, Holt et Watt reconnaissent donc une certaine complémentarité des approches et une reconnaissance des contraintes pratiques, liées à la collecte des données. Le fait que la biologie des pêches s'est construite comme une science appliquée, avec des impératifs d'utilité immédiate de la modélisation pour la décision publique conduit à infléchir les controverses épistémologiques au profit de discussions méthodologiques sur les modèles les plus appropriés au regard des données disponibles et des objectifs prédictifs.

Schaefer et Beverton coécrivent quelques années plus tard un chapitre de livre dans lequel ils présentent dans un premier temps leurs modèles respectifs, puis leurs différences et similarités. Tout en réaffirmant que le modèle de Schaefer offre moins de possibilités analytiques, puisqu'il repose sur des hypothèses simplificatrices sur la population agrégée, ils mettent en avant le fait que leurs différences de méthodes sont essentiellement le fruit de contingences historiques et techniques plutôt que d'une opposition épistémologique.

Historically, the development of these two methods has been determined very much by the type of fishery with which the investigators have been concerned and by the amount and kind of data available. In what follows, an account is given of each of them separately, but it is important to

Interlude 2. Modéliser les dynamiques de population : débats épistémologiques et variantes méthodologiques

note at this stage that the differences between them lies essentially in the kind of assumptions and procedures that are adopted to overcome the lack of certain kinds of information. The objective of both is the same, namely to provide the best means of utilizing the available data to understand and predict the effect of fishing on a stock (Schaefer et Beverton 1963:466).

Ces contingences sont liées aux pêcheries pour lesquels les modèles ont été construits et sont de deux ordres. En premier lieu, Beverton et Holt s'intéressaient aux pêcheries de la plie et du haddock en Mer du Nord, déjà très largement surpêchées. L'effort de pêche n'avait que peu varié dans les années précédentes, ce qui offrait peu de données pour relier directement les prises et l'effort. Plutôt que d'envisager l'effet d'une régulation de l'effort, ils étaient donc chargés d'étudier l'effet de réglementation sur la taille des mailles du filet, ce qui les a conduits à décomposer la population en classe d'âge. À l'inverse, Schaefer, en travaillant sur le thon du Pacifique, avait à disposition des données historiques de captures et d'effort depuis le début de la pêche, qui lui ont permis une étude statistique de la relation captures-effort au niveau agrégé. La détermination des âges des poissons étant par ailleurs plus difficile pour les espèces tropicales que celles de la Mer du Nord, Schaefer n'aurait pas pu conduire le même type d'étude que les biologistes britanniques. Comme le notent Schaefer et Beverton (1963:480) « on comprendra que les deux approches n'auraient pas été interchangeables entre les deux situations ». Ce sont donc autant des contingences historiques, liées à l'exploitation passée des pêcheries, que techniques, liées à l'existence ou à la possibilité de collecte de données, qui ont conduit à l'élaboration de ces deux approches.

La biologie des pêches à la fin des années 1950 n'est pas aussi divisée que la biologie des populations sur les modèles de dynamiques de populations. Si on peut distinguer des approches de modélisations concurrentes, qui représentent la population de poisson de manière plus ou moins détaillée, les oppositions épistémologiques et conceptuelles sur l'utilisation de modèles agrégés de population ne s'y traduisent que partiellement. La recherche d'une efficacité prescriptive à court terme amène à la coexistence de plusieurs approches de méthodes, évaluées à l'aune de leur caractère prédictif : notamment une approche statistique/agrégée et une approche analytique/fondée sur les processus.

Chapitre 2.

Modélisation bioéconomique après Gordon – réinterprétations d'une innovation

1954 - 1976

Le modèle bioéconomique de Gordon-Schaefer, résultat de l’article pionnier de l’économiste Gordon (1954) et de l’ajout par le biologiste Schaefer (1957) au cœur du modèle d’une dynamique pour la population de poissons a eu un impact important sur le développement de l’économie des pêches dans la deuxième moitié du XX^e siècle, en devenant un outil privilégié pour analyser la situation de différentes pêcheries et pour formuler des recommandations de politiques de gestion (Holm 1996). Par ailleurs, l’héritage méthodologique de cette innovation est largement reconnu, au-delà de l’économie des pêches. Plus précisément, l’idée d’incorporer une dynamique naturelle dans les modèles économiques en couplant des équations biologiques et économiques est une innovation qui a eu une postérité importante en économie des ressources naturelles. En effet, on affirme parfois que « l’incorporation explicite des relations fondamentales des sciences naturelles dans les modèles économiques » est ce qui « caractérise l’économie de l’environnement et des ressources » (Zilberman 2003:178). Le modèle bioéconomique a permis aux économistes de reconnaître que l’économie des ressources renouvelables devait s’appuyer sur une certaine forme d’interdisciplinarité et a fourni un cadre pour ce faire. Toutefois, il semble que la promesse d’interdisciplinarité dans l’économie des ressources naturelles se soit parfois limitée dans la pratique à imiter le modèle de Gordon-Schaefer en introduisant la dynamique biologique par le biais d’une équation pour la croissance de la biomasse agrégée (White 2008:421).

Le modèle bioéconomique original a également donné lieu à une extension de la méthode qui a conduit à un ensemble de travaux de modélisation, caractérisés par diverses manières de combiner l’économie et les sciences du vivant. Le modèle de Gordon-Schaefer a ainsi servi de « fondement à la bioéconomie » [« *bioeconomics* »]⁵⁵ (Hubbard 2018:41) et de « base à de nombreux autres modèles bioéconomiques » (van den Bergh 2006:30). L’ouvrage du mathématicien canadien Colin W. Clark, *Mathematical Bioeconomics*, publié en 1976 (réédité deux fois, en 1990 et 2010) est généralement présenté comme une contribution cruciale pour la généralisation de la méthode de modélisation bioéconomique à d’autres ressources (Mouysset 2024; Schlüter et al. 2012). Un champ de recherche interdisciplinaire fondé sur ce type de modélisation est actif aujourd’hui et traite un large

⁵⁵ Hubbard fait référence dans ce passage à la modélisation bioéconomique et non à la bioéconomie [*bioeconomics*] de Georgescu-Roegen ou à la production de produits et services à partir de ressources biologiques – qu’on nomme parfois bioéconomie [*bioeconomy*]. Voir Vivien *et al.* (2019) pour une discussion des différents usages du terme.

éventail de questions relatives à la gestion de différentes ressources ou à la conservation (pour un état de l'art de ces modèles, voir notamment Drechsler 2020; Jean et Mouysset 2022).

Nous partons dans ce chapitre du constat selon lequel la postérité de l'innovation qu'a constituée le modèle bioéconomique de Gordon et Schaefer semble se décliner de manière distincte dans plusieurs champs de recherche. Nous proposons donc d'étudier l'émergence de ces différents héritages intellectuels du modèle bioéconomique fondateur à partir des années 1960. L'héritage intellectuel est ici compris au sens large, comme la transmission de méthodes, concepts ou pratiques, qui peuvent être modifiées ou réinterprétées par les chercheurs qui s'en saisissent (Allisson et Missemer 2020). Nous nous intéressons en particulier à la manière dont plusieurs réinterprétations d'une même innovation ont conduit à des modalités de dialogue diverses entre économie et sciences du vivant.

Pour ce faire, nous procédons à une reconstruction historique de trois moments de réinterprétations du modèle bioéconomique, dans trois champs de recherche : l'économie des pêches au cours des années 1960, l'économie des ressources naturelles à partir de la fin des années 1960 et la modélisation couplée économie-sciences du vivant dans la tradition de Clark à partir des années 1970. Pour le premier moment, notre enquête historique s'appuie en particulier sur l'étude d'une conférence réunissant économistes et biologistes autour de la question des pêches et l'analyse de publications majeures de l'économie des pêches. Pour les périodes suivantes, notre travail repose sur des articles et ouvrages publiés. Cette enquête nous permet de préciser les héritages différenciés d'une innovation méthodologique, en les reliant à des modalités de dialogue entre disciplines et à la question du lien entre modélisation et empirisme.

Nous explorons dans un premier temps (section 1) la poursuite du dialogue interdisciplinaire entre économistes et biologistes des pêches dans les années 1960 permise par le modèle de Gordon-Schaefer. Nous mettons en lumière des débats sur le rôle respectif de chaque discipline mais également une part importante de convergence autour de la nécessité de se contenter des modèles simplifiés existants pour se consacrer aux études empiriques. Nous étudions par la suite (section 2) la réinterprétation du modèle bioéconomique avec une ambition de généralisation à d'autres ressources et de rattachement à la théorie du capital, réalisée notamment par Colin W. Clark et l'économiste états-unien Vernon L. Smith. Enfin, nous proposons (section 3) de caractériser l'approche méthodologique de

la modélisation bioéconomique développée par Clark dans *Mathematical Bioeconomics*, en la comparant notamment à la réinterprétation de l’économie des ressources.

1. Dialogue interdisciplinaire autour de la modélisation bioéconomique des pêches

Les contributions successives de Gordon (1954) et de Schaefer (1957) ont donné naissance au premier modèle bioéconomique, fondateur pour l’économie des pêches. Si nous avons vu que des échanges directs entre Gordon et Schaefer avaient eu lieu dès la parution de l’article de Gordon, ces différentes contributions ont impulsé un dialogue plus large entre biologistes des pêches et économistes dans les années 1960, notamment autour de la méthodologie de modélisation.

1.1. La modélisation bioéconomique comme « trading zone » pour la régulation des pêches

Pour rendre compte de l’état de ce dialogue, nous analysons en premier lieu le compte rendu d’une conférence autour de la question de la régulation des pêcheries. Quelques années après la première table ronde sur l’économie des pêches organisée à Rome en 1956, la FAO organise une réunion d’expert sur les effets économiques de la régulation des pêches [« *Expert Meeting on the Economic Effects of Fishery Regulation* »] du 12 au 17 juin 1961, à Ottawa, au Canada. L’évènement réunit des économistes, des biologistes des pêches et des administrateurs, envoyés par des gouvernements et des institutions internationales, ainsi que des experts sélectionnés par la FAO pour discuter les présentations (H. S. Gordon et A. D. Scott notamment).

Le rôle des conférences dans le développement de la pensée économique apparaît aujourd’hui comme une source historiographique sous-exploitée et prometteuse⁵⁶. Nous n’analysons cependant pas ici la conférence en tant que lieu de création mais comme un « télescope pour zoomer sur la dynamique d’un domaine, sur les interactions entre les principaux protagonistes ou sur les débats

⁵⁶ Voir notamment les numéros spéciaux sur ce sujet dans la *Revue d’économie politique* dirigés par Saïdi et Cherrier : « *Back to Front: The Role of Seminars, Conferences and Workshop in the History of Economics* » (volume 131, numéros 4 et 5).

Dialogue interdisciplinaire autour de la modélisation bioéconomique des pêches

entourant une nouvelle pratique à un moment donné » (Saïdi et Cherrier 2021:618-19). La présence de scientifiques des deux disciplines, quelques années après l'élaboration de modèles pionniers pour l'intégration interdisciplinaire, s'avère particulièrement intéressante à cet égard. L'analyse du compte rendu des échanges (édité par Hamlish 1962) permet de saisir la manière dont ces contributions sont structurantes pour le champ de l'étude de la régulation des pêches.

La rencontre se déroule en sept panels, construits chacun autour d'une question liée aux effets économiques de la réglementation des pêcheries (Figure 10). Les deux premiers sont consacrés à des questions générales relatives aux types de régulations des pêches possibles et à l'évaluation de leurs effets, en termes économiques (prix et profits) et physiques (captures totales).

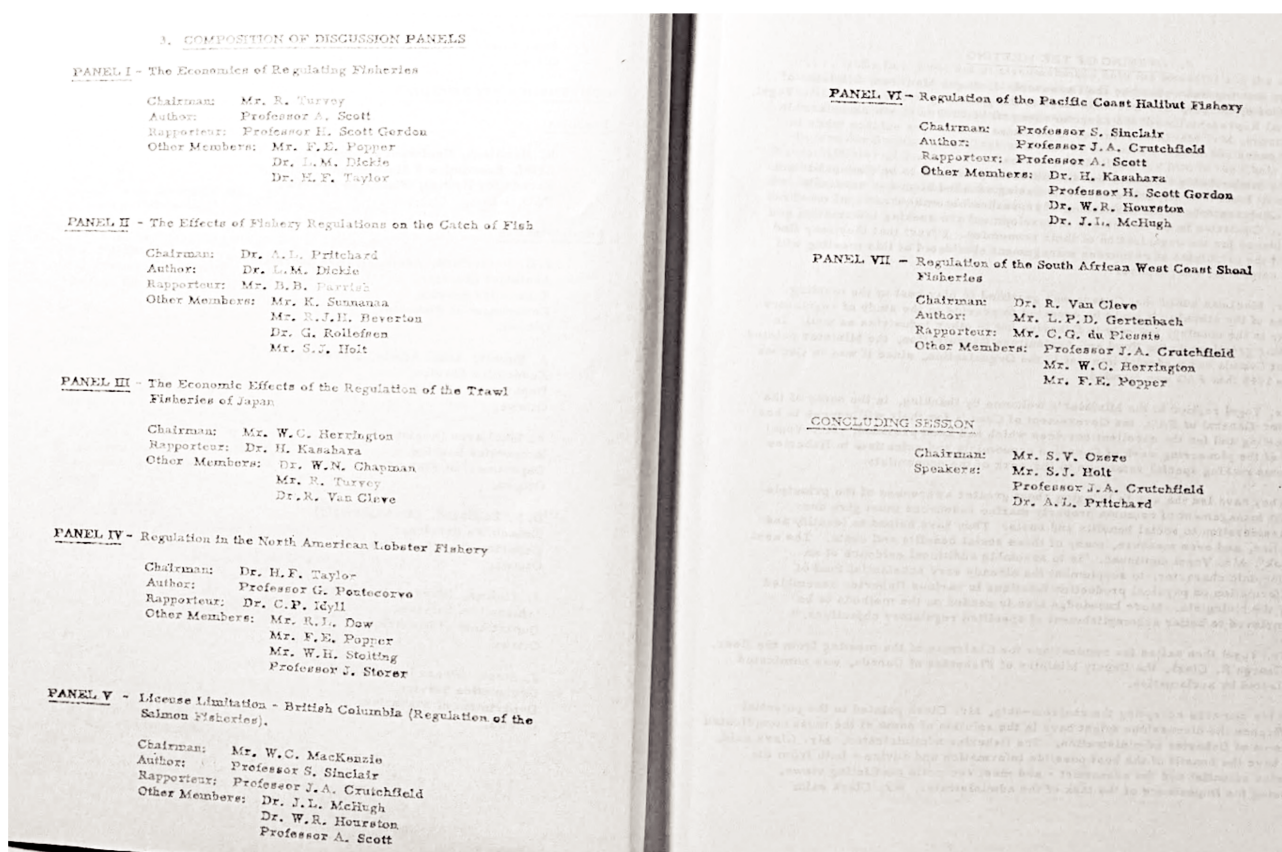


Figure 10. Titres et compositions des panels de discussion (Hamlish 1962, pp. 14-15)

Un premier élément remarquable dans les débats est le grand nombre de mentions du travail de Gordon (1954), aussi bien chez les biologistes que chez les économistes. Le caractère novateur de son analyse des pêches a été rapidement remarqué. En revanche, les références à son travail ne mentionnent que rarement son modèle, mais le désignent plutôt comme une « hypothèse » (par Fred

Popper, économiste à la FAO, p. 72 et Andrew L. Pritchard, biologiste des pêches canadien), un « axiome » (que Holt préfère à hypothèse, « car il ne peut pas être prouvé ni réfuté », p. 483), une « théorie » (par les biologistes états-uniens Douglas Chapman et William Herrington, pp. 291, 296) ou encore une « loi » (par l'économiste états-unien George R. Allen, p. 230). L'idée qui est retenue de l'article de Gordon est avant tout la cause qu'il met en avant de la surexploitation des ressources : la concurrence entre les pêcheurs pour une ressource en accès libre. C'est ce lien de causalité qu'on peut nommer sa théorie ou hypothèse (si on considère qu'elle est vérifiable) ou son axiome (dans le cas contraire) – et non sa méthode d'analyse.

Les modèles occupent néanmoins une place importante dans la discussion. En particulier, le deuxième panel s'ouvre avec un article de L. M. Dickie, biologiste canadien, qui présente les deux types de modèles de dynamique des populations exploitées, ceux de Schaefer et Beverton et Holt, qu'il nomme respectivement « logistique » et « vivier dynamique » [*« dynamic pool »*] (Hamlish 1962:102). Il détaille les hypothèses de ces modèles, les principaux résultats qu'ils permettent d'obtenir en termes de prédiction des captures et de prescription de réglementation de pêche et réalise une comparaison de ce que donnerait leur application sur la pêcherie du flétan du Pacifique (avec notamment une présentation des diagrammes associés, Figure 11). Dickie note que le modèle logistique n'est « pas une alternative à une étude plus analytique des mécanismes qui contrôlent la taille du stock et les captures », mais qu'il peut être utile tout de même, en attendant une « compréhension plus complète » (p. 112). Son argument est donc très proche de celui de Schaefer et Beverton (1963). Il conclut, comme eux, sur le fait que les différences entre ces deux modèles ne reflètent pas un désaccord fondamental sur la nature des dynamiques à l'œuvre et qu'il est nécessaire d'adapter le choix du modèle aux données disponibles et aux particularités de la pêcherie, qui permettent de vérifier ou non certaines hypothèses (voir Interlude 2)

À la suite de cette présentation, la discussion entre économistes et biologistes porte sur les méthodes de modélisation. En premier lieu, on peut noter un intérêt des économistes pour les modèles présentés, avec de nombreuses questions pour s'assurer de leur compréhension, mais également de leur possible traduction en termes économiques. Popper, par exemple, discute de la possibilité de construire des fonctions de production économique à partir de chacune des théories. Plus précisément, il juge que la courbe obtenue par l'approche de Beverton et Holt peut être interprétée comme une

fonction de production et analysée comme telle par l'économiste, ce qui n'est pas le cas de la théorie de Schaefer – probablement en raison de la forme en dôme de la courbe effort-captures (p. 158).⁵⁷

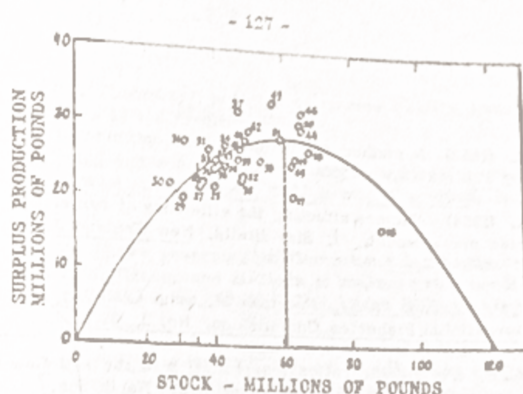


Figure 1 - Surplus production [equilibrium catch] of Pacific halibut in Area 2, plotted against stock density in the same year, with a production parabola, fitted to average values (after Schaefer 1954, fig. 2).

CATCH PER SKATE (POUNDS) AT AGE OF ENTRY 7 YEARS

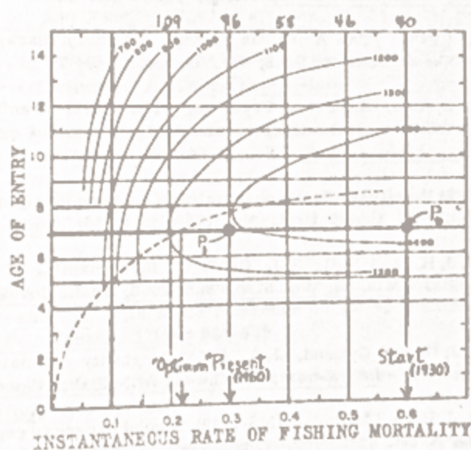


Figure 2 - Yield isopleth diagram for Pacific Halibut of Area 2 using 1956 Goose Islands growth rate and a natural mortality of 0.20. The symmetric yield curve is represented by the broken line. (Modified from Fig.1 Rept.Int.Pacific Halibut Comm., No.28, 1960).

Figure 11. Comparaison des diagrammes obtenus avec les approches de Schaefer d'une part et Beverton et Holt d'autre part (Hamlish 1962:127).

⁵⁷ Popper ne donne pas de précision suffisante pour déterminer le sens précis de son argument. Il fait néanmoins référence à la « forme générale » des fonctions de production obtenues avec la théorie de Beverton et Holt, ce qui peut indiquer la nécessité de travailler avec des fonctions de production strictement croissantes : « The development of the new 'dynamic pool' biological model has given the economists something which they can understand and act on. The production functions which it generates in their general form are very similar to those with which the economists are accustomed to deal. This is not the case with the functions used in the older 'logistic model' approach. For example, the

De l'autre côté, des biologistes reconnaissent le besoin de compléter leurs modèles par des analyses économiques. Basil B. Parrish, biologiste britannique qui ouvre la discussion sur l'article de Dickie, note par exemple que les modèles de biologistes sont utiles pour avoir des relations entre les grandeurs physiques (effort de pêche et captures), mais que la régulation des pêcheries nécessite de compléter les modèles par des « concepts et facteurs économiques » :

I want to say that the biological approach has been hitherto principally one relating the take from the fishery to the input in purely physical terms; biologists do not have to apologize for this, I think. The stage has been reached where the feeding of economics concepts and economic factors into the type of model which describes the biological situation will lead to the next step in the improvement of regulatory techniques. (Hamlisch 1962:139)

L'idée sous-jacente de construire une modélisation bioéconomique nous apparaît dans les discussions comme une « *trading zone* » au sens de Galison (2011), c'est-à-dire un espace d'échange entre scientifiques de disciplines différentes, mais autour d'un sujet commun et grâce à un langage commun.⁵⁸ Les proximités des méthodes entre les deux disciplines, la construction de modèles algébriques et de diagrammes, ainsi que la recherche d'une optimisation pour la gestion les rapprochent et permettent la discussion, comme le note Holt dans sa conclusion de la rencontre :

I have heard that some of the economists like to read publications on population dynamics because they find that certain things in the material are familiar to them. When they see diagrams, they find that they are at home - all they have to change are the names on the two axes and the graphs resemble those which they are accustomed to use in their work. To biologists, there is also something really familiar about what has been called here the Gordon hypothesis (Hamlisch 1962:483).

Dans cet espace, les scientifiques peuvent échanger sur les concepts, méthodes et objectifs de la modélisation pour la régulation. Ces échanges peuvent se faire de manière relativement ouverte, comme lorsque Dickie, biologiste, adresse une question directe aux économistes, qu'il juge essentielle pour

familiar diagram which Dr. Schaefer has drawn and which he calls a production function, is not, to an economist, a production function at all and cannot be handled as such. » (Hamlisch 1962:158)

⁵⁸ Nous remercions Pedro Garcia Duarte de nous avoir suggéré cette piste de réflexion.

fixer des critères de gestion, en leur demandant quel mécanisme peut expliquer l'afflux constant de capital dans l'industrie de la pêche, malgré les bas revenus qu'elle génère (Hamlish 1962:164). Elle permet également des clarifications sur la perspective de chaque discipline, lorsque Holt demande à Gordon si les économistes définissent les pertes par rapport à une situation initiale, ou par rapport à un optimum atteignable (p. 140).

1.2. Optimisation, pragmatisme et modèles restreints

Cette zone d'échange sur une méthode partagée ouvre également la porte à une discussion sur le rôle de chaque discipline pour la modélisation – en particulier celui de l'économie. Du côté des biologistes, il semble y avoir un consensus sur le fait que leur rôle est de produire des modèles reliant effort et prises, comme le suggère la citation de Parrish ci-dessus. Holt va dans ce sens, en affirmant que « le problème des biologistes est de produire des courbes de rendement » [« *yield curves* »] et que le « problème des économistes est de prédire l'effet sur la pêcherie des réglementations [proposées par les biologistes] » (p. 152). Le principal attendu d'une partie des biologistes envers les économistes est de fournir une modélisation de la rationalité des pêcheurs, de leur réaction aux réglementations, de manière à internaliser ces réactions dans les modèles conduisant aux préconisations. Holt présente à cet égard le problème de la modélisation de la régulation des pêcheries comme ayant deux volets symétriques : le « comportement » [« *behaviour* »] des poissons – qui incombe aux biologistes – et celui des pêcheurs – qui incombe aux économistes (p. 482).

La discussion sur le partage des rôles amène également à des débats sur les critères normatifs de chacun et leurs compatibilités. Une partie des économistes, dont Scott, auteur du premier article discuté, présente l'objectif de la régulation des pêches comme un problème de lutte contre la dissipation de la rente. Dans la lignée de Gordon (1954), cela revient à prendre en compte les coûts de la pêche dans la modélisation pour contrebalancer le montant des captures et de définir comme objectif la création de profit dans la pêcherie, par l'élaboration de règles de gestion qui éliminent le gâchis d'intrants. Cet objectif normatif est fondé sur le fait qu'il faut s'intéresser à l'efficacité de « l'économie dans son ensemble » [« *economy as a whole* »], (Hamlish 1962:76). (p. 76) : l'intérêt des économistes pour la question du profit ne vient pas selon eux du fait qu'ils voudraient favoriser l'industrie de la

pêche, mais qu'il est nécessaire de comparer l'efficacité de l'utilisation des facteurs de production (capital et travail) dans l'industrie de la pêche avec l'efficacité qu'ils pourraient avoir dans d'autres secteurs de l'économie. La vision sous-jacente est donc celle de la recherche d'une utilisation optimale des facteurs de production au niveau de l'économie – c'est-à-dire la recherche d'un optimum social, bien qu'ils n'utilisent pas ce terme.⁵⁹

Cet objectif ne fait pas l'unanimité chez les biologistes. Plutôt que de chercher à optimiser des modèles « sans frictions » [*« frictionless »*] sur l'augmentation ou la diminution de l'effort qui conduisent à des « états stables » [*« steady state »*] Beverton (p. 145), puis Holt (p. 151) suggèrent que les économistes devraient considérer explicitement la temporalité de la dynamique, les « délais de réponse » [*« time-lags »*] des pêcheurs, pour modéliser les « états transitoires » [*« transient states »*] de la pêcherie. De manière plus fondamentale, Holt reproche la focalisation des recherches sur la régulation des pêcheries, aussi bien en biologie qu'en économie, sur l'identification optima qu'on devrait viser (p. 141). Il est parfois illusoire d'imaginer définir *a priori* un point d'arrivée optimal, en raison de la grande difficulté à établir des prédictions sans erreurs. Il peut donc être plus pertinent de chercher à déterminer la forme locale des courbes de rendement, autour du point qui représente la situation actuelle, puisqu'elle indique la *direction* que doit prendre la régulation, (p. 142). La question des capacités prédictives des modèles est un point également discuté par Dickie, qui affirme que cela doit être un critère important lors d'un choix d'un modèle de dynamiques biologique pour l'analyse (p. 112). Lorsqu'on ajoute des composantes économiques au modèle, les sources potentielles d'erreur sur les prédictions s'accumulent : pour Holt, il est donc illusoire d'espérer compléter le modèle en prenant en compte l'économie entière :

⁵⁹ L'ensemble des économistes présents ne partagent pas ce cadrage. En particulier Siegfried von Ciriacy-Wantrup « s'inquiète de l'image de l'économie qui est donnée » dans la conférence. Il critique la définition étroite de la rationalité de l'*homo economicus* et le manque de travaux qui intègrent les « institutions sociales, c'est-à-dire les structures administratives, les lois et les politiques », comme variables dans l'analyse (p. 156). Il remet en question également l'objectif de maximisation de la rente de l'industrie, qui suppose qu'on a une connaissance suffisamment fine de toutes les variables en jeu pour estimer que cette rente est un bon proxy pour le bien-être social (p. 287). Il propose donc un objectif « plus modeste » de politique publique avec la préservation d'un « *safe minimum standard* » de la ressource (p. 287). On peut noter également une autre critique provenant d'Allen, économiste agricole, qui s'étonne du peu de considération de l'économie des pêches pour des explications plus classiques dans sa discipline de fluctuations de la production, tels que la demande à court terme et la disponibilité des facteurs de productions (autres que naturels, p. 148)

In theory you may have to take account on all types of industries in the world, but in practice you must be able to restrict your model very much in order to make a prediction for a limited range of change, which is dictated by the administrative and political situation (Hamlish 1962:150).

Il est donc nécessaire selon lui « d'isoler certaines parties du système » pour faire des « prédictions sur une plage limitée de changements » (p. 150). Contre l'idée de construire des modèles bioéconomiques très détaillés, semble donc se dresser un certain pragmatisme lié aux nécessaires capacités prédictives de la modélisation pour la régulation des pêches. Les préconisations ne peuvent se faire en termes d'optimum, et doivent rester modestes : comme le suggère Chapman, les économistes sont capables de contribuer en estimant le « signe des dérivées partielles » et donc la « direction désirable du changement », mais pas à la « quantité de changement désirable » (p. 161). Il défend ainsi une vision restreinte du rôle de la modélisation, qui préconise une direction d'évolution, puis observe le résultat des préconisations et propose à nouveau, en procédant de manière itérative une politique de gestion, par une « série d'étape », (p. 161).

Gordon répond à Holt qu'en pratique, ce sont bien des modèles partiels du système qui sont réalisés par les économistes (p. 152). De fait, la discussion du troisième panel, qui porte sur un cas particulier de régulation de la pêche au chalut au Japon, fait apparaître un certain pragmatisme commun sur l'utilisation de modèles partiels. Les échanges portent principalement sur le fait qu'on ne sait pas pour cette pêcherie « où on se trouve sur la courbe de rendement » (p. 227) ; l'idée étant que selon qu'on est sur la partie montante ou descendante du dôme, il sera nécessaire d'augmenter ou de diminuer l'effort de pêche. Gordon, à un autre moment de la conférence, affirme également qu'il n'est « pas nécessaire de faire des prédictions très précises » avec son modèle puisque « tout ce qu'on a besoin de savoir, c'est si on est à droite ou à gauche d'une position optimale » (p. 292). En reposant sur un modèle très stylisé et partiel de la pêcherie, on peut donc déjà identifier la potentielle situation de surpêche et recommander une diminution progressive de l'effort de pêche, sans spécifier la valeur optimale de celui-ci.

Des ambitions d'intégration plus fortes des disciplines autour de la modélisation sont également exprimées lors de la conférence. Gordon lui-même note que les échanges d'informations entre

biologistes et économistes ne suffisent pas, et qu'il faut avancer vers une « bio-économie », c'est-à-dire « un nouveau type de discipline qui soude [*dwels*] la biologie et l'économie » (p.145). Holt affirme également dans sa conclusion que les économistes et les biologistes doivent continuer à s'acculturer aux méthodes des uns et des autres, puisqu'il n'est pas simplement « question d'addition, mais de mixer, voire de composer les disciplines entre elles » (p. 483). Mais, bien que Popper soit « confiant sur le fait que ce n'est qu'une question d'un peu de temps et de discussion » avant d'arriver à « une approche bio-économique des problèmes », le compromis pour les années à venir qui semble se dégager est celui de mettre de côté les ambitions d'une modélisation intégrée plus détaillée, pour se concentrer sur l'utilisation de modèles restreints, qui permettent d'améliorer les résultats des pêcheries au voisinage de la situation actuelle, sans nécessiter de capacités prédictives importantes. Ce pragmatisme dans l'élaboration et l'utilisation de modèles va de pair avec une prise en compte dans le choix des outils analytiques des données disponibles et des spécificités de chaque pêcherie.

1.3. Un cadre interprétatif pour l'analyse empirique

La construction de nouveaux modèles n'apparaît donc finalement pas comme une priorité dans une grande partie de la conférence. Comme le note Holt, il existe un entre-deux entre les théories très stylisées et les détails de la gestion des ressources, qui constitue le niveau d'analyse le plus pertinent pour affronter le « problème réel » de la gestion des pêcheries :

Yesterday we went to the sublime heights of economic theory, pure frictionless system, and today we descend to the lowest depths of dirty politics. I think we should be looking very hard at the ground in between these two extremes to avoid skirting around the real problem. We are perhaps a little obsessed with the problem of formulating models (Hamlisch 1962:150).

Holt précise par ailleurs dans la conclusion qu'il propose à la conférence que le modèle de Gordon est un « guide qui peut être utile pour nos réflexions, mais qui, dans sa forme actuelle, n'est pas suffisamment sophistiquée pour permettre des prédictions dans des cas spécifiques » (p. 483). James A. Crutchfield, économiste à l'université de Washington, réalise la deuxième partie de la conclusion et va dans le même sens en affirmant que l'heure n'est plus à l'élaboration des modèles, mais à l'application des « principes » qu'ils ont permis d'établir :

We may have come close to the point of diminishing returns as far as deductive reasoning, as far as theoretical approach, is concerned. The time has come to get down to the work of applying the principles that have been elaborated to specific fishery industries (Hamlisch 1962:487).

Il précise que ces principes doivent être utilisés sur des séries d'études de cas, comme guide pour proposer des mécanismes de régulations et évaluer la performance des pêcheries :

I believe there is no other practical way to do this than through case by case analysis [...] an underlying and reasonably consistent understanding of the general principles applicable to resource-oriented industries in the fisheries in particular, may give these specific industry studies some kind of general analytical framework. What is produced need not be a hodge-podge of special cases, but rather a series of studies that can be compared with each other and from which conclusions on the reason for varying performance may be derived (Hamlisch 1962:487).

L'économie des pêches doit donc selon lui désormais se confronter à des études empiriques, non pas en élaborant de nouveaux modèles, ni en calibrant les modèles existants, mais en confrontant les mécanismes stylisés qu'ils ont permis de mettre en avant avec les faits observés. Le fait que Crutchfield parvienne à cette conclusion en 1961 n'est pas surprenant, puisqu'il termine à ce moment, avec son collègue Arnold Zellner, une monographie sur la régulation de la pêche du flétan du Pacifique, commandée par le Bureau des pêcheries commerciales du Service des pêches et de la vie sauvage des États-Unis [*United States Fish and Wildlife Service*]. Celle-ci sera publiée un an plus tard, sous le titre *Economic Aspects of the Pacific Halibut Fishery*. Cet ouvrage constitue une évaluation économique de politique publique, dans laquelle Crutchfield et Zellner (1962) évaluent la régulation par le Canada et les États-Unis de cette pêche, sur la base de données économiques et physiques collectées après la mise en place de celle-ci. Ils notent que la gestion par l'introduction de quotas est une réussite, au sens où elle a permis la reconstitution des stocks de flétans et que les pêcheurs ont retrouvé des niveaux de prises par unité d'effort (*CPUE*) supérieurs à ce qu'ils observaient avant la mise en place du programme de régulation. Cependant, ils pointent l'existence de sources d'inefficacités économiques dans la réglementation. Ils observent le développement d'une capacité de pêche supérieure à l'optimum, en raison de la concurrence entre les pêcheurs pour s'octroyer une part du quota global. La saison de pêche est en conséquence devenue plus courte et les bateaux sous-utilisés. Ils proposent de résoudre certaines de ces inefficacités en assortissant le quota global de

captures à des licences de pêches individuelles, transférables et vendues aux enchères après une période de transition (Crutchfield et Zellner 1962:106).⁶⁰

La monographie de Crutchfield et Zellner est aujourd’hui considérée comme un « modèle d’étude d’évaluation *ex post* » (Zilberman 2003:181), qui montre ce que peut apporter l’économie des ressources renouvelables aux politiques de gestion. L’implication dans la collecte des données, l’évaluation de la politique de gestion sur les données empiriques et le fondement de chaque proposition d’amélioration sur les particularités institutionnelles et économiques de la pêcherie étudiée sont autant d’éléments de méthode qui sont aujourd’hui salués (Wilén et Homans 2003). Zilberman (2003:177) décrit leur travail comme une « rare intégration de la modélisation conceptuelle, de la présentation et de l’analyse des données, des techniques économétriques et de l’analyse de politiques publiques ».

La modélisation conceptuelle est en effet présente dans l’étude, malgré le fort ancrage empirique de l’ouvrage. Après un premier chapitre qui présente les caractéristiques de la pêcherie du flétan du Pacifique, figure un chapitre intitulé « bases théoriques pour la gestion ». Celui-ci présente le cadre d’analyse qui guide l’étude par la suite, en présentant les « fondamentaux de dynamique des populations », c’est-à-dire la relation théorique entre prises et effort de pêche, ainsi que la théorie du comportement des pêcheurs dans une pêcherie en libre accès ou régulée (Crutchfield et Zellner 1962:10). Ce chapitre ne présente aucune équation, mais s’appuie sur des graphiques pour présenter les bases théoriques de l’analyse interdisciplinaire des pêches. Ce faisant, il illustre la vision du rôle des modèles défendue par Crutchfield et Holt en conclusion de la conférence de 1961.

Premièrement, du point de vue du modèle biologique, Crutchfield et Zellner opèrent une sélection en fonction des données disponibles et des spécificités de la pêcherie. Ils présentent en premier lieu le concept de « pêche eumétrique » tiré du modèle de Beverton et Holt (voir Interlude 2), avec optimisation des prises par ajustement conjoint de l’effort de pêche et de l’âge minimal de capture

⁶⁰ L’idée d’un marché de licence, proposée en raison de sa supposée capacité à allouer efficacement les ressources, fait écho aux quotas individuels transférables [*Individual Transfer Quota, ITQ*], qui ont été mis en place pour la régulation de pêcheries depuis les années 1980 (Chu 2009)

(Figure 13). Cependant, « puisque la pêcherie du flétan est limitée à la palangre⁶¹, qui offre peu de possibilités de modifier la sélectivité en fonction de l'âge et de la taille » (Crutchfield et Zellner 1962:13), ils se tournent vers une courbe de captures, qui ne dépend que de l'effort, avec une forme en dôme, à la Schaefer (Figure 12).

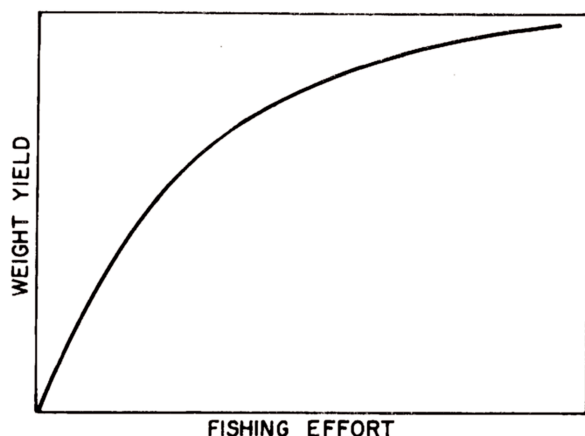


Figure 13. Illustration graphique du concept de pêche cumétrique (Crutchfield et Zellner, 1962, p.13)

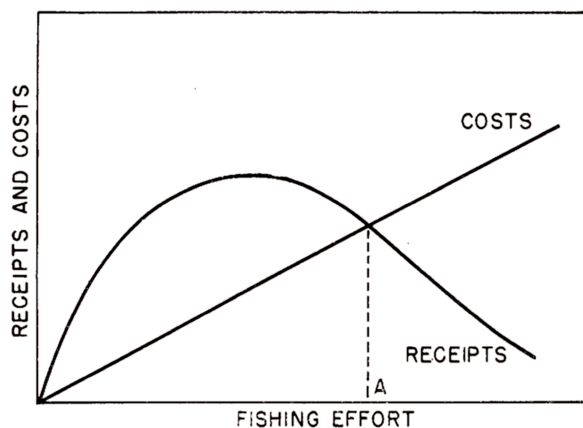


Figure 12. Illustration graphique de la situation de surpêche avec le modèle de Gordon-Schaefer (Crutchfield et Zellner, 1962, p.15)

Deuxièmement, Crutchfield et Zellner ne consacrent pas une partie importante de leur travail à l'élaboration ou l'utilisation de modèles : si une extension dynamique du modèle statique de Gordon, avec optimisation intertemporelle est présentée en annexe⁶², ce sont bien les résultats principaux du modèle bioéconomique statique Gordon-Schaefer, qui sont utilisés comme « cadre analytique général » (Hamlisch 1962:487) pour le cas d'étude. C'est essentiellement la définition économique de la surpêche et de ses causes qui est structurante pour l'analyse. Ce cadrage pointe vers une régulation qui vise à diminuer de l'effort de pêche tout en maintenant l'efficacité de l'industrie, en s'assurant que l'augmentation des captures n'est pas contrebalancée par une augmentation des coûts.

Enfin, ils ne prétendent pas s'appuyer sur les capacités prédictives précises des modèles pour leur évaluation de la régulation et leurs préconisations. Selon eux, « même dans le cas du flétan, où d'excellentes données statistiques ont été conservées », on peut estimer la « forme générale des fonctions reliant l'effort au rendement soutenable », mais pas « les quantifier avec précision »

⁶¹ Technique de pêche à la ligne, consistant à trainer une ligne mère sur laquelle sont accrochés un ensemble de plus petites lignes, terminées par des hameçons.

⁶² Nous reviendrons dans la section suivante sur cette contribution.

(Crutchfield et Zellner 1962:20). Ce constat est encore renforcé pour l’équilibre bioéconomique, qui nécessite des données économiques supplémentaires, ainsi que des hypothèses sur la stabilité des prix et des coûts.

L’étude de Crutchfield et Zellner nous paraît donc illustrer une utilisation du modèle bioéconomique structurante pour l’économie des pêches des années 1960-1970. Le modèle stylisé, restreint à la forme de la courbe de rendements et des résultats théoriques sur l’effet de la restriction à l’accès des ressources et les réactions des pêcheurs constitue une base théorique suffisante pour l’élaboration d’études empiriques sur des cas d’étude. En particulier, la fonction de production biologique agrégée en forme de dôme, fondée sur le modèle de dynamique de population de Schaefer, constitue le socle pour le développement d’analyses économiques de la pêche.

Deux ouvrages, réalisés pour *Resource For the Future (RFF)*⁶³ illustrent également cette tendance. D’une part Francis Christy et Anthony Scott (1965) publient *The Common Wealth in Ocean Fisheries*, considéré comme un des premiers manuels d’économie des pêches, dans lequel des développements en économie politique, économie industrielle et droit international sont réalisés sur la base du modèle biologique logistique. D’autre part, Crutchfield publie avec Giulio Pontecorvo, économiste à l’université de Columbia *The Pacific Salmon Fisheries* (1969). Issu d’une analyse de terrain mené à partir de 1960, l’ouvrage constitue une analyse de politiques publiques sur le même modèle – et fondé sur le même cadre d’analyse – que celle pour le flétan. Scott résume, quelques années plus tard en introduction d’un symposium en économie des pêches qu’il organise à l’université de Colombie Britannique, à Vancouver, le fondement de l’économie des pêches sur l’idée

⁶³ Resource For the Future est un *think-tank* localisé à Washington D.C. Il naît en 1952, des suites d’un travail sur la disponibilité des ressources essentielles à l’économie et à la défense des États-Unis, dans le contexte du début de la Guerre froide. Ce travail, réalisé par la « Commission Paley » (du nom de William Paley, son président) de 1950 à 1952 donne lieu à un rapport intitulé *Resources for Freedom*. Celui-ci met en avant une vision économique de la conservation des ressources, où les prix reflètent efficacement la rareté et orientent les usages, mais prône tout de même une utilisation rationnelle, efficace de celles-ci (Landsberg 1987). En 1952, la Fondation Ford finance la création de RFF, organisme de recherche non gouvernemental dédié à la question de la rareté des ressources naturelles, pour poursuivre les travaux initiés par la commission Paley (Banzhaf 2023:27). RFF est un pôle important de la structuration de l’économie des ressources et de l’environnement dans la deuxième moitié du XX^e siècle. RFF emploie des économistes – dont John V. Krutilla à partir de 1955 (Banzhaf 2019:35) – et finance par ailleurs des projets de recherches réalisés par des universitaires.

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

d'un équilibre bioéconomique, permise par l'article de Gordon et qui a conduit à intégrer l'équation de Schaefer par la suite :

Economics has for too long been built around imagined or real production processes of a mechanical nature, such as textile manufacturing, with their fixed and variable inputs and instantaneous output. Few economists, not even those participating in forestry economics, had thought about the problems of coupling economic with biological equilibrium to produce a steady state in both sectors, until Scott Gordon, in an important article written in the 1950s, advanced the idea of a "bionomic equilibrium" of a commercial fishery and illustrated how economists may struggle with other steady state (Scott 1970:v).

Dans le domaine de l'analyse de la régulation des pêcheries, qui rassemble des économistes et des biologistes dans les années 1960, le modèle de Gordon-Schaefer a été réinterprété comme un ensemble de principes et d'hypothèses qui fournissent un cadre interprétatif possible. Celui-ci peut se résumer principalement à une définition économique de la surpêche (comme une exploitation inefficace de la ressource) et l'identification d'une de ses causes – l'accès libre. Cette lecture du modèle, suffisamment générale pour être comprise et circuler, ouvre un espace de dialogue important, une « trading zone », entre biologistes et économistes. Le fait de discuter un cadre d'analyse et des hypothèses permet des échanges par exemple sur la caractérisation biologique de la pêcherie, le comportement des pêcheurs ou les objectifs et moyens de la régulation. Cette réinterprétation oriente par ailleurs moins vers la poursuite d'un raffinement dans la modélisation interdisciplinaire que vers la réalisation d'études empiriques pour collecter des données, réaliser des comparaisons entre situations et évaluer la pertinence du cadre interprétatif sur des cas d'étude.

2. Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

Au début des années 1960, la modélisation bioéconomique n'est pas à proprement parler une méthode de construction de modèles. La méthode connaît cependant deux innovations, relativement

intriquées, dans les années 1960 et au début des années 1970. D'une part avec le passage de modèles statiques à des modèles dynamiques, d'autre part avec l'extension de ces modèles à d'autres ressources biologiques. Nous nous penchons sur quelques tentatives importantes de ce mouvement, pour analyser les réinterprétations du modèle et les reconfigurations du dialogue interdisciplinaire auxquelles elles procèdent.

2.1. Introduction de la dynamique et généralisation à d'autres ressources

Dès le début de la modélisation en économie des pêches, l'idée de ne pas se limiter à des analyses statiques a été présente. Gordon avait par exemple noté à la table ronde de la FAO de 1956 qu'une formulation dynamique du problème d'optimisation de l'utilisation de la ressource halieutique était nécessaire, bien que cela induise une trop grande complexité au vu des outils mathématiques dont il disposait :

The conservation problem is essentially one which requires a dynamic formulation. To conserve means to postpone the use of a resource. The economic justification of conservation is the same as that of any capital investment-by postponing utilization we hope to increase the quantity available for use at a future date. [...] This is a very complicated problem and I suspect that we will have to look to the mathematical economists for assistance in clarifying it (Gordon 1957a:67).

La première introduction d'une modélisation dynamique des pêcheries est réalisée en 1962 par Crutchfield et Zellner. En annexe de leur ouvrage, ils proposent un modèle algébrique de l'exploitation optimale des pêcheries, qui constitue une version dynamique du modèle de Gordon-Schaefer. Plus précisément, sur la base de l'équation logistique de Schaefer pour la dynamique des populations et d'une forme plus générale de la fonction de production que Gordon et Schaefer,⁶⁴ ils dérivent une fonction de profit et résolvent le problème de la maximisation du profit intertemporel pour un propriétaire unique de la ressource en temps continu (maximisation de l'intégrale des profits futurs

⁶⁴ Crutchfield et Zellner utilisent la forme générique de la fonction de Cobb-Douglas, $X = aE^\alpha N^\beta$ (avec a un paramètre, X les captures, E l'effort de pêche et N la population de poisson), alors que Gordon et Schaefer utilisaient une forme plus spécifique, bilinéaire $X = aEN$.

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

actualisés, Crutchfield et Zellner 1962:115-17). Ils montrent ainsi que la maximisation de la valeur actuelle nette (VAN) conduit à une exploitation de la ressource durable – c'est-à-dire avec une population stabilisée à un équilibre – qui est cependant inférieur à ce que l'on obtient avec le rendement maximal économique de Gordon (c'est-à-dire en maximisant le profit instantané) en raison de la prise en compte du taux d'actualisation. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus la population d'équilibre est faible.

La contribution de Crutchfield et Zellner est donc reconnue au sein de l'économie des pêches comme « la première dérivation d'une solution dynamique explicite au problème des ressources renouvelables » (Wilen et Homans 2003:196). Et d'un point de vue méthodologique, qui nous intéresse ici, ils ont appliqué la méthode de modélisation bioéconomique de manière novatrice, car ils ont non seulement utilisé le modèle original comme outil, mais sont allés au-delà, en introduisant une fonction de production plus générale et en modifiant l'objectif fonctionnel pour introduire des considérations dynamiques. Néanmoins, ils n'ont pas modifié l'hypothèse biologique centrale du modèle de production agrégée, en utilisant la forme fonctionnelle logistique originale de Schaefer.⁶⁵ Et, bien qu'ils aient introduit une optimisation intertemporelle, le caractère autorégulateur de la ressource que traduit le modèle biologique sous-jacent conduit à une analyse d'équilibre (à long terme) de la population de poissons et du profit.

La deuxième série de contributions qui nous intéresse pour l'élaboration d'une version dynamique de la modélisation bioéconomique provient de l'extérieur de l'économie des pêches. L'économiste états-unien Vernon L. Smith – futur lauréat du Prix de la Banque de Suède, en 2002, pour sa contribution à l'économie expérimentale⁶⁶ – alors professeur à l'université de Brown, dans le Michigan, obtient à la fin des années 1960 une bourse de recherche de la *National Science Foundation* pour

⁶⁵ Ils ont toutefois noté les limites du modèle de Schaefer, en se fondant sur les critiques de Beverton et Holt : « some short comings of this approach are noted by Beverton and Holt. They, however, do state: "the sigmoid curve theory, by making the simplest reasonable assumption about the dynamics of a population, is valuable as a means of obtaining a rough appreciation from the minimum of data." It is hoped that fishery biologists will be interested enough in the models presented in this appendix to make improvements in the biological aspects of the analysis" (Crutchfield et Zellner 1962:112).

⁶⁶ Pour une histoire de l'émergence de l'économie expérimentale en général et du rôle prépondérant de Vernon Smith en particulier voir Svorenčík (2015)

produire une « série d’articles traitant de l’économie de la production à partir de ressources naturelles extractives » (Smith 1969:181f). Il n’avait jusqu’alors pas travaillé sur le sujet : ses premiers travaux, issus de sa thèse, portaient sur une théorie de l’investissement et de la production (Smith 1957, 1959).

L’économie des ressources naturelles et de l’environnement est à l’époque un champ de recherche en pleine institutionnalisation. RFF a plus de dix ans ; le think-tank a déjà initié le « virage environnemental » (Banzhaf 2019) du champ, c’est-à-dire que RFF se « détourne de l’étude de la conservation des ressources naturelles pour s’intéresser à la préservation de la qualité de l’environnement » (Banzhaf 2023:106). La première revue dédiée à l’économie des ressources et de l’environnement, le *Journal of Environmental Economics and Management (JEEM)* naît quelques années plus tard, en 1974, avec pour co-directeur Allen V. Kneese, alors responsable de la division sur l’étude de la qualité de l’environnement à RFF Ralph C. d’Arge, en charge du programme sur l’économie des ressources naturelles à l’université de Riverside, Californie (Wilén 2009).

Les articles issus du projet de Vernon Smith sont publiés notamment dans des revues économiques généralistes, en commençant par un article intitulé sobrement « Economics of Production from Natural Resources », qui paraît en 1968 dans *l’American Economic Review*, suivi de « On Models of Commercial Fishing » en 1969 dans le *Journal of Political Economy*. Il présente également en 1969 une contribution au symposium sur l’économie des pêches organisé par Anthony Scott, coécrite avec l’économiste James P. Quirk et intitulée « Dynamic Economic Models of Fishing ».⁶⁷

Comme le montre le titre de l’article de 1968, l’objectif de Smith était beaucoup plus général que la gestion des pêcheries : il voulait proposer la formulation la plus générale du problème de l’exploitation des ressources naturelles. Son intérêt pour la modélisation sur ce sujet provient cependant des modèles développés pour les ressources halieutiques. Dès 1966, il réalise une recension de l’ouvrage de Christy et Scott (1965), dans laquelle il procède à une reformulation du modèle algébrique

⁶⁷ Smith a par la suite continué à publier, ponctuellement, des articles portant sur l’économie des ressources. Il a par ailleurs édité une collection d’articles en économie des ressources et de l’environnement, qui contient l’ensemble de ses articles dans ce champ, ainsi que d’autres publications jugées fondatrices (Vernon L. Smith 1977). On y retrouve notamment le modèle mathématique présenté en annexe de l’ouvrage de Crutchfield et Zellner (1962), ou le premier article de Scott (1955) sur les pêcheries.

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

présenté par les auteurs (Smith 1966). Il reconnaît par ailleurs explicitement la filiation avec Gordon et Scott au début de son article de 1968 (p. 409) et affirme dans une note que son travail pouvait être considéré comme une généralisation du modèle de Crutchfield et Zellner, bien qu'il l'ait découvert après la rédaction de son article (p. 411f).

Dans l'article de 1968, il développe un modèle formel d'exploitation qui peut théoriquement être appliqué à n'importe quelle ressource naturelle et qui consiste en une équation pour la dynamique du renouvellement d'une ressource X et une autre pour la dynamique de l'investissement en capital K dans l'industrie extractive. Le modèle de Smith (1968) consiste en un système de deux équations différentielles pour \dot{X} et \dot{K} , couplées pour rendre compte des interactions entre la dynamique de l'investissement et celle de la ressource. Il étudie dans un premier temps de manière très générale les propriétés du système en situation de libre concurrence à l'aide d'un diagramme de phases, puis ajoute des hypothèses supplémentaires au modèle général pour illustrer plusieurs exemples : la pêche (avec un prix de la ressource constant), l'exploitation minière (avec une croissance nulle de la ressource), le pétrole et le bois.

Smith introduit dans un même temps la généralisation du modèle bioéconomique⁶⁸ à l'ensemble des ressources naturelles renouvelables (et épuisables, comme cas limite) et une analyse dynamique de l'investissement dans le secteur. Comme le note Wilen (2000:311), le modèle économique n'est cependant pas un modèle d'optimisation de la gestion : l'équation de la dynamique du capital représente l'entrée/sortie des entreprises en fonction de la rente dans l'industrie à un instant donné. Son article de 1969 développe l'application de son modèle au cas de la pêche, d'abord de manière purement formelle, sans spécifications fonctionnelles, puis avec un exemple de fonctions de croissances, notamment une fonction logistique pour le stock de poisson (Smith 1969:187). Ces spécifications lui permettent de tracer différents diagrammes de phases (selon les valeurs des paramètres), et de représenter des possibles dynamiques du stock et du capital (selon le point de départ) – dont il présentera un ensemble de cas possibles dans l'article présenté au symposium (Figure 14).

⁶⁸ Smith n'utilise toutefois pas le terme « bioéconomique ». Nous reviendrons là-dessus par la suite.

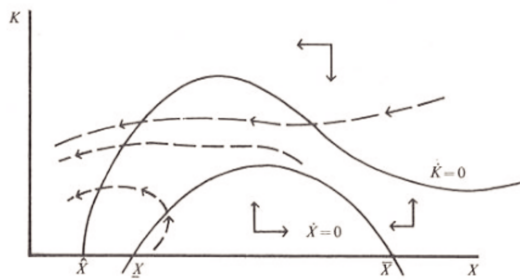


FIG. 3. Species extinction.

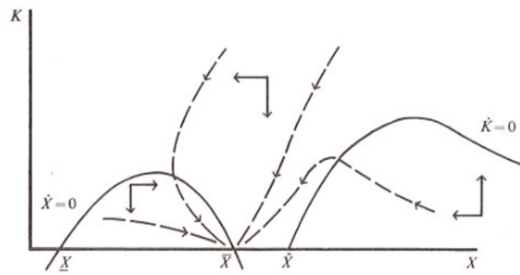


FIG. 4. Non-profitable harvesting.

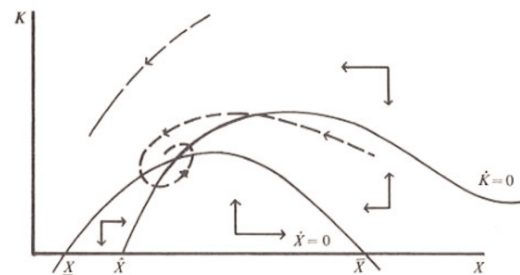


FIG. 5. Fishing cycles.

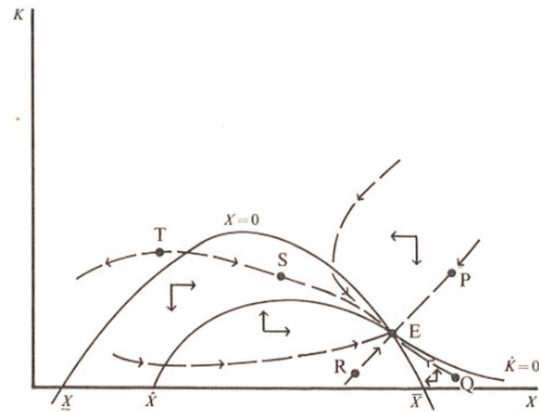


FIG. 6. Stable, sustained yield harvesting.

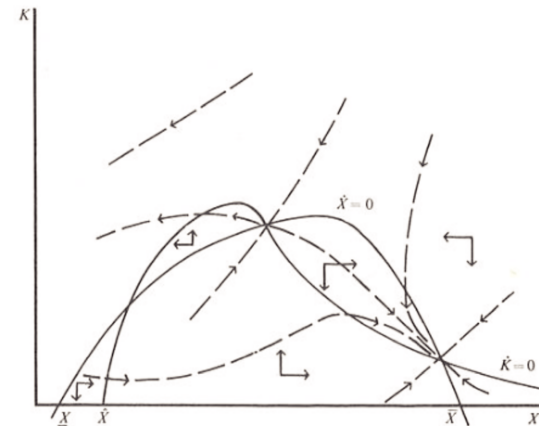


FIG. 7. Multiple equilibria.

Figure 14. Diagrammes de phases et trajectoires d’évolution possibles pour le stock pêché X et le capital investi dans la pêcherie K , (Quirk & Smith, 1970, p. 31)

2.2. Contrôle optimal, optimisation de la gestion et surexploitation

La contribution principale de Smith à la modélisation bioéconomique consiste à coupler à la dynamique de la ressource une dynamique de l’investissement. Cependant, il a également contribué d’une autre manière, avec un modèle d’optimisation intertemporelle. Dans l’article de 1969 Smith présente différents modèles d’équilibre général à deux secteurs : l’industrie de la pêche d’une part et un secteur composite d’autre part. Sans rentrer dans leurs détails, on peut noter qu’un de ces modèles consiste en une optimisation intertemporelle de l’utilisation de la ressource par un gestionnaire

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

centralisé (ou un propriétaire unique), répondant ainsi à la même problématique que Crutchfield et Zellner avant lui. Alors que ces derniers s'étaient appuyés sur le calcul des variations,⁶⁹ Smith utilise pour ce faire les méthodes de la théorie du contrôle optimal (en particulier le principe du maximum), élaborée par Bellman (1957) et Pontrjagin *et al.* (1964), et popularisée en économie par les théoriciens de la croissance optimale dans la deuxième partie des années 1960 (Intriligator 1980).⁷⁰

Quelques années plus tard, c'est un mathématicien canadien, Colin W. Clark, qui propose une manière de réaliser une interprétation dynamique de la modélisation bioéconomique, en poursuivant sur la voie de l'optimisation intertemporelle. Après un début de carrière en mathématiques théoriques (dans le domaine des équations différentielles partielles, Clark 2018:932), Clark s'intéresse à la gestion des ressources et décide de se tourner vers la biologie mathématique. En lisant *Ecology and Resource Management* de l'écologue états-unien Kenneth Watt (1968), un compte rendu de divers modèles mathématiques écologiques pour la gestion des ressources, Clark décide de contribuer en développant ses propres modèles d'exploitation optimale des ressources.⁷¹

Ses premiers articles sont publiés dans *Mathematical Biosciences* en 1971 et 1972 et sont tous deux fondés sur le même modèle (qu'il n'appelait pas encore "bioéconomique") de l'utilisation économique optimale d'une ressource renouvelable. Ce modèle reflète les travaux de Crutchfield et Zellner : le modèle biologique sous-jacent est une courbe de croissance agrégée de la ressource, et l'objectif est de trouver le taux d'exploitation qui maximise la valeur actuelle nette des captures. La principale différence réside dans le fait que le modèle de Clark est discret et que la VAN est donc une somme plutôt qu'une intégrale. Par conséquent, la technique d'optimisation diffère également : Clark utilise la programmation dynamique, c'est-à-dire une méthode issue de la théorie du contrôle optimal en temps discret, plutôt que le calcul des variations. En utilisant ce modèle, Clark peut déjà

⁶⁹ Bien qu'ils partagent avec Hotelling l'objectif de formuler une règle d'utilisation intertemporelle des ressources, et que ce dernier soit connu pour l'introduction du calcul des variations en économie (Gaspard et Mueller 2021), Crutchfield et Zellner n'y font pas référence dans leurs travaux.

⁷⁰ Sur l'histoire de l'utilisation du contrôle optimal en macroéconomie, voir notamment Boianovsky (2020), Klein (2020).

⁷¹ Il affirme par la suite que la nécessité d'inclure un contenu économique dans le modèle était due à une note de bas de page dans le livre de Watt sur le manque de prise en compte des aspects économiques dans les sciences halieutiques (Clark 2018:933).

avancer plusieurs arguments théoriques sur l'exploitation optimale des ressources renouvelables : le taux de captures optimal dépend principalement de la relation entre le taux d'actualisation et le taux de croissance naturelle de la ressource – et la politique optimale pour un propriétaire de ressources pourrait même être de conduire la ressource à l'extinction (Clark 1971) ; la surcapitalisation dans l'industrie de l'extraction des ressources pourrait s'expliquer par l'existence de coûts irrécupérables [« *sunk costs* »] (Clark 1972). Il convient de noter que ce modèle est très générique. Clark s'intéresse à des ressources ayant une dynamique de régénération, mais ne spécifie pas les ressources en question⁷² et présente son argument sous forme mathématique, avec des hypothèses, des théorèmes et des preuves. Ces travaux visent à illustrer comment des résultats empiriques non triviaux peuvent être dérivés de l'ajout d'hypothèses simples à un modèle général.

Il a ensuite bâti d'autres travaux à partir de ce modèle, notamment en incluant une fonction de coût dans le calcul du profit, et a capitalisé sur le résultat le plus frappant de son modèle : le fait que l'extinction d'une ressource peut résulter d'une exploitation économiquement optimale – et ce en l'absence d'une situation d'accès libre telle que pointée par la théorie de Gordon. Fort de cet argument, il publie la même année deux de ses articles les plus célèbres dans *Science* et dans le *Journal of Political Economy* (Clark 1973a, 1973b). Dans ces publications, il fait un lien plus direct avec la littérature en économie des pêches : il se réfère notamment aux travaux de Gordon, Scott et Smith et qualifie son modèle de *bioéconomique*. En s'appuyant cette fois-ci sur le principe du maximum de la théorie du contrôle optimale, et une dynamique biologique agrégée à la Schaefer, Clark montre dans son « économie de la surexploitation » (Clark 1973b) que la maximisation de la valeur actuelle nette des captures par un gestionnaire peut conduire à l'extinction. Avec les spécifications de son modèle, si le taux d'actualisation utilisé pour le calcul de la VAN est deux fois supérieur au taux de renouvellement naturel maximal de la ressource, alors il est rationnel économiquement de l'exploiter jusqu'à épuisement.⁷³

⁷² Il s'agit de « ressources biologiques renouvelables » [« *biological renewable resources* »] dans l'article de 1971, et de « populations animales naturelles exploitées de manière commerciale » [« *commercially exploited natural animal populations* »] dans l'article de 1972.

⁷³ Pour que l'extinction soit possible, il a également besoin d'une hypothèse supplémentaire sur la courbe de coût : sans rentrer dans le détail, cette hypothèse revient à dire que le coût de capture du dernier représentant de l'espèce n'est pas infini.

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

Clark s'inscrit ainsi explicitement dans un débat sur la surexploitation des ressources que viennent de lancer les travaux de Jay Forrester et Donella et Dennis Meadows, en 1971 et 1972, qu'il cite au début de son article en appui de l'argument selon lequel « la capacité croissante de l'homme à épuiser sérieusement les ressources naturelles de la planète semble atteindre un stade critique » (Clark 1973b:630). L'argument théorique de Clark sur la surexploitation est d'autant plus percutant qu'il l'illustre avec un cas emblématique : la pêche à la baleine. En particulier, il applique son raisonnement au cas de la baleine bleue de l'Antarctique, passée proche de l'extinction lorsqu'elle était exploitée, avant de devenir une espèce protégée en 1965. Il illustre son argument théorique avec des données sur leurs taux de reproduction et montre qu'il suffirait d'un taux d'actualisation de 20% pour qu'il soit profitable de pêcher l'espèce jusqu'à son extinction – que les pêcheurs soient en concurrence pour la ressource ou non.

Avec ces articles, parus dans des revues prestigieuses, dont la revue généraliste *Science*, et en s'intéressant à un cas emblématique, la conservation de la baleine, Clark a popularisé l'extension dynamique de la modélisation bioéconomique. D'autant plus que son argument théorique percutant vient compléter celui de Gordon vingt ans plus tôt : la surexploitation est possible y compris dans le cas d'un propriétaire unique de la ressource.

2.3. Approche « macrobiologique » et théorie du capital

Dans les années qui suivent, Clark publie de nombreux articles fondés sur la modélisation bioéconomique, principalement dans des revues de biologie mathématique, avec des applications à la pêche, mais toujours avec l'ambition de proposer une analyse générique et potentiellement applicable à d'autres ressources biologiques. Il y développe l'argument qui sera au cœur de la suite de sa carrière : le fait que « l'économie des ressources naturelles est avant tout une application des théories de l'économiste sur le capital et l'investissement » (Clark et Munro 2017:124). En effet, ses modèles consistent à trouver le chemin optimal d'exploitation des ressources naturelles, ce qui équivaut, en considérant la ressource comme une forme de capital, à identifier un chemin d'investissement et de désinvestissement dans la ressource. Il exprime cette idée très clairement dans un article intitulé nommé « The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach » (Clark et

Munro 1975), qu'il publie avec l'économiste de la pêche canadien Gordon R. Munro dans le *Journal of Environmental Economics and Management* – alors tout juste créé.

Toujours en utilisant les outils mathématiques de la théorie du contrôle optimal, ils effectuent une maximisation intertemporelle de la VAN de l'exploitation de la ressource et établissent ce qu'ils nomment une « règle d'or modifiée » [*modified golden rule*], par analogie avec celle de la « théorie du capital », selon laquelle le stock de la ressource le long de la trajectoire d'exploitation optimale doit être tel que le taux d'actualisation soit égal à la productivité marginale de la ressource moins un « effet de stock marginal »⁷⁴ (Clark et Munro 1975:96). Cette règle d'or s'exprime mathématiquement :

$$F'(x)^* - \left[\frac{c'(x^*)F(x^*)}{p - c(x^*)} \right] = \delta$$

avec x^* la biomasse à l'équilibre, $F(x^*)$ son taux de croissance, $c(x)$ le coût unitaire de la pêche à ce niveau de population⁷⁵ et p le prix unitaire de la ressource. Dans l'équation, le membre de gauche, qu'ils nomment le « taux d'intérêt propre » [*own rate of interest*] (p. 96) ou taux de rendement interne de la ressource (Clark et Munro 2017:125), fait bien apparaître les deux composantes : produit marginal de la ressource et effet de stock marginal (entre crochets).

Clark et Munro (1975) proposent donc ce qu'ils nomment une « application » de la « théorie moderne du capital ». Ils reconnaissent cependant que la conceptualisation de l'économie des ressources à travers la théorie du capital avait été avancée des années auparavant, notamment par Ciriacy-Wantrup (1952) puis Scott (1954, 1955), mais que ces pionniers ne disposaient pas de l'outil approprié pour rendre leur idée opérationnelle et trouver une solution dynamique au problème de gestion optimale des ressources naturelles :

The fact that what we have termed the received theory was cast in nondynamic terms was as much as anything a reflection on the inadequacies of capital theory. With the advent of optimal control

⁷⁴ Qui se réfère à l'effet d'une réduction du stock actuel sur l'augmentation des coûts d'exploitation futurs.

⁷⁵ Clark, comme Smith n'utilise pas l'effort de pêche comme variable de contrôle, mais les captures, ce qui est mathématiquement équivalent, en raison de la relation univoque entre les deux variables.

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

theory, capital theory became transformed into a powerful and flexible tool of analysis (Clark et Munro 1975:102).

La théorie moderne du capital à laquelle ils font référence est intrinsèquement liée à une évolution des outils mathématiques disponibles : ils citent à cet égard Dorfman (1969) pour justifier que la théorie moderne du capital est née dans le sillon du développement de la théorie du contrôle optimal (Clark et Munro 1975:93). Outre la règle d'or dont ils proposent une transposition, sans en donner toutefois la provenance, Clark et Munro font référence à des travaux d'économistes majeurs de l'époque, qui permettent de préciser ce qu'ils entendent par la « théorie moderne du capital ». Ils se réfèrent notamment à des travaux de Arrow (1964, 1968) sur l'élaboration des règles de décision myopes pour l'utilisation optimale du capital par une firme, mais également aux travaux de théoriciens de la croissance optimale comme Kurz (1968), Brock (1973) et Samuelson (1968; Liviatan et Samuelson 1969).

Ce point nous permet de faire le rapprochement avec Smith, qui dresse également des parallèles entre ses travaux et la macroéconomie de l'époque. Les modèles développés par Clark comme Smith possèdent une ressemblance formelle avec ces modèles, permis notamment par la similarité des outils mathématiques employés. Ces similarités les conduisent à mettre en avant une unité de la discipline économique, qui reposerait sur des théories suffisamment génériques pour être *appliquées*, dans le cas de l'économie des ressources par exemple. Ainsi, la théorie du contrôle optimal n'est pas seulement un outil de résolution de programmes de maximisation intertemporel pour Dorfman (1969:817), mais bien « formellement identique à la théorie du capital ». Toute utilisation de cet outil permet donc de transposer des interprétations économiques d'un problème à l'autre, qu'il s'agisse de la stratégie d'une firme, de la croissance d'une économie nationale ou de la gestion d'une pêcherie. Smith publie quelques années plus tard dans le *JEEM* un article intitulé « *Control Theory Applied to Natural and Environmental Resources : an Exposition* » dans lequel il illustrera cette idée d'une « application » de la théorie du contrôle optimal (et donc de la théorie du capital) dans l'économie des ressources, en proposant de voir un ensemble de modèles distincts comme des variantes de la même théorie :

Four control theory models of natural and environmental resource use, drawn from the existing literature, are developed in a manner to emphasize their technical and decentralized interpretive similarity. Renewable, nonrenewable, and amenity resource use are treated as closely related problems of optimal (biological, earth material, ecological, or environmental) capital allocation over time. Thus nonrenewable resources, and the problem of exhaustion, are just limiting (zero growth) cases of renewable resources, and the problem of species extinction. Just as exhaustion can be optimal, extinction can be optimal. Waste recycling is treated as part of the problem of optimal regeneration of “clean” environmental capital; wilderness use as a problem of managing the regeneration of ecological capital (Vernon L Smith 1977:1).⁷⁶

Un élément important qui permet ce rattachement du modèle à une théorie générique est l’approche de la dynamique biologique commune aux articles de Smith et à celui de Clark et Munro : le fait de considérer la population et sa dynamique uniquement de manière agrégée – ce que Smith décrit comme une « approche macrobiologique brute » :

For purposes of production analysis, one of the most important technological features of a replenishable commercial resource like a fish or timber species is its law of growth. The growth characteristics of a species may be studied in terms of the growth in the number of members, and in the size of individual members, or in the aggregate mass of the species. This paper will take a crude macrobiological approach and deal only with variables which measure the aggregate masses of species. Such an approach is analogous to the aggregate production function hypothesis employed by economists in macroeconomics and growth theory (Smith 1968:410, souligné par nous).

Smith fait explicitement le parallèle avec la théorie de la croissance en macroéconomie et les fonctions de productions agrégées. Smith (1968:410) présente d’ailleurs à plusieurs reprises la fonction de croissance comme une « loi technologique », qui détermine la production, de la même manière que les fonctions de productions d’ingénieurs pour les processus industriels – sur lesquelles il a travaillé

⁷⁶ Si Clark comme Smith présentent des modèles conduisant à la possibilité de l’extinction comme une stratégie économique optimale, aucun ne se positionne par rapport aux travaux sur l’extinction menés au sein de RFF, notamment autour de la valeur d’existence des espèces en danger (définie par Krutilla 1967; voir également Krutilla et Fisher 1975; Smith et Krutilla 1979). Smith (1977:13) mentionne simplement les travaux de Krutilla comme « référence de base » [« background reference »] pour l’économie de la « wilderness ».

Généralisation aux ressources renouvelables : la modélisation bioéconomique dans le rang de la théorie du capital

auparavant (Smith 1957). Dans son article sur les pêcheries, il précise qu'il adopte une « approche agrégative de la biotechnologie » en « postulant $f(X)$, sans tentative de traiter analytiquement les composantes de la croissance en masse – la naissance, la croissance individuelle, la mortalité et le processus de capture » (Smith 1969:182). Comme Crutchfield et Zellner (voir note 65) Il renvoie à la discussion de Beverton et Holt (1957:329-30), analysée dans l'interlude qui précède, pour « la fonction et les limites » de cette approche, sans plus de précisions toutefois. Clark (1974b:68), de son côté, fera référence au modèle logistique comme un « macro-modèle ».

En pratique, Smith comme Clark utilisent le modèle de croissance logistique lorsqu'ils spécifieront la fonction de production biologique. Mais au-delà de cette forme spécifique, c'est le fait que ce soit une fonction agrégée qui permet le lien avec la théorie du contrôle optimal et donc la théorie du capital. Cette forme permet également de généraliser à d'autres ressources, puisque l'hypothèse d'autorégénération des ressources est suffisamment générale pour décrire potentiellement l'ensemble des ressources biologiques. Smith comme Clark proposent donc une généralisation du modèle bioéconomique qui repose sur une montée en généralité théorique, permettant un discours unificateur sur l'économie des ressources biologiques, qu'on peut supposément traiter non seulement dans un même cadre interprétatif, mais aussi dans un même modèle.

Au moment où l'économie des ressources et de l'environnement s'institutionnalise comme un champ de recherche à part entière dans la discipline, on peut voir ces contributions comme des tentatives d'unifier des travaux de modélisation existants autour d'un même cadre théorique. Il peut s'agir d'une manière de légitimer ce champ, à une période où les travaux théoriques sont particulièrement valorisés en économie (Backhouse et Cherrier 2017), en le présentant comme un champ d'application de théories générale – donc bien fondé théoriquement. On peut noter à cet égard que Smith (1977) comme Clark (1976) mentionnent des travaux théoriques sur les ressources épuisables dont ils se rapprochent, notamment ceux, fondateurs, de Hotelling, mais également les travaux contemporains de Solow (Solow 1974b, 1974a), qui s'inscrivent dans le débat qui suit la publication du rapport Meadows.

Par ailleurs, la volonté de généraliser, de rassembler divers modèles dans un même cadre unificateur semble être récurrente chez Smith. Après avoir commencé sa carrière d'économiste par une

proposition de « théorie intégrée de la production et de l'investissement » (Smith 1959:61, voir aussi 1961), il ambitionne désormais de « fournir une théorie unifiée de la production à partir des ressources naturelles » (Smith 1968:409). On peut d'ailleurs interpréter le fait que Smith n'utilise pas le terme « bioéconomique » dans ce cadre : la contrainte biologique étant simplement un cas particulier de la contrainte technologique, il n'est pas nécessaire de nommer spécifiquement cette approche.

Dans le champ naissant de l'économie des ressources et de l'environnement au tournant des années 1970, le modèle bioéconomique original a été réinterprété, à l'aune d'un passage à la dynamique et d'une généralisation à l'ensemble des ressources biologiques, comme un cas particulier d'une théorie plus générale du capital. Cette réinterprétation permet une montée en généralité qui peut conduire à un dialogue théorique avec d'autre sous-champ de l'économie. Elle conduit cependant également à une forme d'effacement des spécificités proprement biologiques de la ressource. En pratique, le dialogue avec les scientifiques du vivant est cadré par le modèle générique, en les contraignant à remplir une case : celle de la fonction de production biologique agrégée. La montée en généralité va également avec un détachement du lien à l'empirisme dans le modèle. On peut dire que la question de la validation empirique est *externalisée* vers les biologistes : on attend de l'import d'une fonction de production biologique également un import de sa validité empirique.

3. D'un modèle à une méthode de couplage : la bioéconomie mathématique selon Colin W. Clark

Au tournant des années 1970, l'innovation que constituait le modèle bioéconomique de Gordon et Schaefer a donc entraîné la fois à des discussions interdisciplinaires et des recherches empiriques en économie des pêches et une nouvelle interprétation théorique de l'économie des ressources biologiques. Une troisième réinterprétation émerge également, dans une autre partie des travaux de Clark.

3.1. Couplage de modèles, symétrisation de la biologie et de l'économie

En parallèle de l'élaboration de sa règle d'or d'exploitation, qui repose sur le modèle de dynamique biologique agrégé, Clark va contribuer à faire de la modélisation bioéconomique une méthode plus générale de couplage de modèles biologiques et économiques. Dès ses premiers travaux de modélisation, il développe une approche symétrique des deux disciplines, nécessaire étant donné la nature « interdisciplinaire » de la question de la gestion des ressources⁷⁷ et permise par sa position de mathématicien :

A possible explanation for this lack of apparent interest in resource economics may lie simply in the "interdisciplinary" nature of the problem. Certainly most of my acquaintances in biology and in economics are quick to admit their ignorance of each other's fields. For this reason it may not be too presumptuous for someone ignorant of both fields, but experienced in mathematics, to try to construct simple mathematical bio-economic models. Such are the subject of this lecture (Clark 1974a:29).

Il décrit en conséquence les modèles qu'il réalise comme formés de « deux composants, l'un économique et l'autre biologique » (Clark 1974a:29), ou représentant « l'interaction [*interplay*] de deux systèmes dynamiques : le biologique d'une part et l'économique d'autre part ». (Clark 1974b:60). Il représente l'articulation de ces deux systèmes schématiquement (Figure 15) avec deux blocs, reliés par l'activité de prélèvement [*harvesting*].

Clark présente ainsi la modélisation bioéconomique comme une méthode de *couplage* de deux modules disciplinaires, occupant des rôles symétriques. Si cette vision pouvait exister, en partie comme un idéal à atteindre, lors des discussions entre les biologistes et les économistes sur la question des pêches (voir section 1), les travaux de modélisation interdisciplinaires se limitaient en pratique à la prise en compte d'une fonction de production biologique à la Schaefer.

⁷⁷ Il est probable qu'il ait été influencé sur ce point par la lecture de l'ouvrage de Watt (1968), mentionné précédemment. Watt déplore dans la préface la fragmentation de l'étude de la gestion des ressources entre différentes disciplines et souhaite proposer un texte qui « dépasse les clivages disciplinaires » (p. vii).

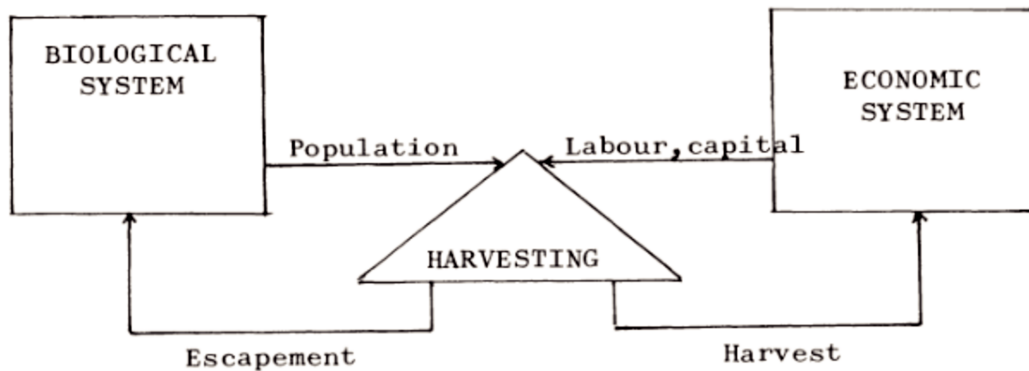


Figure 15. Schéma de la modélisation bioéconomique comme couplage de modèles (Clark 1974, p. 60)

Clark, de son côté, va publier de nombreux articles sur la modélisation bioéconomique dans les années 1970, dans lesquels il propose d'affiner le modèle bioéconomique de plusieurs manières. Sur le plan économique, il a essayé de prendre en compte les effets des coûts irrécupérables ou des investissements irréversibles (Clark, Clarke, et Munro 1979) mais aussi les effets de la fluctuation des prix, par exemple en introduisant un modèle d'offre et de demande (Clark 1975). La réelle innovation est qu'il a réalisé un effort symétrique sur le plan biologique, pour développer le modèle de la dynamique des ressources. Il a non seulement tenté d'affiner la forme que pourrait prendre une fonction de croissance agrégée, en s'appuyant par exemple sur des théories biologiques de dynamique de bancs de poissons (Clark 1974c; Clark et Mangel 1979), mais il explore également des types de modèles biologiques alternatifs (fondés sur la représentation des processus, comme celui de Beverton et Holt) comme base de modèles bioéconomiques (Clark 1974a; Clark, Edwards, et Friedlaender 1973).

En 1976, Clark publie son ouvrage, nommé *Mathematical Bioeconomics*, qui illustre son approche de la modélisation bioéconomique et résume ses tentatives de travailler le couplage de modèles dans plusieurs directions. Après avoir présenté les modèles biologiques et économiques les plus simples issus Schaefer et Gordon dans les premiers chapitres, chaque chapitre est une proposition de modification d'un aspect du modèle couplé, qu'il soit biologique ou économique, parfois en s'appuyant sur les hypothèses biologiques simplificatrices du modèle original, mais parfois en revoyant complètement les fondements biologiques du modèle.

Rédigé comme un manuel, avec un ton pédagogique, des exercices et une bibliographie détaillée à la fin de chaque chapitre, l'ouvrage permet de se familiariser avec différentes techniques

D'un modèle à une méthode de couplage : la bioéconomie mathématique selon Colin W. Clark

mathématiques nécessaires à la modélisation, mais également avec les modèles de dynamiques de populations – principalement issus des sciences halieutiques, mais également de la biologie des végétaux. Le livre détaille par ailleurs les interprétations économiques de chaque modèle. Cet ouvrage est fondateur pour la diffusion de la méthode de modélisation bioéconomique par la suite. La méthode de couplage de modèles économiques et biologiques (ou écologiques) telle que présentée par Clark est devenue dans les décennies qui ont suivi un champ de recherche à part entière, avec l'élaboration de nombreux modèles (parfois appelés économiques-écologiques plutôt que bioéconomiques) pour étudier des questions hors de l'économie des pêches, relatives à la gestion de ressources ou à la conservation d'espèces notamment.

3.2. Prescription et réalisme des mécanismes

L'ambition de Clark avec son ouvrage est de contribuer à la gestion effective des ressources : comme il l'affirme dès l'introduction, il veut proposer une « identification et une analyse des politiques optimales de gestion des ressources » (Clark 1976:3). Cet intérêt pour l'optimalité s'inscrit donc dans l'idée d'un rôle prescriptif pour la modélisation : en résolvant analytiquement les programmes d'optimisation, on peut déterminer le plan d'utilisation de la ressource qui permet de maximiser l'objectif donné. Cela suppose certaines capacités prédictives des modèles, une capacité à prévoir effectivement les effets d'une modification de la variable de contrôle ou de certains paramètres. Dans le travail de Clark, cette attention se traduit essentiellement par une référence récurrente à la nécessité de réalisme des modèles biologiques sous-jacents. Plus précisément, Clark ne juge pas possible la validation statistique des modèles. Les données disponibles se limitant à des situations déjà vécues on ne peut pas garantir selon lui qu'un modèle qui reproduit fidèlement les observations passées réalisera des prédictions justes. Par ailleurs, l'impossibilité de réaliser des expériences sans endommager les stocks de ressource condamne les chercheurs à construire des modèles à partir des mécanismes à l'œuvre.

Clark présente cet argument après l'exposition du modèle Gordon-Schaefer. Il reconnaît que ce modèle traduit « plusieurs aspects importants » de la dynamique de l'exploitation des ressources renouvelables » malgré son caractère « idéalisé », mais que sa « simplicité » peut être « gravement trompeuse » pour les « applications pratiques ». Il suggère que la capacité prédictive du modèle devrait

idéalement être contrôlée sur des données, mais qu'en l'absence de celles-ci, il est nécessaire de produire des modèles qui incorporent des hypothèses réalistes sur les « caractéristiques biologiques des populations » :

Ideally, the predictive value of the model should be tested against experimental or field data. If found to be seriously deficient, the model should be modified or replaced.

One particular danger associated with the use of *any* mathematical model in renewable resource management is the problem of extrapolation from available data. A simple logistic model may be acceptable when exploitation rates are low, but can produce errors when extended to higher rates...

Since field experiments can seldom be performed without endangering the resource stock itself, it becomes important to develop mathematical models that, in contrast to the ad hoc models of this chapter, incorporate known biological characteristics of the population (Clark 1976:21).

Clark reprend à cet égard dès ses premiers travaux l'opposition entre deux catégories de modèles dans la science halieutique : les modèles « logistiques » dans lesquels la population est traitée comme une quantité homogène, et les modèles plus raffinés, fondés sur des « structures de classes d'âge » (Clark et al. 1973:1630). Il avait noté que « peu de populations naturelles, voire aucune, peuvent être modélisées de façon réaliste au moyen du modèle logistique » (Clark 1974a:35). Dans *Mathematical Bioeconomics*, il liste les quatre « aspects importants des modèles de population réalistes » qui doivent être considérés : les « délais et effets périodiques », les « structures d'âges », les « effets multi-espèces et d'écosystèmes », les « effets spatiaux et la diffusion » (Clark 1976:22). Dans les chapitres du livre, il construit en effet des modèles bioéconomiques fondés sur des modèles biologiques qui représentent les processus biologiques sous-jacents, tels que le modèle de classe d'âge de Beverton et Holt (Clark 1976:256-301), ou une relation stock-recrutement avec un délai (pp. 210-255) et un modèle multi-espèces (pp. 302-333). Ces développements ne se sont pas limités à remplacer le modèle biologique stylisé par des modèles plus complexes. La description des processus sous-jacents à la dynamique des populations ne conduisant pas à une fonction de croissance agrégée pouvant se substituer au modèle logistique, la structure du modèle bioéconomique doit parfois être modifiée. Par exemple, dans le modèle fondé sur l'approche de la dynamique des populations de Beverton et Holt, Clark ne peut plus utiliser les captures comme variable de contrôle, comme il l'avait fait dans les

D'un modèle à une méthode de couplage : la bioéconomie mathématique selon Colin W. Clark

modèles précédents (et comme Smith avant lui), mais doit réintroduire la notion d'effort de pêche pour tenir compte des effets différentiels de la pêche sur les différentes classes d'âge, ce qui amène à reformuler le modèle économique (Clark 1974a:38). Il s'agit là d'un changement important, car l'accent mis sur l'effort de pêche, plutôt que la limitation des captures, se traduit différemment en termes de politiques publiques.

Notons tout de même que Clark ne repousse pas totalement les modèles idéalisés et stylisés. Il y a recours à plusieurs reprises dans le manuel, notamment parce que leur plus grande simplicité rend possible l'obtention de solutions analytiques aux programmes de maximisation. Il restreint cependant leur rôle à l'illustration de mécanismes, la compréhension d'un effet non trivial : c'est-à-dire à leur rôle heuristique et pédagogique. En revanche, il prend soin de préciser qu'ils ne peuvent pas directement être utilisés pour élaborer des « politiques de gestion concrètes » (Clark 1976:298).

Chez Clark, c'est donc une approche de modélisation symétrique et plastique qui permet d'introduire différentes caractéristiques biologiques de la ressource dans les modèles bioéconomiques qu'il crée. Les éléments biologiques comme économiques peuvent amener à modifier la structure du modèle s'il juge qu'on doit en tenir compte dans l'analyse. Si nous revenons désormais aux travaux de Smith, on peut noter dans un premier temps qu'il a également l'ambition d'une certaine plasticité dans la composante biologique de son modèle. En ne spécifiant pas la fonction de croissance, il vise à produire un modèle générique, qui peut être appliqué à différentes ressources, en choisissant la forme fonctionnelle la plus adéquate. Mais une certaine rigidité subsiste dans le modèle de Smith : la dynamique de la ressource biologique doit pouvoir s'exprimer comme une fonction de croissance agrégée. En fixant cette fonction, supposément générique, au cœur de son modèle, Smith contraint le type de contributions que les sciences du vivant peuvent apporter à la modélisation bioéconomique – alors qu'il conserve une plasticité du côté économique. Pour Clark, cette hypothèse générique de fonction agrégée peut être remise en question et la structure du modèle doit pouvoir être remaniée pour tenir compte d'autres représentations biologiques.

Un exemple précis permet d'illustrer la divergence d'approche entre Smith et Clark : la tentative d'inclure la sélectivité de la pêche, à travers la dimension des mailles des filets – le maillage – comme variable de contrôle dans un modèle d'exploitation halieutique. Pour Smith, il est possible de tenir

compte de l'effet du maillage dans son modèle, en procédant simplement à une « généralisation naturelle de l'hypothèse de croissance », qui consiste à ajouter m , la variable du maillage, comme l'un des paramètres de la fonction de croissance agrégée (Smith 1969:181-82). Conformément à son approche générique, il ne précise pas de quelle manière, ni par quels processus cette variable aurait un effet sur la biomasse agrégée. Pour Clark, cette approche reflète un certain aveuglement de la part de Smith, qui ne voit pas les limites du modèle de croissance agrégé, comme le montrent ses critiques dans *Mathematical Bioeconomics* :

Although the Beverton-Holt model occasionally receives attention in the economic literature (Turvey, 1964, Smith, 1969), the dynamic complexities involved do not seem to be clearly recognized. Smith (1969), for example, introduces a mesh-size parameter into a lumped-parameter model, but is unable to say how a homogeneous population would be affected by alterations in mesh sizes (Clark 1976:301).

Clark estime que le problème de la définition du maillage optimal nécessite l'abandon du modèle de croissance agrégé en faveur d'un modèle plus détaillé, structuré par classe d'âge, pour tenir compte du fait que seules les classes d'âge dépassant une certaine taille seraient affectées par la pêche.

Several economists (Smith, 1969; Turvey, 1964) attempt to model the effect of mesh size on production functions without recognizing the necessity of adopting a more complex cohort model to clarify this concept (Clark 1976:225).

Une nouvelle résolution mathématique du modèle est alors nécessaire pour dériver la politique de pêche optimale. Le chapitre 8 de l'ouvrage est dédié à ce type de modèle. Il reconnaît cependant que pour le problème général de l'optimisation dynamique de l'exploitation d'une « population multi-cohorte » (avec plusieurs classes d'âge qui coexistent), « une solution analytique [...] semble complètement inatteignable » (Clark 1976:285). Il traite donc deux cas simplifiés – de l'optimisation statique du modèle fondé sur Beverton et Holt, puis l'optimisation dynamique d'une pêcherie avec une unique cohorte d'âge égal – qui « aident à la compréhension du cas général » (p. 276). Il traite finalement une variante du cas général, avec des « hypothèses simplificatrices », qui lui permettent de résoudre le programme d'optimisation – ce qu'on nomme parfois des hypothèses de tractabilité (Cherrier 2023; Hindriks 2006). Il développe finalement une réflexion pragmatique sur le rôle des

Conclusion

modèles pour la gestion : lorsque les modèles réalistes ne peuvent pas être résolus pour élaborer la politique optimale, des modèles stylisés, tractables, ont tout de même une utilité pour leur « pouvoir suggestif », c'est-à-dire les mécanismes qu'ils permettent de faire voir :

We have obtained partial results here concerning the optimal control of cohort fisheries. Both practical and theoretical difficulties are to be anticipated in attempting to extend this analysis. It is no doubt a tactical error to expect dynamic optimization models to be extended to the development of practical management policies to any great degree. On the other hand it is equally dangerous to overlook these dynamic aspects entirely, and simple analytic models are valuable for their suggestive power (Clark 1976:298).

On peut conclure cette section en notant que Clark et Smith, malgré des convergences de méthodes dans certains articles, développent deux réinterprétations différentes de la modélisation bioéconomique, liées à leurs ambitions respectives. Clark, en généralisant l'idée de couplage, ouvre la porte à de multiples manières de connecter des modèles économiques et biologiques, sans préjuger sur la forme que prend ce couplage. Ce qui compte pour lui est que le modèle soit utile pour élaborer des politiques de gestion, quitte à rendre la résolution analytique des modèles plus complexe, voire impossibles. À l'inverse, Smith restreint l'apport de la biologie à une contrainte technologique dans un modèle de production et d'investissement. Ce faisant, il n'autorise pas d'autres formes pour les modèles biologiques qu'une fonction de production agrégée. Ceci peut s'expliquer par l'ambition théorique de Smith, qui semble plus tourné vers la nécessité de se rattacher à une théorie générique, c'est-à-dire de montrer que l'économie des ressources peut s'interpréter comme une instance de la théorie du capital, en voyant les contraintes biologiques comme un cas particulier des contraintes technologiques.

4. Conclusion

En nous appuyant sur une analyse approfondie de plusieurs réappropriations précoces de la modélisation bioéconomique après les travaux pionniers de Gordon et Schaefer, ce chapitre a proposé une nouvelle perspective sur l'émergence de plusieurs traditions de modélisation à partir du même modèle. Nous avons montré que l'innovation méthodologique en économie des pêches a mené à

diverses réinterprétations, qui sont associées à des modalités de dialogue interdisciplinaire et des rapports à l’empirisme distinct (voir Tableau 3). En économie des pêches, le modèle a initialement été interprété comme une hypothèse théorique générique sur une source possible de surexploitation, qui appelle à être confrontée à des travaux empiriques, aussi bien par des biologistes que des économistes. En économie des ressources et de l’environnement, la généralisation du modèle à toutes les ressources, notamment par l’intermédiaire de Vernon Smith, s’est réalisée grâce à un rapprochement théorique entre l’économie des ressources et la théorie générale du capital, lié à la réduction de la première à un cas particulier de la seconde. Cette approche a contribué à sédimer le modèle de production biologique agrégé et orienter l’économie des ressources vers une trajectoire où les sciences naturelles jouent un rôle prédéterminé et limité. Enfin, nous avons vu que Clark a initié le champ interdisciplinaire de la modélisation bioéconomique avec son manuel, en proposant une réinterprétation de l’innovation de Gordon et de Schaefer comme une méthode plus générale de construction de modèles intégrés. Celle-ci repose sur une explicitation des buts recherchés avec la modélisation, une symétrie du traitement des représentations issues des deux disciplines et une plasticité des différents modules utilisés pour construire le modèle.

	Réinterprétation du modèle	Modalités de dialogue interdisciplinaire associées	Rôle des études empiriques
<i>Économie et biologie des pêches</i>	Résultats du modèle original fournissent un cadre interprétatif à tester	Cadre interprétatif comme une « trading zone ». Possibilité de discussion de l’ensemble des éléments (objectifs de régulation, données, hypothèses)	Besoin de réaliser des études empiriques, cas d’études, comparaisons pour tester le cadre
<i>Économie des ressources naturelles</i>	Modèle d’exploitation optimal d’une ressource biologique comme cas particulier d’un modèle générique d’exploitation d’un capital productif	La fonction de production biologique est une case vide, que les biologistes peuvent remplir pour obtenir un modèle appliqué	La validité empirique d’un modèle peut être importée en même temps que la fonction de production
<i>Modélisation bioéconomique</i>	Modèle comme inspiration de méthode : coupler des modèles disciplinaires	Dialogue symétrique et plasticité des méthodes d’intégrations des modèles disciplinaires existants.	Les données aident à choisir les mécanismes importants à représenter. Reconnaissance explicite d’un compromis entre tractabilité et application du modèle

Tableau 3. Comparaison de trois réinterprétations du modèle bioéconomique de Gordon-Schaefer dans les années 1960/1970

Conclusion

La focalisation dans ce chapitre sur les devenirs pluriels d'une innovation méthodologique vient nourrir notre réflexion sur la place des sciences du vivant dans la construction de modèles économiques. En introduisant l'idée de réinterprétation d'un modèle novateur, ce chapitre nous a permis de mettre en lumière des contraintes différenciées qui jouent sur le choix des représentations du vivant dans les modèles, liées à la manière dont leurs constructeurs ambitionnent de repositionner le modèle bioéconomique par rapport à un cadre théorique ou une ambition pratique.

En premier lieu, on peut noter que les spécificités du vivant reconnus dans le modèle fondateur ne sont pas nécessairement stables au fil des réappropriations : elles peuvent être remises en question dans des développements ultérieurs du modèle. Si l'ensemble des travaux que nous étudions reconnaît un caractère renouvelable, reconstituable des ressources biologiques, la tentative de subsumer le modèle sous un modèle très générique de production, par exemple, peut amener à discuter la spécificité biologique, en la rapprochant d'autres spécificités (technologiques par exemple). Dans cette vision, le vivant n'est spécifique qu'au même titre que les autres activités productives sont spécifiques : les deux sont des cas particuliers, instances d'un processus générique : la production.

Le cas de la réinterprétation d'une innovation amène à un cadrage spécifique de notre enjeu de la construction des représentations du vivant dans les modèles. Les modèles que nous avons étudiés ici sont tous issus d'un même modèle initial. Se pose donc la question pour leurs concepteurs de choisir ce dont ils héritent de cette base : une structure ? une méthode ? des formes fonctionnelles ? Si on retient la structure, comme Smith, alors la question des représentations biologique n'est pas totalement fermée, dans le sens où il ne spécifie pas la fonction de croissance de son modèle, laissant la place aux biologistes de contribuer ; les représentations sont cependant *cadrées* par la structure, puisque seules les fonctions de croissance agrégées vont s'intégrer dans celle-ci. Si, comme Clark, le modèle bioéconomique est réinterprété comme une méthode plus générale de couplage, la représentation du vivant n'est plus une case laissée vide dans le modèle pour être remplie par des spécialistes par la suite, mais un des moteurs de l'élaboration du modèle : la recherche des caractéristiques importantes des entités vivantes à représenter et des formes mathématiques pour ce faire participe à déterminer la manière de construire le modèle et sa forme finale, au même titre que le travail équivalent du côté économique.

Si la manière de réinterpréter le modèle qui lance une tradition de modélisation laisse en partie libre du choix des représentations du vivant, un élément qui nous paraît conditionner celui-ci, particulièrement saillant en filigrane dans ce chapitre est la question de la tractabilité des modèles. En premier lieu, on peut noter que c’est avec l’apparition de nouvelles techniques de résolutions, avec la théorie du contrôle optimale, que la modélisation bioéconomique a connu, vingt ans après le premier modèle, des développements importants. On peut distinguer dans notre cas d’étude deux approches des questions de résolution des modèles, et donc du compromis entre réalisme et maniabilité. D’un côté, la pérennité des fonctions de productions biologiques agrégées au cœur des modèles bioéconomiques stylisés, de Smith comme de Clark, peut se lire en partie comme une manifestation d’une « trappe à tractabilité » (Cherrier 2023) Ces fonctions de croissances agrégées sont devenues des conventions, utiles pour assurer la maniabilité des modèles nécessaires aux élaborations théoriques du côté économique, mais dont on ne discute le réalisme qu’à la marge. Plus précisément, cela permet de conserver *l’externalisation* vers la biologie de la validation empirique du modèle observée au Chapitre 1. Par ailleurs, l’approche de modélisation bioéconomique couplée développée par Clark dans *Mathematical Bioeconomics* propose une autre approche de cette question, où les contraintes de tractabilité sont reconnues explicitement et peuvent conduire à changer la manière dont on exploite les modèles. Clark met au cœur de son approche la nécessité de réalisme des mécanismes biologiques – quitte parfois à sacrifier la possibilité de résoudre les modèles. Si les contraintes de tractabilité l’amènent parfois à simplifier les hypothèses et s’éloigner de ce réalisme, il reconnaît explicitement dans ces cas le changement de nature du modèle, et la modification du statut de ses résultats, qui deviennent des faits stylisés à explorer, plutôt que des politiques à mettre en œuvre directement.

Les enjeux de tractabilité et de lien entre modèles et données de terrain sont au cœur du prochain chapitre, dédié à l’analyse des agroécosystèmes dans le cadre la lutte contre les ravageurs des cultures. Nous nous intéressons en particulier à la manière dont peuvent s’articuler, dans une stratégie de recherche, différents modèles représentant un même système mais à différents degrés de précision et de réalisme – et avec différentes méthodes de résolution à disposition.

Interlude 3.

La modélisation en écologie entre généralité, précision et réalisme

Nous présentons ici quelques éléments historiques autour du développement en écologie du concept d'écosystème à partir des années 1950. Nous introduisons en particulier des développements de méthodes qui ont eu lieu autour de ce concept, avec des innovations provenant de la recherche opérationnelle, qui ont conduit à l'émergence de l'écologie des systèmes. Cette approche est également replacée dans son contexte au milieu des années 1960, avec une concurrence entre plusieurs approches de modélisation en écologie.

Naissance de l'écologie des écosystèmes

Le concept d'écosystème apparaît en 1935, sous la plume d'Arthur Tansley, botaniste britannique et pionnier dans l'écologie des plantes. Le terme permet de mettre l'accent sur le fait que les différents composants, biotiques et abiotiques, des milieux naturels forment une totalité, un système, dans lequel les échanges entre composants sont multiples et garantissent la stabilité de l'ensemble. L'idée derrière ce terme était de rendre compte du caractère intégré des systèmes naturels, sans avoir recours à une vision organiciste (Kingsland 2005, chapitre 7).

Il faut attendre les années 1950 pour que le concept devienne structurant pour l'écologie scientifique, sous l'impulsion notamment des frères Odum. Georges Evelyn Hutchinson, biologiste britannique, en poste à l'université de Yale, étudie en 1940 les processus biogéochimiques à l'œuvre dans les écosystèmes, en mettant la lumière sur des catégories de mécanismes, notamment les boucles de rétroactions. Il développe l'hypothèse que ces mécanismes pourraient jouer un rôle central dans le fonctionnement de nombre de systèmes naturels. Si Hutchinson n'est « pas considéré comme un écologue des écosystèmes » (Kingsland 2005:188), ses étudiants, en particulier Raymond Lindeman et Howard Thomas Odum ont contribué à développer la science des écosystèmes, à la fois d'un point de vue conceptuel et méthodologique.

Eugene Pleasants Odum, frère aîné d'Howard, enseigne à l'université de Géorgie à partir de 1940 après un doctorat en écologie physiologique. Eugene est en contact avec les théories d'Hutchinson notamment par son frère, qui commence sa thèse en 1947 sous sa direction, et *via* des échanges directs avec Hutchinson. Il publie en 1953 un manuel nommé *Fundamentals of Ecology*, auquel a contribué son frère pendant ses années d'études. Cet ouvrage, qui connaît de nombreuses rééditions par la suite, participe à placer le concept d'écosystème au cœur de l'écologie scientifique (Hagen 1992; Kingsland 2005). Le manuel s'ouvre sur une définition de l'écosystème comme la « plus grande unité fonctionnelle en écologie puisqu'il comprend à la fois les organismes (communautés biotiques) et l'environnement abiotique, chacun influençant les propriétés de l'autre et tous deux nécessaires au maintien de la vie telle que nous la connaissons sur la terre » (Odum 1953:9). Il propose corrélativement une redéfinition de l'écologie comme l'étude des écosystèmes. Eugene Odum affirme plus tard dans une défense de sa « Nouvelle Écologie » [*New Ecology*] que le « concept d'écosystème

rassemble tous les écologistes », et que « les écologistes peuvent se rallier à l'écosystème en tant qu'unité de base, tout comme les biologistes moléculaires se rallient aujourd'hui à la cellule » (Odum 1964:15).

Le concept d'écosystème avancé par les frères Odum leur permet de décrire une unité naturelle par l'ensemble des flux physiques et chimiques qui la composent. Il permet donc de construire des représentations des systèmes naturels, sans « connaissance détaillée de toutes les espèces qui composent le système » et « en termes physico-chimiques abstraits, comme une série de cycles chimiques dont le fonctionnement était alimenté par l'énergie captée du soleil et circulant dans le système » (Kingsland 2005:190). Cette abstraction s'accompagne ainsi d'une méthode concrète de modélisation des écosystèmes, qui s'appuie sur les sciences physiques. Les frères Odum proposent chacun leur approche distincte de l'écologie des écosystèmes. Comme le résume Hagen (1992:124) « Eugene a abordé l'écologie des écosystèmes comme un physiologiste, alors qu'Howard a toujours abordé la nature comme un physicien ou un ingénieur ».

Eugene, de son côté, a centré ses travaux sur les cycles de nutriments à l'intérieur des systèmes, dans une vision métabolique, en développant une analogie organiciste pour les écosystèmes (Figure 16). Howard, en revanche, s'est principalement intéressé aux flux d'énergie qui parcourent ce système. Pour Howard, « les écosystèmes sont seulement des machines très complexes » (Hagen 1992:128). Cette vision va l'amener à s'inspirer de la cybernétique, en étudiant le rôle clé des mécanismes de rétroaction [*feedback mechanism*], dans la lignée de son directeur de thèse, Hutchinson. Il a ainsi développé une vision mécaniste de l'écosystème, comme une « machine gouvernée par des mécanismes de rétroactions » (Kingsland 2005:195). Howard a notamment proposé des modèles hydrauliques pour représenter les écosystèmes, puis des modèles de diagrammes énergétiques inspirés de l'électronique, pour représenter le rôle de chaque entité de l'écosystème dans la consommation ou transmission de l'énergie (Figure 16).

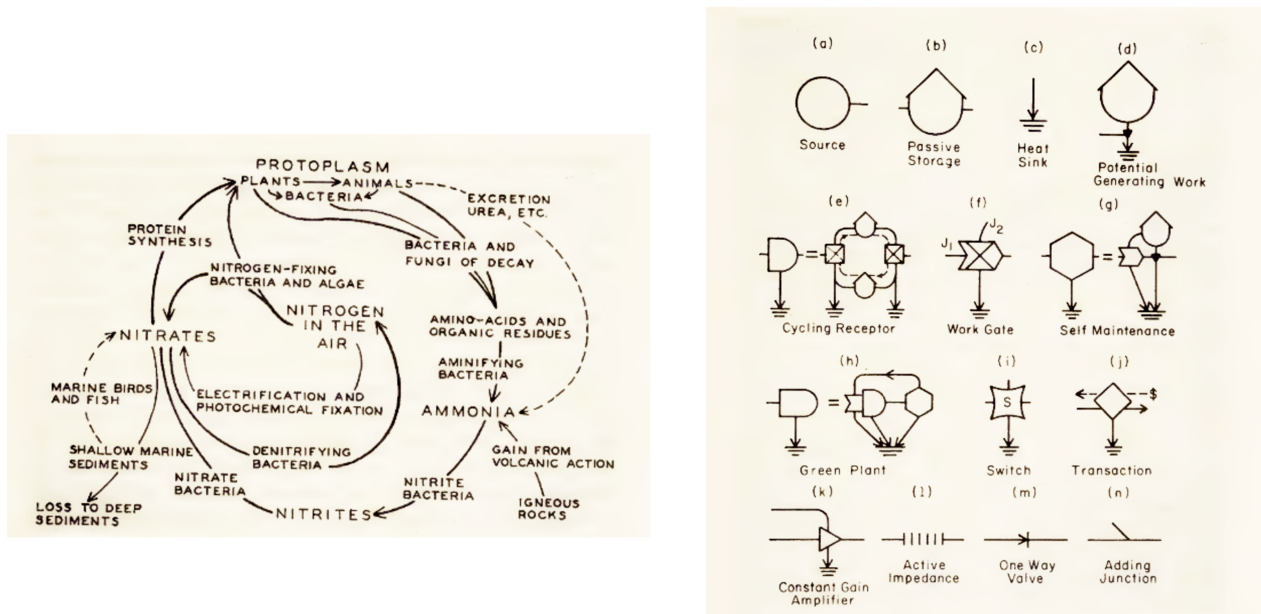


Figure 16. Illustration des approches distinctes de l'écologie des écosystèmes des frères Odum : Cycle du nitrate représenté par Eugene Odum (gauche) et symboles de circuits électriques utilisés par Howard Odum pour modéliser les écosystèmes (droite). Reproduits par Kingsland (2005, pp. 191 ; 197)

Pour Eugene comme pour Howard, le concept d'écosystème ne place pas l'humain à l'extérieur du système, mais conduit à le considérer comme un élément de celui-ci. Cette perspective a permis à l'écologie des écosystèmes de fonder une approche scientifique qui apparaisse pertinente pour répondre aux problèmes de son temps, marqué par la montée des préoccupations environnementales aux États-Unis dans les années 1960. La vision des milieux comme systèmes, dont l'équilibre est assuré par un ensemble d'interrelations, permet de mettre l'accent sur le fait qu'une faible perturbation peut enrayer la machine. Par ailleurs, si le concept d'écosystème a permis de connecter l'écologie à la recherche en sciences physiques, il a pu également permettre de l'articuler avec les sciences sociales. Eugene Odum (1984:5) a par exemple proposé le concept « d'agroécosystèmes », qu'il définit comme des « écosystèmes domestiqués », qu'il est possible d'étudier sous un prisme écologique ou de sciences sociales. C'est cependant Howard Odum qui s'est engagé le plus avant dans une intégration de l'étude des écosystèmes et du monde social. Son ouvrage *Environment, Power and Society* (1971) propose d'étendre l'analyse énergétique des écosystèmes naturels aux écosystèmes humains (un foyer par exemple, cf. Figure 17). Il étudie notamment le rapport entre flux d'énergie et flux

monétaire.⁷⁸ En mettant l'accent sur la centralité de la circulation de la matière et de l'énergie dans le fonctionnement de la société en général, et de l'économie en particulier, Howard Odum est ainsi considéré comme un pionnier de l'économie écologique (Røpke 2004).⁷⁹

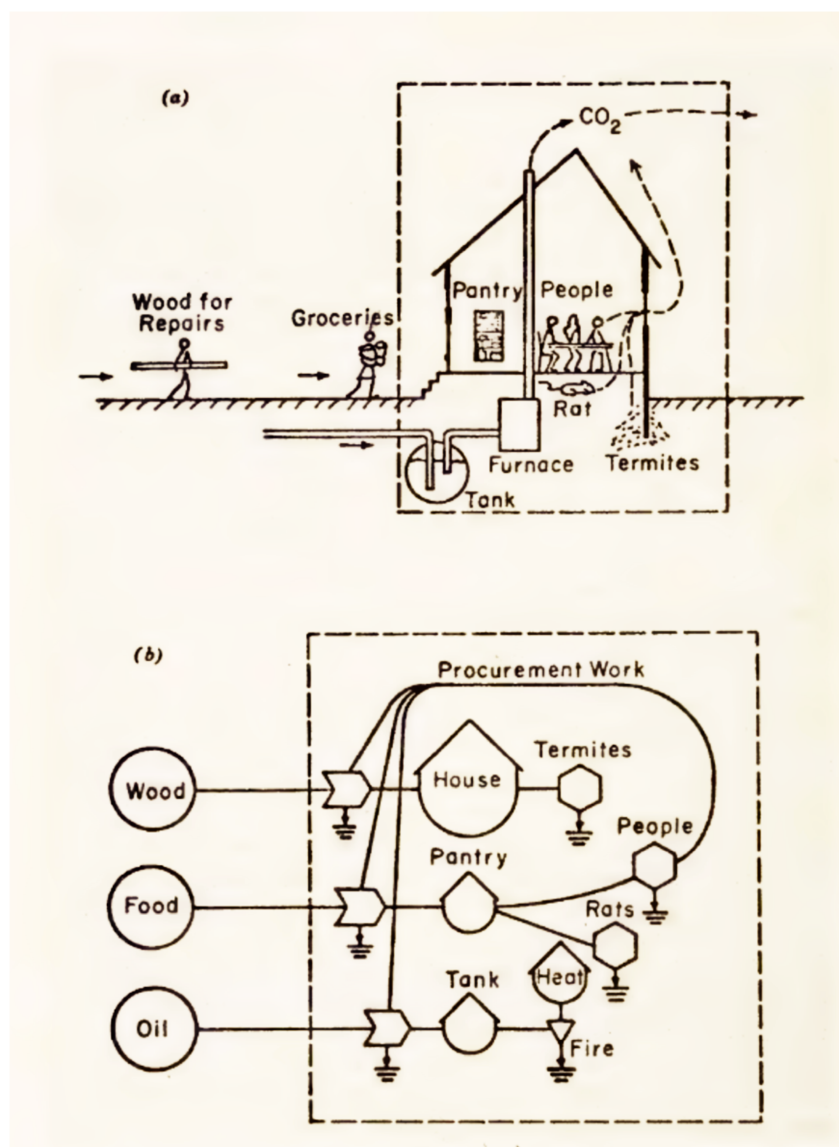


Figure 17. Modélisation des flux d'énergie et de matière au sein d'un foyer représenté comme un écosystème par Howard Odum (reproduit par Kingsland, 2005, p. 198)

⁷⁸ Howard Odum s'inscrit ainsi dans une longue tradition de propositions de théories énergétiques de la valeur. Voir notamment Martinez-Alier (1987) pour une histoire d'un certain nombre de ces théories. On peut noter que Nicholas Georgescu-Roegen qualifie la proposition d'Odum de réductionnisme énergétique (Bobulescu 2015:197f)

⁷⁹ Howard Odum a par ailleurs été, à la fin des années 1970, le directeur de thèse de Robert Costanza, également une figure importante de l'économie écologique, notamment pour la valorisation monétaire des services écosystémiques à l'échelle globale (Méral 2021).

Science des systèmes et écologie des systèmes

La popularisation du concept d'écosystème en écologie et les propositions d'analyses des frères Odum, fondées notamment sur la cybernétique, ouvrent la porte par la suite à de nouveaux transferts de méthodes issues des mathématiques appliquées, dont la recherche opérationnelle et l'analyse des systèmes. Ces méthodes ont vu le jour dans le cadre de la recherche militaire, au cours de la Seconde Guerre mondiale, avec pour but la prise de décision en temps limité dans un contexte complexe. Aux États-Unis, les recherches en mathématiques appliquées ont été développées en particulier dans l'après-guerre au sein de la RAND [*Research AND Development*] Corporation. Ce think-tank, fondé en 1948, à Santa Monica, en Californie, était issu de la transformation d'un projet de recherche militaire en organisation à but non lucratif (Banzhaf 2023; Duller 2016; Levien 2000).

Le principe de l'analyse des systèmes est de considérer que la complexité des mécanismes à l'œuvre dans un système doit conduire à renoncer à en comprendre tous les détails avant de prendre une décision. On nomme parfois cette approche « théorie de la boîte noire » [*« black box theory »*], avec l'idée qu'il s'agit d'analyser un système dont « les parties ne sont pas accessibles à l'observation directe » (Watt 1966b:38). La stratégie adoptée est de chercher les propriétés les plus importantes de ce système à partir de son comportement observé quand certains de ses paramètres varient. On peut ainsi identifier les variables clefs pour sa dynamique et éventuellement les manipuler pour optimiser l'efficacité du système vis-à-vis d'un objectif. Il s'agit donc d'une stratégie fondée sur une analyse de données, qui « part du résultat final et cherche à découvrir comment il a été obtenu », de manière à pouvoir le reproduire ou le modifier (Palladino 1996:214).

L'application de ces méthodes en écologie suscite l'émergence de ce qu'on appellera l'écologie des systèmes. Bien qu'elle ait parfois été considérée comme équivalente à l'écologie des écosystèmes, elle désigne plus généralement l'application de l'approche de l'analyse des systèmes, sans condition quant à l'unité d'analyse, qu'il s'agisse d'un écosystème ou d'une population (Hagen 1992). L'écologue états-unien Kenneth E. F. Watt est un acteur important de l'élaboration de cette approche.⁸⁰ Après

⁸⁰ Nous avons vu précédemment que Watt avait participé aux discussions méthodologiques autour de la modélisation des populations de poissons (Interlude 2) et était une source d'inspiration pour les travaux de Colin W. Clark avec son ouvrage sur les modèles pour la gestion des ressources (Chapitre 2).

avoir appris les outils mathématiques et la programmation informatique au sein de la RAND Corporation, auprès du mathématicien états-unien Richard E. Bellman, célèbre inventeur de la programmation dynamique, Watt prend un poste au service statistique du ministère de l'Agriculture canadien. Il y développe un intérêt pour les modèles destinés à la gestion des ressources naturelles, en particulier les ressources halieutiques et forestières, avec pour ambition de construire une approche alternative aux modèles fondés sur des dynamiques de populations stylisées.⁸¹ Il y travaille notamment avec l'écologue canadien Crawford S. Holling⁸², avec qui il applique les méthodes de l'analyse des systèmes à des problèmes de gestion de ravageurs de forêts d'épicéa [*spruce budworms*] en Ontario du Nord (Palladino 1996:209). Watt coordonne en 1966 un ouvrage intitulé *Systems Analysis in Ecology*, qu'il dédie à Richard Bellman,⁸³ dans lequel il expose la méthode et où plusieurs auteurs, dont Holling, y présentent des cas d'application.

Watt présente l'analyse des systèmes comme un programme de recherche holiste, dans lequel le système, ensemble complexe d'éléments qui interagissent, est considéré en premier lieu comme un tout. Celui-ci est représenté par un modèle conceptuel général, qui permet d'identifier les portions d'un problème qui peuvent être étudiées séparément pour donner lieu à des « sous-modèles », qu'on peut assembler pour représenter le système complet. Cela permet d'éviter une collection de « résultats fragmentaires », qui ne peuvent former une « vision d'ensemble pertinente » [*« a meaningful big picture »*] (Watt 1966a:3). Plusieurs « techniques et théories » provenant de la « recherche opérationnelle militaire et industrielle » et des mathématiques appliquées permettent d'opérationnaliser la stratégie de recherche modulaire qu'il défend (p. 4) : la modélisation séquentielle avec relations de récurrence, les « mathématiques des extrema » pour l'optimisation, les simulations numériques par ordinateur pour réaliser des expériences lorsque la complexité des systèmes ne permet pas l'optimisation (pp. 4-5). Watt souligne en particulier l'importance des langages de programmation informatique, tel que FORTRAN, qui permettent de représenter des boucles de rétroactions ou des effets de seuils, de manière plus efficace que des modèles algébriques (pp. 5-6).

⁸¹ Voir Interlude 3 pour sa critique des modèles utilisés en biologie des pêches.

⁸² Connu sous le nom de « Buzz » Holling.

⁸³ “This book is dedicated to Richard Bellman in recognition of his enormous contribution to biologists concerned with decision-making in resources management” (Watt 1966b:vi)

Watt comme Holling placent dans leur approche le caractère prédictif comme critère central d'évaluation des modèles construits pour la gestion des ressources ou pour la lutte contre les ravageurs. Holling critique notamment à cet égard les modèles analytiques, inspirés de la mécanique, utilisés en biologie de la population, pour leur trop grand éloignement des dynamiques réellement observées dans les écosystèmes. À l'inverse, l'analyse des systèmes propose une « stratégie de modélisation alternative » dans laquelle on ne définit pas a priori les facteurs déterminants dans l'évolution du système ; c'est une analyse statistique préalable, « par exemple une analyse de variance », qui permet de les déterminer (Palladino 1990:270). Le recours à la programmation informatique et à la puissance de calcul d'ordinateurs permet ensuite de représenter le système, sans les restrictions liées aux « techniques de calcul mathématiques de la physique classique » auxquelles doivent se conformer les modèles classiques d'écologie des populations (Holling 1966:204).

Typologie des modèles et des stratégies de recherche

Si l'approche de Watt et Holling occupe une place importante en écologie par la suite, leur positionnement vis-à-vis des modèles classiques de biologie des populations ne fait pas consensus au milieu des années 1960. Richard Levins, écologue états-unien, propose, en 1966, dans un article intitulé « The Strategy of Model Building in Population Biology », resté célèbre, une analyse des différentes stratégies de modélisation possibles, critiquant en creux l'approche de l'écologie des systèmes.

Le point de départ de Levins est le constat d'une complexité croissante des modèles en écologie, pour représenter fidèlement la complexité des écosystèmes. Les modèles représentent de plus en plus d'espèces, d'échelles et intègrent des théories d'écologie des populations et des théories de génétique. Cela conduit à de « trop nombreux paramètres à mesurer », des équations « non solvables analytiquement » ou à des résultats analytiques qui n'ont pas de sens théorique (Levins 1966:421).

Levins propose de reconnaître que les modèles ne peuvent être des représentations exactes des systèmes et de considérer des stratégies de construction de modèles en accord avec les buts recherchés. Il présente trois qualités recherchées dans un modèle, associées à trois objectifs de la modélisation. Il est selon lui « souhaitable de travailler avec des modèles maniables qui maximisent la généralité, le réalisme et la précision pour atteindre les objectifs, qui se chevauchent mais qui ne sont pas

identiques, de comprendre, de prédire et de modifier la nature » (p. 422). Levins ne donne pas de définition explicite de ces trois qualités. On peut cependant estimer à la lecture de l'article que le réalisme fait référence à la capacité d'un modèle à obtenir des résultats conformes aux phénomènes observés ; la précision au fait d'aboutir à des prédictions quantifiées et vérifiables ; la généralité au fait d'être applicable à une variété de situation (à l'inverse d'un modèle spécifique).

Puisqu'il n'est selon lui pas possible de chercher à améliorer un modèle sur les trois plans en même temps, Levins identifie trois stratégies alternatives qui coexistent : sacrifier la généralité au réalisme et à la précision (ce qui est le cas des modèles détaillés de gestion de ressource fondés sur l'analyse des systèmes de Watt et Holling) ; sacrifier le réalisme à la généralité et à la précision (il donne l'exemple du modèle proie-prédateur de Lotka-Volterra) ; sacrifier la précision au réalisme et à la généralité. La dernière stratégie, qu'il défend, consiste à s'appuyer sur des modèles à haut niveau d'abstraction et très flexibles, pour obtenir des résultats qualitatifs généraux. La solidité de ceux-ci peut être garantie grâce à des analyses de robustesse, consistant à démontrer que le même résultat est obtenu à partir de plusieurs modèles ayant la même hypothèse cœur mais des hypothèses simplificatrices différentes :

If these models, despite their different assumptions, lead to similar results we have what we can call a robust theorem which is relatively free of the details of the model. Hence our truth is the intersection of independent lies (Levins 1966:423).

Cette classification a connu un impact important en écologie. Elle a été l'objet d'intenses débats, notamment sur sa pertinence d'un point de vue épistémologique, en lien avec l'absence de définition claire des trois qualités des modèles et *a fortiori* de démonstration logique de l'incompatibilité entre elles (Orzack 2005; Orzack et Sober 1993; Weisberg 2007). Levins (1993) a cependant affirmé plus tard qu'il s'agissait moins d'une typologie épistémologique portant sur les modèles en tant que tels qu'une photographie, au milieu des années 1960, de l'état de la recherche en écologie, avec la coexistence de plusieurs stratégies de construction de modèles telles qu'il les observait.

Il apparaît cependant que la classification semble particulièrement critique à l'égard de la stratégie fondée sur l'analyse des systèmes, incarnée par Watt et Holling. Selon Levins, cette option, qui conduit à sacrifier la généralité pour le réalisme et la précision aboutit à des modèles dont on ne peut tirer que des simulations, spécifiques au système étudié et qui ne permettent pas de faire avancer la

théorie en écologie. Cette critique révèle une tension, qu'on peut rapprocher des débats entre Nicholson d'une part et Andrewartha et Birch d'autre part, structurants dans le champ de la biologie des populations dans la première partie du XXème siècle (Interlude 2). Levins, comme Nicholson, défend l'usage des modèles comme instrument de compréhension, *via* l'abstraction et la stylisation des systèmes étudiés. Watt et Holling, comme Andrewartha et Birch avant eux, s'opposent à cette stratégie au nom d'un nécessaire réalisme prédictif des modèles, lié à leur utilisation pour la gestion de ressources.

L'opposition entre Levins et les écologues des systèmes n'est cependant pas uniquement révélatrice d'un désaccord épistémologique. Comme le note Palladino (1991), des enjeux liés au financement de la recherche ont également pu conduire Levins à produire une classification visant à dégrader la pertinence de l'analyse des systèmes pour l'écologie scientifique. Dans les années 1960, la montée des préoccupations environnementales a conduit à reconfigurer les sources de financement pour la recherche en sciences du vivant. Le Programme biologique international (*International Biological Programme, IBP*) est mis en place en 1964, avec comme objectif de coordonner la recherche mondiale sur la contribution de la biologie à la productivité et au bien être humain. Aux Etats-Unis, une partie des crédits dédiés à la recherche en biologie est allouée de manière à répondre à ce programme international. Selon Palladino (1991:234) les écologues des systèmes étaient les mieux placés pour participer à ces nouveaux programmes et obtenir des financements, en raison de leur vision des écosystèmes, correspondant à la vision de la nature des mouvements environnementalistes et adoptée par les décideurs. Devant la crainte de voir son approche de l'écologie marginalisée dans la discipline, Levins aurait donc tenté de discréditer l'écologie des systèmes en faisant un lien entre *théorie* et *généralisme* d'une part et *prédiction* et *utilitarisme* d'autre part (p. 236)

Chapitre 3.

Lutte contre les ravageurs des cultures et analyse des agroécosystèmes

1959 - 1983

Les enjeux écologiques liés à l'utilisation des pesticides sont au cœur des préoccupations environnementales contemporaines relatives à l'agriculture. La publication de *Silent Spring*, en 1962, par la biologiste états-unienne Rachel Carson est usuellement présentée comme le déclencheur de la prise de conscience des effets négatifs de ces produits chimiques sur l'environnement – et plus généralement du mouvement écologiste aux États-Unis. Si des insecticides de synthèse existent depuis au moins la fin du XIX^e siècle, la découverte d'insecticides particulièrement efficaces pour la protection des cultures agricoles durant la Seconde Guerre mondiale avait conduit à une commercialisation à grande échelle, qui avait transformé l'industrie agricole. La généralisation des insecticides a également transformé au passage la discipline de l'entomologie économique, branche de la science des insectes qui porte sur les espèces utiles ou nuisibles à l'humain. Une partie importante des travaux de la discipline, à partir de 1945, portent sur l'efficacité des pesticides face aux insectes nuisibles – qu'on nomme parfois *ravageurs des cultures* [*crop pests*]. L'économie agricole, spécialité disciplinaire bien ancrée à cette époque, et traditionnellement orienté vers la recherche de résultats pratiques, de nature à améliorer la situation des agriculteurs (Banzhaf 2006), n'a, à l'inverse, pas semblé porter un intérêt immédiat à ces nouveaux intrants.

À partir des années 1960, une transformation significative s'opère dans les deux domaines. On observe d'une part le développement d'une économie des pesticides, principalement tournée vers l'économie de l'environnement émergente, d'un point de vue conceptuel et théorique, avec un intérêt particulier pour les analyses coûts-bénéfices et la mesure des externalités. D'autre part, une approche écologique de la gestion des nuisibles voit le jour. Cette approche connaît un développement important autour d'un programme de recherche lancé à Berkeley au début des années 1970 sous le nom de Projet Huffaker, du nom de son directeur, l'entomologiste américain Carl Barton Huffaker. Une ambition de ce programme de recherche était l'élaboration de modèles intégrés, fondés sur des connaissances écologiques, issues de différentes sciences du vivant, et économiques pour aider à la gestion des nuisibles dans plusieurs cultures.

Ce projet représente une tentative explicite de modélisation interdisciplinaire dans lequel on considère l'apport de la science économique pour la description d'un système incluant des entités vivantes : les plantes et les insectes. Ce chapitre propose d'étudier les relations disciplinaires autour de la modélisation qui émergent au sein de ce projet de recherche. La spécificité de ce cas d'étude réside

dans le fait que l'objet n'est pas un modèle unique, mais un projet qui vise à construire des modèles. Nous justifions ce choix par le fait que de tels projets constituent des lieux privilégiés pour des échanges approfondis et répétés entre économistes et scientifiques du vivant, et que ceux-ci peuvent nous donner accès à d'autres formes de construction de représentation du vivant par rapport aux autres cas d'études. En particulier au sein de la *trading zone* (Galison 2011) du projet, nous pouvons faire l'hypothèse que les économistes peuvent avoir un accès plus direct à des connaissances ou des modèles pour représenter les entités vivantes – voire être amenés à les coconstruire avec les biologistes. Nous nous intéressons donc dans ce chapitre aux produits de l'analyse réalisée au croisement de l'économie et de l'écologie au sein de ce projet ; nous étudions en particulier l'interaction entre les objectifs de modélisation provenant de chaque discipline et les effets sur les représentations du vivant finalement présentes dans les modèles économiques de gestion des ravageurs des cultures.

Le projet Huffaker a fait l'objet d'un récit historique précoce (Perkins 1982) et a également été étudié dans le cadre de recherches sur les liens entre science écologique et gestion des ravageurs des cultures (Palladino 1990, 1996). La gestion écologique des ravageurs a par ailleurs fait l'objet d'une histoire par des entomologistes, protagonistes de cette histoire (Kogan 1998). Cependant, ces contributions ne s'attardent pas sur la place de la science économique au sein de cette approche. L'économie agricole a, par ailleurs, fait l'objet de rares travaux historiques qui retracent son évolution en particulier de ses débuts, du milieu du XIX^{ème} siècle aux années 1950 (Taylor 1940; Taylor et Taylor 1952). Banzhaf (2023:19-23) propose une synthèse efficace de cette histoire, en mettant l'accent sur la domination avant la seconde Guerre Mondiale de l'économie agricole pour les questions de conservation ou d'usage des ressources. Des travaux plus spécifiques étudient également les organisations professionnelles de l'économie agricole (Hewett 1993), le rôle du champ dans des innovations méthodologiques (Morgan 1991), théoriques (Banzhaf 2006) ou l'adoption d'innovations extérieures (Biddle 2011). Enfin, on peut noter que des praticiens de l'économie agricole s'intéressent aux liens entre l'économie et les sciences biologiques (Lipman 1926; Zilberman 1994), sans proposer à notre connaissance d'histoire approfondie de ces connexions.

Notre enquête historique est fondée sur l'étude des archives associées au projet Huffaker,⁸⁴ ainsi qu'une lecture critique d'articles publiés en économie et en entomologie dans la période autour du projet. Notre travail montre que l'économie des pesticides naissante au début des années 1960 s'est initialement orientée vers l'économie de l'environnement émergente, tant d'un point de vue conceptuel que théorique. Au sein du projet Huffaker, la volonté des économistes de ne pas limiter leurs études à l'économie de l'exploitation agricole individuelle, mais d'étudier également la gestion des nuisibles sous l'angle des externalités et de l'analyse coûts-bénéfices au niveau de la société, les a éloignés de l'effort de modélisation intégrée pour la gestion. Nous montrons cependant que certains travaux de modélisation en marge du projet ont proposé des innovations pour favoriser l'articulation d'analyses économiques générales, rattachées aux théories et concepts de l'économie de l'environnement et de modèles détaillés et précis des agroécosystèmes.

Nous nous intéressons dans un premier temps (section 1) aux développements en entomologie et en économie à partir de la fin des années 1950 et aux alertes environnementales autour des pesticides. Nous identifions en particulier l'émergence d'un paradigme de gestion des ravageurs fondé sur une compréhension écologique de l'écosystème en entomologie, et les débuts d'une tradition de modélisation économique de la lutte contre les nuisibles ancrée théoriquement en économie de l'environnement. Nous analysons ensuite (section 2) en détail les travaux de modélisation menés au sein du projet Huffaker, guidé par la méthode de l'analyse des systèmes. Si nous montrons qu'une partie des économistes n'a pas trouvé sa place dans le cadrage de la question de la gestion des ravageurs qui s'est imposé au sein du projet, nous mettons également en avant une collaboration entre entomologistes et économistes qui repose sur une articulation originale des recherches empiriques et théoriques autour de la modélisation intégrée.

⁸⁴ Ces archives sont conservées au sein de la bibliothèque "Bancroft Library" de l'Université de Californie, à Berkeley, sous le nom "International Center for Integrated and Biological Control records", CU-441. Dans la suite, nous ferons référence à ce fonds sous la dénomination ICIBC. Nous avons eu accès à des versions numérisées de ces documents en avril 2024, *via* une prestataire sur place.

1. L'entomologie et l'économie face à l'environnementalisation de la question des pesticides

Le fait de se prémunir contre les ravageurs des cultures, qu'il s'agisse d'adventices (plus généralement connu sous le nom de mauvaises herbes) ou d'insectes ne date pas de la découverte et de la diffusion des insecticides de synthèse. Ce fait a cependant reconfiguré en profondeur à la fois le secteur agricole et les sciences dédiées à son étude à partir de la fin de la Seconde Guerre mondiale.

1.1. Pesticides : d'une solution chimique à un problème écologique

La branche de la zoologie dédiée à l'étude des insectes, l'entomologie, s'est structurée en Amérique du Nord à partir des années 1850, avec la formation de plusieurs sociétés savantes (Smith et Kennedy 2009:452). La branche qui concentre l'essentiel des recherches en entomologie à la fin du XIX^{ème} siècle, qu'on désigne sous le nom d'entomologie économique [*economic entomology*],⁸⁵ est consacrée à l'étude des insectes ayant un impact économique sur les activités humaines. Bien qu'elle ne se résume pas à l'entomologie agricole (il existe des travaux portant sur les insectes porteurs de maladie par exemple, ou sur les bénéfiques tirés directement d'insectes, comme les vers à soie), l'entomologie économique a entretenu dès ses débuts de forts liens avec le secteur de l'agriculture. Aux États-Unis, une grande partie de la recherche en entomologie a été réalisée au sein d'établissements d'enseignement et de recherche agricoles financés par les États fédéraux (les « *land-grant universities* »), disposant de stations de recherches expérimentales et ayant pour mission d'améliorer les connaissances scientifiques pour rendre plus efficace la production agricole (Smith et Kennedy 2009:452). Les connaissances sur les insectes étant en particulier utiles pour se prémunir de ce qu'on nomme des nuisibles, ou des ravageurs des cultures.⁸⁶ On peut noter que le concept de nuisible n'est pas un concept

⁸⁵ Cette dénomination ne présume pas d'un rapport avec la discipline économique en termes de méthodes *a priori*. Le terme économique fait référence à l'utilité ou à la désutilité de certains insectes – de la même manière que l'ornithologie économique désigne l'étude des oiseaux utiles (Kronenberg 2014; Vianna Franco et Missemer 2023 chapitre 6). Voir également Onstad et Knolhoff (2009) pour une revue de littérature en entomologie économique qui constate l'absence de méthodes provenant de l'économie.

⁸⁶ Traductions possibles du concept de *pest*, utilisé dans la littérature étudiée dans ce chapitre.

intrinsèque à certaines espèces, issu de théories biologiques, mais relatif à une perception de la nuisance par les humains – pour la santé ou les activités économiques.

D'importantes épidémies de ravageurs [*pest outbreak*], comme celle du Charançon du cotonnier [*Boll Weevil*] au Texas, à la fin du XIX^{ème} siècle, et les impacts économiques importants sur les rendements agricoles qu'elles ont engendrés ont renforcé le soutien à la recherche sur ces insectes nuisibles. Les entomologistes développent le concept de *contrôle* des nuisibles [*pest control*] et explorent un ensemble de méthodes qui permettent de se prémunir contre les dégâts qu'ils occasionnent. En plus de réunir des connaissances fondamentales nécessaires sur les insectes en question (inventaire, cycle de développement, régimes alimentaires), ils élaborent des procédures pratiques de lutte contre les insectes, avec comme objectif d'être directement utiles aux exploitants agricoles. Les premiers insecticides chimiques, à base d'arsenic, sont notamment commercialisés dès les années 1890. Les entomologistes participent à la recherche sur ce qu'ils nomment le contrôle *chimique*, en testant des molécules sur différentes espèces d'insectes. Mais ils explorent également des méthodes de contrôle qu'on nomme *culturelles* (avancer la récolte pour échapper à certains nuisibles), *mécaniques* (barrières physiques autour des cultures), liées à la résistance des plantes (par des greffes) ou encore *biologiques* (introduire des prédateurs des nuisibles) (Smith et Kennedy 2009:453).

Les propriétés insecticides d'un composé chimique, le DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) sont découvertes durant la Seconde Guerre mondiale. Utilisé à grande échelle par l'armée américaine contre les insectes porteurs de maladie, le composé est commercialisé au grand public à partir de la fin de la guerre. Il fait alors l'objet d'intenses recherches de la part de la communauté de l'entomologie économique, qui documentent notamment son efficacité pour le contrôle des ravageurs des cultures. Rapidement, d'autres insecticides de synthèse ont été élaborés. La découverte du DDT a eu un effet transformateur majeur sur le secteur agricole, en reconfigurant dans le même temps les pratiques des exploitants, l'industrie des intrants et la recherche en entomologie. John H. Perkins (1982:11), entomologiste et historien de la discipline a noté que l'introduction de ces insecticides a conduit à une diminution de moitié, entre 1937 et 1947 des articles portant sur le contrôle biologique dans le *Journal of Economic Entomology* et une augmentation du nombre d'articles portant sur l'expérimentation d'insecticides, portés à 76% des articles publiés en 1947.

La recherche sur le contrôle biologique a donc connu un ralentissement important à partir des années 1940, avec une réorientation des financements vers les recherches sur les insecticides de synthèse (Perkins 1982). À l'université de Californie, un groupe d'entomologiste a cependant continué à défendre l'importance de ces recherches. En 1945, Abraham Michelbacher, entomologiste à Berkeley, publie dans le *Journal of Economic Entomology* un éditorial sur « l'importance de l'écologie dans le contrôle des insectes », dans lequel il déplore le manque de recherche portant sur la biologie des insectes. Sans nier l'utilité des insecticides, il affirme qu'ils ne sont pas des « substituts à la connaissance de la biologie des insectes impliqués » (Michelbacher 1945:129). En particulier, il juge cette recherche nécessaire, *a minima* pour déterminer le moment opportun pour appliquer les insecticides, en fonction de l'évolution saisonnière des populations. S'il reconnaît que c'est un constat partagé par de nombreux entomologistes, il constate que, de fait, trop peu trouvent du temps à consacrer à ces sujets de recherche. Par ailleurs, cette situation pourrait conduire à sous-estimer certains effets écologiques des insecticides selon lui (Palladino 1996).

Michelbacher et ses collègues entomologistes, en particulier Ray F. Smith, Paul DeBach, Robert van den Bosch, Vernon M. Stern et Kenneth S. Hagen, font vivre la recherche sur le contrôle biologique à l'Université de Californie dans les années qui suivent. Paul de Bach a notamment réussi, en 1949, à établir une section dédiée au contrôle biologique au sein de l'Association Américaine d'Entomologie Économique (Palladino 1996:114). Leurs travaux partent du constat que les insecticides peuvent avoir des effets non désirables. En premier lieu leur utilisation répétée peut favoriser le développement de *résistance* de la part des insectes, qui diminue leur efficacité à long terme. Il est donc pertinent de chercher la manière la plus efficace et donc la plus parcimonieuse d'utiliser les insecticides, pour repousser le développement de résistance. Par ailleurs, les insecticides ne sont pas sélectifs : ils peuvent donc toucher également les prédateurs des nuisibles, ce qui peut conduire à ce qu'on nomme des *résurgences* – c'est-à-dire une augmentation de la densité des nuisibles qu'on cherchait à contrôler, en l'absence de leurs prédateurs. Pour prendre en compte cet effet, les entomologistes de l'Université de Californie développent une approche écologique, qui prend en compte les interactions des nuisibles avec d'autres espèces dans leurs milieux. Un article de 1954, intitulé « Insect Control and the Balance of Nature » illustre cette perspective. Smith et Allen (1954) y présentent les résultats d'un programme de contrôle de la Coliade de la luzerne [*Alfalfa Caterpillar*], fondé sur une

supervision des champs de luzerne par des entomologistes, de manière à savoir s'il est nécessaire d'avancer la date de récolte pour éviter les dommages causés par les nuisibles, ou de réaliser un traitement chimique localisé et ponctuel ou encore d'introduire ou favoriser un prédateur. Dans le chapeau de l'article, Smith et Allen (1954:38) affirment que le cas d'étude qu'ils présentent est un « bon exemple de la manière dont un nuisible peut être contrôlé non seulement par des insecticides, mais également en manipulant le système écologique dont il fait partie ». Il s'agit donc à la fois de comprendre l'écologie de l'écosystème mais également d'agir sur certains de ses éléments par un ensemble de techniques, de manière à minimiser l'utilisation d'intrants chimiques. Selon Smith et Allen (1954:42), les connaissances écologiques de l'époque sont suffisantes pour « mettre en place un programme de contrôle intégré qui utilisera toutes les ressources de l'écologie et nous permettra de lutter contre les insectes de la manière la plus permanente, la plus satisfaisante et la plus économique possible ».

L'idée de « contrôle intégré » est développée dans les années suivantes et formalisée dans un article fondateur intitulé « The Integration of Chemical and Biological Control of the Spotted Alfalfa Aphid: The Integrated Control Concept » (Stern et al. 1959). L'article est fondé sur le travail appliqué réalisé par Robert van den Bosch, entomologiste sur le campus de Riverside de l'Université de Californie. Après des premières expériences d'introduction de prédateurs du puceron qui échouent en raison de la non-sélectivité des pesticides, van den Bosch reçoit l'aide de ses collègues du campus de Berkeley. Ils identifient une période clef où les prédateurs naturels (les coccinelles) sont particulièrement efficaces, ainsi qu'un insecticide qui agit plus fortement sur les pucerons et non sur les prédateurs. La combinaison de contrôles chimique et biologique, supervisée par un entomologiste qui observe les concentrations d'insectes sur place, conduit à une lutte plus efficace et moins coûteuse pour les agriculteurs (Perkins 1982:79). L'article propose à partir de cette expérience un cadre conceptuel pour le « contrôle intégré ». Il contient notamment une section « Terminologie », dans laquelle est défini ce terme :

Integrated control. *Applied pest control which combines and integrates biological and chemical control.* Chemical control is used as necessary and in a manner which is least disruptive to biological control. Integrated control may make use of naturally occurring biological control as well as

biological control effected by manipulated or introduced biotic agents (Stern et al. 1959:87 souligné dans l'original).

Le concept donne donc une place prioritaire au contrôle biologique et requiert une bonne connaissance de l'écosystème (défini comme le « système d'interaction composé de tous les organismes vivants d'une région et de leur environnement non vivant », p. 87) de manière à concevoir des interventions les plus précises et les moins perturbatrices possibles. Ainsi, le traitement (en particulier chimique) des nuisibles ne doit pas être réalisé préventivement ou automatiquement à une période fixée, mais limité aux cas où il a été prouvé qu'il était nécessaire d'un point de vue économique pour les exploitants. Stern *et al.* (1959:87) formalisent cette idée avec les concepts de « niveau de préjudice économique » [« *Economic-injury level* »] et de « seuil économique » [« *economic threshold* »] :

Economic-injury level. *The lowest population density that will cause economic damage.* Economic damage is the amount of injury which will justify the cost of artificial control measures; consequently, the economic-injury level may vary from area to area, season to season, or with man's changing scale of economic values.

Economic threshold. *The density at which control measures should be determined to prevent an increasing pest population from reaching the economic-injury level.* The economic threshold is lower than the economic injury level to permit sufficient time for the initiation of control measures and for these measures to take effect before the population reaches the economic-injury level (Stern et al. 1959:87 souligné dans l'original).

Le *seuil économique* désigne ainsi une densité de population de nuisible qui doit déclencher les mesures de contrôle. Elle est propre à chaque exploitation, en raison de l'évaluation des dommages potentiels et nécessite un suivi dans les champs des populations d'insectes pour détecter son franchissement. Cette notion cristallise donc le cœur de l'approche du contrôle intégré, qui doit conduire à limiter les mesures de contrôle au strict nécessaire. En particulier, « la lutte chimique doit être utilisée uniquement lorsque le seuil économique est atteint et que les facteurs naturels de mortalité présents dans l'environnement ne sont pas en mesure d'empêcher la population du ravageur d'atteindre le niveau de préjudice économique » (Stern et al. 1959:89). Ils illustrent leur approche à l'aide de

plusieurs graphiques représentant l'évolution de la densité de nuisibles au cours du temps, relative-
 ment aux seuils définis. La Figure 18 présente l'effet de deux méthodes de contrôle successives dans
 le cas d'une population de nuisibles fluctuant à un niveau supérieur au seuil économique. Dans un
 premier temps, l'introduction d'un prédateur permet de diminuer la densité moyenne de nuisible.
 Dans un deuxième temps, des traitements chimiques ponctuels sont utilisés lorsque la densité de
 population dépasse le seuil économique.

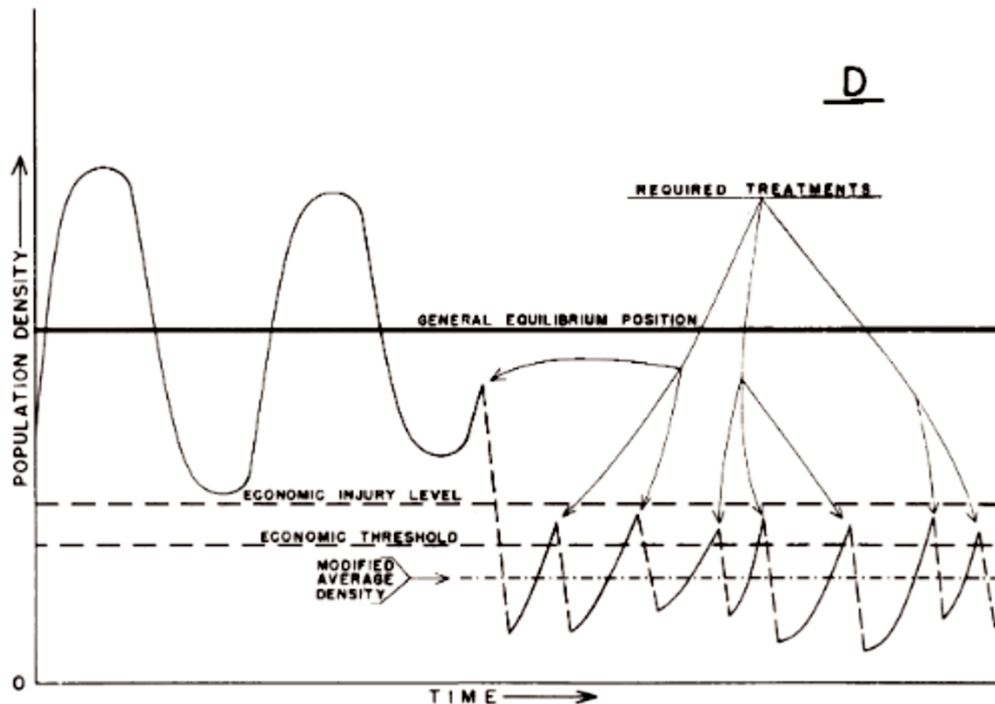


Figure 18. Illustration de l'évolution de la densité de population d'un nuisible avec l'approche du contrôle intégré (Stern et al., 1959, p. 93)

Nous reviendrons en détail sur le concept de seuil économique (section 1.3), mais nous pouvons déjà
 noter que son introduction ouvre la porte à des considérations proprement économiques, avec la
 comparaison entre coûts des mesures de contrôle et coûts des dommages, ainsi que la référence à
 « l'évolution de l'échelle des valeurs économiques » comme élément structurant de la définition des
 dommages. Stern *et al.* (1959:91) précisent cette idée en faisant référence à l'effet de la « demande
 des consommateurs » sur le calcul du seuil économique – avec l'idée implicite qu'une préférence
 pour des fruits non abîmés par exemple peut conduire à diminuer leur prix s'ils sont victimes de
 ravageurs et donc diminuer la valeur du seuil économique.

Le concept de contrôle intégré a par la suite été transformé « d'un concept de combinaison de la
 lutte biologique et de la lutte chimique à un paradigme qui fournit un ensemble général de lignes
 175

directrices et d'hypothèses pour guider les chercheurs qui y adhèrent » (Perkins 1982:81). À la fin des années 1960, le paradigme du contrôle intégré ne se limite plus à la combinaison du contrôle chimique et biologique, mais intègre également le contrôle cultural, mécanique et génétique. Il est par ailleurs progressivement renommé « Gestion Intégrée des Ravageurs » [*« Integrated Pest Management », IPM*], terme qu'on peut déjà lire dans un article de Smith et van den Bosch en 1967 (Kogan 1998:247). C'est sous la bannière de l'IPM que se développent, en grande partie à l'université de Californie, les recherches en entomologie économique avec un prisme écologique et un penchant pour le contrôle biologique.

L'intérêt pour ce paradigme a été renforcé par les « crises des insecticides » qui ont débuté à la fin des années 1950. Perkins (1982) distingue deux types d'alertes autour des pesticides : les alertes internes, relatives à leur efficacité pour la lutte contre les nuisibles et les alertes externes, relatives à leur toxicité pour d'autres espèces que les espèces visées. Ce sont les alertes externes qui ont été les plus médiatisées, notamment avec la publication de *Silent Spring* (1962), qui pointe les dangers des insecticides pour la santé et pour l'environnement. Ce sont cependant les effets internes qui ont causé les remous les plus importants au sein de l'entomologie selon Perkins (1982:29). Dès le milieu des années 1950, sont observés des cas concrets de diminution de l'efficacité des insecticides, voire d'effets contreproductifs, avec une augmentation de la densité de nuisibles par rapport à la situation avant traitement. Les mécanismes de la *résistance* aux insecticides développée par dérive génétique et de la *résurgence* liée à l'élimination de prédateur, déjà évoqués précédemment, sont identifiés par les entomologistes.

Plusieurs directions de recherche en entomologie sont avancées pour tenter de répondre à la diminution de l'efficacité des pesticides. On peut citer par exemple les tentatives d'éradication totale de populations de nuisibles [*total population management*] mises au point par Edward Fred Knipling. Il a notamment développé une technique dite de « l'insecte stérile », consistant à introduire en grande quantité des mâles de l'espèce nuisible, stérilisés par irradiation, pour que les femelles

présentes dans l'écosystème s'accouplent avec eux plutôt qu'avec les mâles fertiles (Perkins 1982, chapitre 4).⁸⁷

Cependant, les alertes externes, c'est-à-dire principalement le mouvement écologiste qui a suivi la publication de *Silent Spring*, ont accéléré l'intérêt pour l'IPM plutôt que pour des paradigmes de recherche alternatifs. En effet, les préoccupations environnementales développées par Carson, autour de la perturbation des écosystèmes induits par l'action humaine, s'accordaient avec la vision écologique développée par les entomologistes qui travaillaient sur la lutte biologique à l'Université de Californie. La popularité croissante du concept d'IPM est telle qu'il est mentionné par le président Nixon dans une adresse au Congrès détaillant un programme de protection environnementale en 1972 (Kogan 1998:247). Au début des années 1970, les différents éléments du paradigme font désormais consensus :

Much of the debate had been exhausted during the 1960s and by then there was substantial agreement that 1. "integration" meant the harmonious use of multiple methods to control single pests as well as the impacts of multiple pests; 2. "pests" were any organism detrimental to humans, including invertebrate and vertebrate animals, pathogens, and weeds; 3. IPM was a multidisciplinary endeavor; 4. "management" referred to a set of decision rules based on ecological principles and economic and social considerations. The backbone for the management of pests in an agricultural system was the concept of economic injury level (Kogan 1998:247-48).

1.2. Naissance d'une économie environnementale des pesticides

Du côté de l'économie agricole, l'intérêt pour les nuisibles et leur gestion ne semble pas avoir occupé une place importante jusqu'à la fin des années 1970. Une recherche dans les titres des articles publiés dans les principales revues anglophones du champ, sur la période 1950-1970 avec les mots-clefs « pest* », « insect* » ou « DDT » donne moins d'une dizaine de résultats pertinents. Une revue de littérature extensive, réalisée pour le Ministère de l'agriculture états-unien sur « l'économie du

⁸⁷ Ce qui conduit à une décreue de la population à la génération suivante, pour les espèces où les femelles ne s'accouplent qu'une seule fois durant leur vie.

contrôle des nuisibles agricoles » [*« the economics of agricultural pest control »*] passe en revue 123 livres, rapports ou articles publiés dans des revues d'économie ou d'entomologie sur la période 1960-1980 (Osteen, Bradley, et Moffitt 1981). Avant 1970, ils recensent seulement sept contributions. La première, un article en deux parties de Patricia Hillebrandt, intitulé « The Economic Theory of the Use of Pesticide » publié en 1960 dans la *Journal of Agricultural Economics* est « considérée comme le premier travail en économie du contrôle des nuisibles » (Osteen et al. 1981:2). Ce travail est issu de la thèse de doctorat de Hillebrandt, qu'elle réalise à la *London School of Economics* sur l'économie des herbicides. Les articles sont à dominante théorique, avec une perspective microéconomique, au niveau d'une exploitation agricole. Le premier présente plusieurs formes de courbes « dose-réponse » [*« dosage-response »*], décrivant l'effet possible des pesticides et présente un raisonnement marginaliste sous forme graphique pour déterminer le taux d'utilisation optimal des pesticides en égalisant le coût marginal et le bénéfice marginal de l'application (Hillebrandt 1960a). Dans le deuxième article, Hillebrandt (1960b) considère l'effet des incertitudes pour l'agriculteur, à la fois sur la forme de la courbe dose-réponse et sur la relation entre le prix de la récolte et le coût des pesticides.

La revue de littérature de Osteen, Bradley et Moffitt (1981) montre un intérêt croissant de l'économie pour la gestion des nuisibles à partir de la fin des années 1960, avec plus d'une centaine d'articles publiés en une décennie. Cette tendance semble avoir son origine dans les alertes environnementales initiées par la publication de *Silent Spring* en 1962. En réponse, se développe une économie des pesticides qui s'ancre dans le champ émergent de l'économie de l'environnement, cadrant la question en termes d'économie appliquée du bien-être, de calculs coûts-bénéfices et d'estimations des externalités.

Ce programme de recherche est en particulier développé au sein du think-tank *Resources For the Future* (RFF). Nous avons mentionné précédemment le rôle important de RFF dans la structuration de l'économie des ressources et de l'environnement à partir de sa fondation en 1952 (voir Chapitre 2). Après des premières années marquées par des travaux sur l'importance de la disponibilité des ressources naturelles pour la croissance économique, dont l'ouvrage fondateur *Scarcity and Growth* (Barnett et Morse 1963), RFF a commencé, dans les années 1960 à se « détourner de l'étude de la conservation des ressources naturelles pour s'intéresser à la préservation de la qualité de l'environnement » (Banzhaf 2023:106). Cette évolution se matérialise notamment par l'arrivée de l'économiste

états-unien Allen V. Kneese pour diriger une nouvelle division liée à l'étude de la qualité de l'environnement en 1962. C'est au sein de cette division que des travaux économiques sur les pesticides en tant que problème environnemental voient le jour. En 1967, RFF publie un ouvrage, dans une série sur la qualité de l'environnement dirigée par Kneese, intitulé *The Pesticide Problem : An Economic Approach to Public Policy*. Celui-ci est le fruit du travail de deux économistes agricoles : Joseph C. Headley (Université du Missouri) et Jack N. Lewis (Université de New England, Australie, professeur invité à l'Université d'Illinois au moment de l'étude).

L'ouvrage s'inscrit explicitement dans la continuité de la controverse environnementale autour des pesticides initiée par le livre de Carson, cité dès les premières pages de l'ouvrage (Headley et Lewis 1967:xiv). Le présupposé est qu'une approche économique de la question peut permettre d'éclairer les politiques publiques sur les pesticides, en adoptant une approche d'économie du bien-être. Il est nécessaire pour ce faire d'évaluer les bénéfices (privés) et les coûts (sociaux) induits par les pesticides pour déterminer un niveau d'utilisation qui maximise le bien-être social, atteignable ensuite par différentes politiques publiques (normes et taxes principalement). Les politiques publiques sur les pesticides sont donc présentées comme répondant aux « effets externes » (ou externalités) qui résultent de l'utilisation des pesticides (« les risques pour la santé humaine, les dommages causés aux poissons et à la faune, et le développement présumé d'un déséquilibre écologique »), non comptabilisés dans les décisions d'utilisation des agriculteurs qui ne considèrent que le coût des produits (Headley et Lewis 1967:33). Comme ils l'illustrent avec un graphique standard de l'économie du bien-être, la prise en compte des coûts externes conduit à un taux optimal d'utilisation des pesticides inférieur au taux résultant des décisions individuelles des agriculteurs.

Les auteurs présentent en détail le cadre conceptuel qui doit guider la décision publique sur le sujet selon eux : la mise en balance des coûts et des bénéfices de l'utilisation des pesticides.⁸⁸ La difficulté de l'application de ce cadre vient cependant de l'évaluation économique de ces coûts et bénéfices. Ils consacrent une partie importante de l'ouvrage à cette question. Pour les bénéfices, « les outils et concepts sont disponibles pour réaliser le travail d'évaluation » (Headley et Lewis 1967:59). Par des

⁸⁸ Banzhaf (2023) montre comment l'analyse coûts-bénéfices constitue à la fois un héritage important de l'économie agricole et un cadrage central pour le développement de l'économie de l'environnement au tournant des années 1960.

estimations de fonctions de production d'exploitations agricoles, on peut déterminer la productivité des intrants chimiques utilisés pour lutter contre les nuisibles, et donc le surplus de récoltes qu'ils permettent :

In assessing the effects of pesticides we are, in the simplest sense, merely measuring the difference in production between two (or more) points on a production function resulting from a change in pesticide inputs (Headley et Lewis 1967:51).

En termes d'effets externes négatifs des pesticides, les auteurs considèrent principalement les effets sur la santé humaine et sur les « poissons et la faune sauvage » [*« fish and wildlife »*]. Dans les deux cas, ils distinguent deux étapes : déterminer les fonctions reliant la quantité de pesticide utilisée à des dommages (en termes de santé, de mortalité ou de diminution de la faune) puis évaluer monétairement ces effets. Pour la première étape, ils passent en revue des travaux en sciences médicales et en écologie, mais constatent le manque de données fiables sur lesquelles construire l'étape suivante. Ils discutent tout de même des procédures d'évaluation économiques d'un point de vue conceptuel. Pour la santé, ils présentent, tout en reconnaissant leurs limites, des évaluations existantes du coût pour la société de morts prématurées fondées sur l'idée de « perte de capital humain » et mesurées en s'appuyant sur la productivité des travailleurs (Headley et Lewis 1967:113). Pour la faune sauvage, ils mentionnent des études de valorisation contingente, fondées sur les dépenses réalisées par les chasseurs et pêcheurs pour pratiquer leurs loisirs, tout en notant l'incomplétude de ces mesures en tant que « proxy de la valeur de la faune sauvage », puisqu'elles ne rendent pas compte notamment de sa « valeur esthétique » (p. 124).

En résumé, Headley et Lewis jugent adapté le cadre économique de l'économie du bien-être et la méthode de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) pour un problème environnemental tel que celui posé par l'utilisation des pesticides en agriculture. Ce fait peut se comprendre à la fois par leur formation d'économistes agricoles, habitués aux calculs coûts-bénéfices réalisés au niveau des exploitations, et leur volonté de se rapprocher du champ émergent de l'économie de l'environnement, qui se structure autour d'un cadrage coût-bénéfice au niveau social des problèmes environnementaux (Banzhaf 2023). Par ailleurs, la question de la valorisation monétaire des impacts non marchands n'est pas un obstacle conceptuel *a priori* pour eux, ce qui peut être expliqué par leur environnement

professionnel. Depuis « *Conservation Reconsidered* », Krutilla et ses collègues travaillaient au sein d'un Programme sur les Environnement Naturels au développement de « méthodes pour mesurer la valeur des aménités environnementales » et plus généralement des « biens non échangés sur les marchés » (Banzhaf 2023:116). Ces développements conceptuels et méthodologiques fondent probablement la confiance de Headley et Lewis dans le cadre employé pour la décision :

An economic framework is available for analysis of the effects of pesticides on social welfare in areas where monetary values serve as resource allocators. Effects of alternative programs of regulation and public use can be evaluated in terms of implicit values generated by the activities that are governed by monetary values. This approach is extremely useful where alternative policies are designed to protect or reduce the erosion of such extramarket values as human health and fish and wildlife. Not only does such a model and approach guard against giving the wrong answers to the wrong questions, but it offers the only hope at the present time of giving empirical content and systematic analysis to the whole question of pesticide policy (Headley et Lewis, 1967, p. 130).

Au sein de RFF, Headley poursuit ensuite ses travaux sur l'économie des pesticides, en s'inscrivant toujours dans le cadre conceptuel de l'analyse coûts-bénéfices. Il contribue notamment à l'estimation des bénéfices, avec un article sur la mesure de la productivité des pesticides à partir de l'estimation d'une fonction de production agrégée pour le secteur agricole sur l'ensemble des États-Unis pour l'année (Headley 1968). Il montre ainsi que les pesticides sont particulièrement productifs, générant quatre dollars de bénéfice par dollar dépensé (p. 21). Pour l'estimation des coûts nécessaires à l'ACB, ce sont deux économistes de l'Université de Floride, Max Raymond Langham et W. Frank Edwards qui réalisent des études pour RFF. Ils publient un premier court article théorique sur la mesure des « externalités dans l'utilisation des pesticides », à l'aide d'une bourse de RFF (1969:1195). Ils concluent cependant que de plus amples travaux sur la « fonction de production environnementale » reliant les pesticides aux dommages sont nécessaires avant que les économistes puissent réaliser des évaluations (p. 1200). Ils notent également que « la théorie économique n'offre que peu de fondations pour des évaluations hors marché » [*« there is little basis in economic theory for nonmarket measurement »*] (p.1197) bien que des avancées sur l'intégration des externalités environnementales aient été réalisées, par Robert Ayres et Kneese, dont ils citent l'article fondateur « *Production, Consumption and Externalities* » (1969).

Les travaux de Headley, Langham et Edwards occasionnent un article commun, présenté lors d'un forum organisé par RFF sur le thème « Environmental Quality Analysis », toujours sous l'égide de Kneese. Le titre de la contribution, « Agricultural Pesticides : Productivity and Externalities » (1972) reflète son contenu, puisqu'il s'agit d'une compilation et d'un développement à la fois des travaux de Langham et Edwards sur les coûts (externalités environnementales) et ceux de Headley sur les bénéfices (productivité des cultures) liés aux pesticides. Sans rentrer dans le détail, on peut noter que les différents modèles présentés sont désormais accompagnés d'estimations empiriques de la valeur des dommages et du gain de productivité pour plusieurs cultures et régions. Ils en concluent que dans certains cas, la réduction de moitié de l'utilisation des pesticides pourrait ne causer qu'une perte de bien-être d'un pourcent (p. 209).

En conclusion, on peut affirmer que, à la suite des alertes environnementales sur les pesticides, a commencé à se développer une économie environnementale de l'utilisation des pesticides en agriculture. Dans le giron de RFF, ces travaux s'inscrivent dans les concepts et méthodes de l'économie environnementale contemporaine, fondée sur des analyses coûts-bénéfices et des évaluations monétaires des dommages environnementaux.

1.3. Dialogue économie – entomologie autour de la modélisation des seuils économiques pour l'IPM

Au début des années 1970, des économistes commencent à se saisir du concept de seuil économique, central dans la définition par les entomologistes de la gestion intégrée des ravageurs. Ils tentent de préciser le concept et d'en donner une définition formelle en s'appuyant sur des modèles d'optimisation de la production agricole en présence de nuisibles. Ces travaux constituent les premières représentations explicites des insectes dans les modèles de production agricole. Headley, à la suite de ses travaux sur les externalités liées aux pesticides, réalise un des premiers modèles économiques pour déterminer une expression analytique du seuil économique. En 1972, il le présente dans un article, lors d'une conférence intitulée « Pest control strategies for the future », organisée par le National Research Council, avec des financements notamment de la Fondation Ford et du ministère de l'Agriculture.

Headley note que le concept de seuil économique a émergé en entomologie économique avec pour ambition de préciser le niveau de dommage causé par des nuisibles qui justifierait un traitement. Il considère cependant que la définition du concept manque de « rigueur » et propose de « développer une définition du seuil économique qui soit rigoureuse, avec un minimum d'ambiguïté » (Headley 1972:100). Il précise que la définition doit constituer un élément d'un modèle de décision, en accord avec l'idée des entomologistes d'un seuil déclencheur de traitement, et s'appliquer au niveau d'un producteur individuel, pour un nuisible donné (p. 101).

Il présente ensuite un modèle algébrique qui représente l'interaction entre la production d'une culture et de la population d'un nuisible. Le modèle repose sur quatre équations : une fonction de croissance pour la population de nuisibles, une fonction de dommage causés par une population de nuisibles, une fonction de production pour la culture et une expression pour les coûts du traitement. Sur une saison, Headley considère que la population de nuisible croît de manière exponentielle. La fonction de dommage, qui assure le lien entre la population de nuisible et la production agricole, est exprimée par une forme quadratique. La production de la culture s'exprime ensuite comme un maximum auquel on retranche la fonction de dommage. Enfin, le coût de traitement est inversement proportionnel au niveau de population que l'on souhaite atteindre après traitement.

Si le modèle est exprimé en dynamique, avec une représentation du temps discrète sur la saison, Headley suppose que le moment où le traitement anti-nuisible est appliqué, n périodes avant le moment de la récolte t , est déterminé par les entomologistes [*« at a point n time periods before t , which is entomologically significant »*] (p. 102). Ce parti pris lui permet de proposer une résolution du modèle par optimisation statique du profit de l'exploitant, qu'il présente graphiquement (Figure 19). En représentant la valeur de la production et le coût du contrôle des nuisibles associés à la population de nuisibles *après traitement*, il montre qu'on peut maximiser le bénéfice par un raisonnement marginaliste, en égalisant la valeur « incrémentale » (c'est-à-dire marginale) de la production et le coût incrémental de traitement. La population obtenue après application du traitement, P_{t-n} est celle qui définit le seuil économique. Sa définition marginaliste du seuil économique revient à définir une « population optimale » de nuisibles :

culturel (récolte précoce) : le modèle semble donc particulièrement adapté à la détermination de l'utilisation optimale des pesticides.

Ce travail d'exploration conceptuelle de la notion de seuil économique sera prolongé notamment au sein du département d'économie agricole de l'université de Berkeley, par Richard B. Norgaard. Économiste aujourd'hui connu pour ses contributions à l'économie écologique et sa théorie de la coévolution des systèmes sociaux et écologiques,⁸⁹ Norgaard obtient son doctorat en économie en 1971 à l'Université de Chicago, puis un poste de professeur au sein du département d'économie agricole de Berkeley. L'entomologiste Robert van den Bosch, coauteur de l'article fondateur de l'IPM en 1959, lui propose de travailler sur l'économie de la gestion intégrée (Norgaard 1994:172). Avec un de ses étudiants en économie, Darwin C. Hall, Norgaard publie en 1973, dans l'*American Journal of Agricultural Economics* son premier article sur le sujet : « On the Timing and Application of Pesticides ».

L'article s'inscrit explicitement dans la continuité de celui de Headley, avec l'ambition de reprendre le concept de seuil économique formulé par les entomologistes pour lui donner une définition claire, fondée sur un modèle économique. Hall et Norgaard (1973) présentent tout d'abord le modèle de Headley, puis affirment que l'hypothèse d'une période d'application des pesticides fixée, déterminée en amont par les entomologistes ne correspond pas à la réalité de la majorité des nuisibles, pour lesquels il n'existe pas une unique période de vulnérabilité (p. 199).⁹⁰ Par ailleurs, ils pointent le fait que le modèle de Headley conduit en réalité à définir une population optimale d'insectes *après traitement*, et pas une population d'insectes qui déclencherait le traitement. En d'autres termes, chez Headley, la population optimale ne constitue pas un véritable seuil. Ils proposent donc un modèle qui « corrige les déficiences mais conserve autant que possible la forme simple et générale de [celui] de Headley » (p. 199), avec deux variables de décision : le moment de l'application et la quantité de traitement utilisée. Les équations décrivant l'évolution temporelle de la population, des dommages,

⁸⁹ Qu'il présente en détail dans son ouvrage *Development Betrayed: The End of Progress and a Co-Evolutionary Revisioning of the Future* (Norgaard 1994). Pour une analyse de l'incidence de ce cadre théorique au sein de l'Économie Écologique, voir Kallis et Norgaard (2010).

⁹⁰ Hall et Norgaard font référence dans le titre et tout au long de l'article aux pesticides comme moyen de contrôle, contrairement à Headley. Ils ne notent pas cette différence et considèrent que le modèle de Headley porte sur les pesticides.

de la production, des coûts de traitement sont en effet similaires, mais Hall et Norgaard ne spécifient pas de fonction reliant la quantité de pesticides utilisée à la diminution de population d'insecte (ce qu'ils nomment « *pest population kill function* », p. 201). Ils ne sont donc pas en mesure de proposer une résolution du modèle pour l'optimisation des bénéfices, mais définissent le seuil économique comme le « niveau de population... associé aux deux variables de décision, le moment optimal de traitement et la quantité optimale de pesticides, qui maximisent les profits » (p. 200).

Cette contribution participe donc à la tentative de clarification d'un concept proposé par les entomologistes avec le paradigme de l'IPM, initiée par Headley. Ce moment d'exploration conceptuelle est cependant de courte durée. Dans leur revue de littérature Osteen, Bradley et Moffitt (1981:50) notent que les économistes se sont rapidement détournés du concept de seuil économique, jugé difficile à définir et « peu pratique » [« *impractical* »]. Cette première perche tendue par les entomologistes et ces premières contributions sont cependant importantes en ce qu'elles ont permis à Headley et Norgaard de rejoindre une discussion sur l'optimisation de l'utilisation des pesticides – ou plus généralement sur l'optimisation des techniques de contrôle des ravageurs des cultures. Ce premier contact a par ailleurs eu lieu *via* un recours à la modélisation des interactions entre production agricole et dynamique des populations d'insectes. Comme le notent Hall et Norgaard (1973:201), ce type de modèle ne peut être qu'un premier pas dans l'étude de l'utilisation des pesticides, qui n'agissent pas simplement sur une population d'insectes, mais sur tout un écosystème :

Like Headley's model, [our model] provides rigor to the definition of the concept of economic threshold but is too simple for practical application. In reality, the decision to spray is complicated by the presence of more than one pest and interrelationships between pests, beneficial predators, and parasites which may also be killed by the pesticide. Furthermore, the toxicity of some pesticides is persistent; weather, pest density, and the availability of food, among other factors, influence net population growth rates; plants are sometimes more and other times less sensitive to pest damage; biological control inputs can be introduced into the system; and the system itself can be manipulated to reduce pest damage (Hall et Norgaard, 1973, p. 201).

La persistance des pesticides dans l'environnement, leurs effets sur des potentiels prédateurs des nuisibles, ou l'influence de paramètres abiotiques, comme les conditions météorologiques, sont autant d'éléments écologiques que Hall et Norgaard jugent également structurants pour déterminer

l'utilisation optimale des pesticides. Les alertes au cœur de la crise des pesticides, le développement de résistances génétiques et les résurgences liées aux interactions écologiques ne sont pas analysables dans ces modèles bioéconomiques qui ne représentent que la dynamique d'une population d'insecte. Par ailleurs, Hall et Norgaard mentionnent l'inclusion de facteurs comportementaux, plus classiques en économie, tels que l'aversion au risque des exploitants. Finalement, ils reconnaissent « qu'avec l'introduction de ces facteurs supplémentaires, les modèles mathématiques deviennent rapidement ingérables » [*« unmanageable »*] et suggèrent que des « approches de type 'Boîte noire' » [*« 'Black box' approaches »*] seront « nécessaires dans la prochaine génération de modèle » (p. 201).

2. Opérationnaliser la gestion intégrée par la modélisation des agroécosystèmes

La référence à l'analyse des systèmes par Norgaard *via* la notion de boîte noire n'est pas un hasard. En effet, un important projet de recherche mené à Berkeley a commencé à placer au cœur de son approche le développement de modèles fondés sur l'analyse des systèmes pour la gestion des ravageurs, en incluant les sciences économiques. Face à la complexité des systèmes composés des cultures et de leur environnement, ce projet propose d'opérationnaliser le concept d'IPM en développant des modèles interdisciplinaires à l'aide des méthodes de l'analyse des systèmes, qui occasionnent des articulations originales de travaux économiques et biologiques.

2.1. *Projet Huffaker : intégrations autour de la modélisation*

À l'université de Californie, la recherche sur le contrôle biologique en entomologie est bien vivante dans les années 1960. L'impulsion donnée par les initiateurs du concept de gestion intégrée, notamment Smith, Van den Bosch et Hagen, a entraîné la mise en place en 1963 d'une division indépendante dédiée au contrôle biologique au sein de l'université (Palladino 1996:119). Carl Barton Huffaker, entomologiste recruté en 1946 après des études en écologie des plantes et un doctorat en contrôle biologique à l'Université d'Ohio, y joue un rôle majeur pour le développement et l'opérationnalisation du concept de gestion intégrée à partir de la fin des années 1960.

Dans les années 1940 et 1950, Huffaker démontre à plusieurs reprises, via le succès de projets de recherche appliquée, l'efficacité du contrôle biologique dans différents contextes. Avec James K. Holloway, du département de l'agriculture des États-Unis, ils réussissent à mettre fin de manière spectaculaire à la prolifération dans les pâturages d'une mauvaise herbe toxique pour le bétail (le Millepertuis perforé, *Klamath Weed*) en introduisant un insecte prédateur de la plante (*Chrysolina quadrigemina*). Après plusieurs autres succès marquants du contrôle biologique, tant sur le plan pratique (contrôle effectif et durable des nuisibles) que théorique (démonstration qu'un complexe de parasite peut conduire à plus de stabilité qu'un parasite seul), Huffaker est au début des années 1960 une référence dans le domaine. Pour cette raison, il est sélectionné en 1966 pour être « l'organisateur d'un programme de recherche sur le contrôle biologique pour la participation des États-Unis au programme biologique international » (Perkins 1982:65).

Huffaker a saisi cette opportunité pour élaborer, au tournant des années 1960, un programme de recherche ambitieux sur la gestion intégrée des ravageurs des cultures, visant à opérationnaliser le concept initié dix ans auparavant. Ce projet, intitulé « *The principles, strategies, and tactics of pest population regulation in major crop ecosystems* », est finalement lancé en 1972, pour une durée initiale de trois ans, après avoir obtenu un financement de la *National Science Foundation*, qui alloue les fonds dédiés à l'IBP.⁹¹ Huffaker dirige le projet, assisté par Ray Smith. Le projet, aujourd'hui connu sous le nom de « Projet Huffaker » s'étend finalement sur sept ans, avec plusieurs renouvellements, jusqu'en 1978. Les objectifs énoncés dans la proposition sont alignés avec la philosophie de l'IPM : réussir à « contrôler les populations de nuisibles ... de manière à optimiser le rapport coûts-bénéfices en minimisant les dégradations environnementales », en passant par « l'exploration de

⁹¹ John H. Perkins, biologiste, professeur dans un département interdisciplinaire de l'université de Miami, a réalisé une histoire précoce de ce projet, à partir d'entretiens menés avec ses principaux protagonistes et la consultation des archives en 1978, dans l'ouvrage *Insects, Experts, and the Insecticide Crisis: The Quest for New Pest Management Strategies* (1982). Voir notamment le chapitre 3 de l'ouvrage pour une histoire détaillée de l'élaboration du projet et des évolutions nécessaires à l'obtention des financements de la NSF. Nous nous appuyons sur l'ouvrage de Perkins dans la suite principalement pour l'histoire générale du projet. Notre analyse de la place de l'économie et de la modélisation s'appuie en revanche directement sur les archives du projet (voir plus haut).

tous les principes, tactiques et stratégies de régulation des populations d'insectes nuisibles pour trouver des alternatives à l'utilisation extensive de produits chimiques toxiques à large spectre ».⁹²

Le projet est de grande ampleur. Le montant demandé pour les trois premières années est de plus de dix millions de dollars (*Proposal*, p. 2).⁹³ Il se compose de six sous-projets, dédiés chacun à l'étude d'un « écosystème agricole » [« crop-ecosystem »] associé à une culture : la luzerne [*alfalfa*], les agrumes [*citrus*], le coton, les pins, les fruits à pépins et à noyaux [*pome and stone fruit*] et les graines de soja. Ces cultures ont été choisies en fonction de leur importance économique dans leurs territoires de production, de leur dépendance actuelle aux pesticides, mais également leur diversité en termes de « type agroécologique », de manière à fournir des résultats robustes sur l'efficacité de la gestion intégrée dans différents contextes (*Proposal*, p. 33). Chaque sous-projet est dirigé par un chercheur, réunit des scientifiques de plusieurs universités et articule des recherches théoriques à du travail de terrain.⁹⁴ D'un point de vue des méthodes, le développement de « meilleures manières de collecter, de traiter et d'interpréter les données biologiques pertinentes » figure parmi les objectifs principaux du projet dans son ensemble. Le projet est présenté avant tout comme « axé sur le terrain » [« field oriented »] (*Proposal*, p. 3). Cependant, le document de projet fait référence à la nécessité d'une « interaction fréquente et efficace entre les aspects de terrain et de laboratoire » ainsi que le besoin de développer de la « recherche fondamentale » dans plusieurs disciplines des sciences du vivant, notamment « la systématique, la physiologie, la pathologie, la biochimie et la génétique » (*Proposal*, p. 3). Le projet entend « organiser la recherche de manière à transcender les barrières disciplinaires, organisationnelles, géographiques ou liées à la spécificité des cultures, qui inhibent la coopération entre les entomologistes et les autres scientifiques et ingénieurs de l'agriculture » (Perkins 1982:65-66).

⁹² The principles, strategies and tactics of pest population regulation and control in major crop ecosystems (*Proposal*), 1971, p. 3. ICIBCR, carton 10, dossier 'The principles, strategies and tactics...'. Dans la suite, nous ferons référence à ce document en tant que « *Proposal* ».

⁹³ Ce qui correspond, en tenant compte de l'inflation, à plus de soixante-quinze millions de dollars de 2024 (calculé avec <https://www.usinflationcalculator.com/>)

⁹⁴ Le projet sur la luzerne est par exemple prévu avec le concours de sept universités, donc l'université de Californie, Cornell (à New York) ou le *Virginia Polytechnic Institute* (*Proposal*, p.40). Perkins (1982:66) dénombre dix-huit universités et plus de trois cents chercheurs impliqués dans le projet.

Le caractère « multidisciplinaire » (*Proposal*, p. 3) de la proposition de Huffaker fait avant tout référence à la mobilisation de l'ensemble des sciences du vivant mentionnées plus haut et des sciences agronomiques, qui évoluent trop séparément jusque-là. Les sciences sociales, en particulier l'économie, sont cependant également bien présentes dans la construction du projet. Au-delà de références répétées aux seuils économiques, dont le calcul par culture est un objectif (p. 10), le document fait référence à l'évaluation des coûts et bénéfices « portés par les producteurs et la société » des différentes méthodes de contrôle (p.11) ou à l'étude des « relations d'offre et de demande pour la production affectée par les nuisibles » (p. 12).

Le projet présente donc un objectif général ambitieux d'*intégration*, pas seulement au sens de l'intégration des techniques de contrôle des nuisibles, comme dans l'IPM, mais qui rassemble différentes dimensions : intégration de savoirs disciplinaires, intégration du travail de terrain et théorique, intégration des recherches sur différentes cultures, intégration de chercheurs de différentes universités. Nous proposons ce terme, qui n'est pas utilisé de manière systématique dans le document mais nous paraît pertinent, notamment parce que nous retrouvons ponctuellement dans les recherches du projet son utilisation avec une ambiguïté sur ces différentes dimensions de l'intégration. Par ailleurs, ce terme met l'accent sur le fait que la volonté dans le projet n'est pas de juxtaposer différentes recherches, comme différents regards sur un sujet commun, la gestion intégrée, mais bien de les articuler ensemble, pour réaliser plus que la somme des contributions individuelles.⁹⁵ Cette articulation est assurée dans la proposition par deux éléments : la philosophie générale de l'IPM, qui doit être partagée par toutes les recherches d'une part, et la méthode de l'analyse des systèmes d'autre part.

Un des objectifs centraux présenté dès le début du document est « d'utiliser ces principes, tactiques et stratégies dans une approche de système intégré, multidisciplinaire de la prise de décision » [*« multidisciplinary, integrated systems approach to decision making »*] (*Proposal*, p. 3). Il est précisé dans le détail du projet que le principe est d'étudier les cultures comme des « agro-écosystèmes » en s'appuyant sur l'« analyse des systèmes », telle qu'elle a été « développée pendant et après la Seconde

⁹⁵ Pour la dimension disciplinaire, on utilise habituellement *multidisciplinarité* pour désigner la juxtaposition de savoirs disciplinaires sur un même sujet. En ce sens, il nous paraît plus pertinent de décrire rétrospectivement l'ambition du projet comme *interdisciplinaire*, plutôt que multidisciplinaire, comme énoncé dans le document.

Guerre Mondiale » (*Proposal*, p. 12). S'ils ne font pas référence aux travaux de Watt et Holling, précurseurs de l'écologie des systèmes (voir Interlude 3) dans le document de proposition générale, on reconnaît aisément la filiation avec l'approche issue de la recherche opérationnelle. Cette approche n'avait pas été employée jusqu'ici par les entomologistes s'intéressant au contrôle biologique. Une contribution à un colloque en 1969 de Ronald W. Stark et Ray Smith, respectivement directeur du sous-projet sur les pins et directeur associé du projet global, montre cependant que l'idée de s'appuyer sur l'analyse des systèmes pour l'étude du contrôle biologique dans les agroécosystèmes était déjà bien avancée à Berkeley. Cette communication, intitulée « Systems Analysis and Pest Management » esquisse les étapes d'une procédure générale d'étude des agroécosystèmes, explicitement tirée des travaux de Watt, dont ils dérivent un programme d'étude sur un ravageur des pins (Stark et Smith 1971).

Ces réflexions préliminaires à l'élaboration du projet se retrouvent dans la proposition acceptée en 1971. Il est fait référence à l'analyse des systèmes comme une méthode « holistique », « dynamique » et « pragmatique », qui permet de « manipuler un système » de manière optimale (*Proposal*, p. 12). Le recours à l'analyse des systèmes a une visée opérationnelle, en lien avec la construction de modèles pour la « prise de décision » [« *decision-making* »], en s'appuyant sur un « cadre analytique et des techniques mathématiques et statistiques » (p. 13). Mais le cadre de l'analyse des systèmes va au-delà du recours aux mathématiques appliquées pour les auteurs de la proposition ; il doit également permettre l'intégration des disciplines, la structuration de la collecte de données et l'articulation de l'empirisme et de la théorie :

“Systems analysis in ecology deals fundamentally with the logical interstructuring of theory, data acquisition, and statistical validation and interpretation in such a way that realistic models are developed for decision-making that adequately reflect the complexity of interactions so characteristic of biological systems. It is necessary that ecological theorists, statisticians, economists and field biologists work closely together to ascertain the proper kinds of grass-roots data to be obtained and to be used concurrently in modifying theory, or presenting demands upon the statisticians to develop appropriate statistical methods of validation and interpretation.” (*Proposal*, p. 13)

L'analyse des systèmes est donc la pierre angulaire du projet devant permettre d'intégrer les différentes dimensions. En pratique, cela conduit notamment à donner un rôle particulièrement important à la collecte et l'analyse statistique de données de terrain pour déterminer quelles sont les variables importantes et diriger la modélisation du système. Ainsi, chaque projet doit fonctionner selon des mêmes principes issus de ce cadre d'analyse, de manière à pouvoir partager des ressources méthodologiques et computationnelles lors de la construction des modèles et éventuellement comparer les modèles et résultats obtenus. Le document présente une procédure générale en cinq étapes, à appliquer dans chaque sous-projet pour aboutir à la construction d'un « modèle de systèmes pour la prise de décision en matière de lutte contre les ravageurs » [« *systems model for pest control decision making* »] dans lequel « les modèles du système biologique et du système économique doivent être intégrés dans un seul modèle » [« *biological system and the economic system models must be built into a single model* »] (*Proposal*, p. 36) :

Five steps are considered in the development of a program. These are:

- 1) The goals or objectives are clearly defined and any conditions or constraints are spelled out.
- 2) The system which bears on these goals is identified and broken down in its component parts.
- 3) Data are obtained for each of the components.
- 4) Series of equations are derived from the data and are assembled into a model of the system.
- 5) The optimal management decisions are obtained either by one of a number of systematic mathematical techniques or by experiments (simulation) on the model (*Proposal*, p. 14).

Bien qu'assez génériques, ces étapes sont cohérentes avec la méthode d'analyse des systèmes de Watt (voir Interlude 3), où le système est décomposé sur la base des données obtenues sur le terrain et modélisé grâce à l'analyse statistique des relations entre ses composants. Le document reconnaît par ailleurs qu'« en pratique, ces étapes ne sont pas aussi nettes » [« *not as clear-cut as this* »], puisque « l'analyse précède et suit la mesure », avec une « rétroaction entre les faits et les idées » [« *feedback between facts and ideas* »] (p. 14) : la confrontation du modèle aux données doit donc être répétée au cours du processus de construction de celui-ci. Dans cette stratégie de recherche dynamique, les modèles ne sont donc pas seulement le point final : « le modèle informatisé est avant tout un lieu de

rencontre entre faits et idées et sert à la fois à synthétiser et suggérer de nouvelles façons de voir le problème » (p. 14).⁹⁶

La modélisation occupe donc de fait un rôle central dans le projet, dès son lancement en 1972. Chaque année, en janvier, une conférence ou workshop réunit les modélisateurs de chaque sous-projet pour partager les avancées, les difficultés ou les enjeux méthodologiques : en 1972 à Phoenix, Arizona⁹⁷, en 1973 à Berkeley⁹⁸, en 1974 à Oak Ridge, Tennessee⁹⁹, en 1975 à la Nouvelle-Orléans, en Louisiane¹⁰⁰. Par ailleurs, un comité sur la documentation des modèles est mis en place au sein du projet à partir de janvier 1974, de manière à recenser de manière systématique tous les « efforts de modélisation » réalisés au sein du projet.¹⁰¹

À cet égard, la participation au projet de la mathématicienne Christine Ann Shoemaker illustre le rôle spécifique des modélisateurs. Shoemaker réalise sa thèse à l'Université de Californie du Sud, sous la direction de Richard Bellman¹⁰², à partir de 1966, sur l'application des techniques d'optimisation mathématiques à l'IPM¹⁰³. Dans ce cadre, elle est en contact avec Huffaker, à qui elle rend visite pendant son doctorat. En 1972, un an après avoir soutenu sa thèse, elle devient professeur assistante au département d'ingénierie et de recherche opérationnelle de l'université de Cornell, à New York. Si elle n'est pas impliquée dans le lancement du projet en 1971, Huffaker lui propose un poste au

⁹⁶ Boumans *et al.* (2023) soulignent également, dans l'histoire de l'informatisation de l'économie, le rôle multiple des outils informatiques, ne se limitant pas à de simples instruments de calcul en bout de chaîne des processus de recherche existants.

⁹⁷ Agenda of the workshop on Systems Analysis and Modeling - January 8, 1972, n.d.. ICIBCR, carton 16, dossier 'Modelling efforts - misc pub in pam file'.

⁹⁸ Final Agenda - Conference on Systems Analysis in Pest Management, n.d.. ICIBCR, carton 14, dossier 'Systems analysts meeting, jan 1973 Berkeley'.

⁹⁹ Summary Report - Conference on Systems Analysis and Modeling, n.d.. ICIBCR, carton 14, dossier 'Modelling meeting, Jan 1974, Oak Ridge'.

¹⁰⁰ Report of the Third Annual IPM Modeler's Meeting, n.d.. ICIBCR, carton 16, dossier 'Modelling efforts - misc pub in pam file'.

¹⁰¹ Lettre de Huffaker à John A. Witz, chercheur en recherche opérationnelle à Texas A&M University, 14 janvier 1974. ICIBCR, carton 3, dossier 'Committee On Model Documentation (Witz) 1974'.

¹⁰² Inventeur de la programmation dynamique et précurseur de la recherche opérationnelle, notamment au sein de RAND (voir Interlude 4)

¹⁰³ Elle publie une partie des résultats de sa thèse, dans trois articles publiés en 1973 dans *Mathematical Biosciences*, présentant une revue des techniques de gestion des insectes et des modèles mathématiques existants (Shoemaker 1973a), la formulation d'un modèle de contrôle implémenté informatiquement (Shoemaker 1973b) et les résultats de l'optimisation réalisée avec ce modèle (Shoemaker 1973c).

département d'entomologie de Berkeley dès 1972, qu'elle refuse pour rester à Cornell. Elle s'implique cependant dans le projet, en devenant correspondante pour Cornell et en effectuant un séjour d'un an à Berkeley en 1976 (Shoemaker, communication personnelle). En plus de participer à la modélisation, notamment au sein du projet sur la luzerne, elle devient en 1974 « co-coordinatrice [des] efforts de modélisation pour l'IPM » [« *co-coordinators for our IPM Modelling efforts* »], avec William G. Ruesink, entomologiste à l'Université d'Illinois.¹⁰⁴ Dans son rôle de coordinatrice, Shoemaker « voyage pour rencontrer les modélisateurs et les consulter » ; « examine leurs procédures et techniques et conseillent sur leur applicabilité ou l'utilité d'autres techniques développées ailleurs dans le projet ou en dehors de celui-ci » ; « conseille les gestionnaires du projet sur les limites et les forces de différentes phases de l'effort de modélisation des systèmes (en particulier sur les aspects mathématiques et d'ingénierie) » et organise les conférences annuelles sur la modélisation à partir de 1974.¹⁰⁵

La modélisation occupe donc une place particulière dans le projet, à la fois comme résultat attendu pour chaque culture, mais également via un ensemble de principes de méthode issus de l'analyse des systèmes, partagés dans les sous-projets, qui doivent contribuer à l'intégration des disciplines pour la représentation des agroécosystèmes.

2.2. Vers une marginalisation de l'économie pour la modélisation

Nous avons commencé à voir qu'au sein du projet de recherche sur l'IPM, l'économie occupait une place parmi les disciplines à mobiliser. Des économistes sont en conséquence impliqués dans le projet. Headley et Norgaard font partie d'un « groupe consultatif technique » [« *Technical advisory panel* »] formé de onze personnes au début du projet et amené à être complété de manière *ad hoc* (Figure 20). Norgaard, notamment en raison de sa proximité physique avec la direction du projet, est plus directement impliqué dans plusieurs travaux pour le sous-projet sur le coton, après avoir participé à l'élaboration du document de projet – bien qu'il regrette de n'avoir pas été assez

¹⁰⁴ Lettre de Huffaker à Witz, 19 août 1974. ICIBCR, carton 3, dossier 'Committee On Model Documentation (Witz) 1974'.

¹⁰⁵ Lettre de Jane Clarkin (assistante administrative du projet Huffaker) à August G. Manza (chef du bureau des projets financés à l'Université de Californie), 9 juin 1975. ICIBCR, carton 14, dossier 'IPM Consultants'.

entendu.¹⁰⁶ L'article qu'il publie avec Hall en 1973 sur la définition du seuil économique est notamment financé dans ce cadre¹⁰⁷. En plus du pôle qui se forme autour de Norgaard à Berkeley (sur lequel nous reviendrons plus tard), des économistes participent au sous-projet sur le coton à l'université A&M du Texas : Ray Billingsley, Ronald Lacewell et Hovav Talpaz. Gerald A. Carlson, économiste à l'université de Caroline du Nord participe au projet sur le soja. Dans les premières années du projet, le rôle dévolu à l'économie dans le projet en général, et dans la modélisation en particulier, est l'objet de débats importants, débouchant sur une restriction de la place de l'économie.

Dès avril 1971, Norgaard fait part à van den Bosch de ses craintes d'une restriction de la perspective économique à la maximisation du profit au niveau de l'exploitation agricole, en explorant uniquement des techniques de contrôle qui sont profitables d'un point de vue privé. Il craint la mise de côté des coûts sociaux des pesticides, c'est-à-dire en premier lieu les impacts environnementaux. Par exemple, il remet en question l'idée que la survie de l'industrie du coton soit un impératif du projet car en prenant en compte les coûts environnementaux « il se pourrait qu'il soit dans l'intérêt de la société de laisser l'industrie du coton décliner »¹⁰⁸. Un comité *ad hoc* sur le « rôle de l'économie et de l'analyse des systèmes » dans le projet est formé, au sein duquel Huffaker répond aux interrogations de Norgaard.¹⁰⁹ Selon lui, le but du projet n'est pas de réaliser de la « gestion de l'utilisation des terres » [*land use management*] en fonction de ce qui est optimal pour la société – ce qui serait « plus compatible avec le domaine d'expertise des économistes et analystes des systèmes ». Les cultures en place doivent être acceptées comme des contraintes, à partir desquelles il est nécessaire de déterminer des stratégies de contrôle des nuisibles optimales. Dès lors, Huffaker suggère que les économistes peuvent contribuer à la définition et à l'élaboration des seuils économiques, en collaborant

¹⁰⁶ « I regret that I have not made a larger input to this project to date. But the input I did make was not incorporated in the proposal. I do not intend to be frosting on the cake, etc. ». Lettre de Norgaard à van den Bosch, 13 avril 1971. ICIBCR, carton 4, dossier 'Economic Analysis (Headley)'.

¹⁰⁷ « The work reported here was funded in part by an IBP sponsored project entitled, 'The Principles, Strategies, and Tactics of Pest Population Regulation and Control in Major Crop Ecosystems' » (Hall et Norgaard 1973:198f)

¹⁰⁸ Lettre de Norgaard à van den Bosch, 13 avril 1971. ICIBCR, carton 4, dossier 'Economic Analysis (Headley)'.

¹⁰⁹ Lettre de Huffaker au "Proposed ad Hoc Committee to Consider 'The role of economic and systems Analysis in the IBP-Biological Control-Crop Ecosystems Project'", 25 juin 1971. ICIBCR, carton 14, dossier 'General corresp. re IBP project'.

avec les entomologistes. Il fait référence aux travaux d'Headley (1972) comme un premier pas intéressant dans cette direction.

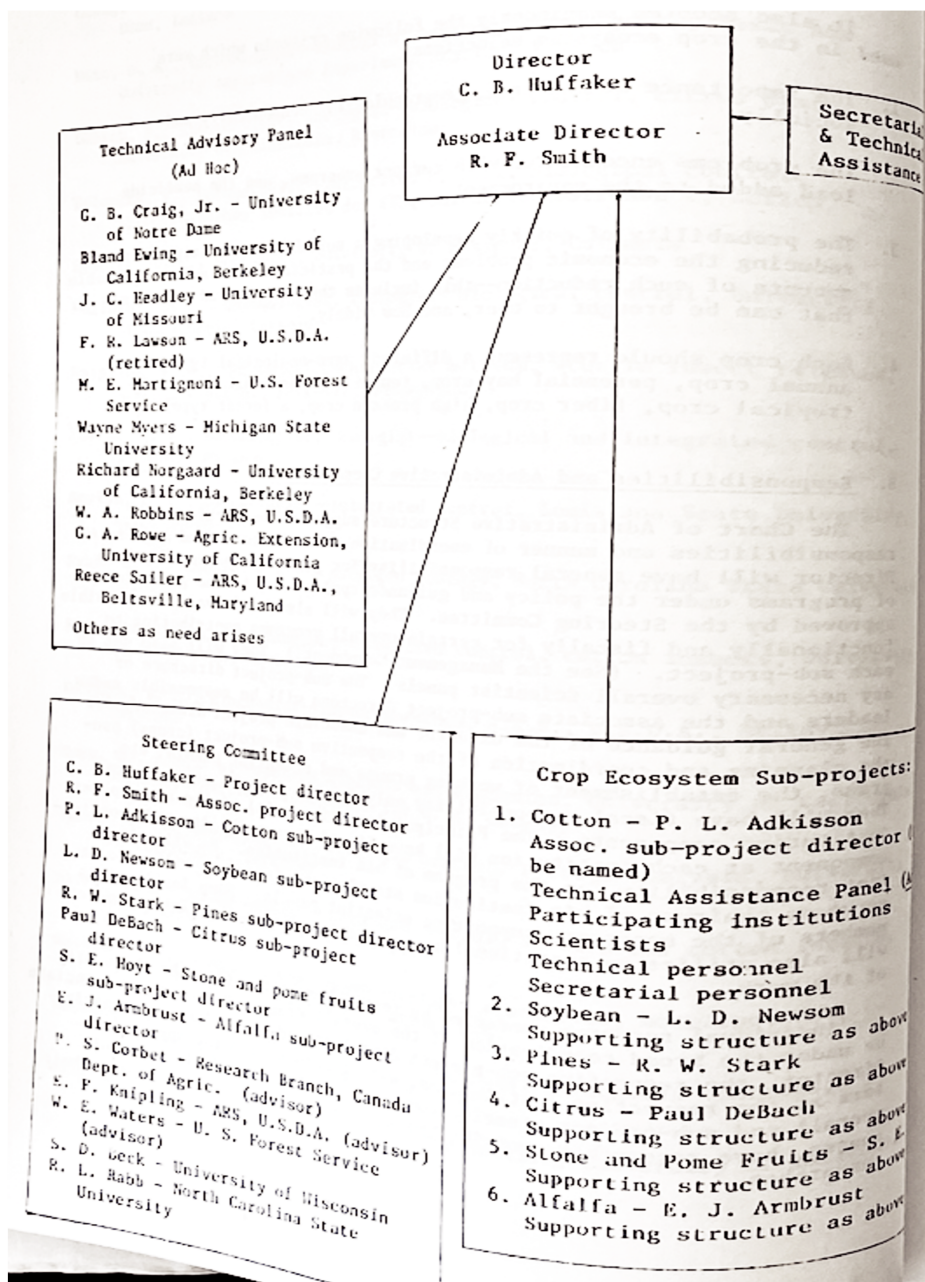


Figure 20. Schéma de la structure administrative du projet Huffaker (Proposal, p. 34)

La proposition finalement soumise du projet est assez générale sur les contributions de l'économie, en incluant l'élaboration de seuils économiques pour chaque culture (Proposal, p. 10), l'évaluation économique d'une stratégie de gestion donnée (en termes de « coûts et de bénéfices [...] pour le producteur, pour l'industrie et pour la société dans son ensemble » [« the society generally »], p. 11) et la contribution au développement de « systèmes de contrôle des populations de nuisibles pour les

agroécosystèmes », en collaboration avec les biologistes et les agronomes (p. 12). La recherche sur la clarification conceptuelle du seuil économique constitue au démarrage du projet un point de compromis qui permet à Norgaard notamment de contribuer, comme nous l'avons vu précédemment (section 1.3).

La discussion sur la restriction du rôle de l'économie revient cependant rapidement. En janvier 1973, à la conférence annuelle sur l'analyse des systèmes, une session est dédiée au thème « analyse économique et modélisation », avec des présentations de Norgaard, Carlson et Billingsley.¹¹⁰ À la suite de la conférence, Billingsley fait part à Huffaker de son impression que les économistes sont parfois mis de côté dans le projet. Bien qu'il ait apprécié les échanges avec ses collègues économistes et les modélisateurs, qui ont apporté des éléments de clarification sur les rôles de chacun, il a constaté que « certains estiment que l'économie agricole devrait se retirer et laisser les entomologistes faire leur travail » [*« economists should get out of the way and let the entomologists complete their work »*].¹¹¹ Il relate également les difficultés traversées par les chercheurs du projet à l'Université du Texas pour déterminer « précisément le rôle que doit jouer chaque discipline dans le projet ». Huffaker lui répond que la coordination des différentes disciplines est essentielle, pour réaliser « un unique modèle par culture », qui intègre les apports de chacun, « ce qui inclut l'analyse économique » (souligné dans l'original).¹¹² Il précise que, dans un premier temps au moins, le rôle de l'économie pour la modélisation doit se concentrer sur l'analyse de « l'économie de la ferme », c'est-à-dire des bénéfices des exploitations :

Local farm economics (profit) is the fundamental core of this effort. It is secondary to nothing. I thus emphasize in this that the economist should not wait for an arrow at the top pointing to the

¹¹⁰ Dont la teneur ne nous est pas accessible, en l'absence de compte-rendu de la conférence dans le fonds d'archives que nous avons consultées.

¹¹¹ Lettre de Billingsley à Huffaker, 26 janvier 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'Systems analysts meeting, jan 1973 Berkeley'.

¹¹² Lettre de Huffaker à Billingsley, 1^e Février 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'Systems analysts meeting, jan 1973 Berkeley'.

point where he will be supplied input before he can enter the modeling effort (souligné dans l'original).¹¹³

Cette vision n'est cependant pas partagée par tous. La vision de Norgaard peut se lire dans une communication qu'il prépare avec Alexander Davidson, entomologiste à Berkeley, pour une conférence qui a lieu en mai 1973. Ils y présentent les « activités des économistes associées au projet de l'IBP... et leurs interactions avec les entomologistes dans la conception et l'implémentation de stratégies de contrôle intégré » (Davidson et Norgaard 1973:63).¹¹⁴ Ils distinguent trois manières dont l'économiste peut contribuer, qui correspondent selon eux à trois définitions de la science économique : en évaluant les coûts et bénéfices associés à différentes stratégies (économie comme « comptabilité ») ; en aidant à « sélectionner les quantités et les combinaisons optimales de moyens de lutte contre les ravageurs » [*« optimal quantities and combinations of pest management inputs »*] (économie comme science de l'allocation) ; en aidant à la compréhension des « incitations » [*« incentives »*] qui président aux « comportements » [*« behaviour »*] des agriculteurs (économie comme science des comportements) (p. 64). Ils constatent que les entomologistes ont principalement demandé aux économistes de s'atteler à la première tâche, pour comparer des stratégies qu'ils avaient eux-mêmes conçues. À l'inverse, les économistes seraient selon eux plus intéressés par les deux autres options. On peut noter que les deux dernières définitions du rôle de l'économiste peuvent être rapprochées la définition de l'économie par Robbins (1932:15) comme « la science qui étudie le comportement

¹¹³ Lettre de Huffaker à Billingsley, 1^e Février 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'Systems analysts meeting, jan 1973 Berkeley'.

¹¹⁴ Ils notent notamment que que le projet Huffaker a permis de doubler le nombre d'économistes qui travaillent sur la gestion des ravageurs aux États-Unis : « While the biological scientists are increasing their effort to understand the impact of pesticide use in the agro-ecosystem, economists are just beginning to consider seriously the implications of pesticide use to the farmer, the agricultural sector, and society. Largely due to a nationwide pest management research program initiated and directed by Carl Huffaker and Ray Smith of the University of California, the number of economists involved in pest management research in the United States has recently increased from less than a dozen to perhaps twice this number 4). However, few, if any, economists are working full time in the area of pest management; efforts are dispersed geographically and by crop ; and considerable initial effort has by necessity been invested in learning to communicate with scientists from other disciplines and in acquiring an appreciation for the biological complexity of pest management. » (Davidson et Norgaard 1973:63)

humain en tant que relation entre des fins et des moyens rares qui ont des usages alternatifs », qui était alors devenue largement acceptée dans la discipline (Backhouse et Medema 2009a).¹¹⁵

À l'issue d'une présentation rapide d'un modèle d'optimisation au niveau d'une exploitation, Davidson et Norgaard (1973:73) concluent que les « règles d'optimisation de l'économiste [...] sont presque impossibles à appliquer à un problème biologique aussi complexe que la gestion des ravageurs » - notamment car les différentes options de gestion qu'on veut combiner ne sont pas « linéairement substituables » (p. 69). Ce qui laisse *in fine* deux options aux économistes : « réaliser des analyses coûts-bénéfices de stratégies mutuellement exclusives conçues par des entomologistes » ou, l'option qu'ils jugent la plus pertinente, en « analysant l'attitude des exploitants face aux risques », et en s'intéressant à la « conception, l'évaluation et l'implémentation d'institutions sociales » pour la gestion des ravageurs, notamment au niveau régional (p. 73). Norgaard rejette donc l'idée de Huffaker de fonder la modélisation sur une représentation microéconomique, au niveau de l'exploitation – comme dans les modèles algébriques de détermination du seuil économique. Mais il semble en réalité rejeter toute approche modélisée, au profit de l'évaluation économique au niveau de la société et l'étude des comportements et des institutions.

Cette discussion se poursuit lors d'un échange, qui débute en septembre 1973 avec une lettre de Headley à Huffaker, dans laquelle il s'interroge sur la pertinence de l'optimisation des stratégies de gestion des nuisibles au niveau de la ferme.¹¹⁶ En particulier, il se pose d'une part la question de l'agrégation des modèles individuels pour évaluer leurs effets au niveau régional et d'autre part celle de la pertinence de ne pas étudier des stratégies qui auraient un ratio coûts-bénéfices négatif au niveau de l'exploitation mais positif d'un point de vue social. Norgaard, à qui Huffaker a fait circuler la lettre, répond à Headley qu'il a mis le doigt sur un conflit présent depuis le début du projet, dont une dimension est l'opposition entre « moyens technologiques ou institutionnels » pour lutter contre les nuisibles.¹¹⁷ Il affirme également qu'il n'est « plus un protagoniste » de ce conflit, et qu'il s'est

¹¹⁵ Pour le volet sur les comportements, il faut noter que l'économie comportementale, en tant que champ distinct, fondé sur le concept de rationalité limitée n'avait pas encore émergé au début des années 1970 (Nagatsu 2015; Truc 2022). Les théories du choix rationnel étaient cependant largement répandues en économie (Herfeld 2017) ce qui pouvait conduire à l'application aux exploitations agricoles de concepts comme l'aversion au risque.

¹¹⁶ Lettre de Headley à Huffaker, 21 septembre 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'General corresp. re IBP project'.

¹¹⁷ Lettre de Norgaard à Headley, 8 novembre 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'General corresp. re IBP project'.

résolu à considérer que le projet se limite aux solutions technologiques. Dans ce cadre, il reconnaît que l'optimisation économique au niveau de la ferme est nécessaire, d'autant plus qu'elle est rendue possible par les progrès de la « pensée en systèmes » [*« systems thinking »*] dans ce domaine.¹¹⁸ Ainsi, il se résout à poursuivre ses recherches sur « l'évaluation sociale » et les institutions de gestion des nuisibles de son côté – il mentionne notamment une bourse de recherche dédiée à ces projets.

Dans sa réponse, Huffaker concède qu'il est nécessaire de réaliser des études à des échelles spatiales plus importantes que l'exploitation, mais repousse l'argument d'une divergence entre intérêts privés des agriculteurs et intérêts de la société.¹¹⁹ À long terme, les deux convergent selon lui, puisque les agriculteurs qui ne dépendront plus des pesticides seront également gagnants d'un point de vue économique. Par ailleurs, il note qu'il espérait dans le cadre du projet réaliser la « mise en relation de l'économie comptable simple de l'exploitation (profits et pertes de l'ensemble de l'exploitation) avec [la modélisation de l'agroécosystème] » mais qu'il n'a pour l'instant pas été satisfait – à sa grande surprise :

Many of us have been rather naive in believing at the outset that the economists would quickly give us all the guidance and assistance needed to accomplish [that] but it has been an education to me to learn that for the most part our economists are inclined toward other things (externalities, impact nationally, etc.). We badly need assistance in this on-the-farm economics area. We are not getting it, and we need advice at least from our operational economists as to where and how we can do so.¹²⁰

Cet objectif, qui lui semblait facilement atteignable, ne peut se faire sans l'aide des économistes : il propose donc de réunir ceux impliqués dans le projet, avec les entomologistes et les modélisateurs, en janvier 1974, pour avancer sur ce sujet.

La conférence sur l'analyse des systèmes de janvier 1974 est la première organisée par Shoemaker. Elle rédige le rapport pour la session intitulée « *The objectives, methods and Principles of Pest*

¹¹⁸ On peut penser qu'il fait référence aux techniques d'optimisation numériques qui s'appuient sur la programmation informatique.

¹¹⁹ Lettre de Huffaker à Headley, 14 novembre 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'General corresp. re IBP project'.

¹²⁰ Lettre de Huffaker à Headley, 14 novembre 1973. ICIBCR, carton 14, dossier 'General corresp. re IBP project'.

Management Systems Analysis » et Norgaard celui pour la session « *Economists' Role in the IPM project* ». ¹²¹ Dans son texte, Norgaard reprend sa distinction entre les trois rôles possibles pour les économistes dans le projet et regrette que leur apport dans le projet se concentre principalement sur la représentation de l'exploitant comme un agent maximisateur de profit. Shoemaker de son côté avance un discours bien plus optimiste. Elle reprend d'une part l'argument de Huffaker sur le fait que le supposé conflit entre bénéfices privés et coûts sociaux des systèmes de gestion des ravageurs n'en est pas réellement un à long terme en raison du développement de méthodes de contrôle qui bénéficient en même temps aux agriculteurs et à l'environnement. D'autre part, elle affiche une grande confiance dans la capacité de l'analyse de systèmes à intégrer l'ensemble des différentes considérations (biologiques, économiques, environnementales) pour représenter l'agroécosystème dans sa complexité. De plus, elle affirme que les modèles produits par l'analyse des systèmes peuvent permettre à la fois d'aider à l'élaboration d'options de gestion, mais également à la « compréhension fondamentale des processus biologiques et économiques sous-jacents impliqués dans la production et la mise en marché des cultures ». Enfin, elle aborde l'évolution des méthodes de résolution des modèles, en notant que les simulations peuvent jouer un rôle pour évaluer des options de gestion et que des techniques sont développées pour réaliser des optimisations pour les cas complexes (non-linéarité, optimisation économique avec contraintes environnementales).

Dans un échange ultérieur avec Don W. DeMichele, ingénieur à l'Université A&M du Texas, Huffaker acte la bifurcation entre les besoins du projet en termes de modélisation économique et les intérêts de recherche des économistes présents :

In our session with the economists and in their "white paper", it is obvious that most of us do not think like economists¹²², and our effort to develop a program "suitable" and profitable specifically on-the-farm is of little or no interest to them. On the other hand we do not have an

¹²¹ Summary Report - Conference on Systems Analysis and Modeling, n.d.. ICIBCR, carton 14, dossier 'Modelling meeting, Jan 1974, Oak Ridge'.

¹²² « Penser comme un économiste » peut faire référence, comme dans l'ouvrage éponyme de Berman (2022) à un « style de raisonnement » (p. 3) – c'est-à-dire à un ensemble large de concepts, cadrage des problématiques et méthodes d'analyses qui conduisent selon elle à considérer les politiques publiques avec une vision microéconomique, à l'aune de leur efficacité économique. Ici, Huffaker semble faire référence à un cadrage plus précis de la question des pesticides, préféré par les économistes : l'analyse de leurs impacts au niveau de la société.

interest in going to all this effort to develop a program that may be socially good but not profitable to the farmer (he would have to be subsidized) as they imply we should be willing to do. I am sending a copy of your letter to Dr. Headley who may by now have concluded that working with entomologists on this is a dead end.¹²³

Il encourage cependant DeMichele à continuer à collaborer sur la modélisation avec les biologistes de l'université du Texas impliqués dans le projet, et défend une approche « pragmatique » de la modélisation, construite « pas à pas », avec des modules qui pourront être remplacés par la suite s'ils ne résistent pas à l'épreuve des données– bien qu'Huffaker soit conscient que « certains [des] modélisateurs et analystes de système promettent plus qu'ils ne seront en mesure de réaliser ». ¹²⁴

Ainsi, une version minimale de la modélisation économique, consistant à représenter le comportement de l'agriculteur par une maximisation du bénéfice, semble constituer la brique économique sur laquelle se construit la modélisation des agroécosystèmes pour la gestion des ravageurs au sein du projet. Ce choix, présenté comme temporaire, résulte d'un échec à s'accorder sur le cadre de l'analyse économique entre biologistes, ingénieurs et économistes. Cette direction a pu être renforcée par la suite, lorsque, en octobre de la même année, le renouvellement du projet pour trois ans a été validé par la NSF sous la condition que les « programmes soient réorganisés et les efforts concentrés » pour adopter en tant « qu'objectif final l'élaboration de modèles de gestion en vue d'améliorer la prise de décision » [« *management models for improved decision making* »], quitte à « réaliser des objectifs intermédiaires de moindre importance ». ¹²⁵ En pratique, cela nécessite de focaliser le projet sur le développement et l'intégration de différents modules pour arriver rapidement à un modèle pour chaque agroécosystème :

Modeling efforts will have to take a larger role in the setting of priorities. We will need to concentrate the modeling effort as we learn more about the sorts of modeling that are proving productive. We need (1) plant growth and/or fruit production modeling, (2) insect pest, and in instances

¹²³ Lettre de Huffaker à DeMichele, 16 janvier 1974. ICIBCR, carton 14, dossier 'Modelling meeting, Jan 1974, Oak Ridge'.

¹²⁴ Lettre de Huffaker à DeMichele, 16 janvier 1974. ICIBCR, carton 14, dossier 'Modelling meeting, Jan 1974, Oak Ridge'.

¹²⁵ Lettre de Huffaker aux *Principal Investigators*, à l'*Executive Committee* et au *Steering Committee* du projet IPM, 29 octobre 1974. ICIBCR, carton 16, dossier 'Proj. review meeting - EPA, NSF, USDA, 10.74'.

natural enemy modeling, (3) these coupled together, and (4) pest management modeling bringing all three together, including economic inputs. This does not mean that good biological studies should be abandoned but such should, insofar as reasonable, be channeled directly to give data or answers questions needed for the modeling efforts.¹²⁶

L'urgence d'aboutir à des modèles de décision et le refus du cadrage sous-jacent à ces modèles par les économistes ont conduit à réduire la portion dévolue à l'économie dans les modèles intégrés à la définition de l'objectif : l'optimisation des profits des agriculteurs. En parallèle, cela n'a cependant pas empêché Norgaard de diriger des recherches en économie, avec différentes orientations. Il a notamment encadré le doctorat de Darwin Hall, sur « l'évaluation économique et institutionnelle de l'IPM », fondée sur l'évaluation *ex post* plutôt que la modélisation (Hall 1977a). Hall étudie notamment la rentabilité de l'IPM, à l'aide de méthodes économétriques permettant d'estimer le gain obtenu par recours à un consultant qualifié en gestion intégrée des ravageurs (Hall 1977b; Hall et Duncan 1984). W. R. Z. Willey (1974) a de son côté étudié la gestion des ravageurs sous l'angle de la diffusion d'une technologie, toujours sous la direction de Norgaard. Finalement, Norgaard a également avancé dans la direction de l'analyse institutionnelle de la gestion des pesticides, puisque ce cas d'étude a vraisemblablement joué un rôle dans le développement de sa théorie de la coévolution. En 1984, il s'appuie sur l'exemple de la gestion des nuisibles pour étudier le « développement agricole coévolutif » (Norgaard 1984). Dans son ouvrage *Development Betrayed*, il introduit par ailleurs la notion de coévolution à l'aide de l'histoire des pesticides aux États-Unis, qui « fournit un excellent exemple de processus coévolutif » (1994:21). Plus précisément, il étudie l'évolution conjointe des nuisibles (développement de la résistance aux insecticides par évolution génétique), des pesticides (via la recherche et développement) et de l'action publique.

¹²⁶ Lettre de Huffaker aux *Principal Investigators*, à l'*Executive Committee* et au *Steering Committee* du projet IPM, 29 octobre 1974. ICIBCR, carton 16, dossier 'Proj. review meeting - EPA, NSF, USDA, 10.74'.

2.3. L'agroécosystème saisi par l'analyse économique

Au sein du projet Huffaker, la construction de modèles pour la gestion des différents agroécosystèmes connaît des succès inégaux selon les sous-projets. Un rapport d'analyse du projet, réalisé par le *Council on Environmental Quality*, rattaché au bureau du président des États-Unis, en 1977 juge que l'approche par l'analyse des systèmes est devenue structurante dans certains sous-projets trop tardivement, ce qui n'a pas permis d'atteindre le stade de modèles intégrés pour la gestion.¹²⁷ Pour certains projets, comme les agrumes ou les fruits à pépins et à noyaux, ils jugent que la modélisation n'a eu qu'un rôle mineur que ce soit pour la gestion ou comme méthode de collecte et d'interprétation des données (Figure 21).

Project	Modeling Roles			
	Methods of data collection, handling and interpretation	Central unifying and research guiding tool	Management pilot exercise	Management Practice
Alfalfa	H	H	H	M
Citrus	L	L	L	L
Cotton				
(California)	H	H	H	M
(Texas)	M	M-L	M	L
Pome & Stone Fruits	L	L	L	L
Soybeans	M	M-L	M-L	L

Figure 21. Réalisations en matière de modélisation dans les sous-projets du projet Huffaker (H : fort, M : moyen, L : faible)

Un ouvrage, paru en 1980 sous le titre *New Technology of Pest Management* constitue un bilan des réalisations du projet dans son ensemble, avec un détail par culture. Pour la majorité des sous-projets, un chapitre présente les « réalisations générales » [*general accomplishment* »] et un chapitre est consacré à « l'approche par les systèmes de la recherche et de la prise des décisions » (Huffaker 1980:xv). Le détail des chapitres confirme que les sous-projets précédemment mentionnés n'ont pas abouti à des modèles permettant d'optimiser la gestion des ravageurs : il est reconnu explicitement que « l'approche des systèmes pour la recherche et la prise des décisions dans l'écosystème des

¹²⁷ Council of Environmental Quality Scientific Review of The Huffaker Project, 15 septembre 1977. ICIBCR, carton 16, dossier 'Huffaker Project evaluation 1977'.

agrumes est dans un état moins avancé que pour d'autres écosystèmes cultivés » [« *crop ecosystems* »] (p. 366). Par ailleurs le sous-projet sur les fruits à pépins et à noyaux ne consacre pas de chapitre spécifique à la modélisation : un seul chapitre détaille les avancées générales réalisées (chapitre 9).

À l'inverse, l'ouvrage illustre ce en quoi peut consister un aboutissement réussi en termes de modèle obtenu aux yeux des tenants du projet – dans le sous-projet consacré à la culture de la luzerne par exemple, auquel participe Shoemaker en tant que modélisatrice. Le chapitre consacré présente d'abord un modèle pour la plante, construit par Gary Warren Fick, agronome à l'université de Cornell (nommé ALSIM pour « ALfalfa SIMulation »), puis un modèle pour l'interaction entre la population de charançon de la luzerne [*alfalfa weevil*] et d'un de ses parasites, (*Bathyplectes curculionis*) réalisé par l'entomologiste Ruesink. Ces modèles, représentés de manière schématique (Figure 22) sont composés de plusieurs modules, dont la validité est vérifiée à l'aide de données expérimentales ou de terrain. Les deux modèles sont ensuite couplés pour réaliser des simulations de l'agroécosystème avec différents scénarios d'application de pesticides.

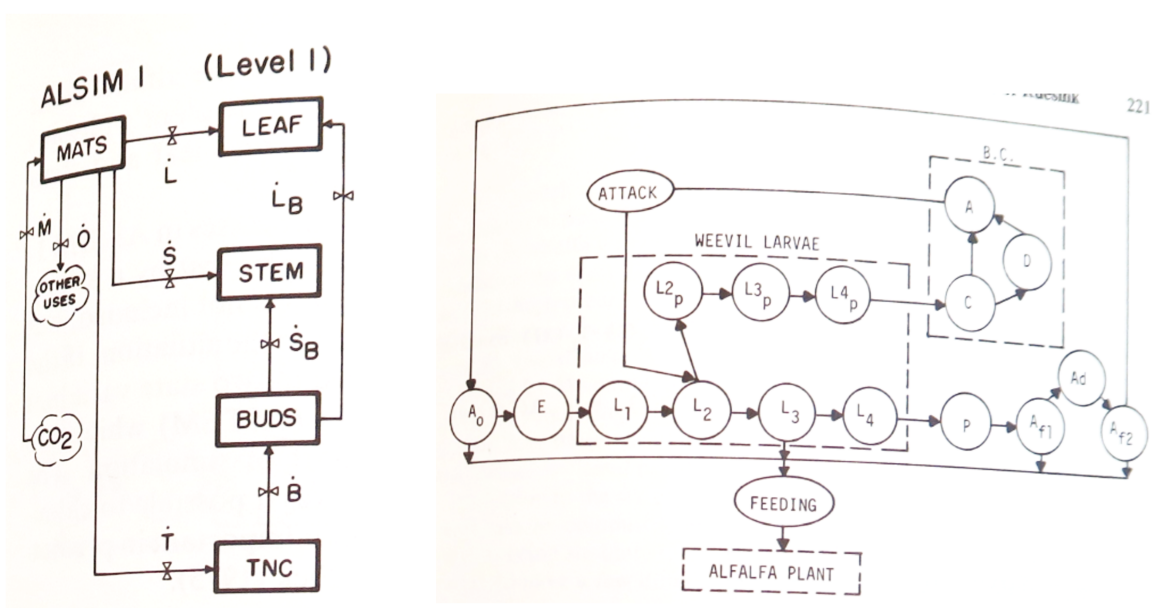


Figure 22. Diagrammes représentant (à gauche) le modèle ALSIM de flux de matières au sein de la culture de la luzerne et (à droite) le système composé du charançon et de son prédateur (Huffaker 1980, pp. 219; 221)

Shoemaker présente ensuite un modèle d'optimisation, fondé sur le modèle couplé de l'agroécosystème et qui inclut en plus du contrôle par insecticide le contrôle biologique et culturel – via la prise en compte du parasite du charançon d'une part et la possibilité d'avancer la récolte d'autre part. Le recours à des techniques d'optimisation, plutôt qu'à des simulations, est selon elle nécessaire, en 205

raison du nombre important de combinaisons possibles de méthodes de contrôle (si on considère la date de récolte, la date et la quantité de pulvérisation de pesticides, la densité de population de parasite), qui conduirait à « des dépenses de calcul par ordinateur déraisonnables » (Huffaker 1980:231). Le modèle de l'agroécosystème étant très détaillé et non-linéaire, l'optimisation analytique n'est pas possible et la détermination d'une combinaison optimale de méthodes de contrôle est obtenue par un programme informatique, utilisant les méthodes de la programmation dynamique. La fonction objectif du programme de maximisation est le bénéfice net d'un producteur, c'est-à-dire les profits obtenus grâce à la récolte moins les coûts des différentes techniques de contrôle utilisées.¹²⁸ Les résultats sont présentés sous forme de schémas (trois schémas pour trois scénarios de conditions météorologiques) qui donnent le plan de gestion optimale, c'est-à-dire la date de récolte et l'utilisation ou non de pesticide, en fonction des densités de population observées du nuisible et de son parasite. La Figure 23 représente la politique optimale pour un scénario. En fonction de la densité de nuisibles (en abscisse) et de prédateurs (en ordonnée), on peut déduire sur le schéma quelle est la date de récolte optimale. Pour certaines combinaisons de densités de populations, il est recommandé de combiner la coupe précoce avec des traitements insecticides (zone tachetée).

L'approche par analyse des systèmes a donc permis, dans le cas de la luzerne, d'obtenir un modèle d'optimisation fondé sur un modèle de l'agroécosystème très complet, dont les différents éléments ont été validés empiriquement lors de la construction. Avec un objectif économique, mais finalement peu d'apport des économistes, Shoemaker obtient un modèle précis et réaliste, correspondant aux attendus du projet, de manière à pouvoir réaliser des préconisations.¹²⁹ Le modèle est par ailleurs spécifique à la culture représentée : au-delà de valeurs de paramètres, adaptées à la luzerne, ce sont certaines spécificités du modèle de l'agroécosystème qui permettent la résolution par optimisation. Les spécificités de chaque culture exercent une influence sur la possibilité de réaliser des optimisations - ce qui peut expliquer en partie le succès inégal des différents sous-projets à cet égard, au-delà

¹²⁸ Le grand nombre de variable d'états (une pour chaque classe d'âge du charançon et du parasite, pour chaque élément des plants de luzerne, une variable météorologique) rend en réalité nécessaire de « manipuler la structure mathématique sous-jacente du modèle » (Huffaker 1980:232) pour appliquer l'algorithme de programmation dynamique. Shoemaker (1977) détaille ces opérations.

¹²⁹ Levins (1966) pointait justement que l'analyse des systèmes conduisaient à des modèles précis et réalistes, mais pas généraux (voir interlude 4).

des contingences de ceux-ci. Les chercheurs travaillant sur le coton à l'université Texas A&M (Talpaz et al. 1978:473) notent en particulier que « le comportement de la luzerne et de ses ravageurs est de loin plus simple que celui du coton et du charançon du cotonnier. »

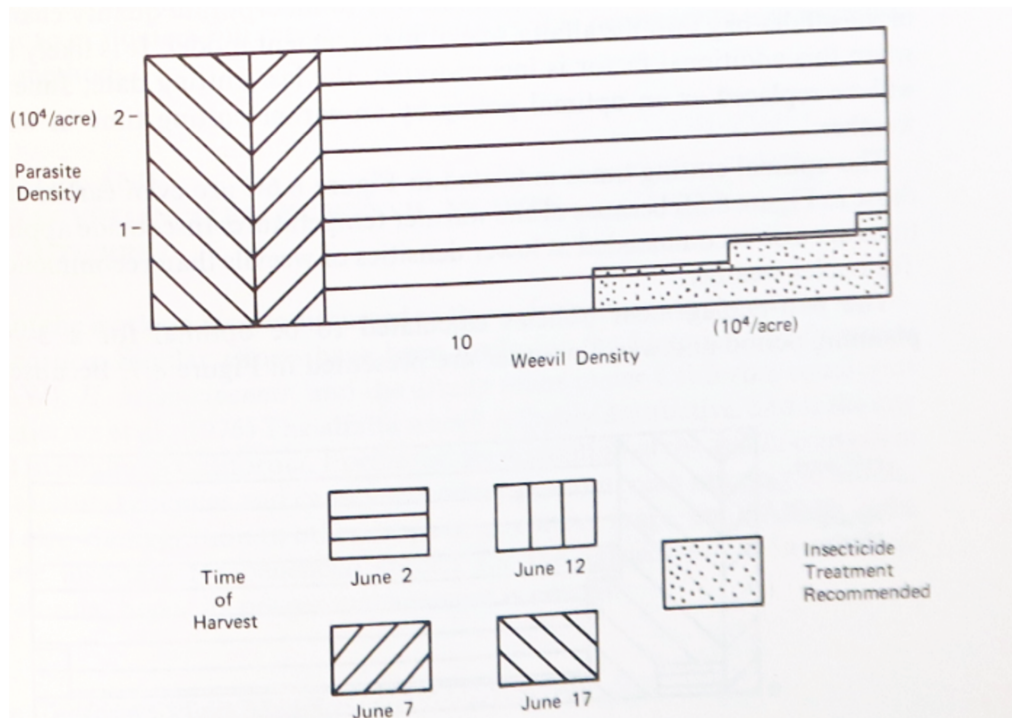


Figure 23. Mesures optimales de gestion des nuisibles obtenues avec l'algorithme de Shoemaker, dans le scénario avec un temps chaud (Huffaker 1980, p. 233)

À la suite de la divergence de conception du rôle des économistes dans le projet, le volet économique de ces modèles intégrés n'a pas été développé au-delà de l'objectif de maximisation des bénéfices. Des travaux de modélisation économiques ont cependant continué à être produits, en marge du projet Huffaker, avec une articulation originale de l'analyse économique et de la représentation du système écologique. Le parcours de l'économiste israélien Uri Regev est intéressant à cet égard. Après des études à l'université hébraïque de Jérusalem, il effectue sa thèse à Berkeley, puis il obtient un contrat de recherche postdoctoral avec Norgaard, grâce aux financements du projet Huffaker.¹³⁰ Au cours des années 1970, il coécrit plusieurs articles, initialement en marge des efforts de modélisation des sous-projets. Dans ceux-ci, il présente des modèles mathématiques pour explorer l'effet de certaines

¹³⁰ « Uri Regev : an unsung hero of resource economics », Blog de l'économiste agricole David Zilberman, 6 octobre 2017, <https://professorzilberman.com/2017/10/06/uri-regev-an-unsung-hero-of-resource-economics/>. Consulté le 2 juillet 2024

caractéristiques des agroécosystèmes. En particulier, il s'intéresse aux particularités qui ont été mises sur le devant de la scène par la crise des pesticides : le développement de la résistance chez les insectes (Hueth et Regev 1974) et les effets des pesticides sur l'environnement et les prédateurs des nuisibles (Feder et Regev 1975). Publiés respectivement dans l'*American Journal of Agricultural Economics* et le *Journal of Environmental Economics and Management*, ces deux articles ont en commun de développer des modèles qu'on pourrait qualifier de bioéconomiques, avec une dynamique de population de nuisibles notamment, mais dont les différentes fonctions mathématiques ne sont pas spécifiées et qui ne sont donc pas construits pour une culture ou un insecte spécifique : des modèles génériques. Le premier considère par exemple la « susceptibilité » des insectes aux insecticides (c'est-à-dire l'inverse de leur résistance) comme une fonction décroissante de la quantité d'insecticide utilisée dans le passé, sans donner la forme de cette fonction. Les propriétés de ces fonctions ne sont en général pas justifiées au moyen de références venant des sciences biologiques. Comme l'affirment Hueth et Regev (1974:544) les modèles sont « simplifiés à l'extrême d'un point de vue biologique dans le double but de mettre l'accent sur les considérations économiques et d'élargir le champ d'application ».

C'est en effet l'analyse économique théorique qui prime dans ces articles. Les modèles sont utilisés pour discuter de certaines propriétés des conditions d'optimalité, en étudiant l'effet des paramètres, ou en comparant deux cas possibles (optimum privé et optimum social). Et ces analyses sont faites à la lumière d'une conceptualisation économique, qui permet aux auteurs de rattacher leurs travaux d'un point de vue théorique à d'autres contributions de l'économie des ressources et de l'environnement. L'enjeu de la résistance aux insecticides est notamment présenté comme « analogue » à un problème d'extraction optimale d'une ressource – en l'occurrence la susceptibilité – ce qui permet aux auteurs de faire des liens avec la littérature dans ce domaine, en termes de techniques de résolution comme d'interprétation (Hueth et Regev 1974:543). Par ailleurs, la question des pesticides sur les prédateurs des nuisibles est envisagée sous l'angle de la « propriété commune » [« *common property* »] (Feder et Regev 1975:76) et des externalités de stocks (théorisées notamment par Smith 1968; voir chapitre 2). Une complexification de ces travaux par rapport à la littérature existante sur ce thème est liée au fait qu'il y a dans ce cas à la fois une externalité positive pour les producteurs voisins lorsqu'on utilise des insecticides (des nuisibles sont éliminés) et négative (des prédateurs sont

éliminés). De manière classique, cela les conduit à étudier la différence entre l'utilisation optimale des pesticides d'un point de vue privé et social.

Number	Populations Included	Number of Variables	Genetic Variation	Pest Management Methods	Optimization Method Used	Specific Pest Application	Reference
I	Pest	3	Yes	Insecticide	Discrete maximum principle	None	Hueth and Regev (1974)
II	Pest	3	Yes	Insecticide	Dynamic programming	None	Taylor and Headley (1975)
III	Pest	7	No	Chemo-therapy	Control vector iteration	Cancer	Bahrami and Kim (1975)
IV	Pest Parasite	1 1	No	Insecticide	Dynamic programming	<i>Anagasta kdhniella</i>	Shoemaker (1973)
V	Pest Plant	3 1	No	Insecticide	Reduced gradient	Egyptian alfalfa weevil	Regev, Gutierrez and Feder (1976)
VI	Pest Plant	1 3	No	Insecticide Logging	Dynamic programming	Spruce budworm	Winkler (1975)
VII	Pest Parasite Plant	7 3 5	No	Insecticide Harvesting	Dynamic programming	Alfalfa weevil	See text

Figure 24. Comparaison de modèles d'optimisation de la gestion des nuisibles (Shoemaker 1979, p. 302)

Ces deux modèles stylisés s'inscrivent dans la lignée des travaux de Norgaard et Headley sur le seuil économique. Leur visée première est heuristique : ils sont en conséquence épurés, ne représentent que le minimum nécessaire pour l'argument théorique. En particulier, contrairement aux modèles issus de l'analyse des systèmes, ils n'ont pas pour vocation de représenter tous les éléments de l'écosystème qui agissent sur la production finale de manière à la prédire efficacement. Chaque modèle introduit un élément *a priori* important (la résistance, les effets environnementaux) dans la description du système pour étudier son effet de manière analytique. Dans une conférence de l'IIASA en 1976, Shoemaker présente plusieurs modèles existants pour les comparer avec celui qu'elle présente (Figure 24). On peut voir que la description de l'agroécosystème est toujours partielle : Hueth et Regev (1974) intègrent la résistance (*via* les « variations génétiques »), mais n'incluent pas de population de parasites ou de plantes, ni différentes méthodes de contrôle par exemple.

Autour de 1974, Regev, avec ses collègues économistes Gershon Feder et Haim Shalit, fait la connaissance de Andrew Paul Gutierrez, entomologiste et modélisateur au sein du projet Huffaker. Celui-ci avait rejoint le projet Huffaker après son lancement, en contrat postdoctoral avec van den

Bosch, puis est rapidement devenu directeur du sous-projet sur le coton et directeur associé du programme sur la luzerne (Gutierrez, communication personnelle). Après les premiers travaux de modélisation stylisés, Regev souhaitait renforcer le volet biologique de l'analyse économique de l'enjeu de la résistance. Sans toutefois les faire participer au développement des modèles intégrés avec l'approche par analyse des systèmes au sein du sous-projet, Gutierrez entame une collaboration autour de la modélisation de l'agroécosystème de la luzerne avec Regev, et – moins durablement – Feder et Shalit.

La question de la résistance des insectes aux pesticides n'était pas abordée dans les modèles développés par Gutierrez avec l'approche d'analyse des systèmes pour la luzerne en Californie, puisqu'aucune baisse d'efficacité des insecticides n'avait été observée, malgré une « menace imminente », puisqu'une espèce étroitement apparentée en URSS avait connu cette évolution (Regev, Shalit, et Gutierrez 1979:291). Gutierrez n'a donc pu fournir aux économistes un modèle fondé empiriquement sur cet aspect. La collaboration de Regev, Shalit et Gutierrez a cependant abouti à une articulation originale des modèles détaillés obtenus par l'analyse des systèmes et de l'analyse économique fondée sur des modèles stylisés, pour le cas de la résistance aux insecticides. Leurs travaux sont présentés dans la première conférence organisée par l'IIASA en 1976 (Regev et al. 1979), puis entraînent deux publications, dans *Environmental Entomology* (Gutierrez, Regev, et Shalit 1979) puis dans le *Journal of Environmental Economics and Management* (Regev, Shalit, et Gutierrez 1983), où l'analyse économique est la plus détaillée.¹³¹

Dans ce dernier, intitulé « On the Optimal Allocation of Pesticides With Increasing Resistance: The Case of Alfalfa Weevil », les auteurs développent en première partie un modèle mathématique générique, non spécifié, de l'exploitation d'une culture en présence d'un nuisible qui développe une résistance, de manière similaire à Hueth et Regev (1974). Une différence est qu'ils traitent le problème sur une durée de plusieurs saisons, de manière continue, en supposant que l'on adopte une « technologie de contrôle des nuisibles » alternative aux pesticides (par exemple le contrôle intégré)

¹³¹ L'article est soumis à la revue dès 1977, mais publié seulement en 1983.

à partir d'une saison T dans le futur. (Regev et al. 1983:89).¹³² L'optimisation vise donc à la fois à déterminer les quantités de pesticides à utiliser dans les premières saisons et le moment idéal pour réaliser la transition vers la technologie alternative. La première partie de leur article aboutit sur l'identification de résultats théoriques et « d'implications pour les politiques » [*« policy implication »*] (p. 94). En particulier, ils comparent les conditions d'optimalité dans le cas de l'agrégation des décisions privées et de la décision centralisée, avec un décideur qui ne dispose pas d'informations sur l'éventuel développement d'une résistance : ils concluent que l'absence d'information peut conduire à une régulation moins efficace que le laisser-faire, qui va « créer plus de dommages environnementaux qu'elle n'en évite » (p. 94).

La nouveauté par rapport aux travaux précédents est la présence d'une section « étude empirique » (pp. 95 et suivantes), où un deuxième modèle, spécifique à l'écosystème de la luzerne et de son charançon est présenté. Celui-ci est fondé sur le modèle de simulation de l'agroécosystème développé notamment par Gutierrez dans le cadre du projet Huffaker. Il est cependant simplifié, « pour les besoins du calcul » [*« for computational purposes »*] – c'est-à-dire pour pouvoir réaliser une optimisation (p. 95). C'est donc en raison de « contraintes de tractabilité » (Cherrier 2023) que le modèle est adapté. Ils renvoient à un autre article (Gutierrez et al. 1979) pour le détail du modèle. On peut lire dans celui-ci qu'il est fondé sur une représentation détaillée de l'écosystème, avec notamment les différents stades de développement du charançon (Figure 25), plusieurs variables pour les parties de la plante (feuilles, racines, tiges) et des conditions environnementales, notamment météorologiques. Le modèle simplifié est donc issu d'une première modélisation descriptive d'un ensemble d'éléments de l'écosystème, qui a permis d'identifier des régularités et d'élaborer un modèle réduit de ce système, plus maniable pour l'analyse économique, mais tout de même qualifié de « modèle *réaliste* d'optimisation économique de l'interaction entre la luzerne et les populations de charançon » (p. 101, souligné par nous).

¹³² Cette technologie alternative n'exclut pas nécessairement l'utilisation de pesticides (comme c'est le cas dans le contrôle intégré). Si toutefois c'est une technologie qui n'augmente plus la résistance des insectes, Regev *et al.* (1983:89) notent qu'il s'agit d'une « *technologie backstop* », telle que définie par Nordhaus *et al.* (1973) – ce qui dénote une fois encore leur volonté de se rattacher à la littérature contemporaine en économie de l'environnement.

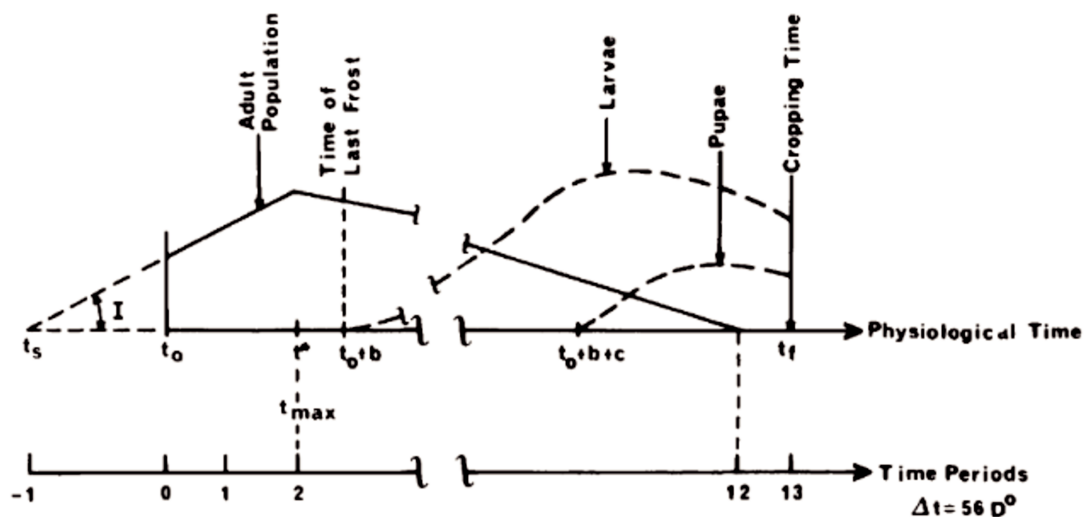


Figure 25. Modèle de la phénologie du charançon de la luzerne égyptien (Gutierrez, Regev, and Shalit 1979, p. 103)

Par ailleurs, la résistance aux insecticides n'étant pas constatée sur le terrain par Gutierrez et les chercheurs du projet, l'équation décrivant son apparition n'a pas le même statut que les autres représentations dans le modèle : elle est ajoutée comme hypothèse heuristique à un modèle descriptif. En ce sens, on peut considérer qu'elle constitue un apport de Regev à la modélisation de l'agroécosystème de la luzerne, en introduisant une dimension exploratoire – ce qui est en accord avec la méthode de modélisation heuristique pour l'analyse économique de la résistance utilisée par Hueth et Regev (1974). Cette hybridation d'un modèle réaliste issu d'un modèle détaillé de l'écosystème et d'hypothèses sur l'évolution génétique des insectes, ainsi que d'hypothèses économiques (le décideur ne dispose pas d'informations sur le développement de la résistance, les producteurs maximisent la valeur actuelle nette de leurs bénéfices) permet ainsi d'explorer de nouvelles configurations, qu'un modèle purement descriptif, fondé sur les observations passées ou des expériences de terrain, ne permet pas d'envisager.

Du point de vue de l'analyse économique, le modèle réaliste permet essentiellement d'illustrer numériquement les résultats théoriques présentés (en particulier la contre-productivité de la régulation en absence d'information sur le développement de la résistance) et à servir « d'exemple de la faisabilité de l'application du modèle » (Regev et al. 1983:99). Sans rentrer dans le détail, on peut noter que Regev et Gutierrez réalisent un effort similaire à celui sur la résistance pour la question des interactions nuisibles-prédateurs. Initialement analysé par Feder et Regev (1975) de manière théorique, avec un modèle générique stylisé, l'enjeu autour de la « propriété commune » des nuisibles et de leurs

prédateurs est finalement le sujet d'un article en commun avec Gutierrez, construit de la même manière que décrit précédemment pour la résistance, par articulation du modèle théorique avec un modèle descriptif spécifique, construit par les méthodes de l'analyse des systèmes (Regev et al. 1976).

Ces résultats peuvent être replacés par rapport à la littérature en histoire sur l'informatisation de l'économie et en méthodologie sur la manipulation des modèles. En premier lieu, on pourrait penser que le développement de capacités de résolution informatique permet simplement de manipuler des modèles plus détaillés. Nous observons ici une évolution plus complexe – qui fait écho aux travaux historiques sur l'évolution de l'économie au contact de l'informatique (Boumans et al. 2023). Dans les travaux de Regev et Gutierrez, deux modèles sont conservés pour décrire le même système (un générique, un descriptif-spécifique), et sont articulés dans une stratégie de recherche. L'utilisation de simulations d'un modèle descriptif détaillé pour obtenir des formes réduites, manipulables, qui sont ensuite utilisées pour l'optimisation en est un exemple. Deuxièmement, on peut considérer que ces travaux constituent une réponse originale au compromis fréquemment noté pour la modélisation entre la maniabilité du modèle et son réalisme.¹³³ Regev et Gutierrez utilisent tour à tour deux modèles pour le même système selon qu'ils souhaitent mettre l'accent sur la maniabilité ou le réalisme. La construction d'un hybride, dans lequel on peut ajouter certaines hypothèses stylées apparaît comme une tentative de conserver un modèle tractable, optimisable analytiquement, tout en préservant le caractère réaliste du modèle descriptif. Ils se préservent ainsi d'un choix définitif entre réalisme ou maniabilité.

3. Conclusion

Les questions environnementales liées à l'utilisation des pesticides ont généré à partir de la fin des années 1960 des recherches originales sur la gestion des nuisibles en agriculture, impliquant les sciences du vivant, les sciences de l'ingénieur et l'économie. L'intérêt des économistes de RFF pour

¹³³ Boumans et Morgan (2001) formulent par exemple ce compromis avec un parallèle entre modèles et expériences en laboratoire, où la possibilité de contrôler les conditions de celles-ci est à mettre en balance avec la capacité de réaliser des inférences sur le monde réel.

Conclusion

l'analyse des pesticides et leur approche coûts-bénéfices dans un premier temps, puis le projet Huffaker par la suite, focalisé sur l'intégration de différents modules pour représenter de manière réaliste l'agroécosystème, en sont deux exemples majeurs.

Ce chapitre contribue dans un premier temps à l'histoire croisée de l'économie de l'agriculture et de l'économie de l'environnement, en mettant en lumière le développement d'une approche environnementaliste en économie de l'agriculture autour de l'enjeu des pesticides. Il contribue par ailleurs à l'étude de l'histoire des relations entre l'économie agricole et les sciences du vivant, en particulier l'entomologie, en présentant une analyse détaillée de la place occupée par l'analyse économique dans l'élaboration de modèles intégrés pour la gestion au sein du projet Huffaker. Nous avons montré à cet égard comment la volonté des économistes d'ancrer leurs études dans un cadre conceptuel plus large que l'économie de l'exploitation individuelle les a placés en marge de l'effort de modélisation intégrée pour la gestion. Nous avons étudié cependant également comment, depuis ces marges, des économistes et un entomologiste ont proposé une articulation innovante de modèles descriptifs, réalistes et précis, conçus pour simuler les agroécosystèmes, et de modèles stylisés, génériques, élaborés pour l'exploration théorique en économie.

Du point de vue de la thèse, ce cas d'étude a introduit une situation où plusieurs êtres vivants sont impliqués dans l'activité économique : la plante qui croît et constitue un bénéfice à récolter, le nuisible qui constitue une menace de coûts en cas de dommages infligés à la plante, le prédateur du ravageur qui peut permettre d'éviter un coût s'il permet de diminuer les dommages. Ces éléments sont par ailleurs interdépendants et dépendants d'éléments externes, notamment abiotiques, comme le suggère le concept d'écosystème. Pour chacun de ces éléments et pour l'écosystème, de multiples particularités sont reconnues comme méritant d'être considérées par les économistes que nous étudions : développement d'une résistance aux insecticides par les nuisibles, interactions entre populations de proies et prédateurs qui régulent le niveau de nuisibles, développement de la plante et des nuisibles avec des rythmes différents... Une question, préliminaire à celle de la représentation du vivant dans leurs modèles, qui n'était pas présente dans les cas précédents, est donc de sélectionner, parmi les spécificités liées au vivant, celles qui doivent être prises en compte.

Nous avons vu qu'une stratégie, adoptée notamment par Regev dans ses premiers travaux, était de considérer certaines caractéristiques de manière successive, dans différents modèles. Un modèle inclut la question du développement de la résistance, et représente donc les nuisibles comme une espèce, au sens évolutif du terme, capable de dérive génétique lorsqu'elle est soumise à une pression d'évolution. Dans un autre modèle, cette spécificité est laissée de côté, pour représenter les nuisibles comme une partie d'un écosystème, donc en interaction avec une plante et une population de prédateurs. Cette sélection successive est liée à une stratégie de recherche faisant des modèles des outils d'exploration heuristique. Dans ce cadre, faire varier une par une les caractéristiques des êtres vivants considérés permet d'isoler l'effet de ces caractéristiques sur une variable d'intérêt. Et ces variations sont permises par une modélisation stylisée, qui ne s'embarrasse pas d'un critère de réalisme, et propose une représentation schématique du vivant, *suffisante pour l'argument économique*. En ce sens, cette approche peut être reliée à celles de Gordon (Chapitre 1) et de Smith (Chapitre 2), où la représentation du vivant est instrumentale pour l'analyse économique.

Le cas de la collaboration Regev-Gutierrez donne à voir un cas non exploré jusqu'ici, de collaboration directe entre un économiste et un biologiste pour la construction d'un modèle. Si chacun avait déjà développé un modèle de nature très différente avant leur rencontre, ils ont proposé une articulation de leurs travaux respectifs qui nous semble conduire à une représentation hybride de l'écosystème. Dans leurs articles, le modèle fondé empiriquement n'est pas simplement une spécification, faite par Gutierrez, d'un modèle générique élaboré au préalable par Regev. Réciproquement, le modèle de Régev n'est pas une généralisation d'un modèle spécifique. Le modèle fondé empiriquement est construit à la fois par simplification d'un modèle détaillé de l'écosystème, construit par Gutierrez, et par l'ajout d'hypothèses (à la fois biologiques et économiques) dont on veut explorer les conséquences – en accord avec la méthode de modélisation de Regev. On aboutit donc à une représentation du vivant (ici de l'agroécosystème) hybride, à la fois fondée sur un travail empirique, sur un découpage de l'écosystème et une analyse statistique des relations entre ces éléments, et des caractéristiques hypothétiques et stylisées, de manière à favoriser la manipulation. Ainsi, le critère du réalisme, bien qu'avancé dans une partie de ces travaux, ne semble s'appliquer qu'à certaines parties de l'écosystème ainsi modélisé. Les critères d'évaluation des représentations du vivant diffèrent selon

Conclusion

qu'ils portent sur la partie de l'écosystème dont on veut isoler l'effet, ou le reste, qui constitue en quelque sorte un *contexte* écologique réaliste.

Nous avons donc vu dans cet épisode comment l'analyse économique trouvait sa place dans un projet de recherche interdisciplinaire qui articule le récent concept écologique d'écosystème et des nouvelles méthodes de modélisation informatisées. Dans le prochain chapitre, nous étudions l'effet d'un nouveau saut conceptuel, avec l'émergence du terme *biodiversité* dans les années 1990. Nous nous intéressons en particulier à la place d'un économiste dans les tentatives de définition quantitative du terme et de cadrage de la question de la conservation des espèces.

Interlude 4.

Biodiversité : sciences et politiques de la conservation

Nous présentons dans cet interlude quelques éléments historiques autour de l'émergence du terme *biodiversité*, à la fin des années 1980, au contact des sphères scientifiques et politiques. Nous montrons notamment comment le concept a été volontairement conçu comme large et imprécis, pour permettre la mobilisation de scientifiques et d'activistes autour de préoccupations environnementales multiples. Nous décrivons également l'émergence concomitante de la biologie de la conservation, comme un champ de recherche spécifique en sciences du vivant, fondé sur une ambition normative forte liée à la protection du vivant, énoncée dès l'origine en termes de préservation de la biodiversité. Nous nous attardons finalement sur un ensemble de contributions, au début des années 1990, de la part de biologistes systématiciens pour fournir à la biologie de la conservation des indicateurs de diversité biologiques fondés sur l'histoire évolutive des espèces.

Crises environnementales, utilitarisme et diversité biologique

Dans les années 1980, la question des extinctions massives d'espèces a attiré l'attention du monde entier, avec une large couverture médiatique, soulignant en particulier le rôle dévastateur de la déforestation. Mazur et Lee (1993) ont montré que la perception de la conservation par le public aux États-Unis avait considérablement changé au cours de cette période. Alors qu'auparavant l'accent était mis principalement sur la disparition progressive de *certaines* mammifères emblématiques, les alertes se sont portées sur le *nombre* d'espèces qui s'éteignaient à cause de l'Homme, en faisant le lien entre le *taux d'extinction* et la destruction soutenue de forêts tropicales humides, notamment en Amérique du Sud.

Dans leurs tentatives d'alertes, les biologistes et les écologues se sont efforcés de faire prendre conscience de ce problème critique de conservation en avançant des arguments qui allaient au-delà des raisons morales et scientifiques pour inclure des considérations utilitaristes (Mazur et Lee 1993:702). Un défenseur notable de ce point de vue a été l'écologue britannique Norman Myers, qui a souligné que la disparition de nombreuses espèces et de nombreux écosystèmes entraînerait la perte d'opportunités économiques potentielles à l'avenir. Ces opportunités pouvant aller des progrès de la recherche pharmaceutique aux développements de l'industrie alimentaire et d'autres processus industriels. La Stratégie mondiale de la conservation [*World Conservation Strategy*] publiée en 1980, a été l'une des premières incarnations de cette mise à l'agenda au niveau mondial de la lutte contre l'extinction des espèces avec une justification en partie utilitariste. Élaborée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) en collaboration avec le Programme des Nations unies pour l'environnement et le Fonds mondial pour la nature (WWF), cette stratégie préconise la préservation de la plus grande variété possible d'espèces. Deux idées, liées l'une comme l'autre au bien-être humain, sous-tendent cet objectif : préserver le plus grand nombre possible d'options pour un avenir incertain d'une part et contribuer au maintien de la stabilité des écosystèmes d'autre part.¹³⁴ Reconnaissant que le nombre d'espèces pouvant être effectivement conservées est limité par les pressions

¹³⁴ L'idée sous-jacente étant celle d'un lien entre diversité et stabilité des écosystèmes. Avancée dès les années 1950, cette hypothèse est encore débattue dans les années 1970, faute de preuve décisive (Farnham 2019:21). Les preuves empiriques et l'identification des mécanismes sous-jacents se sont depuis accumulés en écologie (voir par exemple Tilman, Lehman, et Bristow 1998; Loreau et De Mazancourt 2013).

du développement économique, la stratégie souligne l'importance de se concentrer non seulement sur le nombre d'espèces conservées, mais aussi sur leur diversité, car cela permettrait de conserver une plus grande quantité de matériel génétique distinct (IUCN 1980; Véron et al. 2019).

Aux États-Unis, le Forum sur la diversité biologique, conférence scientifique d'ampleur, diffusée dans le monde entier, est organisé en 1986 par l'Académie nationale des sciences et la *Smithsonian Institution*. Il réunit d'éminents biologistes, écologues, philosophes et spécialistes des sciences sociales – notamment des économistes. Les actes de la conférence, intitulés « BioDiversity », sont édités par le célèbre entomologiste et sociobiologiste américain Edward O. Wilson et sont considérés comme l'une des premières instances du terme « biodiversité », dérivé de la contraction de « *biological diversity* ». Le concept de biodiversité n'est pas explicitement défini dans le livre, mais est compris de manière générale comme la variabilité de la vie à tous les niveaux. On peut noter également que la dimension économique de la biodiversité a été reconnue lors du Forum avec un certain nombre de contributions consacrées à la "valeur de la biodiversité", notamment par les économistes Michael Hanemann et Richard Norgaard (Wilson 1988, partie 5).

Après le forum de 1986, l'intérêt politique pour la biodiversité s'accroît. Il culmine avec la signature de la Convention sur la diversité biologique (CDB) lors du Sommet de la Terre des Nations unies à Rio en 1992. La Convention reprend la définition large de la biodiversité, en précisant qu'elle se décline à trois niveaux : génétique, spécifique et écosystémique. La diversité biologique est définie comme la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Comme le note Farnham (2019:12), le concept de biodiversité a servi de « concept rassembleur » [*« all-encompassing concept »*] permettant d'agrèger des préoccupations liées à la conservation d'entités distinctes et prises en charge par des communautés de recherches séparées. Les généticiens, les zoologues ou les écologues pouvaient par exemple mobiliser le même étendard pour alerter sur leurs enjeux spécifiques de protection du vivant. L'utilisation d'un terme unique pour des sujets environnementaux distincts a permis de fédérer des mouvements environnementalistes, de mobiliser

l'opinion publique et d'obtenir le soutien de financeurs. L'imprécision dans la définition du concept de biodiversité est donc constitutive de celui-ci et de la stratégie d'unification dans laquelle il s'inscrivait. Ce flou [« *vagueness* »] est cependant parfois critiqué aujourd'hui pour le fait que le terme « faussement transparent » peut masquer des divergences profondes sur la nature des problèmes écologiques entre les acteurs de la conservation (Meinard, Coq, et Schmid 2019). En leur donnant l'impression qu'ils s'accordent sur les termes et en ne permettant pas l'explicitation des différends, l'utilisation d'un concept imprécis peut conduire à des problèmes concrets de coordination aussi bien dans les sciences (entre champs de recherche) que dans les actions de conservation (entre associations et acteurs publics par exemple).

Biologie de la conservation : normativité et multidisciplinarité opportuniste

Les interactions entre sciences biologiques et préservation de la nature ne datent pas de l'émergence du concept de biodiversité. Comme le montre Worster (1994), le développement de l'écologie en tant que discipline scientifique a été très souvent intriqué avec les mouvements environnementalistes et les initiatives de conservation. À partir de la fin des années 1960, émerge un courant de recherche pluridisciplinaire dédié à la conservation, porté principalement par des scientifiques issus des sciences du vivant, mais également des sciences humaines et sociales. Ce courant s'incarne avec la parution en Grande-Bretagne, à partir de 1968 d'une revue scientifique internationale nommée *Biological Conservation*. Cette revue vise à rassembler des travaux qui aspirent à améliorer la préservation de la qualité de l'environnement. Si l'écologie forme une « part importante de la base scientifique » des travaux publiés dans le journal, on ne peut les résumer aux sciences du vivant (Cragg 1968:15). Dans la déclaration éditoriale des premiers numéros, sont listés tous les sujets qui peuvent faire l'objet de contributions. On y retrouve notamment l'économie, avec une catégorie « économie et administration », qui peut se matérialiser par exemple par l'analyse des coûts des projets de conservation :

11. Economics and Administration. – The organization and cost of conservational projects and practices; problems of their funding and administration; long-term conservation versus short-term economic considerations, and analysis of this struggle (Anon 1968:2).

Dans les années qui suivent, un groupe de scientifiques d'Amérique du Nord, menés par le biologiste états-unien Michael Soulé, insatisfaits du cloisonnement des recherches sur la conservation en biologie, écologie et gestion des espaces naturels proposent de définir une nouvelle discipline sous le nom de « biologie de la conservation » (Fazey, Fischer, et Lindenmayer 2005). Une association savante, la Société pour la Biologie de la Conservation (*Society for Conservation Biology*, SCB) est créée en 1985 et une revue associée, *Conservation Biology* est publiée à partir de 1987 (Soulé 1987). Dans un article célèbre intitulé « What is Conservation Biology ? », paru dans *BioScience*, Michael Soulé propose une définition de cette discipline. Par analogie avec la biologie du cancer, Soulé (1985:727) présente la biologie de la conservation comme étant une « discipline de crise » [« crisis oriented »], définie par le problème qu'elle entend participer à résoudre : le déclin de la biodiversité. Meine *et al.* (2006) la qualifient également de « discipline à mission » [*Mission-driven discipline*]. Au vu de l'urgence liée à la crise, le fait qu'on ne dispose pas de savoirs complets ne doit pas selon lui être un frein à préconiser des actions pour la conservation. La biologie de la conservation a donc le même rapport à la biologie que la chirurgie à la physiologie par exemple : il s'agit dans les deux cas d'un « mélange de science et d'art, qui requiert de l'intuition autant que de l'information » (Soulé 1985:727). La biologie de la conservation est par ailleurs présentée comme une science « synthétique », « multidisciplinaire », puisqu'elle entend s'appuyer sur un ensemble de savoirs habituellement séparés, dans la mesure où ils sont utiles pour le but (Soulé 1985:727-28). En plus des sciences biologiques, sont mentionnées dans l'éditorial du premier numéro de *Conservation Biology*, la « paléontologie, la climatologie, l'océanographie, l'anthropologie, la philosophie, l'éthique et l'économie » (Ehrenfeld 1987:6). Comme le soulignent Meine *et al.* (2006) une vingtaine d'années plus tard, la biologie de la conservation est née sur des bases biologiques, mais a eu un recours « opportunistes » à d'autres disciplines au long de son développement :

Opportunistic in its borrowing and application of knowledge, conservation biology had its roots within the established biological sciences and resource management disciplines but has continually incorporated insights from the empirical experience of resource managers, from the social sciences and humanities, and from diverse cultural sources (Meine et al. 2006:631).

Soulé propose par ailleurs dans son article fondateur un ensemble de postulats qui fondent le champ de recherche. D'une part quatre postulats fonctionnels, fondés sur les sciences écologiques, décrivent

quelques propriétés nécessaires à la compréhension des processus naturels (les espèces sont le produit d'un processus co-évolutif, les processus écologiques fonctionnent avec des effets de seuil...). D'autre part, quatre postulats normatifs, résultant de connaissances écologiques et de présupposés éthiques, précisent les objectifs poursuivis par la conservation : « la diversité des organismes est une bonne chose », « la complexité écologique est une bonne chose », « l'évolution est une bonne chose » et « la diversité biotique a une valeur intrinsèque » (Soulé 1985:730-31). Le premier et le dernier postulat sont donc directement liés à la diversité biologique. Comme le notent Meine *et al.* (2006:637) il existe une certaine concomitance entre la fondation de la SCB et l'organisation du Forum sur la BioDiversité : il s'y développe des « préoccupations [parallèles] en matière de conservation », avec la focalisation sur la diversité biologique. La biologie de la conservation entend pourtant s'émanciper en partie des justifications économiques, présentes lors du Forum. Le quatrième postulat normatif, reconnaît en effet une valeur intrinsèque à la diversité biotique « indépendamment de sa valeur utilitaire ou instrumentale » (Soulé 1985:731). En conséquence, le maintien d'une diversité biologique maximal est un objectif en soi, sans référence à des utilités potentielles de certains gènes, ou des fonctions jouées par la diversité d'espèces dans le fonctionnement des écosystèmes.

Une partie importante des contributions à la biologie de la conservation porte sur l'optimisation de la conception des réserves ou de la sélection des lieux à préserver, au regard de cet objectif de maximisation de la diversité biologique. En pratique, les travaux utilisent des indicateurs de diversité spécifiques simples, tels le nombre d'espèces présentes [*species richness*], ou l'indice de Shannon (mesure d'entropie, qui tient compte du nombre d'espèces et de la proportion de la population totale qu'elles représentent). Ils proposent des algorithmes ou procédures permettant de prioriser les réserves maximisant un indicateur choisi (Margules, Nicholls, et Pressey 1988; voir par exemple Rapoport et al. 1986).¹³⁵

¹³⁵ On peut noter cependant des débats au sein de la biologie de la conservation, jusqu'à aujourd'hui sur la centralité de l'objectif de préservation de la diversité et le postulat d'une valeur intrinsèque de celle-ci (voir par exemple Castelló et Santiago-Ávila 2023). Ces débats sont fortement liés au fait que le concept central de la discipline, la biodiversité, n'a pas une signification qui fait consensus dans la communauté. L'ambiguïté sur le terme ne permet donc pas une discussion productive sur la valeur intrinsèque (Mouysset 2023). C'est pour cette raison que le philosophe Carlos Santana (2014) a proposé « d'éliminer [le concept de] biodiversité » de la biologie de la conservation.

Systematique, conservation et indicateurs de biodiversité

La notion de diversité biologique est liée à la manière dont on classe les êtres vivants. Dès les débuts de l'histoire naturelle, on a regroupé les être vivant sur la base de caractéristiques partagées, dans ce qu'on appelle des taxons (ou unité taxonomique : familles, genres, espèces). Depuis la théorie de l'évolution, on a commencé à représenter la classification des formes de vies sous forme d'arbre, traduisant l'histoire évolutive qui a conduit à l'existence de ces entités. La systématique (ou biosystématique, systématique biologique) est la discipline des sciences du vivant dédiée au recensement et à la classification des organismes vivants en fonction de leur histoire évolutive.

Au début des années 1990, un ensemble de chercheurs dans le domaine de la systématique a proposé une contribution à la biologie de la conservation, en suggérant d'utiliser pour quantifier la diversité biologique une mesure fondée sur la taxonomie. La première contribution déterminante qui a lancé ce champ de recherche est le travail de trois biologistes, R. I. Vane-Wright, C. J. Humphries et P. H. Williams du Muséum d'histoire naturel britannique, publié dans *Biological Conservation* en 1991 sous le titre « What to Protect ? Systematics And the Agony of Choice ».¹³⁶

Vane-Wright *et al.* (1991), dans leur article, partent du constat que dans un monde où les ressources disponibles pour la conservation sont limitées, le choix entre des mesures de conservation alternatives (par exemple, plusieurs sites potentiels pour les zones protégées) est inévitable. Dans la lignée des travaux existants en biologie de la conservation sur les réserves, ils notent que la sélection des sites de réserve peut se faire avec comme objectif de maximiser la biodiversité. Cependant, le critère de la richesse en espèces sur chaque site, souvent utilisé comme indicateur de biodiversité, n'est selon eux pas pertinent. À la place, ils proposent une « mesure quantitative de la spécificité taxonomique » de chaque espèce, qui prend une valeur plus grande pour les espèces très différentes des autres et plus petite pour les espèces qui ont des parents proches (Véron et al. 2019:125). Pour ce faire, ils s'appuient sur les cladogrammes, des diagrammes arborescents qui représentent les relations généalogiques entre les espèces (cf. Figure 26 gauche). Pour leur mesure, « la valeur d'une espèce est inversement proportionnelle au nombre de nœuds qui la séparent de la racine de son arbre, ce qui tend à

¹³⁶ May (1990) avait auparavant donné un premier aperçu de leurs travaux dans la revue *Nature*.

donner la plus grande priorité aux espèces qui se ramifient en premier » (Crozier 1997:251). De cette mesure, ils tirent une procédure de pondération qui permet de classer les zones protégées potentielles en fonction de la présence des espèces et donc de la contribution de chacune de ces zones au maintien de la diversité biologique.

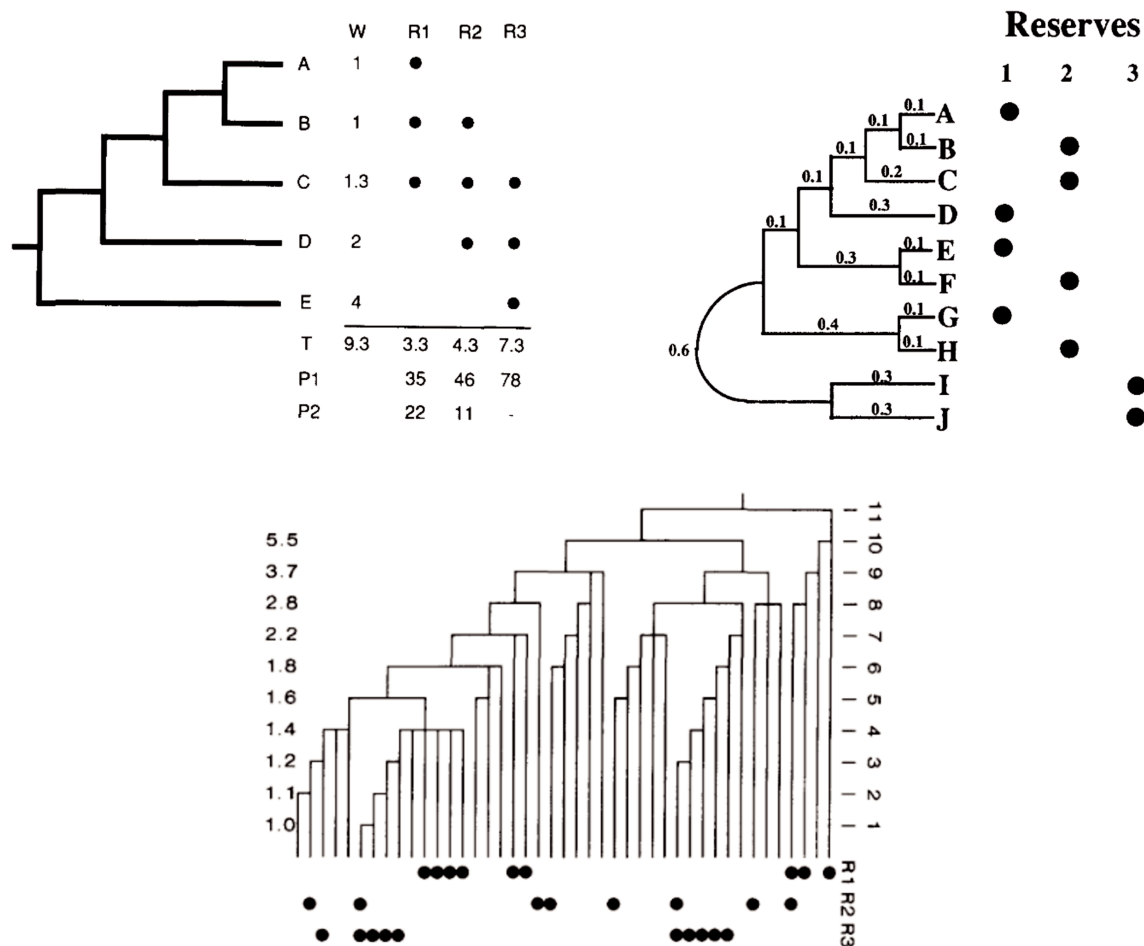


Figure 26. Trois procédures pour pondérer les espèces selon leur contribution à la diversité et classer les lieux de réserves potentiels (source, de gauche à droite : Vane-Wright, Humphries, and Williams 1991, p. 246; Crozier 1992, p. 13; Faith 1992a, p.

6)

Ce travail influent a été le point de départ d'une discussion scientifique intense sur la contribution de la systématique à la biologie de la conservation – principalement dans la revue *Biological Conservation*. Plusieurs auteurs ont convenu que toutes les espèces ne pouvaient pas être prises en compte de la même manière dans les décisions de conservation et ont adopté le même cadre de maximisation de la diversité sous contraintes.

Williams *et al.* (1991), les auteurs du premier article, se sont rapidement rendu compte que leur première proposition était incompatible avec des exemples spécifiques de topologie de cladogrammes

et qu'ils devaient l'améliorer. Le systématicien Ross H. Crozier (1992) de l'Université La Trobe (Melbourne) s'est fait l'écho d'une première proposition d'Altschul et Lipman (1990), affirmant qu'il était nécessaire de prendre en compte la longueur des branches de l'arbre évolutif (qui représente le temps écoulé depuis une divergence entre deux branches d'évolution). Les cladogrammes sont donc insuffisants pour rendre compte du niveau de proximité ou distinction entre les espèces, puisqu'ils ne représentent l'histoire évolutive que schématiquement, avec une longueur des branches conventionnelle. En réponse, le systématicien Daniel P. Faith, de l'Organisation de recherche scientifique et industrielle du Commonwealth (CSIRO) à Canberra, a présenté sa mesure de « diversité phylogénétique » (*Phylogenetic Diversity, PD*) dans la revue *Biological Conservation* en 1992. Sa mesure est fondée sur l'arbre phylogénétique, dont la longueur des branches donne plus d'information sur l'histoire évolutive que les cladogrammes. En termes simples, la diversité phylogénétique d'un ensemble d'espèces peut se mesurer par la longueur totale des branches reliant ses espèces dans leur arbre phylogénétique (Faith 1992a). L'un des arguments utilisés par Faith pour promouvoir sa mesure est qu'elle est à la fois facile à calculer et plus informative que celles de ses concurrents en termes de diversité des caractéristiques des espèces (Faith 1994a). Le débat scientifique n'a pas été tranché immédiatement après la publication. Pendant quelques années, les protagonistes ont continué à proposer différentes mesures et à comparer leurs avantages dans plusieurs articles et revues.¹³⁷

Un point notable des débats autour de la contribution des systématiciens à la biologie de la conservation est la présence répétée de considérations relatives à la *valeur* de la biodiversité ou à la *valeur* des espèces (par exemple Williams, Gaston, et Humphries 1994; Humphries, Williams, et Vane-Wright 1995; Vane-Wright 1996; Crozier 1997). Conscients que le concept de biodiversité est imprécis et peut donc correspondre à de multiples définitions quantitatives *a priori* valables, ils proposent de sélectionner parmi celles-ci en reformulant l'objectif de la conservation de manière anthropocentrique : préserver ce qui a de la valeur (sous-entendu pour les humains). Contrairement à ce qu'affirme un des postulats normatifs centraux de la biologie de la conservation, la valeur de la

¹³⁷ Il est à noter que le débat n'était pas purement théorique mais avait également un lien avec la conservation appliquée. Les systématiciens ont notamment proposé des algorithmes pour calculer la diversité d'un ensemble d'espèces ou des procédures de classement pour optimiser la sélection des zones protégées, qui ont souvent été mis en œuvre sous forme de logiciels. Voir par exemple DIVERSITY de Faith et Walker (1993) et WORLDMAP de Williams *et al.* (1991:676).

diversité biologique qu'ils considèrent n'est pas intrinsèque, mais utilitaire. En particulier, elle dépend selon eux d'une utilité potentielle dans le futur, c'est-à-dire du maintien d'options pour l'avenir. Par exemple, Humphries *et al.* (1995:101) se réfèrent à la « valeur d'option » comme une « justification importante de la conservation parce que nous travaillons toujours dans l'ignorance ou l'incertitude de l'avenir ». Cette reconnaissance de la maximisation de la valeur de l'option en tant qu'objectif de la conservation n'est pas seulement une métaphore pour justifier la maximisation de la biodiversité dans l'abstrait ; elle est liée à une réflexion sur la « devise » [« *currency* »] dans laquelle s'exprime la biodiversité (p. 93). En particulier, il semble ressortir de la discussion à l'époque que les « caractères » (Humphries et al. 1995) ou les « caractéristiques » [« *features* »] (Faith 1994b) des espèces constituent la source de valeur potentielle ultime et, en l'absence d'informations sur ceux qui auront réellement de la valeur à l'avenir, il s'agit de la devise à maximiser. Le choix de la bonne mesure de la diversité a donc été orienté vers la mesure qui était en fin de compte associée à la diversité des caractéristiques. En l'absence de connaissances sur les traits réels des espèces, la *PD* de Faith semble être la plus prédictive à cet égard, et donc la plus informative sur la valeur de l'option avec cette définition (Faith 2019; Véron et al. 2019).

En conclusion, notons que la biologie de la conservation émerge de manière concomitante au concept de biodiversité, conçu pour rassembler un ensemble de préoccupations environnementales sous une même bannière. La biologie de la conservation se fonde sur le postulat normatif d'une valeur intrinsèque de la biodiversité, sans toutefois lever l'ambiguïté qui entoure le concept. Son ouverture à un ensemble de disciplines permet à des chercheurs en systématique de proposer des mesures permettant de définir quantitativement la diversité interspécifique en se fondant sur l'histoire évolutive. Ils justifient notamment ces propositions par une vision utilitaire de la biodiversité, liée au maintien d'options pour le futur.

Chapitre 4.

Mesure de la biodiversité et optimisation de la conservation

1991 - 1998

L'économie de la biodiversité est un champ de recherche jeune et pluriel, qui fait l'objet d'un intérêt croissant dans la discipline, comme le montrent la récente revue de la littérature réalisée par l'économiste britannique Partha Dasgupta (la « Dasgupta Review » 2021) et les critiques qu'elle a suscitées, notamment de la part d'économistes écologiques (par exemple Spash et Hache 2022). Dans ce paysage, la contribution de l'économiste états-unien Martin Weitzman, qui débute avec deux articles parus en 1992 et 1993 et culmine avec son modèle de conservation de la biodiversité « *The Noah's Ark Problem* » (*NAP*, dans la suite) en 1998 occupe une place particulière. Ces articles font partie des tout premiers articles publiés en économie utilisant le terme de biodiversité – et des très rares articles publiés sur le sujet dans de prestigieuses revues généralistes. Sa contribution a été qualifiée de « jalon dans l'économie de la biodiversité » (Courtois, Figuières, et Mulier 2014) – bien que son caractère « séminal » ait parfois été remis en question, notamment par des figures du domaine (Groom et Turk 2021).

Le *NAP* s'articule autour d'un modèle pour la conservation, que Weitzman nomme une « parabole » et qui présente la conservation des espèces comme analogue au problème qu'affronte Noé dans la Bible, lorsqu'il s'agit de choisir les espèces à embarquer sur son arche. Weitzman propose de réaliser ce choix en se fondant non seulement sur le bénéfice économique qu'on peut tirer de chaque espèce, mais aussi sur la contribution de chacune à la diversité biologique de l'ensemble. Weitzman s'approprie ainsi le concept émergent de biodiversité d'une façon littérale, en s'intéressant à la diversité comme une propriété spécifique d'un ensemble d'espèce, relative à leur dissemblance les unes par rapport aux autres. Son modèle pour la conservation se fonde par ailleurs sur une représentation des espèces comme issus d'un processus évolutif. Cette originalité du traitement de la question de la biodiversité et de la représentation du vivant le place en marge de la plupart des travaux qui se poursuivront par la suite en économie sur la biodiversité, puisqu'elle n'est centrée ni sur l'évaluation monétaire des services écosystémiques, ni sur la modélisation des interactions entre les systèmes socio-économiques et les systèmes naturels.

Les articles de Weitzman sur la biodiversité sont reconnus le domaine de l'économie de l'environnement et des ressources et de l'économie écologique, comme en atteste leur place dans la plupart des revues de littérature sur le sujet (voir notamment Eppink et van den Bergh 2007; Ando et Langpap 2018; Brock et Xepapadeas 2018; Hanley et Perrings 2019). Son approche est cependant loin d'être

dominante dans le champ. L'économie de la biodiversité semble plus tournée vers l'évaluation monétaire des services écosystémiques et du capital naturel. En ce sens, les travaux de Weitzman peuvent difficilement être considérés comme fondateurs.¹³⁸ Nous avons cependant considéré qu'ils constituaient un cas d'étude plus pertinent dans le cadre de la problématique de la thèse, lié à la représentation du vivant dans les modèles économiques. Les travaux de valorisation monétaire des services écosystémiques sont, d'une part, déjà largement étudiés d'un point de vue historique et philosophique (Gómez-Baggethun et al. 2010; Méral 2021). Par ailleurs, d'un point de vue méthodologique, ils nous paraissent reposer principalement sur une valorisation économique d'une grandeur biophysique – et donc relativement pauvre en termes d'innovation méthodologique interdisciplinaire. À l'inverse, Weitzman reconnaît une dimension supplémentaire du vivant en considérant que la diversité biologique d'un ensemble d'être vivants vient s'ajouter aux caractéristiques de chacun habituellement valorisées d'un point de vue économique. Il s'inscrit par ailleurs dans un dialogue interdisciplinaire sur la définition des indicateurs de biodiversité.

Sa contribution n'a pas pourtant pas fait l'objet d'une étude approfondie sur le plan historique ou méthodologique. De manière générale, la littérature historique sur l'économie de l'environnement et des ressources naturelles s'est très peu penchée pour le moment sur l'économie de la biodiversité¹³⁹, et *a fortiori* sur le rôle de Weitzman, qui est plus souvent reconnu pour sa contribution à l'économie du changement climatique. Sa contribution sur la biodiversité a cependant fait l'objet d'un examen critique sur des bases philosophiques (Baumgärtner 2007; Meinard 2017), mais principalement centré sur ses premiers travaux, sans reconnaître une évolution majeure dans son approche. Dans ce chapitre, nous proposons d'aller au-delà de ces perspectives critiques et de fournir un compte rendu historique et méthodologique de l'approche de Weitzman, en matière d'économie de la biodiversité. Nous axons en particulier notre récit sur l'évolution de la représentation des processus évolutif dans son modèle pour la conservation et les liens avec des échanges interdisciplinaires avec des scientifiques du vivant.

¹³⁸ Du moins pour le moment. Le manque de recul historique sur le cas proscrit un jugement définitif.

¹³⁹ Bien que Méral (2021) mentionne l'économie de la biodiversité brièvement lorsqu'il retrace l'histoire de la valorisation économique des services écosystémiques.

Nous fondons notre enquête historique sur une lecture critique des articles publiés par Weitzman, ainsi qu'une exploration de ses lectures en biologie et en écologie. Nous nous appuyons également sur des entretiens, avec certains de ses collaborateurs ou contacts de l'époque¹⁴⁰ pour retracer ses interactions avec les spécialistes des sciences de la vie et reconstruire son cheminement jusqu'à son modèle pour la conservation. Le résultat de notre enquête offre une vision plus riche de la construction du *NAP*. Bien qu'assez abstrait, le modèle doit sa forme finale à des recherches antérieures de Weitzman sur la mesure de la diversité et à une discussion interdisciplinaire sur ce sujet avec des systématiciens, dans le cadre de leurs contributions aux indicateurs de diversité pour la biologie de la conservation. Nous montrons également que, probablement parce que ce dialogue a été occulté dans la forme finale de l'article de Weitzman, la postérité de son article n'a pas conduit à maintenir en vie un dialogue entre systématique et économie autour de la conservation de la biodiversité.

Nous présentons dans un premier temps (section 1) les premières contributions de Weitzman à l'économie de la biodiversité, en mettant l'accent sur leur spécificité par rapport à d'autres approches : la proposition d'une définition quantitative de la diversité biologique. Nous explorons également le statut particulier d'une représentation arborescente des espèces dans ces premiers travaux. Nous nous intéressons par la suite (section 2) à la réception de ces contributions dans le champ de la biologie de la conservation et aux inflexions dans le projet de Weitzman que le dialogue entre disciplines a lancé. Nous discutons finalement dans la conclusion (section 3) la postérité des échanges interdisciplinaires économie-systématique après Weitzman.

1. Théorie de la diversité et modélisation de la conservation des espèces

Dès l'émergence du terme « biodiversité », un intérêt des économistes pour le sujet s'est fait jour. Comme le note le philosophe Bryan G. Norton (1988) dans un essai critique qu'il présente au Forum sur la diversité biologique en 1986, les économistes ont déjà proposé à la fois un appareil conceptuel et des méthodes pour estimer la valeur des espèces ou des écosystèmes. Les méthodes de valorisation

¹⁴⁰ Six entretiens semi-directifs, conduits en ligne entre février et avril 2023, avec des économistes et biologistes ayant interagis (collaboration, échanges épistolaires) avec Weitzman à propos de son projet de recherche sur la biodiversité. Voir la section Sources historiques pour une liste des personnes interrogées.

économiques étaient en effet à l'époque devenues un élément central de la méthodologie de l'économie de l'environnement et des ressources aux États-Unis, notamment dans le giron du think-tank *Resources For the Future* (Banzhaf 2017, 2019, 2023). Elles avaient été appliquées dans un cadre coûts-bénéfices pour évaluer les possibilités de conservation des espèces (voir par exemple Smith et Krutilla 1979; Fisher et Krutilla 1985). Le courant qu'on appelle parfois « l'école de Londres » de l'économie de la biodiversité, lancé par David Pearce au *Centre for Social and Economic Research on the Global Environment* (CSERGE) et incarné aujourd'hui par Partha Dasgupta s'est formé autour de ces techniques de valorisation, appliquées à des entités biologiques à différents niveaux (Pearce 2002; Méral 2021). Cette approche s'illustre à l'époque par exemple avec la publication d'un ouvrage intitulé *The Economic Value of Biodiversity* (1994), rédigé par David Pearce et Dominic Moran, pour le compte de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

D'autres appropriations des enjeux relatifs à la biodiversité ont rapidement coexisté avec cette approche par la valorisation. Le *Beijer Institute for Ecological Economics* a par exemple lancé au début des années 1990 un programme de recherche sur l'économie de la biodiversité (Folke, Mäler, et Perrings 1992; Perrings, Folke, et Mäler 1992). Se présentant comme relativement agnostique sur la question de la valorisation monétaire, le programme a semblé plus tard se tourner plus clairement vers d'autres méthodes. En particulier la modélisation bioéconomique, en s'appuyant sur les fonctions des écosystèmes pour représenter la dépendance des économies à la nature (Perrings et Walker 1997).

Ces approches n'interprètent pas l'émergence du terme *biodiversité* comme une réelle nouveauté conceptuelle appelant à des développements méthodologiques. Derrière le concept étandard de biodiversité, les économistes de ces courants ont poursuivi des intérêts et méthodes d'analyses préexistantes, liées d'une part à la valorisation de la nature, ou aux liens entre fonctionnement des écosystèmes et des sociétés. Dans ce paysage, la contribution que va réaliser Weitzman, fondée sur une conception littérale du terme biodiversité apparaît particulièrement originale.

1.1. Définir et mesurer la diversité

Martin L. Weitzman soutient sa thèse d'économie en 1967, sous la direction de Robert Solow, au *Massachusetts Institute of Technology* (MIT). Située dans le champ des analyses comparées de systèmes économiques, sa thèse propose une étude des économies planifiées, s'appuyant sur le cas de l'URSS. Il réalise déjà dans ce cadre plusieurs contributions à l'économie des ressources et de l'environnement, en analysant notamment la gestion de communs sous un prisme marxiste (Stavins 2019:3; voir par exemple Weitzman 1971, 1974a; Cohen et Weitzman 1975). Son célèbre article « Price vs. Quantities » (1974b), est également le produit de son étude comparative des économies planifiées et décentralisées. Il démontre dans celui-ci la supériorité des quotas sur les prix pour la régulation de la production des entreprises par une instance centrale, dans le cas où celle-ci ne connaît pas avec certitude les courbes de coût de production et où la courbe de bénéfice est plus élastique que celle des coûts. L'application possible au cas de la régulation des pollutions, suggérée au fil de l'article,¹⁴¹ lui donnera sa postérité exceptionnelle en économie de l'environnement, notamment pour la comparaison des marchés de droits à polluer et des taxes carbone.

Après sa thèse, Weitzman enseigne à Yale de 1967 à 1972, puis au MIT, jusqu'en 1989. Durant ces années, comme durant toute sa carrière du reste, Weitzman explorera plusieurs champs de recherche, souvent simultanément. On peut citer notamment des contributions sur la recherche optimale (Weitzman 1979), sur l'innovation technologique (Roberts et Weitzman 1981) ou « l'économie de partage » [*share economy*] (Weitzman 1984). C'est à partir de son arrivée à Harvard, en 1989 que Weitzman réalise ses principales contributions à l'économie de l'environnement et des ressources naturelles. Il anime notamment, avec son collègue Robert N. Stavins le séminaire d'économie de l'environnement (*Harvard Seminar in Environmental Economics and Policy*), pendant la quasi-totalité de ses années à Harvard, jusqu'à son éméritat en 2018 (Stavins et Wagner 2022). Ses contributions sur ce sujet sont variées, avec la biodiversité d'une part (cf. infra), mais également la comptabilité nationale environnementale (Weitzman et Löfgren 1997) et l'économie du climat –en

¹⁴¹ Le modèle théorique n'aurait cependant pas été construit spécifiquement pour traiter la question des pollutions initialement ; Weitzman aurait recadré le papier dans ce sens après suggestion d'un.e reviewer : "his path was fundamentally altered when a paper he wrote about the relative advantages of price and quantity controls was rejected, and a reviewer proposed he recast the article to focus on pollution" (Smith 2019)

particulier la question du taux d'escompte à appliquer aux décisions de long terme (Weitzman 1994a) ou la forme des fonctions de dommages climatiques avec incertitudes (Weitzman 2014).

Deux fils rouges sont visibles en filigrane dans les contributions de Weitzman. D'une part, la question des incertitudes est centrale dans une grande partie de ses travaux. D'autre part, d'un point de vue de la méthode, Weitzman est fréquemment décrit comme un théoricien, avec un fort penchant pour la conceptualisation et la formalisation mathématique. Il s'appuie sur des modèles simplifiés qui visent à représenter le cœur du problème en question, sans s'encombrer de détails, pour proposer un récit, un argument épuré. Stavins (2019) décrit sa manière de théoriser comme une « réduction d'un problème à l'essentiel et une déduction à partir de cela d'enseignements significatifs » :

If economic theory is about stripping a problem down to its absolute essentials, and deriving meaningful insights from those essentials, then Weitzman was a master. Over and over again, Marty Weitzman demonstrated how careful and rigorous analysis of artfully constructed theoretical models can provide valuable and often surprising insights into difficult economic problems with real implications for the design of public policies (Stavins 2019).

Au début des années 1990, peu de temps après son arrivée à Harvard, Weitzman commence à travailler sur la biodiversité, au contact d'Andrew Solow, fils de son directeur de thèse et statisticien à l'institut océanographique de Woods Hole, à Falmouth dans le Massachussets. Andrew Solow avait été confronté à la question de la mesure de la diversité grâce à sa proximité avec les biologistes à Woods Hole. Avec Stephen Polasky (alors jeune professeur assistant en économie à l'université de Boston, qu'il connaissait par ses relations personnelles), Andrew Solow avait commencé à travailler sur le problème théorique suivant : comment définir quantitativement la diversité d'un ensemble à partir de données de distance (traduisant quantitativement leur différence) entre ses éléments deux à deux [*pairwise distances*]. Martin Weitzman a eu connaissance de ce travail par l'intermédiaire de Robert Solow. Intéressé par le problème, Weitzman a appelé Andrew Solow et ils ont commencé à travailler tous les trois sur ce qu'ils considéraient initialement comme un « casse-tête intellectuel » (Andrew Solow, communication personnelle).

Ce travail leur a permis d'aboutir à différentes tentatives de « théorie de la diversité », présentées dans plusieurs publications par la suite. Solow and Polasky publient leur première proposition dans le *Journal of Environmental Economics and Management*, avec un article intitulé « On the Measurement of Biological Diversity » (1993).¹⁴² Weitzman publie de son côté deux articles successifs dans le *Quarterly Journal of Economics*, l'un théorique, « On Diversity » (1992b) et l'autre plus appliqué : « What to Preserve: an Application of Diversity Theory to Crane Conservation » (1993).

Leurs contributions se présentent comme des réponses à l'émergence d'une préoccupation pour la biodiversité, avec l'idée que la conservation de la diversité biologique est un problème différent de la conservation des espèces ou des milieux. Selon eux, le concept même de diversité pose un problème conceptuel et définitionnel qu'il faut surmonter avant de pouvoir s'intéresser aux procédures pour la conservation de la diversité biologique. Ils proposent donc de faire un premier pas vers la quantification de la diversité, qui permettrait ensuite de se diriger vers l'évaluation de l'efficacité de différentes mesures en termes de conservation de la diversité biologique. En pratique, leurs propositions consistent en des procédures d'agrégation de distances entre paires d'éléments pour construire une mesure de dissimilarité agrégée d'un ensemble. Ils définissent donc le concept de diversité comme une généralisation à un ensemble de n éléments du concept de dissimilarité, applicable uniquement à une paire d'éléments. Nous ne rentrons pas ici dans les détails de leurs ressemblances et spécificités¹⁴³, et présentons la procédure élaborée par Weitzman dans ses deux articles.¹⁴⁴

Le premier article de Weitzman, comme l'indique son titre, a une portée générale. Il y présente sa théorie de la diversité, une méthode formelle permettant de définir quantitativement la diversité de toute « collection d'objets » (1992b:363) sur la base de données de distances (ou différences, dissimilarité) entre ces objets. La préoccupation centrale de l'article est d'ordre conceptuelle et concerne

¹⁴² Cet article, ainsi qu'un autre publié la même année (Polasky, Solow, et Broadus 1993) est co-signé par James Broadus, alors directeur du *Marine Policy Center* de l'institut Océanographique de Woods Hole. Après 1993, les articles publiés ne sont signés que par Solow et Polasky.

¹⁴³ Solow et Polasky (1994) exposent de manière explicite les différences entre leurs mesures de diversité et celle de Weitzman. Ils présentent des variations de leur approche dans Polasky *et al.* (1993) et Polasky & Solow (1995).

¹⁴⁴ Nous considérons les deux articles comme un tout indissociable. Nous nous appuyons également sur un chapitre d'ouvrage écrit par Weitzman nommé « Diversity Functions » (1995), qu'il a rédigé dès octobre 1992, comme l'atteste une première version publiée dans la série *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* (Weitzman 1992a).

l'absence d'une définition précise et quantitative de la diversité, en dépit de son utilisation fréquente dans divers domaines (« espèces biologiques, bâtiments emblématiques, sites historiques, langues, artefacts, habitats, et même modes de vie », p. 363). Weitzman soutient qu'une évaluation et une optimisation effective de la préservation de la diversité nécessitent une base mesurable.

Bien que la théorie soit générique, le principal exemple exploré est celui de la diversité biologique. Weitzman énonce explicitement le but de sa recherche : fournir une expression quantitative de la diversité biologique d'une collection d'espèces, afin de faciliter les décisions de conservation par le biais de procédures d'optimisation. Il reconnaît que « d'autres éléments [sont] susceptibles d'intervenir dans les décisions de préservation, comme les bénéfices directs [tirés] des espèces », mais choisit de les « occulter temporairement, dans le but pédagogique de se concentrer sur l'aspect de la diversité pure » [*« pure diversity aspect »*] (Weitzman 1993:166).

Ce qui constitue le cœur de la théorie de Weitzman, sa mesure de la diversité, est une fonction mathématique, définie pour un ensemble d'éléments par un algorithme de programmation récursive dynamique (Weitzman 1992b:375). Autrement dit, la diversité d'une collection d'espèces est construite en agrégeant des distances pas à pas dans un ordre précis, qui minimise la somme totale tout en comptant exactement une fois chaque espèce. À chaque étape, on sélectionne l'espèce ayant la plus petite distance avec une des espèces déjà comptabilisées. On l'ajoute dans l'ensemble des espèces considérées et on additionne la distance avec la somme des distances obtenues à l'étape précédent. Weitzman montre par ailleurs que la procédure est équivalente à la construction récursive d'un arbre enraciné (au sens de la théorie des graphes), où les espèces se trouvent à l'extrémité des branches et où le chemin à parcourir pour relier deux espèces représente la distance entre les deux. Une fois cet arbre construit pour un ensemble d'espèces, la mesure de diversité de Weitzman est égale à la longueur de l'arbre associé, c'est-à-dire à la somme des longueurs de toutes ses branches (1992b:370).

La construction d'une telle fonction de diversité peut être mieux comprise avec l'exposition de l'article de Weitzman de 1993, où sa théorie est appliquée à la conservation des grues [*cranes*], une famille d'oiseaux comptant quinze espèces (voir Figure 27 pour une illustration). La mesure de dissimilarité sur laquelle il se fonde est une mesure de distances génétiques entre ces quinze espèces (Figure 28) obtenues à partir d'expériences d'hybridation d'ADN par le biologiste Carey Krajewski

(1989) au cours de sa thèse de doctorat.¹⁴⁵ Dit simplement, la distance génétique entre deux espèces de grues est inversement proportionnelle au taux maximal d'hybridation de leurs ADN constaté expérimentalement. À partir de ces données, Weitzman construit un arbre avec sa procédure récursive (Figure 28). En ajoutant les estimations des experts qu'il a consultés des probabilités d'extinction de chaque espèce, il peut ensuite calculer une valeur en espérance de sa mesure de diversité pour l'ensemble des 15 espèces, ainsi que la contribution marginale à la diversité de chaque espèce (Figure 28). À partir de ces résultats, il peut alors mettre en évidence les espèces qu'il est le plus efficace de viser pour une politique de conservation (c'est-à-dire une réduction de la probabilité d'extinction). L'arbre est notamment utilisé pour avoir une intuition des espèces contribuant le plus à la diversité, en fonction de la longueur de leur branche.



Figure 27. Illustration d'une grue, provenant de l'ouvrage de référence *Cranes of The World* (Johnsgard 1983, p. iii), mentionné par Weitzman (1993)

¹⁴⁵ Weitzman a obtenu les données *via* Andrew Solow et Stephen Polasky (Solow, communication personnelle), qui appliquent eux-mêmes leur mesure sur celles-ci. Ces données étaient également utilisées à l'époque par d'autres chercheurs de l'Institut océanographique de Woods Hole pour leur modèle de conservation de la diversité (Eiswerth et Haney 1992).

TABLE I
CRANE INFORMATION SHEET

Number	Common name	Scientific name	Geographical range	Extinction probability
1	Black crowned	<i>Balearica pavonina</i>	Central Africa	0.19
2	Grey crowned	<i>Balearica regulorum</i>	South-East Africa	0.06
3	Demoiselle	<i>Anthropoides virgo</i>	Central Asia	0.02
4	Blue	<i>Anthropoides paradisea</i>	South Africa	0.10
5	Wattled	<i>Bugeranus carunculatus</i>	South-East Africa	0.23
6	Siberian	<i>Grus leucogeranus</i>	Asia	0.35
7	Sandhill	<i>Grus canadensis</i>	North America	0.01
8	Sarus	<i>Grus antigone</i>	South-East Asia	0.05
9	Brolga	<i>Grus rubicunda</i>	Australia	0.04
10	White-naped	<i>Grus vipio</i>	East Asia	0.21
11	Eurasian	<i>Grus grus</i>	Europe, Asia	0.02
12	Hooded	<i>Grus monachus</i>	East Asia	0.17
13	Whooping	<i>Grus americana</i>	North America	0.35
14	Black-necked	<i>Grus nigricollis</i>	Himalayan Asia	0.16
15	Red-crowned	<i>Grus japonensis</i>	East Asia	0.29

Source: see text.

TABLE II
CRANE DISTANCES

		Species number														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	0	86	417	382	392	362	384	372	393	389	336	388	399	364	390	
2	86	0	382	387	408	348	392	368	362	401	355	400	371	351	360	
3	417	382	0	60	113	180	141	149	123	150	110	104	142	156	147	
4	382	387	60	0	138	191	137	173	109	156	111	117	138	117	168	
5	392	408	113	138	0	142	116	143	138	168	115	148	129	121	103	
6	362	348	180	191	142	0	140	107	143	190	121	143	166	144	144	
7	384	392	141	137	116	140	0	136	125	145	114	138	151	176	138	
8	372	368	149	173	143	107	136	0	54	71	112	167	138	146	120	
9	393	362	123	109	138	143	125	54	0	105	111	135	154	181	124	
10	389	401	150	156	168	190	145	71	105	0	145	144	180	166	129	
11	336	355	110	111	115	121	114	112	111	145	0	7	29	53	24	
12	388	400	104	117	148	143	138	167	135	144	7	0	43	63	33	
13	399	371	142	138	129	166	151	138	154	180	29	43	0	72	62	
14	364	351	156	117	121	144	176	146	181	166	53	63	72	0	59	
15	390	360	147	168	103	144	138	120	124	129	24	33	62	59	0	

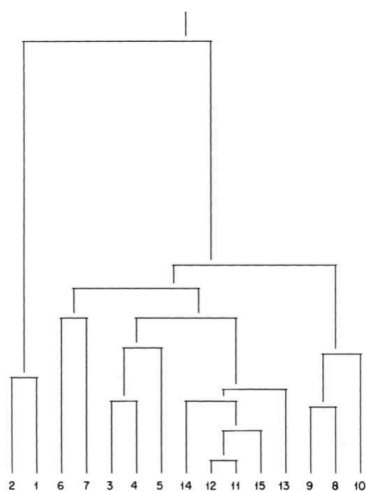


FIGURE I
The Maximum Likelihood Tree Representation

TABLE III
CONSERVATION DIAGNOSTICS

Species number <i>i</i>	Probability of extinction $P(i)$	Marginal diversity $-\frac{dV}{dP(i)}$	Elasticity of diversity $-\left(\frac{dV}{dP(i)}\right) \cdot \left(\frac{P(i)}{V}\right)$
1	0.19	8.7	11.3
2	0.06	14.1	5.8
3	0.02	7.0	0.9
4	0.10	4.8	3.3
5	0.23	7.8	12.3
6	0.35	10.3	24.6
7	0.01	11.1	0.8
8	0.05	4.7	1.6
9	0.04	6.5	1.8
10	0.21	9.2	13.1
11	0.02	1.3	0.2
12	0.17	1.4	1.6
13	0.35	4.5	10.7
14	0.16	5.8	6.3
15	0.29	2.9	5.7
		100.	100.

Figure 28. Étapes de l'application par Weitzman de la théorie de la diversité à la conservation des grues (de haut en bas et de gauche à droite) : liste des espèces de grues et de leurs probabilités d'extinction ; matrice de distance génétique ; reconstruction de l'arbre de vraisemblance maximale ; calcul de la diversité marginale et de l'élasticité de diversité pour chaque espèce (Weitzman, 1993, p. 161; 165; 169; 172)

1.2. Représentation arborescente des espèces chez Weitzman : instrument de mesure ou inférence de l'histoire évolutive ?

Le travail de Weitzman ne se présente pas comme une contribution directe au débat engagé en biologie de la conservation par les systématiciens au début des années 1990 (Interlude 3). Bien qu'il cite les articles fondateurs de May (1990) et de Vane-Wright *et al.* (1991) dans son article de 1992,¹⁴⁶ Weitzman ne détaille pas leurs contributions, par exemple en examinant les similitudes et les différences entre son approche et les leurs. Il se contente de noter que « la littérature biologique

¹⁴⁶ Il donne par ailleurs à son article de 1993 un titre, « *What to preserve ?* », très proche de celui de Vane-Wright *et al.* (1991), « *What to protect* ».

commence à peine à s'attaquer à [cette question] » (Weitzman 1992b:366f). Une ressemblance est pourtant particulièrement frappante : l'utilisation d'arbres pour mesurer la diversité d'un groupe d'espèce. Nous précisons ici dans quelle mesure on peut rapprocher leurs utilisations respectives des arbres.

La méthode utilisée par Weitzman pour construire les arbres peut soulever des questions sur le rôle de l'évolution dans sa théorie de la diversité. Puisqu'il affirme que sa méthode peut être appliquée à différents types d'objets, tels que les bâtiments, il semble logique que l'évolution ne joue pas un rôle crucial dans la manière dont il mesure la dissimilarité agrégée d'un ensemble. Cependant, bien que ses travaux aient porté principalement sur l'élaboration d'une mesure de la diversité, il consacre une part importante de chaque article à l'analyse du coproduit de sa méthode de construction d'une fonction par l'équation de programmation dynamique, l'« arbre de vraisemblance maximale » [« *maximum likelihood tree* »] (1992b:370). En effet, la mesure et l'arbre sont des coproduits dans le sens où ils sont indissociables : la construction récursive de la fonction est équivalente à la construction récursive d'un arbre. Cette équivalence entre les deux procédures découle de ce que Weitzman appelle le « théorème fondamental de représentation » (1992b:384), qu'il énonce et prouve dans son article de 1992.

Cet arbre semble avoir plus qu'un simple rapport analogique avec les arbres évolutifs utilisés par les systématiciens. Il nous semble en effet que Weitzman a considéré que sa procédure pouvait constituer une contribution à la systématique, en proposant une nouvelle méthode d'estimation de l'histoire évolutive la plus probable à partir de données moléculaires. En 1991, Weitzman a publié trois documents de travail dans la série *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* : « On Diversity » en mai, suivi de « What to Preserve ? An application of Diversity Theory to Crane Conservation » puis de « A Reduced Form Approach to Maximum Likelihood of Evolutionary Trees » en octobre. Le troisième article, contrairement aux deux autres, n'a jamais été publié. Son analyse nous permet d'étayer notre argument sur la volonté de Weitzman de contribuer directement à la systématique avec sa méthode.

Dans cet article, il traite de manière plus approfondie la littérature en systématique sur l'inférence des arbres que dans son travail publié, citant plusieurs références dans le domaine (par exemple

Jardine et Sibson 1971; Felsenstein 1982). Sa lecture de la littérature l'amène à identifier un manque dans la « méthode traditionnelle » d'estimation des arbres phylogénétiques qui « peut en principe souffrir de discontinuités sérieuses et [est] en fin de compte heuristique, manquant de tout critère d'optimalité bien défini » (Weitzman 1991:20-21). Il justifie ainsi sa proposition d'une nouvelle méthode statistique, supposément plus rigoureuse. Fondée sur un modèle probabiliste d'apparition et d'extinction des espèces, celle-ci permet de déterminer l'arbre évolutif *le plus probable* à partir des distances moléculaires observées entre les espèces. Il énonce cet objectif très clairement dans l'introduction :

Given the (molecular) characteristics of the species, organisms or individuals we observe in a sample, what is the "most likely" evolutionary branching structure that would explain their being alive today? My hope is that by posing the statistical issues in a fresh way some measure of new insights, analytical tractability and empirical relevance may emerge (Weitzman 1991:3).

Ce document de travail donne donc à voir le projet de Weitzman, en 1991, de fournir une procédure qui permet d'inférer l'histoire évolutive réelle des espèces. L'utilisation des arbres dans son travail n'était donc à ce stade pas seulement une ressemblance formelle avec l'écologie évolutive. Comme il le dit, « le placement déterministe des espèces dans la topologie de ramification de probabilité maximale pourrait vraisemblablement transmettre des informations utiles sur le processus évolutif sous-jacent » (Weitzman 1991:14).

En octobre 1991, Weitzman échange avec Carey Krajewski, le biologiste systématicien qui a produit les données de distance moléculaires sur les grues, initialement pour des questions de clarifications et pour corriger des erreurs mineures dans les données (Krajewski, communication personnelle). Krajewski lit également les trois projets d'articles de Weitzman, dont celui sur les arbres évolutifs, sur lequel il fournit un retour détaillé, dans lequel il pointe les limites de la méthode d'inférence (Krajewski, communication personnelle). En particulier, Krajewski l'avertit que le type de méthodes statistiques utilisées par Weitzman pour dériver l'arbre, en s'appuyant sur des regroupements d'espèces selon leur similitude, nécessite que les taux d'évolution soient uniformes parmi les espèces afin de dériver réellement l'arbre évolutif le plus probable. Cette hypothèse ne pouvant être vérifiée, la

méthode de Weitzman n'est donc pas une véritable estimation de la phylogénie (relations historiques entre les lignées d'organismes), mais un regroupement d'espèces basé sur leur similarité.¹⁴⁷

Ce sont possiblement ces échanges qui ont amené Weitzman à être plus prudent dans les articles publiés en 1992 et 1993 sur son interprétation des arbres construits et leur rôle pour la mesure de la diversité. Dans l'article théorique, Weitzman interprète les arbres d'une manière principalement instrumentale. Sa théorie de la diversité se voulant plus générale que son application biologique, il présente la structure des arbres comme un moyen de calculer récursivement la dissimilarité globale entre les objets, quelle que soit l'origine de leur diversité :

Although the underlying objects, whose diversity we seek, might not have been generated by any real evolutionary process, the algorithm nevertheless wants us to classify them as if they were the end products of a well-defined evolutionary phylogeny. The algorithm is always trying to tell an evolutionary story of diversity even though the diversity might not have been caused by evolution (Weitzman 1992b:289).

Mais l'utilisation instrumentale des arbres ne se limite pas à des considérations abstraites sur des objets non spécifiés : même en construisant une représentation arborescente à partir des données sur les distances entre les grues dans l'article appliqué, il note qu'il est difficile d'être sûr de l'emplacement correct de trois espèces spécifiques. Cela pourrait « poser un problème au taxonomiste, mais ce n'est pas un problème pour le conservateur analytique » [*the analytical preservationist*] selon lui puisque « quelle que soit l'histoire évolutive de ces trois espèces énigmatiques, elles sont très éloignées et donc différentes » (Weitzman 1993:170). L'objectif ultime de la mesure, à savoir la quantification de la dissimilarité agrégée prime sur l'estimation de l'histoire évolutive précise.

Notons toutefois que, malgré cette interprétation plus prudente avancée dans les articles publiés, elle coexiste avec une formulation qui laisse planer une certaine ambiguïté sur la nature des arbres créés par Weitzman à l'aide de sa méthode. Par exemple, il affirme que « l'arbre généalogique » construit

¹⁴⁷ Ce type de classification, qu'on appelle *phénétique*, par opposition à *phylogénétique* ou *cladistique*, était à ce moment rejetée par la plupart des systématiciens, à la suite d'années de forte controverse lancée par la disponibilité nouvelle des données moléculaires en systématique. Cette période, qui a duré de la fin des années 1960 à la fin des années 1980 est parfois nommée les « guerres de la systématique » [*Systematics Wars* »](Haber et Velasco 2024), ou la « Révolution Cladistique » (Hull 1988)

à partir des données sur la distance entre les grues « pourrait être interprété comme un arbre évolutif de “vraisemblance maximale” dans un certain sens » [« *the genealogical tree can be interpreted as a “maximum likelihood” evolutionary tree in some sense* »] (Weitzman 1993:167-68). En outre, l'équation de programmation dynamique est considérée comme une « condition définissant la structure de ramification la plus probable susceptible d'expliquer l'évolution des espèces [...] à partir d'un ancêtre commun » (Weitzman 1992b:382).

1.3. *Modéliser la conservation sans valoriser la diversité ?*

Si la mesure de diversité constitue le cœur de la contribution de Weitzman en 1992, son travail n'est pas formulé comme un problème purement conceptuel et mathématique, mais bien une contribution à l'économie de la conservation. En ce sens, la théorie de la diversité avait vocation à être appliquée, comme l'exprime explicitement le sous-titre de son deuxième article, publié en 1993 : « An Application of Diversity Theory to Crane Conservation ». On peut noter au préalable que le concept de théorie *appliquée* peut prendre de multiples significations en économie. Backhouse et Cherrier (2017) en formulent plusieurs, dont deux nous paraissent cohérentes avec le travail de Weitzman. Un premier sens est lié à la relation particulière de sa théorie avec un jeu de donnée spécifique : une matrice de distance entre espèces. Le fait de fonder une définition quantitative de la diversité d'un ensemble sur une agrégation de distance par paire ne va pas de soi : en ce sens, sa théorie est appliquée, au sens où elle est liée à la disponibilité de données empiriques et à leur format spécifique. Un deuxième sens, qui va nous intéresser plus particulièrement ici, désigne la mise à contribution de la théorie pour participer à l'élaboration des politiques de conservation.

Chez Weitzman, cette ambition s'illustre dans la construction d'un modèle, qui représente la problématique de la conservation comme un problème d'optimisation. La définition d'une fonction de diversité n'est qu'une première étape vers son intégration dans un cadre décisionnel à partir duquel il peut dériver une politique de conservation optimale. Le modèle de la conservation qu'il élabore peut-être décrit comme suit. Il existe un ensemble d'espèces, caractérisé par une matrice de distances entre chaque paire. Chacune de ces espèces dispose d'une certaine probabilité d'être éteinte dans un avenir proche (à une date fixée). Une personne responsable de la conservation (qu'il nomme «

analytical preservationist » Weitzman 1992b:372) a le pouvoir d'influencer ces probabilités à la baisse, à un certain coût par unité de probabilité. Disposant d'un budget, elle veut savoir comment le dépenser, avec pour objectif de maximiser l'espérance de diversité de l'ensemble des espèces. À cette fin, Weitzman montre qu'elle peut s'appuyer sur une « fonction de diversité » qui lui permet de calculer la contribution de chaque espèce à l'espérance diversité à l'avenir et d'en déduire les espèces sur lesquels les actions de conservation sont le plus efficaces, et devraient donc être prioritaires.

Le modèle général est assez abstrait, mais Weitzman a l'ambition de l'utiliser pour tirer des conclusions sur la conservation dans le monde réel, comme il l'affirme par exemple au début d'un chapitre d'ouvrage qu'il a rédigé pour l'Institut Beijer, dans lequel il résume sa théorie de la diversité :

It would be naive to expect that resolution of real-world conservation choices will reduce to some mechanical application of diversity functions. Yet, I would argue, it is still useful to think in terms of a model that might serve as a paradigm for guiding and informing conservation decisions, even if the model must be at a high level of abstraction. When diversity cannot be defined even under ideal circumstances, the concept itself is suspicious (Weitzman 1995:21).

Weitzman définit donc dans son modèle la problématique de la conservation de la diversité comme un problème d'optimisation sous contrainte. Il reconnaît néanmoins que les motivations pour la conservation des espèces vont au-delà de la préservation de la diversité biologique, car les caractéristiques spécifiques de chaque espèce peuvent avoir une valeur économique en soi. Il mentionne notamment plusieurs composants de la valeur économique totale « valeur d'usage, valeur d'existence, et ainsi de suite » (Weitzman 1993:159). En conséquence, il propose une formulation du programme d'optimisation, qui sera plus tard au centre de l'article de 1998 (voir section 2), avec une fonction objectif composée d'une somme de deux termes : les « bénéfices nets directs » tirés de chaque espèce d'une part et la diversité de la collection d'autre part (1992b:373).¹⁴⁸ Néanmoins, il se concentre exclusivement sur le terme lié à la diversité dans les articles de 1992 et 1993, soulignant la nécessité de séparer analytiquement les deux composantes de l'objectif. Par ailleurs, il ne résout pas le problème d'optimisation, même réduit à la maximisation de la diversité, faute de données sur les

¹⁴⁸ Ce qui suppose de rendre commensurable la mesure de diversité et les bénéfices tirés des espèces, ce que Weitzman (1992b:363-64) juge possible « en principe », sans élaborer toutefois.

coûts des actions de conservation. Comme évoqué plus haut, il se limite dans l'article de 1993 à présenter des calculs d'élasticité de diversité en fonction de la probabilité.

Néanmoins, ce qui nous intéresse ici est la première formulation d'un modèle dans lequel s'insère la mesure ainsi que le cadrage de la conservation que cela implique. L'idée de maximiser la diversité indépendamment de la valorisation économique de celle-ci est un fait notable. Il n'emploie d'ailleurs le terme de *valeur* de la diversité que pour faire référence à des valeurs prises par la fonction de diversité. C'est pourquoi il présente sa fonction comme une mesure, détachée d'une valorisation subjective. La valorisation économique de la nature constitue pourtant à l'époque un pan important de la littérature en économie de l'environnement et de la conservation. Weitzman se place donc en marge de ces approches, centrées sur la valorisation monétaire, développées notamment à Londres autour de David Pearce. Cette différence d'approche est explicitée à l'époque, notamment par Dominic Moran, alors étudiant en doctorat sous la direction de David Pearce. Dans son manuscrit de thèse, Moran (1996) consacre un chapitre à l'approche de Weitzman, avant de présenter une justification théorique de différentes techniques d'évaluation monétaire et plusieurs études de cas sur la valorisation d'espaces naturels. Il souligne dans ce chapitre des lacunes pratiques et méthodologiques de la méthode de Weitzman – telle la question des niveaux appropriés auxquels les fonctions de diversité devraient être appliquées (gènes, espèces, écosystèmes). Plus fondamentalement, il rejette l'approche sur des bases philosophiques et normatives, affirmant que la diversité ne devrait être quantifiée que dans la mesure où existent des préférences réelles et observées pour elle (p. 62). Par conséquent, selon lui, l'évaluation de la diversité ne peut être mesurée dans l'abstrait, mais doit être fondée sur les avantages réels procurés par la diversité, par exemple en utilisant un modèle de valorisation des cultures basé sur leur productivité et l'existence d'un substitut proche, comme Brown et Goldstein (1984), ou en utilisant des méthodes d'évaluation contingente, tel que Moran le faisait dans ses propres travaux.

L'approche poursuivie par Weitzman le place également en marge d'une autre approche naissante en économie de la biodiversité, qui s'exprime notamment au sein du Beijer Institute. Weitzman a contribué aux premiers travaux du *Biodiversity Programme*, notamment en présentant à un workshop à Stockholm en Juillet 1992 sa théorie de la diversité (Weitzman 1992a:1). L'article a été publié plus tard en tant que premier chapitre d'un ouvrage qui compile les premières recherches du

programme sur la biodiversité (Perrings et al. 1995). Cependant, dans le deuxième volume consacré aux travaux issus du programme, il est clairement indiqué dans la préface que la formulation du problème de la biodiversité comme une question de conservation de la diversité génétique n'est plus prédominante dans ce programme de recherche, au profit d'approches centrées sur le fonctionnement des écosystèmes :

The broad aim of the programme is to further our understanding of the causes and consequences of biodiversity loss, and to identify the options for addressing the problem. *The results have turned out to be surprising to those who see biodiversity loss primarily in terms of the erosion of the genetic library...* [The programme] has shown that *the real significance of loss of diversity lies less in its impact on the genetic library than in the effect it has on the range of environmental conditions under which ecosystems can continue to function.* Loss of biodiversity implies loss of ecosystem resilience (Perrings 1995:xv souligné par nous).

Si Weitzman sépare les motivations économiques de la conservation des espèces d'une part des motivations de préservation de la diversité biologique d'autre part, la question reste ouverte de la provenance de ces dernières. Autrement dit, pourquoi voudrait-on maximiser la diversité ? On peut identifier deux manières dont Weitzman justifie d'adopter cet objectif normatif, qui soulèvent toutes deux des questions sur la pertinence de la formulation du modèle pour répondre à ces enjeux.

Une première manière est d'externaliser totalement l'objectif, de le considérer comme une donnée, qui n'est pas du ressort de l'économiste mais dont il doit partir pour formuler son modèle. Cela correspond par exemple à la situation en biologie de la conservation, où un postulat normatif affirme la valeur intrinsèque de la diversité, et fonde la légitimité des travaux visant à en maximiser un proxy, comme la richesse spécifique (voir Interlude 4). Cette idée transparait dans l'introduction de l'article de 1992, où Weitzman part du constat que « la 'perte de diversité' est une situation que l'on déplore beaucoup de nos jours » (1992b:363). Implicitement, une certaine préférence pour la diversité, présente dans la société, justifierait de considérer la maximisation de celle-ci comme un objectif possible

d'une politique de conservation.¹⁴⁹ Il est difficile de ne pas faire le lien avec le contexte dans lequel est écrit l'article, avec la montée du concept de biodiversité dans les sphères médiatique, scientifique et politique, comme étendard qui rassemble différents enjeux environnementaux. Dans ce contexte, il peut paraître pertinent du point de vue de l'économiste de considérer cet objectif comme donné.¹⁵⁰ Mais nous avons vu (Interlude 4) que le concept de diversité émergeait comme un concept imprécis, qui rassemble des visions différentes. Weitzman propose implicitement une fixation possible du sens de ce concept avec sa définition quantitative, sa mesure de la diversité. Et il choisit d'évaluer la pertinence de cette mesure à l'aune d'une compréhension commune de la notion de diversité, liée à des différences, au fait que des éléments soient dissemblables. C'est par exemple le cas lorsque Weitzman affirme qu'on a tendance à présenter la conservation de caractéristiques des entités naturelles comme un enjeu de préservation de la diversité, alors que cette dernière désigne une propriété du groupe des entités, liées à leurs (dis)similarités :

It is important to be clear about what is meant here by "diversity." People frequently cite conservation of diversity as a reason for mounting extraordinary efforts to preserve, say, the whooping crane. What they often really mean is that the whooping crane should be preserved because it is beautiful, or majestic, or inspiring, or because its presence confers some other direct benefit. I would say that these qualities, while important, do not really concern the value of "diversity" per se. Diversity is more a measure of distinctiveness or dissimilarity (Weitzman 1993:159).

On retrouve cette référence au sens commun lorsqu'il exprime par ailleurs les critères de validité (ou pertinence) de la fonction de diversité qu'il propose :

¹⁴⁹ Cette justification par les préférences est présente également dans une réponse que Weitzman donne à une critique qu'il reçoit pour le fait de mettre sur le même plan un terme lié à l'utilité directe et un terme pour la diversité dans la fonction objectif : « As for Perry's suggestion that we replace the amorphous utility term in our objective function with "an intrinsic value based on its importance to the ecosystem and future variability," we must admit to being a bit puzzled. *Since when are economists in the business of ignoring everyone else's preferences and replacing them with their own?* » (Metrick et Weitzman 1999:239 souligné par nous).

¹⁵⁰ Weitzman (2009) argumentera plus tard en faveur des analyses coût-efficacité plutôt que coûts-bénéfices pour la question de l'atténuation du changement climatique. L'argument nous paraît différer, puisqu'il est dans le cas du climat fondé sur une question d'incertitude sur la fonction de dommage. En supposant qu'il existe des probabilités non nulles pour des événements catastrophiques (c'est-à-dire occasionnant des dommages arbitrairement grands), Weitzman montre que l'utilisation d'ACB intergénérationnelle ne permet pas de comparer une unité de consommation présente et un dommage futur.

What should one mean by a "good" definition of a diversity function? I think, as with the quantification of any concept, there are two general criteria. First of all, the definition should be *a priori* sensible in that it embodies an intuitively plausible formulation that does not immediately admit of seriously damaging counterexamples to the basic underlying idea. Obviously, this criterion contains a subjective element. Second, and perhaps more critically, there should be some special case, hopefully a sensible special case, forming the central paradigm, for which the particular formulation is exactly the right answer to a rigorously well-posed problem (Weitzman 1995:23-24).

C'est en particulier le premier critère qui nous intéresse ici, puisqu'il pointe le caractère intuitif, plausible de la fonction de diversité.¹⁵¹ Avec cet argument, Weitzman entend donc présenter son modèle comme une traduction formalisée d'une idée préexistante de la diversité, qui ne provient pas nécessairement des sciences, mais du sens commun. D'autant qu'il affirme que l'impératif de préserver la diversité est avancé dans plusieurs domaines (architectures, langages, espèces en danger...) : il considère ainsi que c'est le même concept générique de diversité qui se décline dans ces domaines. La mesure de diversité fondée sur l'agrégation de dissimilarités de paires est donc la formalisation de ce concept générique de diversité, qui correspond selon lui à l'idée commune du terme. Et c'est dans ce cadre qu'on peut comprendre le rôle instrumental joué par les arbres. Ils n'ont pas besoin de décrire une histoire évolutive pour être utiles : ils sont simplement un outil pour agréger des distances et construire une mesure statistique et générique de diversité. Le modèle de la conservation s'évalue donc à l'aune de la correspondance de la mesure de diversité avec un sens commun du concept (dissimilarité entre les éléments) et non du réalisme du modèle de l'évolution sous-jacent.

On peut noter toutefois une deuxième manière de justifier sa définition de la diversité, liée à la valorisation d'options pour le futur. Weitzman développe, au long de ses articles, un certain nombre « d'interprétations » (1992b:382), de « métaphores » (1992b:377), de « paraboles » (1993:158) ou « d'histoires » (1995:35) autour de la structure formelle de son modèle pour la conservation. Malgré

¹⁵¹ Le deuxième critère peut être rapproché d'un aspect relativement consensuel en philosophie économique du rôle de la modélisation, lié à sa fonction logique et pédagogique (Couix 2021; Israel 1996; Varenne 2014). Les modèles doivent permettre d'exprimer des raisonnements avec rigueur et clarté, en utilisant le formalisme mathématique et le raisonnement hypothético-déductif.

l'utilisation indifférenciée de termes qui ne sont pas synonymes dans la philosophie économique contemporaine, nous considérons ici que Weitzman développe ce faisant des *histoires* [*stories*] au sens de Morgan (2001).¹⁵² Étant donné que la structure centrale du modèle est abstraite, elle ne fait que contraindre ce qui peut être dit avec le modèle, mais ne le fixe pas. Il est possible de poser différentes questions qui déclenchent différentes dynamiques du modèle et permettent de le manipuler afin de raconter différentes histoires.

L'histoire de la valeur d'option est l'une des histoires développées en détail dans le premier article. Comme le note Weitzman (1992b:378), « l'une des raisons le plus souvent invoquées pour maximiser l'espérance de biodiversité est de maintenir une sorte de “diversification de portefeuille” naturel [*« natural “portfolio diversification” »*] des options futures pour trouver de nouvelles sources de nourriture, de médicaments, etc. ». Il spécifie ensuite un modèle probabiliste de la découverte d'un « remède pharmacologique pour une maladie » (p. 379) chez une espèce qui pourrait justifier la conservation des espèces de l'extinction. Ce modèle repose sur l'hypothèse que l'évolution est un « processus de ramification qui aboutit à l'accumulation de nombreuses boîtes minuscules », avec « l'hypothèse structurelle clé... qu'une fois qu'un remède est contenu dans un nœud parent, il est fixé ou verrouillé dans tous les nœuds descendants ultérieurs » (p. 379). Il formalise le modèle en postulant une relation de proportionnalité entre les probabilités conditionnelles de ne pas trouver le remède chez deux espèces et la distance entre ces espèces. Cela lui permet de montrer que la maximisation de la diversité conduit à minimiser le risque de perdre le remède *via* l'extinction de toutes les espèces qui le contiennent. Il conclut que « pourvu que les distances soient définies de manière appropriée, maximiser la diversité équivaut à minimiser le risque dans le cas le plus défavorable de ne pas pouvoir éviter une mauvaise tournure dans un problème de choix de portefeuille » (p. 382).

Avec cette *histoire*, Weitzman se rapproche du cadrage du problème par les systématiciens, pour qui la maximisation de la diversité est un objectif subordonné à une conception utilitariste des espèces, comme réservoirs d'options pour le futur. Cependant, ce narratif est accessoire chez Weitzman, et

¹⁵² Une analyse en profondeur des aspects rhétoriques (dans la lignée de McCloskey 1983, 1986) des travaux de modélisation de Weitzman pourrait enrichir l'analyse méthodologique proposée ici. Elle dépasse cependant le cadre de cette thèse et pourra faire l'objet de travaux ultérieurs.

constitue une couche d'interprétation rajoutée sur un modèle déjà structuré par la définition de la diversité issue du sens commun : la dissimilarité agrégée. Si les histoires que l'on peut raconter avec les modèles ne sont pas fixées par leurs structures, ces dernières contraignent tout de même le champ des histoires possibles (Morgan 2001). Le cœur du modèle de Weitzman, bien qu'assez abstrait, contient une limitation particulière : le concept de diversité à maximiser est une agrégation de distances entre éléments. Cette structure le contraint en l'occurrence à raconter une histoire de diversification de portefeuille fondée sur une hypothèse évolutionniste forte, à savoir que les traits s'accumulent strictement, sans perte, le long de l'arbre généalogique, des parents à la progéniture.¹⁵³ Le fait que Weitzman ne s'appuie pas sur un arbre d'évolution mais sur des distances génétiques condamne en réalité la possibilité d'interpréter son modèle de conservation comme une minimisation d'un risque par diversification de portefeuille. Cette critique sera particulièrement importante dans la réception de sa contribution par les systématiciens, comme nous allons le voir.

En conclusion, notons que Weitzman, en écartant volontairement la question de la valorisation économique de la diversité dans son modèle de la conservation et en choisissant de privilégier une approche littérale et générique du concept de diversité, se place volontairement en marge des recherches existantes en économie. Cela lui permet de présenter une contribution à part, avec pour volonté de fonder une approche en économie de la biodiversité : l'étude de la diversité *pour elle-même*. Ce parti pris le place cependant également en décalage par rapport aux systématiciens qui, nous l'avons vu s'étaient emparés de la question du lien entre mesure et valeur de la biodiversité d'une manière plus substantielle. Nous allons voir maintenant comment ils réagissent aux travaux de Weitzman et comment le dialogue qui s'ouvre permet un développement du modèle.

¹⁵³ Cette histoire de la valeur d'options a par ailleurs été disqualifiée par la suite, sous un autre angle, par l'économiste Mainwaring (2001) qui a souligné qu'elle reposait sur l'hypothèse injustifiée d'une corrélation entre la substituabilité et les distances génétiques entre les espèces. Pour cette raison, la recherche d'espèces étroitement apparentées n'est pas une représentation exacte de la manière dont la bioprospection est réellement effectuée par les sociétés pharmaceutiques.

2. Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

Weitzman propose donc une théorie de la diversité et un modèle de la conservation originaux pour l'économie, puisqu'ils donnent une place à une considération de la biodiversité pour elle-même. Cette théorie se place cependant de manière ambiguë, entre une définition issue du sens commun de la diversité et un fondement utilitariste de la conservation. Si la théorie de la diversité est initialement conçue comme un point de départ pour Weitzman, voyons désormais comment il a poursuivi son programme de recherche sur la biodiversité, en proposant un modèle plus complet pour l'optimisation de la conservation. Nous montrons en particulier comment les systématiciens, par leurs critiques constructives du modèle de Weitzman ont infléchi en partie le projet de Weitzman.

2.1. Réception de la théorie de la diversité par les systématiciens

Nous avons vu que les articles de Weitzman n'étaient pas présentés directement comme une contribution au débat engagé par les systématiciens sur les indicateurs de diversité en biologie de la conservation. Ce manque d'engagement était probablement dû à son ambition de donner un traitement plus générique à la question de la diversité et de publier dans une revue économique généraliste. Cela n'a cependant pas empêché les travaux de Weitzman de devenir, dès 1992, des références reconnues et discutés par les systématiciens contribuant à la biologie de la conservation. Ce lien a probablement été facilité par l'échange entre Weitzman et Carey Krajewski en 1991, car le biologiste a ensuite discuté des travaux de Weitzman avec Crozier et Faith lorsqu'il les a rencontrés en Australie en 1992 (Krajewski, communication personnelle). Faith (1992b:361), par exemple, cite la théorie de la diversité de Weitzman comme exemple de mesure de la « diversité taxonomique » qui tient compte des différences entre les espèces, au même titre que les contributions de May, Vane-Wright, Crozier et Williams, par exemple. Krajewski (1994) utilise les données de distance entre les grues qu'il a produites pour comparer les classements de priorité obtenus avec diverses mesures de diversité proposées, y compris celles de Vane-Wright *et al.*, de Faith et de Weitzman (voir Figure 29). En outre, dans un autre article comparant sa mesure de diversité phylogénétique (*PD*) à l'approche de Weitzman, Faith (1994a:74) remercie l'économiste pour ses commentaires sur une première version du document, ce qui montre que Faith reconnaissait en Weitzman un interlocuteur crédible sur le sujet.

En substance, nombreux sont ceux qui ont noté la ressemblance entre la mesure de diversité de Weitzman et la mesure *PD* de Faith. Gaston (1994) et Williams *et al.* (1994), par exemple, voient en Weitzman un défenseur des mesures de diversité fondées sur la phylogénie (c'est-à-dire calculées à partir d'un arbre évolutif – dont la longueur d'une branche informe sur le temps depuis la dernière divergence – plutôt qu'avec un cladogramme, où les branches sont toutes de même longueur ; voir Interlude 4), au même titre que Faith et Crozier. En effet, en fin de compte, la mesure de la diversité de Weitzman, comme celle de Faith, peut être lue sur l'arbre phylogénétique comme la longueur totale de l'arbre, c'est-à-dire la somme des longueurs des branches. Plus précisément, comme le note Krajewski (1994:34-35) dans son passage en revue des différentes mesures, « la mesure de Faith est conceptuellement similaire à celle de Weitzman (1992), *bien qu'elle suppose qu'une phylogénie du groupe en question a été établie indépendamment de l'analyse de la diversité* » (souligné par nous). En effet, la construction d'un arbre à partir de données de distance est une spécificité du travail de Weitzman : toutes les autres propositions reposent sur des arbres ou des cladogrammes existants. En raison de cette étape supplémentaire, la procédure de Weitzman ne donne pas les mêmes résultats que celle de Faith lorsqu'on l'utilise pour classer les espèces de grues en fonction de leur contribution à la diversité de l'ensemble (voir Figure 29). Comme l'exprime Krajewski (1994, pp. 34-35) : « la distinction des résultats de Weitzman peut être due à l'étape intermédiaire consistant à construire un arbre de longueur minimale à partir des distances génétiques. En fait, l'arbre de Weitzman n'est pas le même que [celui utilisé par Krajewski pour appliquer les autres mesures] ».

Mais la discussion des travaux de Weitzman ne s'arrête pas à cette constatation. Sa procédure pour construire les arbres est également évaluée par les systématiciens. Plus précisément, elle fait l'objet de critiques, sur la base de deux hypothèses erronées du modèle évolutif sous-jacent : l'hypothèse d'un taux d'évolution constant entre les espèces (« clock-like rates of evolution », Humphries *et al.* 1995:107) et la transmission automatique des caractères des parents à la progéniture (Faith 1994b; Krajewski 1994). Weitzman avait déjà essuyé ces critiques lorsque Krajewski avait discuté ses travaux en 1991. Il y avait répondu en présentant son usage des arbres comme instrumental, permettant de visualiser la contribution des espèces à la dissimilarité agrégée de la collection. Néanmoins, les systématiciens n'ont pas semblé souscrire à cette façon de faire. Plus précisément, ils ont pointé l'importance de disposer d'un arbre phylogénétique qui traduit l'histoire évolutive réelle pour la

Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

conservation de la biodiversité. En particulier, c'est essentiel pour pouvoir établir un lien entre maximisation de la diversité biologique et la préservation de la valeur d'option.

Species	Diversity measure							
	VW	NWU	NWW	S	W	F	C	Cyt-b
<i>Balearica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Grus leucogeranus</i>	2	2	2	2	3	2	2	10
<i>G. antigone</i>	4	4	4	5	10	5	5	11
<i>G. rubicunda</i>	5	5	5	8	7	7	7	8
<i>G. vipio</i>	5	5	5	11	4	12	12	9
<i>G. canadensis</i>	3	3	3	3	2	3	3	3
<i>Bugeranus</i>	4	6	6	4	5	4	4	4
<i>Anthropoides virgo</i>	5	7	7	7	6	9	9	7
<i>A. paradisea</i>	5	7	7	6	9	8	8	6
<i>G. nigricollis</i>	4	8	7	9	8	5	5	13
<i>G. japonensis</i>	5	9	8	10	11	6	6	2
<i>G. grus</i>	6	10	9	13	13	13	13	12
<i>G. monachus</i>	7	11	10	11	12	10	10	14
<i>G. americana</i>	7	11	10	12	10	11	11	5

^a The rightmost column is the ranking produced by Faith's (1992) index applied to cytochrome-b sequence data (Krajewski, unpublished data). VW, Vane-Wright *et al.* (1991); NWU, Nixon & Wheeler's (1992) unweighted index; NWW, Nixon & Wheeler's weighted index; S, Solow *et al.* (1993); W, Weitzman (1992, 1993); F, Faith (1992); C, Crozier (1992).

Figure 29. Comparaison du classement de priorité de conservation des espèces de grues en fonction de leur contribution à la diversité, avec six mesures de diversité élaborées au début des années 1990. Source : Krajewski (1994 p. 35)

En effet, comme nous l'avons vu précédemment (Interlude 4), les systématiens et les biologistes de la conservation faisaient fréquemment référence à la « valeur d'option » comme une « justification importante de la conservation » (Humphries *et al.* 1995:101). Afin de minimiser le risque de voir disparaître des espèces qui auraient pu être utiles à l'humanité, ils ont préconisé l'utilisation de mesures de diversité corrélées à la probabilité d'avoir des « caractères » (Humphries *et al.* 1995) ou des « caractéristiques » [« *features* »] (Faith 1994b) intéressants dans un groupe d'espèces.

Weitzman (1992, pp. 378-382) avance également l'argument de la valeur d'option en tant que source potentielle d'intérêt pour la diversité, lorsqu'il présente un moyen de relier sa mesure à un modèle de bioprospection pharmaceutique. Faith reconnaît d'ailleurs l'effort de Weitzman pour tenter de situer la valeur dans les caractéristiques des espèces, dans certains traits qui ont été transmis par l'évolution :

There have been several proposals for measures using phylogenetic and/or taxonomic information to weight species for conservation evaluation. Most of these have not explicitly attempted to quantify diversity at the lower level of features or attributes of species. Exceptions include Faith (1992a,b) and Weitzman (1992a,c), where option value is defined at the level of variation among species in underlying features (Faith 1994b:50).

Mais il note également que la méthode de Weitzman pour construire l'arbre phylogénétique à partir des distances et le modèle de Weitzman pour relier les caractéristiques à l'arbre, bien que « similaires dans l'esprit à la diversité phylogénétique », ne sont pas valides (p. 51). Plus précisément, la façon dont Weitzman construit les arbres à partir de données génétiques permet de voir à quel point une espèce est spécifique *en termes de matériel génétique*, mais pas *en termes de caractéristiques*. À l'inverse, les arbres phylogénétiques et la mesure de diversité associée se sont avérés être les plus prédictifs en termes de caractéristiques réelles des espèces (Faith 1992b, 2019; Véron et al. 2019) : plus une espèce contribue à *PD*, plus elle a de chances d'avoir des caractéristiques uniques. Pour cette raison, l'utilisation d'arbres évolutifs instrumentaux n'a pas été acceptée en systématique, en particulier par Faith, en tant que méthode compatible avec l'objectif de maximisation de la valeur de l'option. En fin de compte, Faith a avancé le fait que c'était l'objectif trop ambitieux de Weitzman de dériver une « mesure générale de la diversité », potentiellement applicable à n'importe quels objets, avec aussi peu d'« hypothèses injustifiées » [*unwaranted assumptions*] que possible, qui a conduit à une mesure non adaptée au cas spécifique de la diversité biologique (Faith 1994b:51).¹⁵⁴

2.2. *L'Arche de Noé, point final du modèle de conservation de Weitzman*

Weitzman a poursuivi son travail sur la biodiversité dans les années qui ont suivi la publication des deux premiers articles. Dans un premier temps, il réalise en 1993, avec Andrew Metrick, alors doctorant en économie à Harvard, une étude sur les préférences des décideurs en matière de conservation. Celle-ci a été imaginée au printemps 1993, après que Weitzman a obtenu des Services de la pêche et de la faune [*US Fish and Wildlife services*] une base de données de dépenses du gouvernement états-unien pour des actions ciblant des espèces spécifiques (Metrick, communication personnelle). Ils diffuseront une première version de leur travail dans la série *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* en février 1994 puis l'article sera publié sous le titre « Patterns of Behavior in Endangered Species Preservation » en 1996 dans la revue *Land Economics*. Metrick et Weitzman

¹⁵⁴ L'approche de Weitzman, caractérisée par l'appui sur un modèle très stylisés (un *toy model*) avec une technicité mathématique importante et une ambition de généralité, s'inscrit dans la continuité du « style MIT » (Cherrier 2014) qu'il a acquis au cours de sa formation avec Robert Solow (sur l'héritage de Solow, voir aussi Gaspard et Missemer 2023).

Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

(1996) s'appuient sur une analyse économétrique pour déterminer quels sont les critères les plus importants dans la sélection d'une espèce pour figurer sur la liste des espèces animales protégées d'une part et pour déterminer le montant qui est alloué pour sa conservation d'autre part. Ils testent quatre critères dont deux « scientifiques », le niveau de danger d'une espèce et son « caractère unique sur le plan taxonomique » [*taxonomic uniqueness* »] et deux liées à une valorisation plus affective que rationnelle des animaux (qu'ils nomment caractéristiques « viscérales » [*visceral* »]), la taille moyenne d'un représentant de l'espèce (comme proxy de son « charisme ») et sa « classe » – au sens biologique : mammifères, poissons... (Metrick et Weitzman 1996:1). Ils montrent que les deux types de critères comptent pour la sélection des espèces à inscrire sur la liste, mais que les critères « viscéraux » sont plus bien structurants que les critères scientifiques pour déterminer le montant alloué à la conservation (p. 15). Un corollaire est donc que la diversité biologique, à laquelle Weitzman s'est intéressé dans ses travaux, ne semble pas en pratique être un élément important pour orienter les actions de conservation.

Weitzman va pourtant continuer dans la voie qu'il avait définie dans ses premiers articles et aboutir en 1994 à sa formulation finale d'un modèle pour la conservation des espèces (Weitzman 1994b). L'article qui le présente, intitulé « The Noah's Ark Problem » (NAP) est publié en 1998 dans *Econometrica*.¹⁵⁵ Dans celui-ci, Weitzman propose une « parabole » [*parable* »] (p. 1279) pour la conservation des espèces biologiques qui se veut à la fois une procédure utile pour la conservation appliquée et un cadrage de la question de la préservation de la biodiversité en économie.

Dans la parabole, la personne responsable de la conservation [*the conservationnist* »] doit choisir les espèces à « embarquer » à bord de l'arche (autrement dit à protéger, c'est-à-dire augmenter leur probabilité de survie) avec un espace limité dans son arche (métaphore pour un budget de préservation contraint).¹⁵⁶ Connaissant ce budget, elle souhaite maximiser une fonction objectif : l'espérance de la valeur des espèces embarquées. Cette valeur s'exprime comme la somme de deux termes : la valeur économique de chaque espèce individuelle (ce que Weitzman appelle leur « utilité directe »,

¹⁵⁵ Il n'existe pas de différences notables entre le document de travail publié dans la série *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* en 1994 et la version publiée par la revue en 1998.

¹⁵⁶ La ressemblance avec la parabole biblique est donc assez ténue, car Noé a dans la Bible suffisamment de place dans l'arche pour embarquer des représentants de toutes les espèces et n'a donc pas à choisir entre elles.

c'est-à-dire « combien nous aimons ou valorisons [leur existence] », p. 1280), plus la valeur accordée à la diversité du groupe d'espèces.¹⁵⁷ En d'autres termes, Weitzman reprend la formulation du problème de la conservation qu'il avait mentionnée dès l'article de 1992 – sans le résoudre alors. Il ajoute ainsi à l'idée de maximiser la diversité la prise en compte des coûts de la conservation et des bénéfices directs fournis par les espèces. La parabole de Weitzman est un moyen de définir formellement le problème de la conservation comme un problème d'optimisation, puis de fournir une solution optimale. Sous des hypothèses restrictives, il prouve que ce problème peut être résolu par un algorithme myope, basé sur un classement des espèces. Le critère de classement proposé par Weitzman (1998, p. 1280) pour une espèce i est une combinaison de quatre variables : l'utilité de l'espèce U_i , sa « dissimilarité » *vis-à-vis* des autres espèces de la collection D_i , le surplus de probabilité qui peut être obtenu grâce à la mesure de conservation ΔP_i et le coût de cette mesure C_i :

$$R_i = (D_i + U_i) \left(\frac{\Delta P_i}{C_i} \right)$$

La solution au problème de l'arche de Noé ainsi défini est une « politique extrême » (p. 1287) : le budget ne doit pas être réparti sur toutes les espèces, mais chaque espèce doit être protégée au maximum (c'est-à-dire que sa probabilité d'extinction doit être réduite à la limite inférieure réalisable) ou ne pas être protégée du tout. Concrètement, la personne chargée de la conservation devrait commencer à dépenser le budget pour protéger la première espèce de la liste, jusqu'à ce que sa probabilité de survie atteigne le maximum réalisable, puis passer à l'espèce suivante, etc. Une fois le budget épuisé, toutes les espèces situées dans le classement en dessous de la dernière ayant été ciblée par une action de conservation ne seront pas « embarquées » – leur probabilité d'extinction ne sera pas modifiée.

Pour prouver l'optimalité de cette procédure, Weitzman s'appuie sur une formalisation du problème, qui permet de définir plus précisément ce que signifie le terme de diversité dans la fonction objectif et comment il est lié à la dissimilarité des espèces. Il le fait en « ajoutant de la structure »

¹⁵⁷ Avec toujours l'hypothèse d'une possible commensurabilité entre la diversité et l'utilité directe, mentionnée mais non analysée par Weitzman : « *Imagine somehow that D_i has been made commensurate with U_i* » (Weitzman 1998:1280).

Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

[« *putting more structure* »] (p. 1289) à son problème, c'est-à-dire en spécifiant un modèle pour représenter les espèces, à l'intérieur du modèle général de la préservation optimale.

Le modèle est construit sur une analogie : chaque espèce est analogue à une bibliothèque, ayant une valeur économique pour elle-même, en raison des bâtiments par exemple (l'utilité directe des espèces), et contenant des livres (« très grossièrement analogues au patrimoine génétique de l'espèce elle-même », p.1281) qui ont également une valeur. La valeur d'une collection de bibliothèques est supposée être la somme de la valeur de chaque bâtiment et de la valeur de la diversité de la collection, définie comme le nombre de livres distincts qu'elle contient. L'argument crucial est celui de la redondance : deux bibliothèques très similaires en termes de livres sont redondantes et les préserver toutes les deux n'est pas aussi intéressant que de préserver deux bibliothèques très différentes. Dans le second cas, beaucoup plus d'informations différentes seraient préservées. Par conséquent, plus une bibliothèque est différente d'une collection existante, plus elle ajoute à sa diversité.

Compte tenu de cette analogie, Weitzman restreint quelque peu la manière dont les collections de livres sont constituées en supposant qu'elles sont le produit d'un processus évolutif : ce qu'il appelle le « modèle de bibliothèque évolutive » [« *evolutionary library model* »] (p. 1290). Dans ce modèle, les bibliothèques acquièrent des livres à leur propre rythme et peuvent passer par des « événements de spéciation », au cours desquels elles sont copiées et commencent à acquérir des livres à leur propre rythme ou s'éteignent. La collection actuelle de bibliothèques peut donc être conceptualisée comme le résultat d'un « processus de ramification évolutive » [« *evolutionary branching process* »] et représentée sous la forme d'un arbre phylogénétique (Figure 30).

Cette spécification supplémentaire conduit à considérer la diversité d'une collection d'espèces comme la longueur totale de l'arbre (égale au nombre de livres différents) et à définir la dissimilarité d'une bibliothèque comme le nombre de livres qu'elle a acquis depuis le dernier événement de spéciation – la longueur de sa branche. Avec ces spécifications, Weitzman peut déduire que l'espérance de diversité apportée par une bibliothèque supplémentaire est sa dissimilarité (théorème 3, p. 1293). Ce théorème, avec d'autres hypothèses sur les probabilités d'extinction et les coûts,¹⁵⁸ permet ensuite

¹⁵⁸ ΔP_i «relativement petit» (p. 1294) et les coûts de conservation linéaires en ΔP_i (p. 1296).

de prouver que la maximisation de la fonction objective est équivalente à la procédure de classement exposée précédemment.

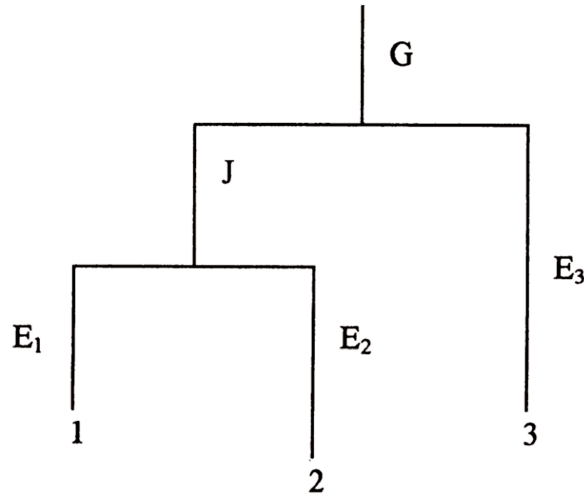


Figure 30. Arbre associé au modèle de bibliothèque évolutive (Weitzman 1998, p. 1291)

2.3. Ce que Weitzman doit à la systématique

Le modèle peut apparaître à première vue comme l'aboutissement du programme de recherche de Weitzman sur la biodiversité, avec une résolution du modèle complet pour la conservation. Il est cependant notable que la mesure de diversité élaborée dans les premiers articles, censée constituer la première brique de ce programme, n'est pas utilisée dans l'article. Weitzman ne s'appuie plus sur une matrice de distances, ni sur sa définition récursive d'une fonction de diversité, mais suppose qu'on peut lire la dissimilarité d'une espèce sur la longueur des branches d'un arbre existant. Nous explorons ici les raisons qui ont pu conduire à cette évolution.

Notons en premier lieu que l'ambition de Weitzman pour son modèle et sa méthodologie de modélisation ne semblent pas avoir significativement évolué. Le modèle a encore vocation à être utile pour les politiques de conservation et Weitzman s'appuie toujours sur une structure formelle mathématique rigide et un ensemble de narratifs associés. Weitzman utilise indifféremment les termes *parabole* et *modèle* pour désigner le problème de l'arche de Noé tel qu'il le définit. Comme précédemment, nous considérons que Weitzman désigne avec ces termes la combinaison de la structure formelle et de *l'histoire* – au sens de Morgan (2001). La structure est constituée de la définition des

Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

variables, de leurs spécifications et de leurs interrelations, ainsi que de la fonction objectif. L'histoire commence par l'analogie entre l'autorité de conservation et Noé, figure biblique, qu'il décrit comme un « homme pratique, d'extérieur » [« *a practical outdoors man* »] (Weitzman 1998:1294), qui a besoin d'une règle simple pour savoir quelles espèces embarquer, et se poursuit par l'exposition de la procédure de classement compatible avec le modèle.

En ce qui concerne sa stratégie de recherche, Weitzman explicite à plusieurs reprises sa vision du rôle d'un modèle abstrait pour l'application aux politiques de conservation. Il présente par exemple le critère de classement des espèces comme à la fois utile et fondé formellement :

The ranking criterion is sufficiently operational to be useful in suggesting what to look at when determining actual conservation priorities among endangered species. At the same time, the formula is firmly rooted in a mathematically rigorous optimization framework, so that its theoretical underpinnings are clear (Weitzman 1998:1279).

Et il précise que sa stratégie repose sur un « modèle sous-jacent, nommé 'le Problème de l'Arche de Noé' [...] qui se veut une sorte de forme canonique qui réduit à son essence analytique le problème de la préservation optimale de la diversité dans le cadre d'une contrainte de budget » (p. 1279).

Le modèle *NAP* qui génère les procédures de classement joue alors un rôle particulier, à mi-chemin entre la théorie et le problème réel de la conservation. Comme Morgan et Morrison (1999) l'ont conceptualisé, le modèle peut être considéré comme un « médiateur » (Morgan et Morrison 1999) entre le monde réel et la théorie. Comme dans l'article de 1992, la connexion à la théorie est assurée par une construction mathématique rigoureuse, permettant de relier logiquement les raisonnements à leurs prémisses théoriques. En ce qui concerne le monde réel, la force du lien n'est pas jugée par Weitzman sur une base logique, mais sur un critère moins formel : la procédure doit être « opérationnelle » (p. 1279) et le critère de classement « intuitivement plausible » (p. 1297).

On peut relier la méthode de modélisation de Weitzman à la perspective « fictionnaliste » en méthodologie économique, décrite notamment par Robert Sugden (2009, 2013).¹⁵⁹ Les fictionnalistes considèrent la modélisation comme la construction d'un monde plausible, crédible, à partir duquel des inférences inductives sont tirées sur le monde réel, souvent de manière assez implicite (Sugden 2009). L'invocation récurrente par Weitzman du caractère « sensé » [« *sensible* »], « intuitif » de sa procédure (Weitzman 1998:1280, 1294) est particulièrement frappante à cet égard. De plus, le retour au monde réel ne se fait pas par inférence déductive (déduire les effets de la cause), mais de manière moins systématique, comme le décrivent les récits fictionnalistes de modélisation (Sugden 2009, 2011).

La question de la crédibilité était déjà présente dans les premiers articles. Comme nous l'avons vu, la mesure de diversité de Weitzman était présentée comme donnant des résultats qui correspondent à l'intuition du sens commun du concept de diversité. Mais à la question de la crédibilité du *résultat du modèle général* (donc ici la procédure de classement), s'ajoute en 1998 un discours auparavant absent qui porte sur la crédibilité du *modèle de l'évolution sous-jacent*. Ce modèle, nommé « modèle de bibliothèque évolutive » décrit les bibliothèques, analogues aux espèces, comme le résultat d'un processus analogue à l'évolution. Weitzman précise le statut de ce modèle par rapport au processus réel de l'évolution des espèces :

An 'evolutionary library' here is an abstraction standing for an entity that evolves as a unit independently of other such units, and which came into being originally by splitting off from another such entity. I think there is some merit in first defining carefully the mathematical essence of an evolutionary branching process - i.e., the "evolutionary library model" - and then, in the biological context, defining species to be units that satisfy, not perfectly but tolerably well in practice, such a model (Weitzman 1998:1292).

Ainsi, sans aller jusqu'à parler de réalisme du modèle de Weitzman pour l'évolution, il nous semble que Weitzman veut convaincre de la crédibilité ou plausibilité de celui-ci, lorsqu'il fait l'hypothèse

¹⁵⁹ L'une des trois principales approches contemporaines de la modélisation dans la littérature méthodologique économique, avec les « isolationnistes » (Mäki 2009a) et les « explorationnistes » (Hausman 1992, 2013). Pour une discussion des trois approches, voir Couix (2021)

Faire compter l'histoire évolutive dans le modèle pour la conservation

que les espèces correspondent « imparfaitement mais raisonnablement bien dans la pratique » aux entités formelles qu'il nomme « bibliothèques évolutives ». Ainsi, la modélisation d'un processus d'évolution, réalisée de manière instrumentale pour aboutir à une procédure d'agrégation de distances dans les premiers articles, est devenue un élément important pour la crédibilité du modèle de conservation. Pour optimiser la conservation de la diversité des espèces biologiques, le modèle de l'Arche de Noé doit rendre compte du fait qu'elles sont en effet le résultat d'un processus d'évolution, et le modéliser de manière convaincante.

Cependant, Weitzman ne fournit pas d'éléments dans l'article pour étayer la crédibilité de son modèle et n'indique pas non plus sa provenance. Plus généralement, l'article ne comporte aucune citation d'articles au sein du texte : huit références sont données en bibliographies, dont trois sont des articles de Weitzman, deux de Solow et Polasky et seulement un article, de Crozier (1992), provient des sciences du vivant. La source du modèle pour l'évolution n'est donc pas explicite. On peut cependant identifier une possible influence des critiques formulées par les systématiciens après ses premiers articles.

Lorsqu'il expose le « modèle de bibliothèque évolutive », Weitzman note qu'après une ramification, chaque bibliothèque acquiert des livres « à son propre rythme » [« *at its own rate* »] (Weitzman 1998:1290). Cela a pour conséquence visuelle de créer des arbres dont les branches sœurs ont des longueurs différentes (cf. Figure 30). Cela représente un changement important par rapport à sa théorie qui construisait des arbres « ultramétriques » (Weitzman 1992b:368), c'est-à-dire avec des branches sœurs de longueur égale (cf. Figure 28). Cette propriété provenait de l'hypothèse du rythme constant d'évolution entre les espèces [*clock-like rates of evolution*], qui avait entraîné des critiques de la part des systématiciens. En abandonnant cette hypothèse, Weitzman a intégré leurs apports.

Par conséquent, Weitzman n'était plus en mesure de construire un arbre de vraisemblance maximale à partir de données de dissimilarité, puisque l'hypothèse qu'il a dû abandonner était une clé de sa procédure d'inférence. En revanche, cette modification a rendu sa théorie plus cohérente avec les propositions des systématiciens. Dans le modèle du NAP, la diversité d'une espèce/bibliothèque est égale à la longueur de ses branches et la diversité totale est la somme de toutes les longueurs de branches, comme chez Faith (1992a). Mais le fait que l'arbre où on peut trouver cette information

chez Weitzman (1998) soit identique aux arbres phylogénétiques utilisés par les systématiciens, et non construit par lui, rend le critère de classement des espèces compatible avec d'autres mesures de diversité basées sur la phylogénie, en particulier celle de Faith, *PD*.

Faith *et al.* (2003:317f) ont noté cette évolution à partir d'un « cadre original basé sur la dissimilarité agrégée (Weitzman, 1992) [qui] s'est avéré peu performant en tant que modèle prédictif de la biodiversité » et affirment que « Weitzman (1998) a ensuite modifié son modèle de biodiversité, créant un équivalent à la méthode déjà utilisée par les biologistes ('PD' ; voir Faith, 1992) ».

À la suite de Faith, d'autres systématiciens iront même jusqu'à dire que Weitzman a utilisé la mesure de diversité *PD* dans sa formulation finale du problème de l'arche de Noé. Par exemple, Hartmann & Steel (2006, p. 645) ont noté : « une variante du problème de l'arche de Noé a été décrite dans Weitzman (1992) ; cependant, elle utilisait une mesure de dissimilarité au lieu de *PD* [...] le NAP tel que publié dans Weitzman (1998) combinait finalement *PD*, les probabilités d'extinction et les coûts de conservation ». De manière similaire Billionnet (2013:147) affirme que Weitzman a fondé son modèle sur *PD* :

Weitzman (1992) proposed a framework to measure biodiversity based on aggregated distance-dissimilarity and on the concept of dynamic programming but this approach has some drawbacks (Faith 1994; Faith *et al.* 2003). In 1998, Weitzman modified his biodiversity model, creating the Noah's Ark Problem (NAP) *based on the PD measure defined by Faith (1992)* (Billionnet 2013:147, souligné par nous).

Sans aller jusqu'à affirmer cela, nous notons cependant que les débats en systématique ont exercé une influence sur l'élaboration de la théorie finale de Weitzman sur la conservation. Toutefois, la forme de l'article de Weitzman fait qu'il est assez difficile de repérer l'influence des systématiciens dans sa théorie. Comme il n'y a pas de références dans le texte, et qu'il est écrit comme un article autonome, qui forme une théorie complète, la discussion interdisciplinaire qui a conduit à la théorie finale doit être remise sur le devant de la scène par un travail historique, comme cela a été fait ici.

3. Conclusion

Notre enquête historique nous a permis de retracer la genèse du modèle de l'arche de Noé, en mettant en lumière la productivité d'un dialogue interdisciplinaire entre systématique, biologie de la conservation et économie. Il semble néanmoins que ce dialogue n'a pas été poursuivi par les économistes après Weitzman. Plusieurs éléments nous permettent d'étayer ce point.¹⁶⁰

D'une part, les travaux de Weitzman sont toujours cités en biologie de la conservation, à la fois comme des contributions reconnues au débat des années 1990 sur les mesures de diversité, au même titre que celles des systématiciens, mais également car ils donnent lieu parfois à des prolongements contemporains.¹⁶¹ En économie, on observe également quelques développements du modèle de l'arche de Noé (notamment Courtois et al. 2014; Courtois, Figuières, et Mulier 2019), mais les travaux de Weitzman sont principalement cités en tant que référence pour le champ de l'économie de la biodiversité, bien qu'ils n'aient pas suscité un programme de recherche persistant dans le champ.¹⁶² À cet égard, l'absence totale de mention des travaux de Weitzman dans la *Dasgupta Review* (2021) sur l'économie de la biodiversité est frappante. Les travaux économiques contemporains sur la biodiversité semblent en effet davantage consacrés à la valeur des écosystèmes qui dérive de leurs fonctions (*via* le concept de services écosystémiques) ou celle des espèces individuelles et non à l'étude de la diversité biologique en tant que telle. Groom et Turk (2021) justifient notamment l'absence de la théorie de Weitzman dans la revue de Dasgupta par son manque de prise en compte de l'écologie fonctionnelle et des interactions entre espèces au sein des écosystèmes.

¹⁶⁰ Nous avons réalisé une analyse détaillée, quantitative et qualitative, de citations à partir des trois articles de Weitzman (1992b, 1993, 1998) sur la biodiversité et de celui de Faith (1992a). Nous donnons ici les résultats les plus importants. Les détails de l'analyse sont présentés en Annexe 1.

¹⁶¹ Voir par exemple le « Protocole de priorisation des projets » (PPP) [« *Project Prioritization Protocol* »] de Joseph *et al.* (2009), fondé sur le modèle de l'arche de Noé.

¹⁶² Le fait que Weitzman soit un économiste renommé de Harvard et que les articles aient été publiés dans des revues du « top 5 » renforce probablement leur statut d'articles incontournables en économie de la biodiversité. Sur le statut des revues du top 5 en économie, voir Heckman et Moktan (2020). Il est notable que seulement cinq articles parmi tous les articles que ces revues ont publiés mentionnent le terme « biodiversité » dans le titre ou l'abstract (cela fait écho, de manière encore plus frappante, au problème pointé par Stern et Oswald (2019) pour la question du climat en économie). Ces cinq articles ont été publiés entre 1996 et 2003 – et Weitzman (1998) est l'un d'entre eux.

D'autre part, l'intérêt de l'économie de la biodiversité pour la systématique semble n'avoir pas persisté après Weitzman. Les travaux de Faith, sur sa mesure de diversité *PD* sont conceptuellement proches de ceux de Weitzman, ont exercé une influence sur ceux-ci et ont aujourd'hui une postérité très importante en biologie de la conservation.¹⁶³ Pourtant, la portée des travaux de Faith en économie est quasi inexistante. Un seul article publié dans une revue économique utilise la mesure *PD*, et aucun ne fait le lien entre les travaux de Faith et le modèle de l'arche de Noé de Weitzman.¹⁶⁴ Nous identifions deux raisons potentielles. Premièrement, la forme de l'article de Weitzman de 1998, avec un modèle autonome et aucune référence à d'autres articles dans le texte (et seulement une référence à un article écrit par un biologiste dans la courte bibliographie présente à la fin de l'article) n'aide pas à rendre visible la discussion interdisciplinaire passée et n'attire pas l'attention des économistes sur la nécessité de poursuivre ce dialogue. Deuxièmement, l'économie de la biodiversité a eu, dès le départ, plus de liens avec l'écologie fonctionnelle ou l'écologie des populations, qui reposent sur des paradigmes différents, plus faciles à relier à la modélisation économique par exemple : la collaboration avec la systématique et l'écologie évolutive en général est donc probablement moins facile pour les économistes. Il est frappant à cet égard de voir que plusieurs extensions du modèle de Weitzman, dont Courtois *et al.* (2014) ont été orientées vers l'écologie fonctionnelle, même si le modèle initial était fondé sur la biologie systématique.

Néanmoins, nous pensons que, sans diminuer l'utilité des lignes de recherche actuelles en économie de la biodiversité, il pourrait y avoir de la place pour une exploration plus poussée du lien entre économie et systématique. D'autant plus que l'approche phylogénétique semble gagner du terrain dans les politiques de conservation de la biodiversité. Par exemple, la mesure *PD* a récemment été intégrée dans l'évaluation par l'IPBES de la contribution de la nature à l'humanité en tant que mesure des valeurs d'option liée à la biodiversité (Faith 2018; IPBES 2018). L'initiative « *Evolutionarily Distinct and Globally Endangered* » (EDGE, Gumbs et al. 2023) propose par ailleurs un protocole permettant de hiérarchiser les efforts de conservation des espèces, sur la base de plusieurs indicateurs, notamment *PD*, mais pas d'indicateurs économiques, tels que les coûts. La collaboration pourrait donc

¹⁶³ Faith (1992a) est l'article le plus cité de la discipline

¹⁶⁴ Voir les détails en Annexe 1.

Conclusion

aller dans les deux sens, les économistes contribuant aux procédures de classement d'une part et utilisant les métriques de la systématique dans leur modèle d'optimisation de la préservation d'autre part.

Ce dernier cas d'étude apporte également des éléments nouveaux pour répondre aux questions qui traversent ce travail de thèse. Le thème de la préservation de la biodiversité amène plusieurs évolutions par rapport aux cas considérés jusqu'ici. Premièrement, la question économique n'est plus celle de la production et de la nécessité d'utiliser efficacement les ressources naturelles vivantes ou de savoir maîtriser les nuisibles, de manière à optimiser l'activité productive. Si la question de la préservation peut être envisagée sous l'angle de la maximisation d'un certain service rendu par les espèces qu'on préserve et donc étendre le concept de production, ce n'est pas exactement le cas ici. Le vivant est considéré comme un patrimoine à préserver, en le justifiant par moments selon une logique de maximisation des opportunités économiques dans le futur, mais aussi par moments comme détenteur d'une valeur intrinsèque dont la provenance n'est pas un sujet pour l'économie. Une deuxième spécificité de ce cas provient de l'imprécision, préexistante à l'intérêt des économistes, du concept central : la biodiversité. Si nous avons vu dans les cas précédents que les concepts biologiques (par exemple celui de population) pouvaient être sujets à débats dans les sciences du vivant concernés, aucun n'était construit avec une telle imprécision volontaire, pour devenir un concept étendard, avec pour ambition de rassembler des enjeux environnementaux divers. Cette propriété a probablement facilité l'appropriation par Weitzman d'une question de recherche qui rassemblait jusque-là des scientifiques du vivant : la définition quantitative de la diversité. En l'absence de définition fixée, il a pu apparaître comme légitime pour proposer la sienne, en tant que mathématicien plutôt qu'économiste.

Vis-à-vis de notre question de la représentation du vivant, ce cas donne à voir une situation inédite, puisque l'entité considérée dans les modèles que nous étudions n'est plus un ensemble d'individus, mais un ensemble d'espèces. Cet ensemble, qui prend la forme d'une liste, peut représenter les espèces recensées dans un lieu donné (dans un site potentiel de réserve), aussi bien que les espèces connues appartenant à une même famille, présentes à différents endroits dans le monde (comme c'est le

cas avec l'exemple des grues). Le nombre d'individus ou leurs caractéristiques ne sont pas des éléments considérés. Ce décalage avec les cas précédents est en lien avec la différence de situations économiques représentées par les modèles. Pour les activités productives fondées sur le vivant, était représenté un ensemble d'individus, en nombre ou en masse, puisque cela permettait de déterminer leur influence sur le processus de production. Ici, avec une vision patrimoniale du vivant, c'est la persistance d'une catégorie d'êtres biologiques – une espèce – qu'on cherche à assurer, sans considérations pour les entités qui la composent.

Les contributions que nous étudions partent du postulat qu'il faut représenter une propriété de l'ensemble d'espèces visées par des actions de conservation : sa diversité. Il existe cependant une tension sur la manière dont cette diversité doit être représentée : par des distances entre espèces ou par leur histoire évolutive ? En d'autres termes, peut-on représenter ces espèces comme des entités dont on mesure des différences, ou est-il nécessaire de rendre compte du processus biologique qui a abouti à leur existence ? L'histoire de la trajectoire de Weitzman est particulièrement instructive sur la manière de former la représentation du vivant dans un modèle. On peut souligner en particulier l'importance des données dont il dispose au début de son travail sur la façon dont il a commencé par représenter les espèces. Les données de distance entre espèces, présentées sous forme de matrices, ont été son point d'entrée dans le sujet de la conservation de la diversité, au côté d'Andrew Solow et de Stephen Polasky. Le premier modèle qu'il a construit représentait ainsi les espèces comme des objets dont on peut mesurer deux à deux la dissimilarité. Cette représentation lui a permis d'élaborer un modèle très générique, puisqu'il était applicable à n'importe quels objets dont on peut quantifier la ressemblance. La première tentative de représentation du vivant de Weitzman peut donc être décrite comme *réductionniste*, dans le sens où elle présente les espèces comme un exemple parmi d'autres d'une catégorie plus générale, dont font également partie les bâtiments et les langages par exemple. On retrouve ici la même articulation entre montée en généralité et effacement des spécificités du vivant que dans les travaux de Smith sur la production à partir de ressources biologiques par exemple (Chapitre 2).

Dans le modèle de l'arche de Noé, il n'est cependant plus question de distances : les espèces, analogues à des « bibliothèques évolutives », sont devenues le produit d'un processus évolutif. Cette représentation provient des travaux des systématiciens avec qui Weitzman a échangé, qui ont analysé

Conclusion

et critiqué son modèle. Le modèle est ainsi devenu plus spécifique, puisqu'il ne s'applique plus qu'au cas d'entités réellement issues d'un processus évolutif : les espèces biologiques. On peut qualifier la manière de former la représentation du vivant dans le modèle *d'import* d'une représentation, c'est-à-dire un cas particulier de transfert interdisciplinaire, ici de la systématique vers l'économie. Weitzman suit finalement une trajectoire à la Gordon (Chapitre 1), bien que son modèle ne soit pas (pour le moment) le point de départ d'une tradition de modélisation couplée économie-sciences du vivant.

Enfin, on ne peut comprendre l'évolution de la manière de représenter les espèces sans faire référence à la finalité du modèle élaboré par Weitzman. Dans ses premiers travaux, le choix de la représentation est justifié par des références au sens commun et au caractère intuitif des résultats que le modèle suggère. L'évaluation de la représentation des espèces à l'aune de ce standard ne nous paraît pas avoir de rapport avec l'ontologie biologique des espèces. Cette évaluation se comprend plus facilement par le fait que le modèle se veut générique. La mesure de diversité donne des résultats conformes à l'intuition qu'on peut avoir en se représentant le concept général de diversité, ce qui doit renforcer l'idée que le modèle est pertinent pour traiter la question en toute généralité. En revanche, dans le modèle de l'Arche de Noé, nous percevons un double standard d'évaluation des représentations. Alors que le modèle de la conservation dans son ensemble est toujours présenté comme une fiction *crédible*, Weitzman appuie le modèle représentant les espèces et le processus d'évolution qui les a formés comme étant réaliste. Et ceci peut s'expliquer par le fait que la conservation de la diversité biologique est motivée par un autre objectif plus fondamental : la préservation d'options pour le futur. Comme nous l'avons vu, les systématiciens ont pu convaincre Weitzman que cet objectif ne pouvait se traduire par la maximisation de la diversité qu'à condition de fonder la mesure de celle-ci sur l'histoire évolutive réelle des espèces. On observe donc un cas intéressant d'articulation entre *finalité* du modèle, *critère d'évaluation* des représentations du vivant et *méthode de construction* de ces représentations. Nous développons cet enjeu dans la conclusion générale qui suit.

Conclusion générale

À l'heure où la crise écologique se fait de plus en plus pressante et met en lumière les limites des approches traditionnelles de gestion des ressources naturelles, la nécessité de repenser les cadres théoriques et méthodologiques des sciences économiques devient de plus en plus évidente. Cette thèse s'inscrit dans cette perspective, en explorant la manière dont l'interdisciplinarité avec les sciences du vivant peut offrir des perspectives nouvelles pour appréhender les défis complexes posés par la gestion des ressources biologiques. Ainsi, cette recherche s'est efforcée de répondre à la problématique suivante : *dans le cadre du traitement des ressources biologiques, comment et dans quelle mesure l'interdisciplinarité avec les sciences du vivant conduit les économistes à des innovations théoriques et méthodologiques ?*

Pour ce faire, nous avons choisi d'adopter une approche historique et méthodologique, fondée sur l'analyse d'épisodes de l'histoire de l'économie des ressources naturelles et de la biodiversité. Plus précisément, nous avons cherché dans l'histoire des moments où des chercheurs et chercheuses étaient confrontés à la nécessité de représenter des spécificités du vivant dans leurs modèles pour conduire une analyse économique. Les quatre cas étudiés dans les chapitres qui précèdent constituent une première réponse à la question préliminaire que nous avons identifiée en introduction : *il existe bien des économistes qui reconnaissent des particularités au vivant, suffisantes pour devoir conduire à des innovations en termes de représentation dans les modèles économiques.* Dans les quatre épisodes, à différents moments de la deuxième partie du XX^e siècle et dans différents contextes, des économistes aboutissent à des modèles dans lequel certaines spécificités du vivant sont représentées.

Nos reconstructions historiques montrent toutefois que certaines spécificités n'étaient pas reconnues dès le début de certains projets de modélisation économique. Gordon a d'abord choisi de

modéliser la pêche sans considérer que le renouvellement des populations de poissons s'en trouverait affecté (Chapitre 1). Weitzman n'a pas initialement jugé nécessaire de considérer les espèces comme issues d'un processus évolutif, puisqu'il s'est focalisé sur la quantification de leurs similarités et différences (Chapitre 4). Néanmoins, dans les deux cas, certaines spécificités ont fini par s'imposer comme nécessaires dans la représentation du vivant pour l'analyse : le modèle de Gordon-Schaefer représente finalement la population de poisson comme une entité qui se régénère, à un taux qui dépend de la pression de pêche ; le modèle de l'arche de Noé s'appuie sur une représentation arborescente des espèces qui traduit leur histoire évolutive. Dans les cas où des spécificités étaient reconnues dès le départ, nous avons néanmoins repéré de nombreuses discussions sur la bonne délimitation et définition des spécificités à considérer. Ces discussions portent parfois sur le bon *niveau* de généralité auquel situer ces spécificités. Les généralisations du modèle bioéconomique à l'ensemble des ressources renouvelables se heurtent à la question de la définition de la spécificité de l'entité vivante considérée. Peut-on réduire sa spécificité au concept d'engendrement, c'est-à-dire de production de matière à partir d'elle-même ? ou doit-on spécifier ce processus, en représentant son caractère de population, composée d'individus hétérogènes, qui se reproduisent, croissent et meurent (Chapitre 2) ? C'est ainsi le degré de spécification des caractéristiques du vivant qui est en jeu, du plus spécifique (une population hétérogène) au plus général (un capital naturel qui s'auto-engendre). Mais nous avons parfois constaté également un enjeu de *sélection* entre de multiples spécificités du vivant, non hiérarchisées *a priori* (sans enjeu de niveau de généralité). Par exemple, doit-on représenter prioritairement le développement de la résistance des insectes ? ou leur appartenance à un réseau de prédation (Chapitre 3) ?

Étant acté que la représentation du vivant dans les modèles économiques était une possibilité, réalisée dans nos cas d'études, nous avons proposé des éléments de réponses pour chacune des trois sous-questions que nous avons identifiées en introduction. En premier lieu, nos enquêtes éclairent sur la *manière dont les économistes aboutissent à une représentation du vivant dans leur modèle et leurs appuis sur les sciences biologiques*. Nous avons mis en évidence des cas où les économistes forment, au moins dans un premier temps, des représentations fondées sur leur compréhension d'une caractéristique supposée des entités vivantes considérées. Ils traduisent cette caractéristique de manière très stylisée, en accord avec leur objectif d'exploration heuristique. Gordon représentait initialement la

population de poissons comme une quantité fixe, renouvelée chaque année, dans laquelle on prélève des captures, puisque cette hypothèse *suffisait* à explorer les effets du libre accès sur la surexploitation de la ressource (Chapitre 1). De la même manière, Regev représentait l'évolution de la résistance des insectes aux pesticides par une équation *ad hoc*, sans la fonder par des études biologiques. En un sens, il a choisi la forme la plus simple qui permettait une analyse des effets économiques possibles de l'enjeu de résistance (Chapitre 3). Dans ces cas, l'apport des sciences biologiques est minimal : les économistes partent d'une compréhension d'un mécanisme *a priori* établi par les sciences biologiques (le stock de poisson se reconstitue, les insectes développent une résistance aux insecticides) dont ils forment eux-mêmes la représentation.

L'influence des sciences du vivant, quand elle est plus importante, peut se faire de plusieurs manières. Nous avons vu que les économistes peuvent construire leurs représentations à partir de données qui sont produites par des biologistes. C'est le cas de Weitzman, pour qui les données de distances génétiques conditionnent la représentation des espèces dans la première mesure de diversité qu'il construit (Chapitre 4). Une autre configuration, plus attendue au vu de la littérature existante sur la modélisation interdisciplinaire (Grüne-Yanoff et Mäki 2014; MacLeod et Nagatsu 2016), est celle de l'import de représentations existantes, c'est-à-dire de modèles déjà formalisés par les biologistes. Clark construit par exemple plusieurs modèles bioéconomiques à partir de différents modèles de population issus de la biologie des pêches (Chapitre 2). C'est néanmoins plus souvent dans un second temps que les économistes que nous étudions incluent dans le modèle une représentation importée. À la suite d'échanges avec des biologistes, ils remplacent la représentation qu'ils avaient construite par une représentation déjà formalisée. Le modèle de l'arche de Noé est finalement fondé sur un arbre phylogénétique, après des critiques de la représentation initialement choisie par Weitzman (Chapitre 4). Pour le modèle bioéconomique des pêcheries, c'est Schaefer lui-même qui remplace la modélisation de la population de Gordon par la sienne (Chapitre 1). Enfin, nous avons également mis en évidence un cas de collaboration interdisciplinaire directe, entre Regev et Gutierrez, où les représentations biologiques sont en partie issues de modèles construits par les entomologistes, mais également modifiées par l'ajout d'hypothèses heuristiques (Chapitre 3).

Notre travail apporte par ailleurs des éléments de réponse sur les *critères utilisés par les économistes des ressources naturelles pour sélectionner et évaluer les représentations d'entités vivantes*. Ceux-ci sont

intimement liés à la finalité des modèles construits. En particulier, nous avons montré que dans la plupart des cas, les économistes que nous avons étudiés appliquent la même évaluation aux représentations économiques et biologiques, liée au fait qu'ils construisent des modèles dans un cadre d'exploration théorique. Les formes choisies sont donc jugées à l'aune de leur *pertinence pour le projet heuristique*. Plus précisément, ils choisissent la forme de représentation la plus simple qui permet *d'expliquer* le phénomène qu'ils considèrent – qu'il s'agisse de surexploitation de la ressource halieutique (Chapitres 1 et 2), de dosage de traitement insecticide (Chapitre 3) ou de répartition d'un budget pour la conservation (Chapitre 4). Dans ce cadre, les économistes des ressources naturelles peuvent juger que certaines représentations, économiques comme biologiques, peuvent ne pas être spécifiques et fondées sur des travaux empiriques, du moment qu'elles sont maniables et vraisemblables. Cette constatation est cohérente avec un ensemble de travaux contemporains en méthodologie économique sur le rôle des hypothèses dans la modélisation (Sugden 2000; Mäki 2009b).

Nous avons cependant également constaté que l'import de représentations biologiques, pouvait être l'occasion d'externaliser la question de la validation empirique de certaines hypothèses cruciales des modèles. L'import d'une représentation biologique, comme une équation (supposément) validée empiriquement peut permettre de défendre le réalisme du modèle, d'un point de vue prédictif notamment. Cette stratégie peut aller jusqu'à fonder le réalisme d'un modèle sur une représentation biologique abstraite, dont on suppose qu'elle pourra être spécifiée par des biologistes de manière réaliste. Smith peut par exemple construire des modèles abstraits de l'exploitation des ressources, car leur caractère réaliste est garanti par une fonction de production biologique qu'il ne spécifie pas (Chapitre 2). Ce résultat vient raffiner l'idée d'un ajournement *sine die* de la calibration pour les modèles stylisés en économie, soulignée par Boumans (2001) pour l'économie de la fin du XX^e siècle.

Enfin, dans certains cas, le réalisme des mécanismes biologiques est considéré de manière plus approfondie, en lien avec la finalité du modèle. Si l'objectif est d'avoir une capacité prédictive sur des situations qui ne se sont jamais présentées jusqu'alors, Clark juge par exemple qu'il faut construire des modèles qui ne sont pas fondés sur une validation statistique des résultats du modèle, mais sur le réalisme des mécanismes biologiques sous-jacents à l'évolution de la population : reproduction, croissance, prédation (Chapitre 2). Les systématiciens qui dialoguent avec les premiers travaux de Weitzman jugent également qu'il est nécessaire de connecter un modèle d'optimisation de la

conservation à une représentation réaliste du processus d'évolution. Ceci est impératif pour garantir que le modèle soit prédictif en termes de valeur d'options, c'est-à-dire qu'il conduise bien à la minimisation du risque de perdre des caractéristiques intéressantes chez des espèces en danger (Chapitre 4).

Enfin, les différents épisodes nous ont donné à voir les *effets des représentations du vivant en termes de manipulation des modèles et de résultats obtenus avec ceux-ci*. Le fait de vouloir représenter des entités vivantes avec un certain réalisme prédictif peut conduire à diminuer la maniabilité des modèles – en raison de la complexité de certains phénomènes. L'utilisation de formes non tractables analytiquement réduit ainsi les possibilités d'obtenir des résultats théoriques épurés, souvent préférés par les économistes dans la période que nous étudions. Clark, mathématicien de formation, reconnaît explicitement le compromis maniabilité/réalisme pour la modélisation bioéconomique, et ne prend pas toujours la voie de la maniabilité, en raison de son ambition de conserver un réalisme prédictif pour les modèles (Chapitre 2). À l'inverse, le fait de restreindre l'économie des ressources renouvelables à des modèles dans lequel le vivant est représenté par une fonction de production biologique agrégée, comme le fait Smith, peut être vu comme un exemple de « trappe à tractabilité » (Cherrier 2023). Dans le cas de la gestion des ravageurs, les représentations réalistes des agroécosystèmes prennent la forme de modèles informatiques complexes, qui permettent d'obtenir des simulations, mais ne sont pas directement disponibles pour être manipulés par les économistes. C'est finalement grâce à la construction de modèles simplifiés à partir des simulations que les entités vivantes peuvent être saisies dans la modélisation économique (Chapitre 3).

Par ailleurs, nous avons vu une autre manière dont les économistes semblent être contraints dans leurs manipulations de modèles. En représentant le vivant, ils légitiment le regard de biologistes sur ces travaux de modélisation. C'est en particulier le cas lorsque les économistes importent un modèle biologique existant. Ils importent avec lui les critiques existantes en sciences du vivant, ou s'exposent à des discussions de leurs travaux, avec des critères d'évaluations épistémologiques éventuellement différents. C'est particulièrement visible dans le cas du modèle logistique, débattu en biologie des populations et repris par les économistes, qui fondent sur celui-ci leur théorie de l'exploitation des ressources renouvelables (Chapitre 2). Même dans le cas où les représentations ne sont pas importées de la biologie mais construites par les économistes, des critiques peuvent émerger des sciences du

vivant, comme dans le cas de Gordon (Chapitre 1) ou de Weitzman (Chapitre 3). Cela peut donc amener les économistes à naviguer entre les standards épistémologiques de plusieurs disciplines – à condition qu’ils jugent légitimes les critiques provenant des sciences du vivant au regard de leurs propres objectifs de recherche.

Nous pouvons finalement apporter une réponse à la question centrale qui guide cette thèse. En affirmant premièrement qu’il existe bien des représentations explicites du vivant en économie issues d’échanges entre disciplines. Ce résultat contribue à l’histoire de la pensée économique-écologique (Martinez-Alier 1987; Vianna Franco et Missemmer 2023). L’originalité est que nous observons ces cas notamment hors des cadres dans lesquels on pourrait s’y attendre, c’est-à-dire dans la sphère de l’économie écologique et de ses précurseurs, qui prônent le fondement de l’analyse économique sur des bases biophysiques. Notre travail a montré qu’y compris des économistes insérés dans une certaine orthodoxie, comme Vernon Smith ou Martin Weitzman, ont pu juger nécessaire de s’appuyer sur des représentations du vivant au cœur de modèles économiques. Nous avons également identifié des liens entre ces travaux et l’institutionnalisation du champ de l’économie des ressources et de l’environnement (principalement raconté par Banzhaf 2023). Ce constat suggère une certaine porosité entre le développement de l’économie écologique et l’économie de l’environnement conventionnelle. Continuer à retracer l’histoire de ces deux approches et de leurs interactions nous paraît utile, notamment pour éclairer les débats contemporains sur les points de différence et de convergence des économistes travaillant sur l’environnement (voir par exemple Venkatachalam 2007; Spash et Ryan 2012; Levrel et Martinet 2021)

Dans les épisodes que nous relatons, l’explication de phénomènes économiques *requiert*, pour les protagonistes, une analyse fondée, à un certain niveau, sur la modélisation d’entités vivantes. Cette représentation n’est pas toujours importée de travaux formalisés en sciences du vivant, et parfois réalisée de manière relativement créative par les économistes, mais elle est, dans chacun de nos cas, fondée *a minima* sur une traduction de connaissances biologiques. Il existe donc une interdisciplinarité entre l’économie et les sciences du vivant dans ces cas de modélisation, qui peut prendre différentes formes et qui conduit à des innovations méthodologiques. L’idée de réaliser des modèles

bioéconomiques par couplage de modèles existants dans les deux disciplines, initiée par Gordon et généralisée par Clark en est l'exemple le plus marquant. Mais l'articulation de modèles informatiques donnant des simulations d'agroécosystèmes et de modèles analytiques pour la théorisation nous paraît également être un cas intéressant de dialogue fertile entre deux disciplines autour d'un même problème de gestion. C'est un cas où le travail interdisciplinaire peut être vecteur de transferts technologiques, complémentaires des innovations méthodologiques. Sur le volet théorique, nous avons vu également que le dialogue avec les sciences du vivant peut être fécond pour l'économie. Gordon a par exemple été amené à remettre en question la conceptualisation de la ressource halieutique, en affirmant que c'était le poisson et non l'océan qui constituait le facteur de production de la pêche. Pour autant, nous avons avant tout constaté une forme d'atavisme théorique, lié à une réduction des entités vivantes à certaines de leurs propriétés économiques.¹⁶⁵ La volonté d'analyser l'exploitation des ressources renouvelables au prisme de la théorie du capital ou l'étude de la résistance aux insecticides en termes d'épuisement d'une ressource finie en sont deux illustrations. Dans ces cas, le vivant n'est qu'un exemple d'une catégorie plus générale, comme le capital ou la machine productive.

Ces résultats nous amènent à développer deux points, peu formalisés jusqu'ici, liés à la question de la représentation du vivant. En premier lieu, nous avons exploré à plusieurs reprises les enjeux liés à l'articulation entre la finalité des modèles, la manière dont sont formées les représentations et la façon d'évaluer celles-ci. Une constatation importante est que ces enjeux transcendent en partie les disciplines, dans les périodes que nous étudions. Les interludes que nous avons présentés permettent d'illustrer ce fait. La classification des modèles de Levins, selon leur réalisme, généralité et précision par exemple, ou les débats en biologie des populations entre réalisme prédictif et réalisme des mécanismes représentés font écho aux discussions méthodologiques et épistémologiques dans lesquelles sont engagés les économistes. En particulier, les modèles stylisés, reposant sur des idéalizations fortes ne sont pas l'apanage des sciences économiques. Bien qu'ils semblent particulièrement appréciés pour la théorisation dans l'économie de la deuxième partie du XX^e siècle (Boumans 2001; Cherrier

¹⁶⁵ On peut rapprocher en partie ce réductionnisme de tendances déjà observées par Missemer (2017) pour les ressources fossiles et Couix (2020) pour l'énergie.

2023), ils jouent également un rôle important au sein des sciences du vivant. Cela explique que certaines connexions entre des modèles existants soient facilitées, lorsque les objectifs et styles de modélisation de chaque discipline concordent. Mais en règle générale, nous avons noté une absence de reconnaissance chez les économistes d'un enjeu, en *sciences du vivant*, d'articulation entre objectifs des modèles et méthodes de représentation. Nous avons observé une certaine tendance à supposer que le rapport au réalisme était par nature différent en biologie. En particulier, même des modèles idéalisés pourraient être dotés d'un réalisme prédictif et fondés empiriquement. Cette réflexivité asymétrique des économistes sur les objectifs et méthodes de modélisation en économie et biologie peut expliquer ce que nous avons appelé l'externalisation du rapport à l'empirisme. Il nous paraît donc important de souligner qu'un examen approfondi de l'épistémologie de modélisation de l'ensemble des disciplines impliquées est un présupposé impératif à la construction de modèles interdisciplinaires.

Ensuite, il nous semble avoir repéré au travers de l'étude des quatre épisodes de l'histoire de l'économie des ressources biologiques une relation entre la réductibilité des entités vivantes à une de leurs caractéristiques et la postérité des modèles économiques qui les représentent. Plus précisément, la postérité des approches méthodologiques serait liée au fait que certaines entités biologiques n'admettent pas une unique réduction, qui s'impose par la suite comme la caractéristique nécessaire et suffisante à prendre en compte pour l'analyse. Pour la modélisation bioéconomique dans les pêches, le fait que la population de poisson se régénère d'une année sur l'autre, avec un taux qui dépend de sa taille actuelle, semble s'être imposé, au moins pendant un temps, comme le fait minimal à prendre en compte pour modéliser l'économie de la pêche. C'est ainsi que le modèle Gordon-Schaefer a connu une postérité importante dans le champ, avec des raffinements autour de ce qui constitue le *cœur du problème* de la gestion de la pêche : adapter l'intensité de la pêche aux capacités de renouvellement de la ressource. Dans le cas de la gestion intégrée des ravageurs, nous observons une multiplication de modèles partiels, qui ne considèrent qu'une partie du problème (développement de la résistance, effets externes des pesticides, existence de prédateurs des nuisibles) et ne convergent pas vers un modèle *cœur*. Le problème en question est peut-être par nature un problème de système, qui n'a pas nécessairement de *cœur*, qui pourrait faire l'objet d'une première modélisation, avant d'ajouter, dans un deuxième temps, des couches de complexité. Il nous semble que cette propriété de l'objet

étudié a un lien avec la difficulté à stabiliser le champ naissant de l'économie des nuisibles autour d'un modèle, qui serait fondateur. Pour le cas de la conservation de la biodiversité, la complexité de l'objet analysé a une autre nature. Le concept de biodiversité est structurellement construit comme imprécis, pour rassembler différents enjeux. Toute tentative de spécification d'une compréhension du terme n'est donc pas une *réduction* (qui supposerait que la biodiversité existe en tant que tel et possède des caractéristiques auxquelles on peut la réduire) mais une *fixation* du sens du concept. Là où on peut imaginer articuler les résultats obtenus par plusieurs réductions alternatives d'une entité complexe, des fixations alternatives sont exclusives, par définition. On comprend donc que la définition patrimoniale de la biodiversité adoptée par Weitzman s'articule mal avec des définitions centrées sur les fonctions du vivant par exemple. On peut donc y voir une explication de la difficulté de l'économie de la biodiversité à se rassembler autour d'un cœur conceptuel et méthodologique.

Cette réflexion sur le lien entre réductibilité et postérité est à ce stade une hypothèse plutôt qu'un résultat consolidé. Il serait nécessaire, pour la mettre à l'épreuve, de réaliser en premier lieu une étude approfondie de la postérité des différentes innovations méthodologiques étudiées dans la thèse. Une difficulté réside cependant dans le fait qu'on manque de recul pour les cas d'études les plus récents. Il nous semblait cependant intéressant de mentionner cette hypothèse, comme base d'explorations historiques et méthodologiques approfondies. De manière générale, l'approche par cas d'étude conduit nécessairement à une histoire parcellaire de la modélisation du vivant en économie. Notre travail ne prétend pas à l'exhaustivité : nous sommes convaincus qu'il existe encore de nombreux pans de l'histoire de l'économie des ressources vivantes qui méritent d'être explorés, pour poursuivre notre questionnement sur la modélisation et le dialogue entre disciplines, mais également pour l'histoire de la pensée économique en général.

Finalement, nous sommes convaincus que des leçons contemporaines peuvent être tirées des épisodes historiques que nous avons explorés dans ce travail, à l'heure où les appels à l'interdisciplinarité pour faire face à la crise écologique se multiplient. En particulier, la nécessité d'explicitation des cadres épistémologiques dans lesquels la modélisation est réalisée, en économie comme en sciences du vivant, nous apparaît comme le point central pour assurer un dialogue productif. Les couplages

de travaux disciplinaires sans mise à plat des éléments épistémologiques autour de la modélisation nous semblent promis à aboutir au mieux à des progrès scientifiques très modestes pour les deux disciplines, et plus probablement à un dialogue de sourds. Par ailleurs, nous souhaitons mettre l'accent sur la difficulté, observée dans notre travail, à réussir à monter en généralité sur les enjeux liant économie et vivant. Sans affirmer que cette montée en généralité est impossible, nous constatons que les réductions nécessaires pour ce faire semblent conduire à un effacement de la complexité des processus en jeu, qui diminue la pertinence opérationnelle de ces travaux. Sans condamner la possibilité d'une économie du vivant, on peut en tout cas craindre que les travaux de modélisation analytique en économie soient condamnés à revenir sans cesse aux mêmes modèles écologiques idéalisés (logistique et Lotka-Volterra). Il est possible que l'économie de la complexité ou l'économie computationnelle soient mieux armées pour dialoguer avec l'écologie scientifique du XXI^e siècle. Par ailleurs les approches de modélisation en économie devront certainement être complétées par des approches alternatives, visant à produire des savoirs locaux, moins généraux et peut-être plus adaptés aux enjeux du vivant, comme suggéré par Orain (2023).

Sources historiques

Archives

H. Scott Gordon papers. Collection C366, Indiana University Archives, Bloomington.

Milner B. Schaefer Papers. SMC 2. Special Collections & Archives, University of California, San Diego.

International Center for Integrated and Biological Control records, CU-441, University Archives, The Bancroft Library, University of California, Berkeley.

Entretiens semi-directifs

Chapitre 3

Andrew Gutierrez. Le 14 décembre 2023, en visioconférence.

Darwin Hall. Le 14 mars 2024, en visioconférence

Chapitre 4

Andrew Metrick. Le 6 janvier 2023, en visioconférence.

Robert Stavins. Le 10 janvier 2023, en visioconférence.

Andrew Solow. Le 10 janvier 2023, en visioconférence.

Stephen Polasky. Le 7 mars 2023, en visioconférence.

Charles Perrings. Le 17 mars 2023, en visioconférence.

Carey Krajewski. Le 4 avril 2024, en visioconférence.

Bibliographie

- Albrecht, Brian C. 2017. Positive Public Economics: Reinterpreting ‘Optimal’ Policies. *Journal of Economic Methodology* 24(1):90-103.
- Albritton Jonsson, Fredrik. 2013. *Enlightenment’s Frontier: The Scottish Highlands and the Origins of Environmentalism*. New Haven: Yale University Press.
- Albritton Jonsson, Fredrik, et Carl Wennerlind. 2023. *Scarcity: A History from the Origins of Capitalism to the Climate Crisis*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- Allisson, François, et Antoine Missemmer. 2020. Some Historiographical Tools for the Study of Intellectual Legacies. *Studies in History and Philosophy of Science Part A* 84:132-41.
- Altschul, Stephen F., et David J. Lipman. 1990. Equal Animals. *Nature* 348(6301):493-94.
- Anderson, Lee G., et Juan C. Seijo. 2010. *Bioeconomics of Fisheries Management*. Ames, Iowa: Wiley-Blackwell.
- Ando, Amy W., et Christian Langpap. 2018. The Economics of Species Conservation. *Annual Review of Resource Economics* 10(1):445-67.
- Andrewartha, H. G. 1957. The Use of Conceptual Models in Population Ecology. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:219-36.
- Anon. 1968. Editorial statement. *Biological Conservation* 1(1):1-3.
- Armatte, Michel. 2010. *La Science Économique Comme Ingénierie: Quantification Et Modélisation*. Paris: Presses des Mines.
- Arrow, Kenneth J. 1964. Optimal Capital Policy, the Cost of Capital, and Myopic Decision Rules. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics* 16(1):21-30.
- Arrow, Kenneth J. 1968. Optimal Capital Policy with Irreversible Investment. P. 1-20 in *Value Capital and Growth, Papers in Honour of Sir John Hicks*, édité par J. N. Wolfe. Edinburgh: Edinburgh University Press.
- Aykut, Stefan C. 2020. *Climatiser Le Monde*. Versailles: QUAE.
- Ayres, Robert U., et Allen V. Kneese. 1969. Production, Consumption, and Externalities. *The American Economic Review* 59(3):282-97.
- Backhouse, Roger E., et Béatrice Cherrier. 2017. The Age of the Applied Economist. *History of Political Economy* 49(Supplement):1-33.
- Backhouse, Roger E., et Steven G. Medema. 2009a. Defining Economics: The Long Road to Acceptance of the Robbins Definition. *Economica* 76:805-20.

- Backhouse, Roger E., et Steven G. Medema. 2009b. Retrospectives: On the Definition of Economics. *The Journal of Economic Perspectives* 23(1):221-34.
- Banzhaf, H. Spencer. 2006. The Other Economics Department: Demand and Value Theory in Early Agricultural Economics. *History of Political Economy* 38(Suppl_1):9-31.
- Banzhaf, H. Spencer. 2017. Constructing Markets: Environmental Economics and the Contingent Valuation Controversy. *History of Political Economy* 49(Supplement):213-39.
- Banzhaf, H. Spencer. 2019. The Environmental Turn in Natural Resource Economics: John Krutilla and « Conservation Reconsidered ». *Journal of the History of Economic Thought* 41(1):27-46.
- Banzhaf, H. Spencer. 2023. *Pricing the Priceless: A History of Environmental Economics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Barker, J. S. F., S. G. Tan, S. S. Moore, T. K. Mukherjee, J. L. Matheson, et O. S. Selvaraj. 2001. Genetic Variation Within and Relationships Among Populations of Asian Goats (*Capra Hircus*). *Journal of Animal Breeding and Genetics* 118(4):213-33.
- Barnett, Harold J., et Chandler Morse. 1963. *Scarcity and Growth: The Economics of Natural Resource Availability*. Baltimore: Johns Hopkins University press for Resources for the future.
- Bartkowski, Bartosz, Nele Lienhoop, et Bernd Hansjürgens. 2015. Capturing the Complexity of Biodiversity: A Critical Review of Economic Valuation Studies of Biological Diversity. *Ecological Economics* 113:1-14.
- Baumgärtner, Stefan. 2007. Why the Measurement of Species Diversity Requires Prior Value Judgements. P. 293-310 in *Biodiversity Economics*, édité par A. Kontoleon, U. Pascual, et T. Swanson. Cambridge University Press.
- Baumgärtner, Stefan, Christian Becker, Malte Faber, et Reiner Manstetten. 2006. Relative and Absolute Scarcity of Nature. Assessing the Roles of Economics and Ecology for Biodiversity Conservation. *Ecological Economics* 59(4):487-98.
- van Beek, Lisette, Maarten Hajer, Peter Pelzer, Detlef van Vuuren, et Christophe Cassen. 2020. Anticipating futures through models: the rise of Integrated Assessment Modelling in the climate science-policy interface since 1970. *Global Environmental Change* 65:102191.
- Bellman, Richard. 1957. *Dynamic Programming*. Princeton: Princeton University Pres.
- van den Bergh, Jeroen, éd. 2006. *Bioeconomic modelling and valuation of exploited marine ecosystems*. Dordrecht: Springer.
- Berman, Elizabeth Popp. 2022. *Thinking like an Economist: How Efficiency Replaced Equality in U.S. Public Policy*. Princeton: Princeton University Press.
- Berta, Nathalie, Romain Debref, et Franck-Dominique Vivien. 2021. 1. Economics and the Environment since the 1950s: An Overview: *Cahiers d'économie politique* n° 79(1):7-30.
- Beverton, Raymond J. H., et Sidney J. Holt. 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries.

- Biddle, Jeff E. 2011. The Introduction of the Cobb-Douglas Regression and Its Adoption by Agricultural Economists. *History of Political Economy* 43(suppl_1):235-57.
- Billionnet, Alain. 2013. Solution of the Generalized Noah's Ark Problem. *Systematic Biology* 62(1):147-56.
- Billionnet, Alain. 2018. Quantifying Extinction Probabilities of Endangered Species for Phylogenetic Conservation Prioritization May Not Be as Sensitive as Might Be Feared. *Biodiversity and Conservation* 27(5):1189-1200.
- Bobulescu, Roxana. 2015. From Lotka's Biophysics to Georgescu-Roegen's Bioeconomics. *Ecological Economics* 120:194-202.
- Boianovsky, Mauro. 2020. Paul Samuelson's Ways to Macroeconomic Dynamics. *The European Journal of the History of Economic Thought* 27(4):606-34.
- Bonneuil, Christophe, et Jean-Baptiste Fressoz. 2013. *L'Événement Anthropocène: La Terre, L'histoire Et Nous*. Paris: Éditions du Seuil.
- Boumans, Marcel. 2001. Measure for Measure: How Economists Model the World into Numbers. *Social Research* 68(2):427-53.
- Boumans, Marcel, Cléo Chassonnery-Zaïgouche, Pierrick Dechaux, et Francesco Sergi. 2023. The Computerization of Economics: Three Lessons for Economics. *Æconomia. History, Methodology, Philosophy* (13-3):637-55.
- Boumans, Marcel, et Mary S. Morgan. 2001. Ceteris Paribus Conditions: Materiality and the Application of Economic Theories. *Journal of Economic Methodology* 8(1):11-26.
- Brigandt, Ingo, et Alan Love. 2008. Reductionism in Biology. *Stanford Encyclopedia of Philosophy*.
- Brisset, Nicolas. 2018. *Economics and Performativity: Exploring Limits, Theories and Cases*. London.
- Brock, William A. 1973. Some Results on the Uniqueness of Steady States in Multisector Models of Optimum Growth When Future Utilities are Discounted. *International Economic Review* 14(3):535.
- Brock, William A., et Anastasios Xepapadeas. 2003. Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach. *American Economic Review* 93(5):1597-1614.
- Brock, William A., et Anastasios Xepapadeas. 2018. Chapter 1 - Modeling Coupled Climate, Ecosystems, and Economic Systems. P. 1-60 in *Handbook of Environmental Economics*. Vol. 4, *Handbook of Environmental Economics*, édité par P. Dasgupta, S. K. Pattanayak, et V. K. Smith. Elsevier.
- Brown, Gardner, et Jon H. Goldstein. 1984. A Model for Valuing Endangered Species. *Journal of Environmental Economics and Management* 11(4):303-9.

- Butlin, John Alfred. 1974. The Role of Economics in Fisheries Management Research. *Maritime Studies and Management* 2(1):56-65.
- Canguilhem, Georges. 1962. *La Connaissance de la Vie*. Deuxième édition revue et augmentée. Paris: Librairie philosophique J. Vrin.
- Carson, Rachel. 1962. *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin.
- Castelló, Pablo P., et Francisco Javier Santiago-Ávila. 2023. Conservation After Biodiversity: An Analysis of Michael E. Soulé's 'What Is Conservation Biology?'. *Biological Conservation* 287:110313.
- Castro, Luz Maria, Fabian Härtl, Santiago Ochoa, Baltazar Calvas, Leonardo Izquierdo, et Thomas Knoke. 2018. Integrated Bio-Economic Models as Tools to Support Land-Use Decision Making: A Review of Potential and Limitations. *Journal of Bioeconomics* 20(2):183-211.
- Ceballos, Gerardo, Paul R. Ehrlich, Anthony D. Barnosky, Andrés García, Robert M. Pringle, et Todd M. Palmer. 2015. Accelerated Modern Human-Induced Species Losses: Entering the Sixth Mass Extinction. *Science Advances* 1(5):e1400253.
- Charbonnier, Pierre. 2022. *Culture Écologique*. Paris: Les Presses de Sciences Po.
- Cherrier, Béatrice. 2014. Toward a History of Economics at MIT, 1940-72. *History of Political Economy* 46(suppl_1):15-44.
- Cherrier, Béatrice. 2023. The Price of Virtue: Some Hypotheses on How Tractability Has Shaped Economic Models. *Æconomia* (13-1):23-48.
- Cheung, Steven N. S. 1970. The Structure of a Contract and the Theory of a Non-Exclusive Resource. *The Journal of Law and Economics* 13(1):49-70.
- Chevassus-au-Louis, Bernard, Jean-Michel Salles, et Jean-Luc Pujol. 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'analyse stratégique*. 18. Paris.
- Christensen, Paul P. 1989. Historical Roots for Ecological Economics — Biophysical versus Allocative Approaches. *Ecological Economics* 1(1):17-36.
- Christy, Francis T., et Anthony D. Scott. 1965. *The Common Wealth in Ocean Fisheries: Some Problems of Growth and Economic Allocation*. Baltimore: Johns Hopkins Press.
- Chu, Cindy. 2009. Thirty Years Later: The Global Growth of ITQs and Their Influence on Stock Status in Marine Fisheries. *Fish and Fisheries* 10(2):217-30.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California, Division of Agricultural Sciences, Agricultural Experiment Station.
- Ciriacy-Wantrup, S. V., et Richard C. Bishop. 1975. « Common Property » as a Concept in Natural Resources Policy. *Natural resources journal* 15(4):713-27.
- Clark, Colin W. 1971. Economically Optimal Policies for the Utilization of Biologically Renewable Resources. *Mathematical Biosciences* 12(3-4):245-60.

- Clark, Colin W. 1972. The Dynamics of Commercially Exploited Natural Animal Populations. *Mathematical Biosciences* 13(1-2):149-64.
- Clark, Colin W. 1973a. Profit Maximization and the Extinction of Animal Species. *Journal of Political Economy* 81(4):950-61.
- Clark, Colin W. 1973b. The Economics of Overexploitation. *Science* 181(4100):630-34.
- Clark, Colin W. 1974a. Mathematical Bioeconomics. P. 29-45 in *Mathematical Problems in Biology*. Vol. 2, *Lecture Notes in Biomathematics*, édité par P. van den Driessche. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Clark, Colin W. 1974b. Optimal Control Theory and Renewable Resource Management. P. 60-69 in *Optimal Control Theory and its Applications*. Vol. 106, *Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems*, édité par B. J. Kirby. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Clark, Colin W. 1974c. Possible Effects of Schooling on the Dynamics of Exploited Fish Populations. *ICES Journal of Marine Science* 36(1):7-14.
- Clark, Colin W. 1975. Supply and Demand Relationships in Fisheries Management. P. 681-91 in *Control Theory, Numerical Methods and Computer Systems Modelling*. Vol. 107, *Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems*, édité par A. Bensoussan et J. L. Lions. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Clark, Colin W. 1976. *Mathematical Bioeconomics*. New York: Wiley.
- Clark, Colin W. 2018. Modelling the Behaviour of Fishers and Fishes édité par H. Browman. *ICES Journal of Marine Science* 75(3):932-40.
- Clark, Colin W., Frank H. Clarke, et Gordon R. Munro. 1979. The Optimal Exploitation of Renewable Resource Stocks: Problems of Irreversible Investment. *Econometrica* 47(1):25.
- Clark, Colin W., Gordon Edwards, et Michael Friedlaender. 1973. Beverton-Holt Model of a Commercial Fishery: Optimal Dynamics. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30(11):1629-40.
- Clark, Colin W., et Marc Mangel. 1979. Aggregation and Fishery Dynamics: A Theoretical Study of Schooling and the Purse Seine Tuna Fisheries. *Fishery Bulletin* 77:317-37.
- Clark, Colin W., et Gordon R. Munro. 1975. The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 2(2):92-106.
- Clark, Colin W., et Gordon R. Munro. 2017. Capital Theory and the Economics of Fisheries: Implications for Policy. *Marine Resource Economics* 32(2):123-42.
- Cohen, Jon S., et Martin L. Weitzman. 1975. A Marxian Model of Enclosures. *Journal of Development Economics* 1(4):287-336.
- Cointe, Béatrice, Christophe Cassen, et Alain Nadaï. 2019. Organising Policy-Relevant Knowledge for Climate Action. *Science & Technology Studies* 32(4):36-57.

- Cole, Matthew A., Robert J. R. Elliott, et Eric Strobl. 2021. Biodiversity and Economic Land Use. *Land Economics* 97(2):281-304.
- Costanza, Robert. 2003. The early history of ecological economics and the international society for ecological economics (ISEE). *ISEE, Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*.
- Costanza, Robert, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V. O'Neill, Jose Paruelo, Robert G. Raskin, et Paul Sutton. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387:253-60.
- Couix, Quentin. 2019. Natural Resources in the Theory of Production: The Georgescu-Roegen/Daly Versus Solow/Stiglitz Controversy. *The European Journal of the History of Economic Thought* 26(6):1341-78.
- Couix, Quentin. 2020. « Ressources Naturelles, Thermodynamique Et Théorie Économique De La Production. Une Perspective Historique Et Méthodologique ». PhD Dissertation, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne. Sous la direction de Jérôme Lallement.
- Couix, Quentin. 2021. Models as 'Analytical Similes': On Nicholas Georgescu-Roegen's Contribution to Economic Methodology. *Journal of Economic Methodology* 28(2):165-85.
- Courtois, Pierre, Charles Figuières, et Chloé Mulier. 2014. Conservation Priorities When Species Interact: The Noah's Ark Metaphor Revisited. *PLoS ONE* 9(9):e106073.
- Courtois, Pierre, Charles Figuières, et Chloe Mulier. 2019. A Tale of Two Diversities. *Ecological Economics* 159:133-47.
- Cragg, J. B. 1968. Biological Conservation: The Present. *Biological Conservation* 1(1):13-19.
- Crozier, R. H. 1992. Genetic Diversity and the Agony of Choice. *Biological Conservation* 61(1):11-15.
- Crozier, R. H. 1997. Preserving the Information Content of Species: Genetic Diversity, Phylogeny, and Conservation Worth. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28(1):243-68.
- Crutchfield, James A., et Giulio Pontecorvo. 1969. *The Pacific Salmon Fisheries*. Baltimore, Maryland: Johns Hopkins University Press.
- Crutchfield, James A., et A. Zellner. 1962. *Economic Aspects of the Pacific Halibut Fishery*. Washington, D.C: U.S. Department of the Interior.
- Dahan, Amy. 2009. Épistémologie de la modélisation, le cas des modèles de climat. P. 193-208 in *Modélisation de l'environnement: entre natures et sociétés, Indisciplines*, édité par D. Hervé et F. Laloë. Versailles: Quae.
- Dasgupta, Partha. 2021. *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review: Full Report*. London: HM Treasury.
- Davidson, A., et R. B. Norgaard. 1973. Economic Aspects of Pest Control. *EPPO Bulletin* 3(3):63-73.

- Davis, John B. 1993. The History and Philosophy of Social Science. *Southern Economic Journal* 59(4):835-36.
- Davis, John B. 2006. The Turn in Economics: Neoclassical Dominance to Mainstream Pluralism? *Journal of Institutional Economics* 2(1):1-20.
- Debref, Romain, et Franck-Dominique Vivien. 2021. Quelle bioéconomie écologique ? Retour sur le débat des années 1970-1980. *Économie rurale* 376(2):19-35.
- Dodd, Aaron J., Nigel Ainsworth, Cindy E. Hauser, Mark A. Burgman, et Michael A. McCarthy. 2017. Prioritizing Plant Eradication Targets by Re-Framing the Project Prioritization Protocol (PPP) for Use in Biosecurity Applications. *Biological Invasions* 19(3):859-73.
- Dorfman, Robert. 1969. An Economic Interpretation of Optimal Control Theory. *American Economic Review* 59(5):817-31.
- Drechsler, Martin. 2020. *Ecological-Economic Modelling for Biodiversity Conservation*. Cambridge University Press.
- Duller, Matthias. 2016. Internationalization of Cold War Systems Analysis: RAND, IIASA and the Institutional Reasons for Methodological Change. *History of the Human Sciences* 29(4-5):172-90.
- Eding, H., et T. H. E. Meuwissen. 2001. Marker-Based Estimates of between and within Population Kinships for the Conservation of Genetic Diversity. *Journal of Animal Breeding and Genetics* 118(3):141-59.
- Ehrenfeld, David. 1987. Editorial. *Conservation Biology* 1(1):6-7.
- Eiswerth, Mark E., et J. Christopher Haney. 1992. Allocating Conservation Expenditures: Accounting for Inter-Species Genetic Distinctiveness. *Ecological Economics* 5(3):235-49.
- Elhacham, Emily, Liad Ben-Uri, Jonathan Grozovski, Yinon M. Bar-On, et Ron Milo. 2020. Global Human-Made Mass Exceeds All Living Biomass. *Nature* 588(7838):442-44.
- Eppink, Florian V., et Jeroen C. J. M. van den Bergh. 2007. Ecological Theories and Indicators in Economic Models of Biodiversity Loss and Conservation: A Critical Review. *Ecological Economics* 61(2-3):284-93.
- Erickson, Paul. 2010. Knowing Nature through Markets: Trade, Populations, and the History of Ecology. *Science as Culture* 19(4):529-51.
- Faith, Daniel P. 1992a. Conservation Evaluation and Phylogenetic Diversity. *Biological Conservation* 61(1):1-10.
- Faith, Daniel P. 1992b. Systematics and Conservation: On Predicting the Feature Diversity of Subsets of Taxa. *Cladistics* 8(4):361-73.
- Faith, Daniel P. 1994a. Genetic Diversity and Taxonomic Priorities for Conservation. *Biological Conservation* 68(1):69-74.

- Faith, Daniel P. 1994b. Phylogenetic Pattern and the Quantification of Organismal Biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345(1311):45-58.
- Faith, Daniel P. 2018. Avoiding Paradigm Drifts in IPBES: Reconciling « Nature's Contributions to People, » Biodiversity, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 23(2):art40.
- Faith, Daniel P. 2019. A General Model for Biodiversity and Its Value. P. 69-85 in *The Routledge handbook of philosophy of biodiversity, Routledge handbooks in philosophy*, édité par J. Garson, A. Plutynski, et S. Sarkar. New York: Routledge.
- Faith, Daniel P., G. Carter, G. Cassis, S. Ferrier, et L. Wilkie. 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation. *Environmental Science & Policy* 6(3):311-28.
- Farnham, Timothy. 2019. A Confluence of Values: Historical Roots of Concern for Biological Diversity. P. 11-25 in *The Routledge handbook of philosophy of biodiversity, Routledge handbooks in philosophy*, édité par J. Garson, A. Plutynski, et S. Sarkar. New York, NY: Routledge, Taylor & Francis group.
- Farnsworth, K. D., A. H. Adenuga, et R. S. de Groot. 2015. The complexity of biodiversity: A biological perspective on economic valuation. *Ecological Economics* 120:350-54.
- Faustmann, M. 2018. Calculation of the Value Which Forest Land and Immature Stands Possess for Forestry. P. 1-40 in *Economics of Forestry*, édité par R. A. Sedjo. Routledge.
- Fazey, I., J. Fischer, et D. B. Lindenmayer. 2005. What Do Conservation Biologists Publish? *Biological Conservation* 124(1):63-73.
- Feder, Gershon, et Uri Regev. 1975. Biological interactions and environmental effects in the economics of pest control. *Journal of Environmental Economics and Management* 2(2):75-91.
- Felsenstein, Joseph. 1982. Numerical Methods for Inferring Evolutionary Trees. *The Quarterly Review of Biology* 57(4):379-404.
- Ferreira da Cunha, Roberto P., et Antoine Missemer. 2020. The Hotelling Rule in Non-renewable Resource Economics: A Reassessment. *Canadian Journal of Economics/Revue Canadienne d'économique* 53(2):800-820.
- Finley, Carmel. 2009. The Social Construction of Fishing, 1949. *Ecology and Society* 14(1):6.
- Finley, Carmel. 2011. *All the fish in the sea: maximum sustainable yield and the failure of fisheries management*. Chicago: University of Chicago Press.
- Finley, Carmel. 2017. *All the Boats on the Ocean: How Government Subsidies Led to Global Overfishing*. Chicago: University of Chicago Press.
- Fischman, Marianne. 1998. « Le lien et la limite : une histoire des représentations du monde physique en économie de François Quesnay à Léon Walras ». Thèse de doctorat, Université Lille 1.

- Fisher, Anthony C., et John V. Krutilla. 1985. Chapter 4 Economics of Nature Preservation. P. 165-89 in *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Vol. 1. Elsevier.
- Folke, Carl, Karl-Göran Mäler, et Charles Perrings. 1992. Biodiversity Loss: An Introduction. *Ambio* 21(3):200-200.
- Foster, John. 1997. The Analytical Foundations of Evolutionary Economics: From Biological Analogy to Economic Self-Organization. *Structural Change and Economic Dynamics* 8(4):427-51.
- Fourcade, Marion, Etienne Ollion, et Yann Algan. 2015. The Superiority of Economists. *Journal of Economic Perspectives* 29(1):89-114.
- Fox, Paul W., et H. Scott Gordon. 1951. The Early Fabians-Economists and Reformers. *The Canadian Journal of Economics and Political Science* 17(3):307.
- Fragio, Alberto. 2022. *Historical Epistemology of Ecological Economics: Essays on the Styles of Economic Reasoning*. Cham: Springer International Publishing.
- Fressoz, Jean-Baptiste. 2024. *Sans transition: une nouvelle histoire de l'énergie*. Paris: Éditions du Seuil.
- Galison, Peter. 2011. Computer Simulations and the Trading Zone. P. 118-57 in *From science to computational sciences: studies in the history of computing and its influence on today's sciences, sequenzia*, édité par G. Gramelsberger. Zürich: Diaphanes.
- Gascuel, Didier. 2019. *Pour une révolution dans la mer: de la surpêche à la résilience*. Arles: Actes Sud.
- Gaspard, Marion, et Antoine Missemmer. 2023. L'intégration des ressources naturelles dans la modélisation macroéconomique : l'empreinte de Robert M. Solow. *Revue française d'économie* Volume XXXVII(3):147-84.
- Gaspard, Marion, et Thomas M. Mueller. 2021. Building Comparison Spaces: Harold Hotelling and Mathematics for Economics. *Journal of Economic Methodology* 28(3):255-73.
- Gaston, Kevin J. 1994. Biodiversity - Measurement. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 18(4):565-74.
- Gemenne, François. 2024. Critique raisonnée du concept de limites planétaires. *Fondation pour la Nature et l'Homme*. Consulté 25 juillet 2024 (<https://www.fnh.org/les-limites-planetaires/>).
- Gerber, Nicolas. 2011. Biodiversity Measures Based on Species-Level Dissimilarities: A Methodology for Assessment. *Ecological Economics* 70(12):2275-81.
- Ginsburgh, Victor, et Shlomo Weber. 2011. *How Many Languages Do We Really Need? The Economics of Linguistic Diversity*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Gómez-Baggethun, Erik, Rudolf de Groot, Pedro L. Lomas, et Carlos Montes. 2010. The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes. *Ecological Economics* 69(6):1209-18.

- Gordon, H. Scott. 1947. « The concept and components of national savings in the Canadian economy ». Master Thesis, Columbia University, New-York.
- Gordon, H. Scott. 1950. The Pragmatic Basis of Economic Theory. *The Canadian Journal of Economics and Political Science* 16(4):475-500.
- Gordon, H. Scott. 1952a. On a Misinterpretation of the Law of Diminishing Returns in Marshall's Principles. *The Canadian Journal of Economics and Political Science* 18(1):96-98.
- Gordon, H. Scott. 1952b. *The Fishing Industry of Prince Edward Island*. Ottawa: Market and Economic Service. Department of Fisheries of Canada.
- Gordon, H. Scott. 1953a. An Economic Approach to the Optimum Utilization of Fishery Resources. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 10(7):442-57.
- Gordon, H. Scott. 1953b. « Theorizing in Economics: a study of its logical foundations ». PhD Dissertation, Mc Gill university.
- Gordon, H. Scott. 1954. The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery. *Journal of Political Economy* 62(2):124-42.
- Gordon, H. Scott. 1955. Economic Factors in Catch Fluctuations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 12(1):85-92.
- Gordon, H. Scott. 1957a. Obstacles to agreement on control in the fishing industry. P. 65-82 in *The economics of fisheries: proceedings of a round table organized by the International Economic Association and held in Rome in September 1956, sponsored by the Food and Agriculture Organization of the United Nations*, édité par R. Turvey et J. Wiseman. Rome: FAO.
- Gordon, H. Scott. 1957b. The New England Fishing Industry: A Study in Price and Wage Setting by Donald J. White édité par D. J. White. *The Canadian Journal of Economics and Political Science / Revue canadienne d'Economique et de Science politique* 23(1):167-68.
- Gordon, H. Scott. 1984. This week's citation classic : Gordon H S. The economic theory of a common-property resource: the fishery. *J. Polit. Econ.* 62:124-42, 1954. *Current Contents* (4):14.
- Gordon, H. Scott. 1989. Darwin and Political Economy: The Connection Reconsidered. *Journal of the History of Biology* 22(3):437-59.
- Gordon, H. Scott. 1991. *The History and Philosophy of Social Science*. London: Routledge.
- Gowdy, John M., et Ada Ferreri Carbonell. 1999. Toward Consilience between Biology and Economics: The Contribution of Ecological Economics. *Ecological Economics* 29(3):337-48.
- Grafton, R. Quentin, éd. 2010. *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*. Oxford ; New York: Oxford University Press.
- Graham, M. 1935. Modern Theory of Exploiting a Fishery, and Application to North Sea Trawling. *ICES Journal of Marine Science* 10(3):264-74.
- Graham, M. 1943. *The fish gate*. Londres: Faber and Faber.

- Groom, Ben, et Zachary Turk. 2021. Reflections on the Dasgupta Review on the Economics of Biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 79(1):1-23.
- Grüne-Yanoff, Till, et Uskali Mäki. 2014. Introduction: Interdisciplinary Model Exchanges. *Studies in History and Philosophy of Science* 48:52-59.
- Gumbs, Rikki, Claudia L. Gray, Monika Böhm, Ian J. Burfield, Olivia R. Couchman, Daniel P. Faith, Félix Forest, Michael Hoffmann, Nick J. B. Isaac, Walter Jetz, Georgina M. Mace, Arne O. Mooers, Kamran Safi, Oenone Scott, Mike Steel, Caroline M. Tucker, William D. Pearse, Nisha R. Owen, et James Rosindell. 2023. The EDGE2 Protocol: Advancing the Prioritisation of Evolutionarily Distinct and Globally Endangered Species for Practical Conservation Action édité par U. Ramakrishnan. *PLOS Biology* 21(2):e3001991.
- Gutierrez, A. P., U. Regev, et H. Shalit. 1979. An Economic Optimization Model of Pesticide Resistance: Alfalfa and Egyptian Alfalfa Weevil-an Example. *Environmental Entomology* 8(6):101-7.
- Haber, Matt, et Joel Velasco. 2024. Phylogenetic Inference. in *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, édité par E. N. Zalta et U. Nodelman. Metaphysics Research Lab, Stanford University.
- Hagen, Joel Bartholemew. 1992. *An Entangled Bank: The Origins of Ecosystem Ecology*. Rutgers University Press.
- Hall, Darwin C. 1977a. *An economic and institutional evaluation of integrated pest management with an empirical investigation of two California crops*. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California.
- Hall, Darwin C. 1977b. The Profitability of Integrated Pest Management: Case Studies for Cotton and Citrus in the San Joaquin Valley. *Bulletin of the Entomological Society of America* 23(4):267-74.
- Hall, Darwin C., et G. M. Duncan. 1984. Econometric Evaluation of New Technology with an Application to Integrated Pest Management. *American Journal of Agricultural Economics* 66(5):624-33.
- Hall, Darwin C., et Richard B. Norgaard. 1973. On the Timing and Application of Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 55(2):198-201.
- Halsmayer, Verena. 2014. From Exploratory Modeling to Technical Expertise: Solow's Growth Model as a Multipurpose Design. *History of Political Economy* 46(suppl_1):229-51.
- Halvorsen, Robert, et David F. Layton, éd. 2016. *Handbook on the Economics of Natural Resources*. Paperback edition. Cheltenham, UK Northampton, MA: Edward Elgar Publishing.
- Hamlish, R., éd. 1962. *Economic Effects of Fishery Regulation. Report of an FAO Expert Meeting at Ottawa. 12-17 June 1961. Working Papers and Record of Discussions*. Rome, Italy: FAO Fisheries Report.
- Hanley, Nick, et Charles Perrings. 2019. The Economic Value of Biodiversity. *Annual Review of Resource Economics* 11(1):355-75.

- Hannon, Bruce. 1997. The Use of Analogy in Biology and Economics: From Biology to Economics, and Back. *Structural Change and Economic Dynamics* 8(4):471-88.
- Hardin, Garrett. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162(3859):1243-48.
- Harvey, Eric, Isabelle Gounand, Colette L. Ward, et Florian Altermatt. 2017. Bridging Ecology and Conservation: From Ecological Networks to Ecosystem Function. *Journal of Applied Ecology* 54(2):371-79.
- Hausman, Daniel M. 1992. *The Inexact and Separate Science of Economics*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Hausman, Daniel M. 2013. Paradox Postponed. *Journal of Economic Methodology* 20(3):250-54.
- Headley, Joseph C. 1968. Estimating the Productivity of Agricultural Pesticides. *American Journal of Agricultural Economics* 50(1):13-23.
- Headley, Joseph Charles. 1972. Defining the Economic Threshold. P. 273-86 in *Pest Control Strategies for the Future*. Washington, National Academy of Sciences.
- Headley, Joseph Charles, et J. N. Lewis. 1967. *The Pesticide Problem: An Economic Approach to Public Policy*. Baltimore and London: Johns Hopkins University press for Resources for the future.
- Heckman, James J., et Sidharth Moktan. 2020. Publishing and Promotion in Economics: The Tyranny of the Top Five. *Journal of Economic Literature* 58(2):419-70.
- Herfeld, Catherine. 2017. Between mathematical formalism, normative choice rules, and the behavioural sciences: The emergence of rational choice theories in the late 1940s and early 1950s. *The European Journal of the History of Economic Thought* 24(6):1277-1317.
- Hewett, Roger S. 1993. The History of the International Association of Agricultural Economists. *History of Political Economy* 25(3):551-52.
- Hillebrandt, Patricia M. 1960a. The Economic Theory of the Use of Pesticides. Part I. *Journal of Agricultural Economics* 13(4):464-72.
- Hillebrandt, Patricia M. 1960b. The Economic Theory of the Use of Pesticides. Part II, Uncertainty. *Journal of Agricultural Economics* 14(1):52-61.
- Hindriks, Frank A. 2006. Tractability assumptions and the Musgrave–Mäki typology. *Journal of Economic Methodology* 13(4):401-23.
- Hjort, Johan. 1914. Fluctuations in the Great Fisheries of Northern Europe Viewed in the Light of Biological Research. *ICES Rapports et Procès-Verbaux Des Réunions* 20(4) 20(4):237.
- Hjort, Johan, G. Jahn, et P. Ottestad. 1933. The Optimum Catch. *Hvalrådets skrifter* (7):92-127.
- Holling, Crawford S. 1966. CHAPTER 8 - The Strategy of Building Models of Complex Ecological Systems. P. 195-214 in *Systems Analysis in Ecology*, édité par K. E. F. Watt. Academic Press.
- Holm, Petter. 1996. Fisheries Management and the Domestication of Nature. *Sociologia Ruralis* 36(2):177-88.

- Hubbard, Jennifer M. 2005. Huxley's red herring. P. 149-63 in *A Science on the Scales: The Rise of Canadian Atlantic Fisheries Biology, 1898-1939*. Toronto: University of Toronto Press.
- Hubbard, Jennifer M. 2014. In the Wake of Politics: The Political and Economic Construction of Fisheries Biology, 1860–1970. *Isis* 105(2):364-78.
- Hubbard, Jennifer M. 2016. 3. The Gospel of Efficiency and the Origins of Maximum Sustained Yield (MSY): Scientific and Social Influences on Johan Hjort's and A.G. Huntsman's Contributions to Fisheries Science. in *A Century of Maritime Science*, édité par J. M. Hubbard, D. Wildish, et R. L. Stephenson. Toronto: University of Toronto Press.
- Hubbard, Jennifer M. 2018. Fisheries Biology and the Dismal Science: Economists and the Rational Exploitation of Fisheries for Social Progress. P. 31-61 in *Fisheries, Quota Management and Quota Transfer, MARE Publication Series*, édité par G. M. Winder. Cham: Springer International Publishing.
- Hueth, D., et U. Regev. 1974. Optimal Agricultural Pest Management with Increasing Pest Resistance. *American Journal of Agricultural Economics* 56(3):543-52.
- Huffaker, Carl B., éd. 1980. *New Technology of Pest Control*. New York: John Wiley & Sons.
- Hull, David L. 1988. *Science as a Process: An Evolutionary Account of the Social and Conceptual Development of Science*. Chicago, IL: University of Chicago Press.
- Humphries, Christopher J., Paul H. Williams, et Richard I. Vane-Wright. 1995. Measuring Biodiversity Value for Conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26(1):93-111.
- Hunter, G. 2009. Noah's nonconcavity: On the existence of nontrivial interior solutions to the problem of cost-effective conservation planning. *Natural Resource Modeling* 22(1):26-41.
- Huxley, T. H. 1884. Inaugural address. *Fisheries Exhibition Literature* 4:1-22.
- Intriligator, Michael D. 1980. The Applications of Control Theory to Economics. P. 605-26 in *Analysis and Optimization of Systems*, édité par A. Bensoussan et J. L. Lions. Berlin, Heidelberg: Springer.
- IPBES. 2018. *The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Asia and the Pacific*. IPBES.
- IPBES. 2019. *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES.
- IPBES. 2022. *Methodological Assessment of the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES.
- Israel, Giorgio. 1996. *La mathématisation du réel: essai sur la modélisation mathématique*. Paris: Éditions du Seuil.
- IUCN. 1980. *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation For Sustainable Development*. Gland (Switzerland): International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

- Janssen, Maarten, Tarja Knuuttila, et Mary S. Morgan. 2024. Insider apology for microeconomic theorising? *Journal of Economic Methodology* 0(0):1-12.
- Jardine, Nicholas, et R. Sibson. 1971. *Mathematical Taxonomy*. New York: Wiley.
- Jean, Simon, et Lauriane Mouysset. 2022. Bioeconomic Models for Terrestrial Social–Ecological System Management: A Review. *International Review of Environmental and Resource Economics* 16(1):43-92.
- Joseph, Liana N., Richard F. Maloney, et Hugh P. Possingham. 2009. Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: A Project Prioritization Protocol. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 23(2):328-38.
- Joseph, Liana N., James E. M. Watson, et Hugh P. Possingham. 2009. The New South Wales Priorities Action Statement and Opportunities for Maximizing Return on Investment for Conservation. *Ecological Management & Restoration* 10(s1):S143-44.
- Kallis, Giorgos, et Richard B. Norgaard. 2010. Coevolutionary ecological economics. *Ecological Economics* 69(4):690-99.
- Kingsland, Sharon E. 1982. The Refractory Model: The Logistic Curve and the History of Population Ecology. *The Quarterly Review of Biology* 57(1):29-52.
- Kingsland, Sharon E. 1985. *Modeling Nature: Episodes in the History of Population Ecology*. Chicago, Ill.: Univ. of Chicago Press.
- Kingsland, Sharon E. 1986. Mathematical Figments, Biological Facts: Population Ecology in the Thirties. *Journal of the History of Biology* 19(2):235-56.
- Kingsland, Sharon E. 2005. *The Evolution of American Ecology, 1890-2000*. Baltimore: Johns Hopkins university press.
- Klein, Judy L. 2020. Shotgun Weddings in Control Engineering and Postwar Economics, 1940–72. *History of Political Economy* 52(S1):115-42.
- Knight, Frank H. 1924. Some Fallacies in the Interpretation of Social Cost. *The Quarterly Journal of Economics* 38(4):582-606.
- Knuuttila, Tarja, et Andrea Loettgers. 2017. Modelling as Indirect Representation? The Lotka–Volterra Model Revisited. *The British Journal for the Philosophy of Science* 68(4):1007-36.
- Kogan, M. 1998. Integrated Pest Management: Historical Perspectives and Contemporary Developments. *Annual Review of Entomology* 43:243-70.
- Krajewski, Carey. 1989. Phylogenetic Relationships among Cranes (Gruiformes: Gruidae) Based on DNA Hybridization. *The Auk* 106(4):603-18.
- Krajewski, Carey. 1994. Phylogenetic Measures of Biodiversity: A Comparison and Critique. *Biological Conservation* 69(1):33-39.
- Kronenberg, Jakub. 2014. What Can the Current Debate on Ecosystem Services Learn from the Past? Lessons from Economic Ornithology. *Geoforum* 55:164-77.

- Krutilla, J. V. 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review* 57(4):777-86.
- Krutilla, John V., et Anthony C. Fisher. 1975. *The economics of natural environments: studies in the valuation of commodity and amenity resources*. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Kula, Erhun. 1998. *History of Environmental Economic Thought*. London: Routledge.
- Kurz, Mordecai. 1968. Optimal Economic Growth and Wealth Effects. *International Economic Review* 9(3):348.
- Landsberg, Hans H. 1987. Resources for Freedom - In Retrospect. P. 83-94 in *Resources for Freedom: Summary of Volume I of a Report to the President*. Washington, D.C: Resources for the Future.
- Langham, Max R., et W. F. Edwards. 1969. Externalities in Pesticide Use. *American Journal of Agricultural Economics* 51(5):1195-1201.
- Langham, Max R., Joseph C. Headley, et W. Frank Edwards. 1972. Agricultural Pesticides: Productivity and Externalities. P. 181-212 in *Environmental Quality Analysis: Theory & Method in the Social Sciences*. Baltimore: John Hopkins University Press.
- Laval, Guillaume, Nathalie Iannuccelli, Christian Legault, Denis Milan, Martien AM Groenen, Elisabetta Giuffra, Leif Andersson, Peter H. Nissen, Claus B. Jørgensen, Petra Beeckmann, Hermann Geldermann, Jean-Louis Foulley, Claude Chevalet, et Louis Ollivier. 2000. Genetic Diversity of Eleven European Pig Breeds. *Genetics Selection Evolution* 32(2):187.
- Levallois, Clément. 2009. One Analogy Can Hide Another: Physics and Biology in Alchian's « Economic Natural Selection ». *History of Political Economy* 41(1):163-81.
- Levien, Roger E. 2000. RAND, IIASA, and the Conduct of Systems Analysis.
- Levins, Richard. 1966. The Strategy of Model Building in Population Biology. *American Scientist* 54(4):421-31.
- Levins, Richard. 1993. A Response to Orzack and Sober: Formal Analysis and the Fluidity of Science. *The Quarterly Review of Biology* 68(4):547-55.
- Levrel, Harold. 2020. D'une économie de la biodiversité à une économie de la conservation de la biodiversité. *Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité*.
- Levrel, Harold, et Vincent Martinet. 2021. Ecological Economists: The Good, The Bad, And The Ugly? *Ecological Economics* 179:106694.
- Lipman, J. G. 1926. The Relationship between Economics and Biological Research. *Journal of Farm Economics* 8(1):44-54.
- Liviatan, Nissan, et Paul A. Samuelson. 1969. Notes on Turnpikes: Stable and Unstable. *Journal of Economic Theory* 1(4):454-75.
- Locher, Fabien. 2013. Les pâturages de la Guerre froide : Garrett Hardin et la « Tragédie des communs ». *Revue d'histoire moderne et contemporaine* 60-1(1):7.

- Locher, Fabien. 2020. Neo-Malthusian Environmentalism, World Fisheries Crisis, and the Global Commons, 1950s–1970s. *The Historical Journal* 63(1):187-207.
- Loreau, Michel, et Claire De Mazancourt. 2013. Biodiversity and Ecosystem Stability: A Synthesis of Underlying Mechanisms édité par E. Duffy. *Ecology Letters* 16:106-15.
- MacLeod, Miles. 2016. Heuristic approaches to models and modeling in systems biology. *Biology and Philosophy* 31(3):353-72.
- MacLeod, Miles, Martina Merz, Uskali Mäki, et Michiru Nagatsu. 2019. Investigating Interdisciplinary Practice: Methodological Challenges (Introduction). *Perspectives on Science* 27(4):545-52.
- MacLeod, Miles, et Michiru Nagatsu. 2016. Model Coupling in Resource Economics: Conditions for Effective Interdisciplinary Collaboration. *Philosophy of Science* 83(3):412-33.
- Mäki, Uskali. 2000. Kinds of Assumptions and Their Truth: Shaking an Untwisted F-Twist. *Kyklos* 53(3):317-35.
- Mäki, Uskali. 2009a. MISSING the World. Models as Isolations and Credible Surrogate Systems. *Erkenntnis* 70(1):29-43.
- Mäki, Uskali. 2009b. Realistic Realism about Unrealistic Models. P. 68-98 in *The Oxford Handbook of Philosophy of Economics*, édité par D. Ross et H. Kincaid. Oxford University Press.
- Margules, C. R., A. O. Nicholls, et R. L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43(1):63-76.
- Mariscal, Carlos. 2021. Life. in *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, édité par E. N. Zalta. Metaphysics Research Lab, Stanford University.
- Marshall, Alfred. 1991. Analogies mécaniques et biologiques en économie (1898). *Revue française d'économie* 6(1):103-13.
- Martinez-Alier, Juan. 1987. *Ecological Economics: Energy, Environment and Society*. Oxford: Blackwell Publishers.
- May, Robert M. 1990. Taxonomy as Destiny. *Nature* 347:129-30.
- Mayr, Ernst. 2004. *What Makes Biology Unique?: Considerations on the Autonomy of a Scientific Discipline*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Mazur, Allan, et Jinling Lee. 1993. Sounding the Global Alarm: Environmental Issues in the US National News. *Social Studies of Science* 23(4):681-720.
- McCloskey, Donald N. 1983. The Rhetoric of Economics. *Journal of Economic Literature* 21(2):481-517.
- McCloskey, Donald N. 1986. *The Rhetoric of Economics*. Madison, Wis: University of Wisconsin Press.
- Meinard, Yves. 2017. La biodiversité comme thème de philosophie économique. P. 319-46 in *Philosophie économique*. Paris: Éditions Matériologiques.

- Meinard, Yves, Sylvain Coq, et Bernhard Schmid. 2019. The Vagueness of « Biodiversity » and Its Implications in Conservation Practice. P. 353-74 in *From Assessing to Conserving Biodiversity*. Vol. 24, *History, Philosophy and Theory of the Life Sciences*, édité par E. Casetta, J. Marques da Silva, et D. Vecchi. Cham: Springer International Publishing.
- Meine, Curt, Michael E. Soulé, et Reed F. Noss. 2006. « A Mission-Driven Discipline »: The Growth of Conservation Biology. *Conservation Biology* 20(3):631-51.
- Méral, Philippe. 2012. Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés* 20(1):3-15.
- Méral, Philippe. 2021. 5. La place controversée de l'évaluation monétaire au sein du courant d'économie écologique : retour sur une histoire tumultueuse: *Cahiers d'économie politique* n° 79(1):123-52.
- Metrick, Andrew, et Martin L. Weitzman. 1996. Patterns of Behavior in Endangered Species Preservation. *Land Economics* 72(1):1.
- Metrick, Andrew, et Martin L. Weitzman. 1999. Biodiversity preservation-Reply. *Journal of Economic Perspectives* 13(3):239.
- Michelbacher, Abraham. E. 1945. The Importance of Ecology in Insect Control. *Journal of Economic Entomology* 38(1):129-30.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Mirowski, Philip. 1989. *More Heat than Light: Economics as Social Physics, Physics as Nature's Economics*. Cambridge ; New York: Cambridge University Press.
- Mirowski, Philip. 1991. The When, the How and the Why of Mathematical Expression in the History of Economic Analysis. *Journal of Economic Perspectives* 5(1):145-57.
- Mirowski, Philip, éd. 1994. *Natural Images in Economic Thought: « Markets Read in Tooth and Claw »*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Missemer, Antoine. 2017. *Les économistes et la fin des énergies fossiles: 1865-1931*. Paris: Classiques Garnier.
- Moran, Dominic. 1996. « Investing in Biological Diversity: Economic Valuation and Priorities for Development ». University College London.
- Morgan, Mary S. 1991. *The History of Econometric Ideas*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Morgan, Mary S. 2001. Models, Stories and the Economic World. *Journal of Economic Methodology* 8(3):361-84.
- Morgan, Mary S. 2012. *The World in the Model How Economists Work and Think*. Cambridge; New York: Cambridge University Press.
- Morgan, Mary S., et Tarja Knuuttila. 2012. Models and Modelling in Economics. P. 49-87 in *Philosophy of Economics*. Elsevier.

- Morgan, Mary S., et Margaret Morrison. 1999. *Models as Mediators: Perspectives on Natural and Social Sciences*. Cambridge ; New York: Cambridge University Press.
- Mouysset, Lauriane. 2023. On Diversity of Human-Nature Relationships in Environmental Sciences and Its Implications for the Management of Ecological Crisis. *History and Philosophy of the Life Sciences* 45(2):20.
- Mouysset, Lauriane. 2024. Les modèles bioéconomiques : un pont entre l'économie et la nature pour répondre à la crise écologique ? *Cahiers philosophiques* 176(1):65-75.
- Munro, Gordon R. 1992. Mathematical Bioeconomics and the Evolution of Modern Fisheries Economics. *Bulletin of Mathematical Biology* 54(2-3):163-84.
- Musgrave, Alan. 1981. 'Unreal Assumptions' in Economic Theory: The F-Twist Untwisted. *Kyklos* 34(3):377-87.
- Nagatsu, Michiru. 2015. Behavioral Economics, History of. P. 443-49 in *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences*.
- Nehring, K., et C. Puppe. 2004. Modelling Phylogenetic Diversity. *Resource and Energy Economics* 26(2):205-35.
- Nehring, Klaus, et Clemens Puppe. 2002. A Theory of Diversity. *Econometrica* 70(3):1155-98.
- Nicholson, A. J. 1957. The Self Adjustment of Population to Change. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:153-73.
- Nicholson, Alexander John. 1933. The Balance of Animal Populations. *The Journal of Animal Ecology* 2(1):131-78.
- Nordhaus, William D., Hendrik Houthakker, et Robert Solow. 1973. The Allocation of Energy Resources. *Brookings Papers on Economic Activity* 1973(3):529-76.
- Norgaard, Richard B. 1984. Coevolutionary Agricultural Development. *Economic Development and Cultural Change* 32(3):525-46.
- Norgaard, Richard B. 1994. *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. London ; New York: Routledge.
- Norton, Bryan G. 1988. Commodity, Amenity, and Morality: The Limits of Quantification in Valuing Biodiversity. P. 200-205 in *Biodiversity*, édité par E. O. Wilson. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Odenbaugh, Jay. 2005. Idealized, Inaccurate but Successful: A Pragmatic Approach to Evaluating Models in Theoretical Ecology. *Biology and Philosophy* 20(2):231-55.
- Odum, Eugene P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders.
- Odum, Eugene P. 1964. The New Ecology. *BioScience* 14(7):14-16.
- Odum, Eugene P. 1984. Properties of Agroecosystem. P. 5-11 in *Agricultural Ecosystems: Unifying Concepts*. New York: Wiley-Interscience.

- Odum, Howard T. 1971. *Environment, Power, and Society*. First Edition. New York, NY: John Wiley & Sons Inc.
- O'Hara, Robert J. 1997. Population Thinking and Tree Thinking in Systematics. *Zoologica Scripta* 26(4):323-29.
- Önal, Hayri. 2003. Preservation of Species and Genetic Diversity. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2):437-47.
- Onstad, David W., et Lisa M. Knolhoff. 2009. Finding the Economics in Economic Entomology. *Journal of Economic Entomology* 102(1):1-7.
- Orain, Arnaud. 2023. *Les savoirs perdus de l'économie: contribution à l'équilibre du vivant*. Paris: Gallimard.
- Orzack, Steven Hecht. 2005. Discussion: What, If Anything, Is « The Strategy of Model Building in Population Biology? » A Comment on Levins (1966) and Odenbaugh (2003)*. *Philosophy of Science* 72(3):479-85.
- Orzack, Steven Hecht, et Elliott Sober. 1993. A Critical Assessment of Levins's The Strategy of Model Building in Population Biology (1966). *The Quarterly Review of Biology* 68(4):533-46.
- Osteen, Craig D., Edward B. Bradley, et L. Joe Moffitt. 1981. *The Economics of Agricultural Pest Control. An Annotated Bibliography, 1960-80*.
- Palladino, Paolo. 1990. Ecological Theory and Pest Control Practice: A Study of the Institutional and Conceptual Dimensions of a Scientific Debate. *Social Studies of Science* 20(2):255-81.
- Palladino, Paolo. 1991. Defining Ecology: Ecological Theories, Mathematical Models, and Applied Biology in the 1960s and 1970s. *Journal of the History of Biology* 24(2).
- Palladino, Paolo. 1996. *Entomology, Ecology and Agriculture*. Routledge.
- Passet, René. 1979. *L'économie et le vivant*. 2. éd. Paris: Economica.
- Pearce, David W. 2002. An Intellectual History of Environmental Economics. *Annual Review of Energy and the Environment* 27(1):57-81.
- Pearce, David W., et Dominic Moran. 1994. *The economic value of biodiversity*. London: Earthscan.
- Pearce, Trevor. 2010. « A Great Complication of Circumstances » – Darwin and the Economy of Nature. *Journal of the History of Biology* 43(3):493-528.
- Penny, David. 2005. Biology and « physics envy ». *EMBO Reports* 6(6):511.
- Perkins, John H. 1982. *Insects, Experts, and the Insecticide Crisis: The Quest for New Pest Management Strategies*. Boston, MA: Springer US.
- Perrings, Charles A., éd. 1995. *Biodiversity conservation: problems and policies*. Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Perrings, Charles A., Carl Folke, et Karl-Göran Mäler. 1992. The Ecology and Economics of Biodiversity Loss: The Research Agenda. *Ambio* 21(3):201-11.

- Perrings, Charles A., Karl-Göran Mäler, Carl Folke, et Crawford S. Holling, éd. 1995. *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Perrings, Charles A., et B. H. Walker. 1997. The Beijer Biodiversity Programme: A Postscript. *Ecological Economics* 22(1):63-64.
- Perry, Neil, et Sriram Shankar. 2017. The State-Contingent Approach to the Noah's Ark Problem. *Ecological Economics* 134:65-72.
- Petersen, C. G. J. 1903. What is overfishing? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 6:587-94.
- Peyron, Jean-Luc, et Jacques Maheut. 1999. Les Fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et successeurs. *Revue Forestière Française* (6):679.
- Pigou, Arthur Cecil. 1918. *The economics of welfare*. Second edition. London: Macmillan.
- Polanyi, Michael. 1968. Life's Irreducible Structure. *Science* 160(3834):1308-12.
- Polasky, Stephen, Andrew Solow, et James Broadus. 1993. Searching for Uncertain Benefits and the Conservation of Biological Diversity. *Environmental & Resource Economics* 3(2):171-81.
- Polasky, Stephen, et Andrew R. Solow. 1995. On the Value of a Collection of Species. *Journal of Environmental Economics and Management* 29(3):298-303.
- Pontrjagin, Lev Semonovic, V. S. Boltjanskii, R. V. Gamkrelidze, et E. F. Mishchenko. 1964. *The mathematical theory of optimal processes*. Oxford: Pergamon.
- Pottier, Antonin. 2014. « L'économie dans l'impasse climatique : développement matériel, théorie immatérielle et utopie auto-stabilisatrice ». PhD Thesis, EHESS, Paris.
- Potts, Simon G., Jacobus C. Biesmeijer, Claire Kremen, Peter Neumann, Oliver Schweiger, et William E. Kunin. 2010. Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25(6):345-53.
- Quinn, Terrance J. 2008. Ruminations on the Development and Future of Population Dynamics Models in Fisheries. *Natural Resource Modeling* 16(4):341-92.
- Rapoport, E. H., G. Borioli, J. A. Monjeau, J. E. Puntieri, et R. D. Oviedo. 1986. The design of nature reserves: A simulation trial for assessing specific conservation value. *Biological Conservation* 37(3):269-90.
- Regev, Uri, Andrew P. Gutierrez, et Gershon Feder. 1976. Pests as a Common Property Resource: A Case Study of Alfalfa Weevil Control. *American Journal of Agricultural Economics* 58(2):186-97.
- Regev, Uri, Haim Shalit, et A. P. Gutierrez. 1983. On the optimal allocation of pesticides with increasing resistance: The case of alfalfa weevil. *Journal of Environmental Economics and Management* 10(1):86-100.

- Regev, Uri, Haim Shalit, et Andrew Paul Gutierrez. 1979. Economic Conflicts in Plant Protection: The Problems of Pesticide Resistance; Theory and Application to the Egyptian Alfalfa Weevil. P. 281-99 in *Proceedings of the IIASA International Conference on Pest Management. October 25-29, 1976*. Vol. 4, *IIASA Proceedings Series*, édité par G. A. Norton et C. S. Holling. IIASA.
- Reist-Marti, S. B., H. Simianer, John P. Gibson, Olivier H. Hanotte, et J. E. O. Rege. 2003. Weitzman's Approach and Conservation of Breed Diversity: An Application to African Cattle Breeds. *Conservation Biology* 17(5).
- Ricker, William E. 1940. Relation of « Catch per Unit Effort » to Abundance and Rate of Exploitation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 5a(1):43-70.
- Rivière, Miguel, et Sylvain Cauria. 2020. Representations of the Forest Sector in Economic Models. *Economia. History, Methodology, Philosophy* (10-3):521-53.
- Robbins, Lionel. 1932. *An Essay on the Nature and Significance of Economic Science*. London: MacMillan.
- Roberts, Kevin, et Martin L. Weitzman. 1981. Funding Criteria for Research, Development, and Exploration Projects. *Econometrica* 49(5):1261-88.
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, Marten Scheffer, Carl Folke, Hans Joachim Schellnhuber, Björn Nykvist, Cynthia A. de Wit, Terry Hughes, Sander van der Leeuw, Henning Rodhe, Sverker Sörlin, Peter K. Snyder, Robert Costanza, Uno Svedin, Malin Falkenmark, Louise Karlberg, Robert W. Corell, Victoria J. Fabry, James Hansen, Brian Walker, Diana Liverman, Katherine Richardson, Paul Crutzen, et Jonathan A. Foley. 2009. A Safe Operating Space for Humanity. *Nature* 461(7263):472-75.
- Røpke, Inge. 2004. The Early History of Modern Ecological Economics. *Ecological Economics* 50(3-4):293-314.
- Røpke, Inge. 2005. Trends in the Development of Ecological Economics from the Late 1980s to the Early 2000s. *Ecological Economics* 55(2):262-90.
- Rothschild, Brian J. 1972. An exposition on the definition of fishing effort. *Fishery Bulletin* 72(3):671-79.
- Rotillon, Gilles. 2019. *Économie des ressources naturelles*. Paris: La Découverte.
- Rull, Valentí. 2022. Biodiversity crisis or sixth mass extinction? *EMBO reports* 23(1):e54193.
- Russell, E. S. 1931. Some Theoretical Considerations on the « Overfishing » Problem. *ICES Journal of Marine Science* 6(1):3-20.
- Russell, E. S. 1942. *The Overfishing Problem*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rymes, Thomas K., éd. 1991. *Welfare, Property Rights and Economic Policy: Essays and Tributes in Honour of H. Scott Gordon*. Montréal: McGill-Queen's University Press.

- Saïdi, Aurélien, et Béatrice Cherrier. 2021. Back to Front: The Role of Seminars, Conferences and Workshops in the History of Economics. *Revue d'économie politique* 131(4):609-35.
- Salin, Mathilde, Katie Kedward, et Nepomuk Dunz. 2024. Assessing Integrated Assessment Models for Building Global Nature-Economy Scenarios. *Working Papers*.
- Salles, Jean-Michel. 2014. La modélisation économique peut-elle aider à préserver la biodiversité ? P. 255-64 in *Sciences de la conservation*, édité par M. Gauthier-Clerc, F. Mesléard, et J. Blondel. de Boeck.
- Samuelson, Paul A. 1968. The Two-Part Golden Rule Deduced as the Asymptotic Turnpike of Catenary Motions. *Economic Inquiry* 6(2):85-89.
- Santana, Carlos. 2014. Save the Planet: Eliminate Biodiversity. *Biology & Philosophy* 29(6):761-80.
- Sarr, Mare, Timo Goeschl, et Tim Swanson. 2008. The value of conserving genetic resources for R&D: A survey. *Ecological Economics* 67(2):184-93.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, et C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.
- Schabas, Margaret. 1990. Ricardo Naturalized: Lyell and Darwin on the Economy of Nature. P. 40-49 in *Perspectives on the history of economic thought*, édité par D. E. Moggridge. Brookfield (Vt.): Edward Elgar Publishing Ltd.
- Schabas, Margaret. 1992. Breaking Away: History of Economics as History of Science. *History of Political Economy* 24(1):187-203.
- Schabas, Margaret. 2005. *The Natural Origins of Economics*. Chicago: University of Chicago Press.
- Schaefer, Milner B. 1943. The Theoretical Relationship between Fishing Effort and Mortality. *Copeia* 1943(2):79-82.
- Schaefer, Milner B. 1954a. Fisheries dynamics and the concept of maximum equilibrium catch. *Sixth Annual Proceedings of Gulf and Carribean Fisheries Institute* 1-11.
- Schaefer, Milner B. 1954b. Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 14(1):25-56.
- Schaefer, Milner B. 1957. Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Commercial Marine Fisheries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 14(5):669-81.
- Schaefer, Milner B., et Raymond J. H. Beverton. 1963. Fishery Dynamics - Their Analysis and Interpretation. in *The Sea, ideas and observations on progress in the study of the seas*. -, édité par M. N. Hill. New York : Interscience Publishers.
- Schaefer, Milner B., Oscar E. Sette, et John C. Marr. 1951. *Growth of Pacific Coast Pilchard Fishery to 1942. Report*. 29. Washington D. C.: Fish and Wildlife Service. United States Department of the Interior.

- Scheiber, Harry N. 2018. The « Commons » Discourse on Marine Fisheries Resources: Another Antecedent to Hardin's « Tragedy ». *Theoretical Inquiries in Law* 19(2):489-505.
- Schlüter, M., R. R. J. Mcallister, R. Arlinghaus, N. Bunnefeld, K. Eisenack, F. Hölker, E. J. Milner-Gulland, B. Müller, E. Nicholson, M. Quaas, et M. Stöven. 2012. New Horizons for Managing the Environment: A Review of Coupled Social-Ecological Systems Modeling: Social-Ecological Systems Modeling. *Natural Resource Modeling* 25(1):219-72.
- Scott, Anthony D. 1954. Conservation Policy and Capital Theory. *The Canadian Journal of Economics and Political Science* 20(4):504.
- Scott, Anthony D. 1955. The Fishery: The Objectives of Sole Ownership. *Journal of Political Economy* 63(2):116-24.
- Scott, Anthony D. 1957. Optimal Utilization and the Control of Fisheries. P. 42-64 in *The economics of fisheries: proceedings of a round table organized by the International Economic Association and held in Rome in September 1956, sponsored by the Food and Agriculture Organization of the United Nations*, édité par R. Turvey et J. Wiseman. Rome: FAO.
- Scott, Anthony D., éd. 1970. *Economics of Fisheries Management: A Symposium*. Vancouver: University of British Columbia, Institute for Animal Resource Ecology.
- Scott, Anthony D. 1979. Development of Economic Theory on Fisheries Regulation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36(7):725-41.
- Scott, Anthony D. 2011. The Pedigree of Fishery Economics. *Marine Resource Economics* 26(1):75-85.
- Seidl, Rupert. 2017. To Model or Not to Model, That Is No Longer the Question for Ecologists. *Ecosystems* 20(2):222-28.
- Shoemaker, Christine A. 1973a. Optimization of agricultural pest management I: Biological and mathematical background. *Mathematical Biosciences* 16(1):143-75.
- Shoemaker, Christine A. 1973b. Optimization of agricultural pest management II: formulation of a control model. *Mathematical Biosciences* 17(3):357-65.
- Shoemaker, Christine A. 1973c. Optimization of agricultural pest management III: results and extensions of a model. *Mathematical Biosciences* 18(1):1-22.
- Shoemaker, Christine A. 1977. Mathematical construction of ecological models. in *Ecosystem modeling in theory and practice: an introduction with case studies*. Boulder, Colorado.
- Shoemaker, Christine A. 1979. Optimal Management of an Alfalfa Ecosystem. P. 301-15 in *Proceedings of the IIASA International Conference on Pest Management. October 25-29, 1976*. Vol. 4, *IIASA Proceedings Series*, édité par G. A. Norton et C. S. Holling. Oxford: Pergamon Press.
- Singh, Vivek Kumar, Prashasti Singh, Mousumi Karmakar, Jacqueline Leta, et Philipp Mayr. 2021. The Journal Coverage of Web of Science, Scopus and Dimensions: A Comparative Analysis. *Scientometrics* 126(6):5113-42.

- Small, Ernest. 2011. The new Noah's Ark: beautiful and useful species only. Part 1. Biodiversity conservation issues and priorities. *Biodiversity* 12(4):232-47.
- Smed, Jens, et John Ramster. 2002. Overfishing, science, and politics: the background in the 1890s to the foundation of the International Council for the Exploration of the Sea. P. 13-21 in *100 Years of Science under ICES: A Symposium held in Helsinki, 1-4 August 2000, ICES Marine Science Symposia*, édité par E. D. Anderson. ICES.
- Smith, Edward H., et George G. Kennedy. 2009. History of Entomology. P. 449-58 in *Encyclopedia of Insects*, édité par V. H. Resh et R. T. Cardé. Academic Press.
- Smith, Harrison. 2019. Martin Weitzman, Environmental Economist Who Emphasized Uncertainty, Dies at 77. *The Washington Post*, septembre 4, 5.
- Smith, Ray F., et William W. Allen. 1954. Insect Control and the Balance of Nature. *Scientific American* 190(6):38-43.
- Smith, Tim D. 1994. *Scaling Fisheries: The Science of Measuring the Effects of Fishing, 1855-1955*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Smith, V. Kerry, et John V. Krutilla. 1979. Endangered Species, Irreversibilities, and Uncertainty: A Comment. *American Journal of Agricultural Economics* 61(2):371-75.
- Smith, Vernon L. 1957. Engineering Data and Statistical Techniques in the Analysis of Production and Technological Change: Fuel Requirements of the Trucking Industry. *Econometrica* 25(2):281-301.
- Smith, Vernon L. 1959. The Theory of Investment and Production. *The Quarterly Journal of Economics* 73(1):61.
- Smith, Vernon L. 1961. *Investment and Production: A Study in the Theory of the Capital-using Enterprise*. Cambridge, Mass.: Harvard University press.
- Smith, Vernon L. 1966. Review: The Common Wealth in Ocean Fisheries. By Francis T. Christy, Jr., and Anthony Scott. *American Economic Review* 56(5):1341-43.
- Smith, Vernon L. 1968. Economics of Production from Natural Resources. *American Economic Review* 58(3):409-31.
- Smith, Vernon L. 1969. On Models of Commercial Fishing. *Journal of Political Economy* 77(2):181-98.
- Smith, Vernon L. 1977. Control Theory Applied to Natural and Environmental Resources: An Exposition. *Journal of Environmental Economics and Management* 4(1):1-24.
- Smith, Vernon L., éd. 1977. *Economics of natural & environmental resources*. New York: Gordon and Breach.
- Solow, Andrew, Stephen Polasky, et James Broadus. 1993. On the Measurement of Biological Diversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 24(1):60-68.

- Solow, Andrew R., et Stephen Polasky. 1994. Measuring Biological Diversity. *Environmental and Ecological Statistics* 1(2):95-103.
- Solow, Robert M. 1956. A Contribution to the Theory of Economic Growth. *The Quarterly Journal of Economics* 70(1):65-94.
- Solow, Robert M. 1974a. Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. *The Review of Economic Studies* 41(5):29-45.
- Solow, Robert M. 1974b. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *American Economic Review* 64(2):1-14.
- Soulé, Michael E. 1985. What Is Conservation Biology? *BioScience* 35(11):727-34.
- Soulé, Michael E. 1987. History of the Society for Conservation Biology: How and Why We Got Here. *Conservation Biology* 1(1):4-5.
- Sovacool, Benjamin K., et Ishani Mukherjee. 2011. Conceptualizing and Measuring Energy Security: A Synthesized Approach. *Energy* 36(8):5343-55.
- Spash, Clive L. 1999. The Development of Environmental Thinking in Economics. *Environmental Values* 8(4):413-35.
- Spash, Clive L., et Frédéric Hache. 2022. The Dasgupta Review Deconstructed: An Exposé of Biodiversity Economics. *Globalizations* 19(5):653-76.
- Spash, Clive L., et Anthony Ryan. 2012. Economic schools of thought on the environment: investigating unity and division. *Cambridge Journal of Economics* 36(5):1091-1121.
- Stark, R. W., et Ray F. Smith. 1971. Systems Analysis and Pest Management. P. 331-45 in *Biological Control: Proceedings of an AAAS Symposium on Biological Control, held at Boston, Massachusetts December 30-31, 1969*, édité par C. B. Huffaker. Boston, MA: Springer US.
- Stavins, Robert N. 2019. A Gift That Keeps on Giving: The Contributions of Martin Weitzman to Environmental Economics. *CEPR*. Consulté 3 juin 2024 (<https://cepr.org/voxeu/columns/gift-keeps-giving-contributions-martin-weitzman-environmental-economics>).
- Stavins, Robert N., et Gernot Wagner. 2022. Martin Weitzman: A Gift That Keeps on Giving. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 9(5):843-50.
- Steffen, Will, Katherine Richardson, Johan Rockström, Sarah E. Cornell, Ingo Fetzer, Elena M. Bennett, Reinette Biggs, Stephen R. Carpenter, Wim de Vries, Cynthia A. de Wit, Carl Folke, Dieter Gerten, Jens Heinke, Georgina M. Mace, Linn M. Persson, Veerabhadran Ramanathan, Belinda Reyers, et Sverker Sörlin. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223):1259855.
- Stern, Nicholas, et Andrew Oswald. 2019. Why Are Economists Letting down the World on Climate Change? *CEPR*. Consulté 23 novembre 2023 (<https://cepr.org/voxeu/columns/why-are-economists-letting-down-world-climate-change>).

- Stern, Vernon Mark, Ray Fred Smith, Robert van den Bosch, et Kenneth S. Hagen. 1959. The Integration of Chemical and Biological Control of the Spotted Alfalfa Aphid: The Integrated Control Concept. *Hilgardia* 29(2):81-101.
- Stiegler, Barbara. 2021. La science au service du gouvernement des vivants ? P. 3-16 in *Protéger l'environnement*. Éditions Matériologiques.
- Sugden, Robert. 2000. Credible Worlds: The Status of Theoretical Models in Economics. *Journal of Economic Methodology* 7(1):1-31.
- Sugden, Robert. 2009. Credible Worlds, Capacities and Mechanisms. *Erkenntnis* 70(1):3-27.
- Sugden, Robert. 2011. Explanations in Search of Observations. *Biology & Philosophy* 26(5):717-36.
- Svorenčík, Andrej. 2015. The Experimental Turn in Economics: A History of Experimental Economics.
- Talpaz, H., G. L. Curry, P. J. Sharpe, D. W. DeMichele, et R. E. Frisbie. 1978. Optimal Pesticide Application for Controlling the Boll Weevil on Cotton. *American Journal of Agricultural Economics* 60(3):469-75.
- Taylor, Henry Charles. 1940. Early History of Agricultural Economics. *Journal of Farm Economics* 22(1):84.
- Taylor, Henry Charles, et Anne Dewees Taylor. 1952. *The Story of Agricultural Economics in the United States, 1840-1932: Men, Services, Ideas*. Ames, IA: The Iowa State College Press.
- Thompson Klein, Julie. 2011. Une taxinomie de l'interdisciplinarité. *Nouvelles perspectives en sciences sociales* 7(1):15-48.
- Tietenberg, Thomas H., et Lynne Lewis. 2018. *Environmental and natural resource economics*. 11th edition. New York: Routledge, Taylor & Francis Group.
- Tilman, David, Clarence L. Lehman, et Charles E. Bristow. 1998. Diversity-Stability Relationships: Statistical Inevitability or Ecological Consequence? *The American Naturalist* 151(3):277-82.
- Truc, Alexandre. 2022. Forty years of behavioral economics. *The European Journal of the History of Economic Thought* 29(3):393-437.
- Truc, Alexandre, Olivier Santerre, Yves Gingras, et François Claveau. 2023. The Interdisciplinarity of Economics. *Cambridge Journal of Economics* 47(6):1057-86.
- Turvey, R., et J. Wiseman, éd. 1957. *The economics of fisheries: proceedings of a round table organized by the International Economic Association and held in Rome in September 1956, sponsored by the Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome: FAO.
- Ulltang, Øyvind. 2002. Realizing the basis for overfishing and quantifying fish population dynamics. P. 443-52 in *100 Years of Science under ICES: A Symposium held in Helsinki, 1-4 August 2000, ICES Marine Science Symposia*, édité par E. D. Anderson. ICES.

- Vadrot, Alice B. M., Aleksandar Rankovic, Renaud Lapeyre, Pierre-Marie Aubert, et Yann Laurans. 2018. Why are social sciences and humanities needed in the works of IPBES? A systematic review of the literature. *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 31(sup1):S78-100.
- Van Der Heide, C. M., J. C. J. M. Van Den Bergh, et E. C. Van Ierland. 2005. Extending Weitzman's economic ranking of biodiversity protection: Combining ecological and genetic considerations. *Ecological Economics* 55(2):218-23.
- Vane-Wright, R. I. 1996. Identifying Priorities for the Conservation of Biodiversity: Systematic Biological Criteria Within a Socio-Political Framework. P. 309-44 in *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, édité par K. J. Gaston. Oxford: Blackwell.
- Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries, et Paul H. Williams. 1991. What to Protect?—Systematics and the Agony of Choice. *Biological Conservation* 55(3):235-54.
- Varenne, Franck. 2009. Simulation informatique et pluriformalisation des objets composites. *Philosophia Scientiae* (13-1):135-54.
- Varenne, Franck. 2014. Chapitre 1. Épistémologie des modèles et des simulations : tour d'horizon et tendances. P. 13-46 in *Les modèles, possibilités et limites, Modélisations, simulations, systèmes complexes*. Paris: Éditions Matériologiques.
- Varenne, Franck. 2018. *From Models to Simulations*. 1^{re} éd. Abingdon, Oxon ; New York, NY : Routledge, [2019] | Series: History and philosophy of technoscience: Routledge.
- Venkatachalam, L. 2007. Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological Economics* 61(2):550-58.
- Véron, Simon, Victor Saito, Nélide Padilla-García, Félix Forest, et Yves Bertheau. 2019. The Use of Phylogenetic Diversity in Conservation Biology and Community Ecology: A Common Base but Different Approaches. *The Quarterly Review of Biology* 94(2):123-48.
- Vianna Franco, Marco P., et Antoine Missemer. 2023. *A History of Ecological Economic Thought*. London: Routledge.
- Viitala, Esa-Jussi. 2013. The Discovery of the Faustmann Formula in Natural Resource Economics. *History of Political Economy* 45(3):523-48.
- Viitala, Esa-Jussi. 2016. The Emergence and Early Development of Forest Resource Economic Thought: From Land and Forest Valuation to Marginal Analysis and Vintage Capital Models. *Dissertationes Forestales* 2016(212).
- Vivien, F. D., M. Nieddu, N. Befort, R. Debref, et M. Giampietro. 2019. The Hijacking of the Bioeconomy. *Ecological Economics* 159:189-97.
- Walker, Jeremy. 2020. *More Heat than Life: The Tangled Roots of Ecology, Energy, and Economics*. Singapore: Springer Nature.
- Walker, P. A., et D. P. Faith. 1993. DIVERSITY: A Software Package for Sampling Phylogenetic and Environmental Diversity. *CSIRO Division of Wildlife and Ecology, Canberra*.

- Wang, Hsiao-Hsuan, et William E. Grant. 2021. Reflections of two systems ecologists on modelling coupled human and natural (socio-ecological, socio-environmental) systems. *Ecological Modelling* 440:109403.
- Warde, Paul. 2018. *The Invention of Sustainability: Nature and Destiny, c. 1500-1870*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Watt, Kenneth E. F. 1956. The Choice and Solution of Mathematical Models for Predicting and Maximizing the Yield of a Fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 13(5):613-45.
- Watt, Kenneth E. F. 1966a. CHAPTER 1 - The Nature of Systems Analysis. P. 1-14 in *Systems Analysis in Ecology*, édité par K. E. F. Watt. Academic Press.
- Watt, Kenneth E. F. 1966b. *Systems Analysis in Ecology*. New York: Academic Press.
- Watt, Kenneth E. F. 1968. *Ecology and Resource Management: A Quantitative Approach*. New York: McGraw-Hill.
- Weedop, K. B., A. Ø. Mooers, C. M. Tucker, et W. D. Pearse. 2019. The Effect of Phylogenetic Uncertainty and Imputation on EDGE Scores. *Animal Conservation* 22(6):527-36.
- Weintraub, E. Roy. 2002. *How economics became a mathematical science*. Durham ; London: Duke University Press.
- Weintraub, E. Roy, et Philip Mirowski. 1994. The Pure and the Applied: Bourbakism Comes to Mathematical Economics. *Science in Context* 7(2):245-72.
- Weisberg, Michael. 2007. Forty Years of 'The Strategy': Levins on Model Building and Idealization. *Biology & Philosophy* 21(5):623-45.
- Weitzman, M. L. 1993. What to Preserve? An Application of Diversity Theory to Crane Conservation. *The Quarterly Journal of Economics* 108(1):157-83.
- Weitzman, Martin L. 1971. Alternative Management of Common Property Resources under Free Access and Private Ownership. *Cowles Foundation Discussion Papers* (323):17.
- Weitzman, Martin L. 1974a. Free Access Vs Private Ownership as Alternative Systems for Managing Common Property. *Journal of Economic Theory* 8:225-34.
- Weitzman, Martin L. 1974b. Prices vs. Quantities. *The Review of Economic Studies* 41(4):477.
- Weitzman, Martin L. 1979. Optimal Search for the Best Alternative. *Econometrica* 47(3):641-54.
- Weitzman, Martin L. 1984. *The Share Economy: Conquering Stagflation*. Cambridge: Harvard Univ. Press.
- Weitzman, Martin L. 1991. A Reduced Form Approach to Maximum Likelihood of Evolutionary Trees. *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* (1569).
- Weitzman, Martin L. 1992a. Diversity Functions. *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* (1610).

- Weitzman, Martin L. 1992b. On Diversity. *The Quarterly Journal of Economics* 107(2):363-405.
- Weitzman, Martin L. 1994a. On the « Environmental » Discount Rate. *Journal of Environmental Economics and Management* 26(2):200-209.
- Weitzman, Martin L. 1994b. The Noah's Ark Problem. *Harvard Institute of Economic Research Discussion Paper* (1705).
- Weitzman, Martin L. 1995. Diversity Functions. P. 21-43 in *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Weitzman, Martin L. 1998. The Noah's Ark Problem. *Econometrica* 66(6):1279.
- Weitzman, Martin L. 2009. On Modeling and Interpreting the Economics of Catastrophic Climate Change. *Review of Economics and Statistics* 91(1):1-19.
- Weitzman, Martin L. 2014. Fat Tails and the Social Cost of Carbon. *American Economic Review* 104(5):544-46.
- Weitzman, Martin L., et Karl-Gustaf Löfgren. 1997. On the Welfare Significance of Green Accounting as Taught by Parable. *Journal of Environmental Economics and Management* 32(2):139-53.
- White, Ben. 2008. A Review of the Economics of Biological Natural Resources. *Journal of Agricultural Economics* 51(3):419-62.
- Wicke, Kristina, et Mareike Fischer. 2019. On the Shapley Value of Unrooted Phylogenetic Trees. *Bulletin of Mathematical Biology* 81(2):618-38.
- Wilen, James E. 2000. Renewable Resource Economists and Policy: What Differences Have We Made? *Journal of Environmental Economics and Management* 39(3):306-27.
- Wilen, James E. 2009. Ralph Clair d'Arge: Obituary* June 20, 1941–June 27, 2009. *Journal of Environmental Economics and Management* 58(3):251-52.
- Wilen, James E., et Frances R. Homans. 2003. Crutchfield and Zellner on Exvessel Price Determination in the Pacific Halibut Fishery. P. 196-208 in *The economics of marine resources and conservation policy: the Pacific halibut case study with commentary*, édité par J. A. Crutchfield et A. Zellner. Chicago: Univ. of Chicago Press.
- Willey, W. R. Z. 1974. « The Diffusion of Pest Management Information Technology ». Department of Economics, University of California, Berkeley.
- Williams, Paul H., Kevin J. Gaston, et Chris J. Humphries. 1994. Do Conservationists and Molecular Biologists Value Differences between Organisms in the Same Way? *Biodiversity Letters* 2(3):67-78.
- Williams, Paul H., C. J. Humphries, et R. I. Vane-Wright. 1991. Measuring Biodiversity: Taxonomic Relatedness for Conservation Priorities. *Australian Systematic Botany* 4(4):665.
- Wilson, Edward O., éd. 1988. *Biodiversity*. Washington, D.C.: National Academies Press.
- Wilson, Edward O. 1998. *Consilience: The Unity of Knowledge*. New York: Knopf.

- Wilson, Howard B., Liana N. Joseph, Alana L. Moore, et Hugh P. Possingham. 2011. When Should We Save the Most Endangered Species? *Ecology Letters* 14(9):886-90.
- Woerter, Martin. 2009. Industry Diversity and Its Impact on the Innovation Performance of Firms: An Empirical Analysis Based on Panel Data (Firm-Level). *Journal of Evolutionary Economics* 19(5):675-700.
- Wolloch, Nathaniel. 2016. *Nature in the History of Economic Thought: How Natural Resources Became an Economic Concept*. Routledge.
- Worster, Donald. 1994. *Nature's economy: a history of ecological ideas*. 2nd ed. Cambridge ; New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Zander, Kerstin K., Adam G. Drucker, Karin Holm-Müller, et Henner Simianer. 2009. Choosing the « cargo » for Noah's Ark – Applying Weitzman's approach to Borana cattle in East Africa. *Ecological Economics* 68(7):2051-57.
- Zilberman, David. 1994. Economics and Interdisciplinary Collaborative Efforts. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 26(1):35-42.
- Zilberman, David. 2003. The Crutchfield and Zellner Monograph and the Evolution of Environmental and Resource Economics. P. 177-84 in *The Economics of Marine Resources and Conservation Policy: The Pacific Halibut Case Study with Commentary*, édité par J. A. Crutchfield et A. Zellner. Chicago: Univ. of Chicago Press.

Annexe 1.

Analyse quantitative et qualitative de la postérité du modèle de Weitzman et du dialogue interdisciplinaire économie-systématique

1. Analyse des citations

Nous proposons de préciser la postérité du dialogue interdisciplinaire qui a eu lieu entre Weitzman et les systématiciens dans les années 1990 à travers une analyse quantitative et qualitative des citations de plusieurs articles. Nous avons constitué une base de données bibliographique constituée des articles qui citent les principaux articles de Weitzman (1992b, 1993, 1998) sur la biodiversité ou l'article fondateur de Faith (1992a). Nous classons ces articles en fonction du champ disciplinaire ou thématique principal des revues dans lesquelles ils sont publiés, afin d'évaluer quantitativement la permanence d'un dialogue entre disciplines.¹⁶⁶ Nous nous intéressons en particulier aux citations interdisciplinaires, définies comme citation d'un article paru dans une revue d'un champ par un article publié dans une revue d'un autre champ, de manière similaire à Truc *et al.* (2023). Précisons que nous considérons ces citations uniquement comme une des manifestations possibles d'un dialogue, mais qui ne le résumant pas. En particulier, les citations interdisciplinaires ne sont ni nécessaires (il existe des inspirations interdisciplinaires non explicitées) ni suffisantes (on peut citer par convenance, sans dialogue réel) pour qu'il existe un dialogue interdisciplinaire. C'est pourquoi l'analyse quantitative nous conduit à sélectionner des articles que nous examinons de manière qualitative, par une lecture approfondie, pour préciser les échanges qu'ils recouvrent. Nous étudions en particulier la postérité des travaux de Weitzman en sciences du vivant et des travaux de Faith en économie.

¹⁶⁶ Données collectées sur Scopus en Août 2023. Voir section 2 pour le détail de la construction de la base de données, ainsi que la méthodologie de classification de revues par domaine de recherche. Une analyse de sensibilité à la base de données utilisée a également été réalisée, avec *Web of Science* et *Dimension*.

L'arche de Noé, métaphore transdisciplinaire pour la conservation

Tout d'abord, en examinant les citations des trois articles de Weitzman discutés ici, classées par domaine principal du journal, nous pouvons voir qu'ils ont tous une postérité dans plusieurs domaines (Figure 31). Pour la suite, nous limiterons notre analyse aux deux domaines dominants, les sciences de la vie et l'économie, et nous concentrerons sur les citations de l'article de 1998 (« Noah's ark problem », NAP dans ce qui suit) puisqu'il présente le point final de la théorie de la conservation de Weitzman.

Avant de passer à l'article de 1998, nous pouvons toutefois noter que l'article de 1992 a une postérité importante et spécifique dans les sciences du vivant (Figure 32). Il est largement cité, non seulement pour des raisons historiques (bien qu'il soit parfois cité parmi les précurseurs des mesures de diversité, avec Faith, Crozier, etc.). Il est par ailleurs principalement cité dans des revues de génétique (Tableau 4). En examinant les articles, on constate qu'il existe de nombreuses applications de la mesure de diversité de Weitzman aux données génétiques, sans référence au cadre économique (voir par exemple Laval et al. 2000; Barker et al. 2001; Eding et Meuwissen 2001) avec des applications en biologie de la conservation (par exemple avec des races bovines africaines : Reist-Marti et al. 2003). D'une manière générale, la théorie de la diversité semble être un modèle transdisciplinaire et générique, avec une application naturelle pour les distances génétiques. Même en économie, elle est parfois appliquée à d'autres domaines¹⁶⁷ et a été étendue pour devenir une « théorie de la diversité » encore plus générique par Nehring et Puppe (2002).

¹⁶⁷ L'économie de l'énergie (Sovacool et Mukherjee 2011), l'économie industrielle (Woerter 2009) ou l'économie de la diversité des langages (Ginsburgh et Weber 2011).

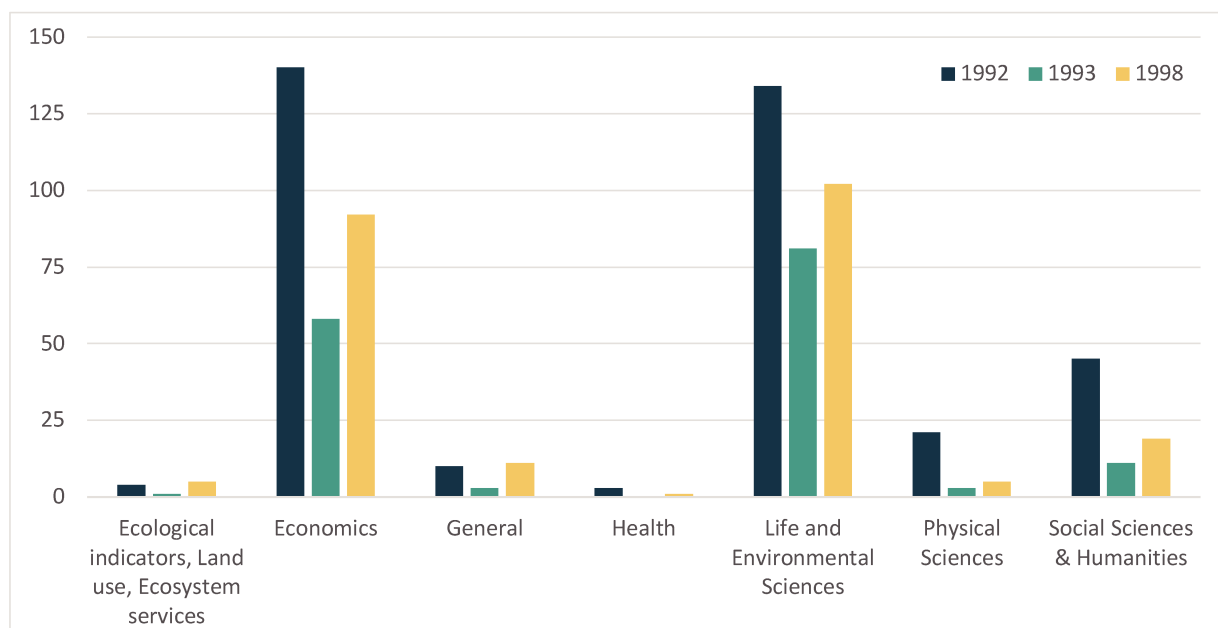


Figure 31. Nombre de citations des articles de Weitzman par champ des revues (Source : Scopus et calcul de l'auteur)

Nom de la revue	Nombre de citations	Pourcentage cumulé (sur l'ensemble des articles du champ « life sciences »)
<i>Genetics Selection Evolution</i>	11	8%
<i>Animal Genetics</i>	11	16%
<i>Journal of Animal Breeding and Genetics</i>	9	23%
<i>Animal</i>	5	27%
<i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i>	4	30%
<i>Ecological Modelling</i>	4	33%
<i>Biological Conservation</i>	4	36%
<i>Systematic Biology</i>	3	38%
<i>Heredity</i>	3	40%
<i>Conservation Biology</i>	3	42%
<i>Conservation Genetics</i>	3	44%

Tableau 4. Revues en sciences du vivant dans lesquelles Weitzman (1992) est le plus cité (Source : Scopus et calcul de l'auteur)

En comparant l'article de 1992 au *NAP*, nous pouvons tout d'abord noter que, dans le domaine des sciences de la vie, ils ont une postérité très différente : la part des co-citations est faible pour les deux articles (25% pour l'Arche de Noé, 15% pour « On diversity », cf. Figure 32). L'examen des revues qui citent le plus l'article de 1998 (Tableau 5) permet de préciser cette postérité spécifique aux sciences de la vie : le NAP semble plus influent en biologie de la conservation qu'en génétique, par exemple.

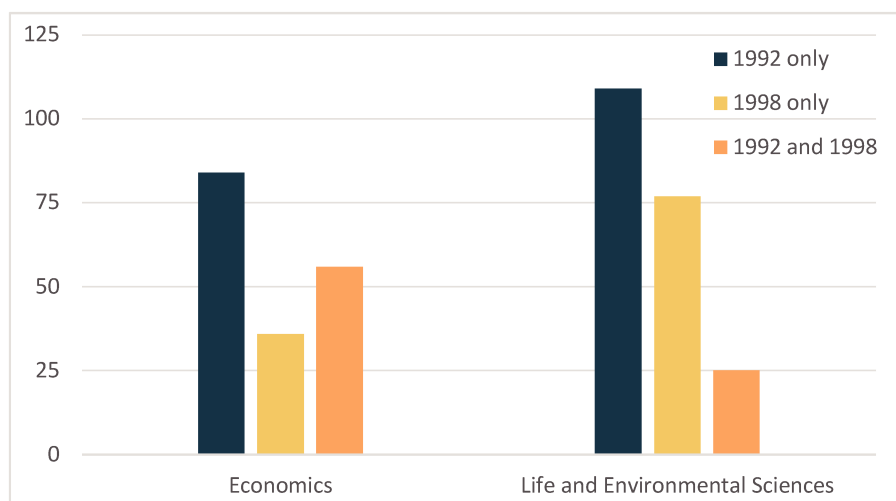


Figure 32. Nombre de citations de Weitzman (1992) et Weitzman (1998) dans des revues en économie et en sciences du vivant (source : Scopus et calculs de l'auteur)

Nom de la revue	Nombre de citations	Pourcentage cumulé (sur l'ensemble des articles du champ « <i>life sciences</i> »)
<i>Conservation Biology</i>	11	11%
<i>Biodiversity and Conservation</i>	7	18%
<i>Conservation Genetics</i>	5	23%
<i>Systematic Biology</i>	4	26%
<i>Wildlife Research</i>	3	29%
<i>Natural Resource Modeling</i>	3	32%
<i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i>	3	35%
<i>Journal of Mathematical Biology</i>	3	38%
<i>Journal of Theoretical Biology</i>	3	41%
<i>IEEE/ACM Transactions on Computational Biology and Bioinformatics</i>	3	44%
<i>Animal Genetics</i>	3	47%
<i>Biological Conservation</i>	3	50%

Tableau 5. Revues en sciences du vivant dans lesquelles Weitzman (1998) est le plus cité (Source : Scopus et calculs de l'auteur)

Afin de saisir plus précisément ce qui est retenu de l'article *NAP*, nous avons passé en revue tous les articles sur les sciences de la vie qui citent Weitzman (1998).¹⁶⁸ L'un des traits marquants de ces articles est la référence à la parabole de l'arche de Noé comme moyen d'illustrer la question de la conservation. De nombreux articles citent Weitzman comme l'inventeur de la métaphore (Small 2011; Billionnet 2018; Weedop et al. 2019). Bien que peu d'entre eux utilisent ou étendent le modèle de Weitzman (mais voir Hunter 2009; Wicke et Fischer 2019), la plupart se réfèrent au *NAP* (souvent avec l'acronyme) plus généralement comme la conceptualisation de la conservation de la biodiversité dans un cadrage « cout-efficacité », dans un monde où les ressources disponibles sont limitées (par exemple Wilson et al. 2011; Dodd et al. 2017; Harvey et al. 2017).

Une extension spécifique du cadre de Weitzman mérite d'être mentionnée. Joseph *et al.* (2009) ont développé un « Protocole de priorisation des projets » (PPP) [*Project Prioritization Protocol*], en association avec le ministère de la conservation de Nouvelle-Zélande. Il s'agit d'un « outil d'analyse décisionnelle basé sur la théorie de l'Arche de Noé » qui permet de classer les projets de conservation des espèces en fonction notamment des coûts et du niveau de menace (comme dans le cadre de Weitzman), mais aussi d'une estimation de la probabilité de réussite des projets (Joseph, Watson, et Possingham 2009:144). Il a non seulement été utilisé pour cibler les investissements dans la conservation des espèces menacées en Nouvelle-Zélande (Brazill-Boast *et al.* 2018), mais il a également eu un écho important dans la littérature académique.

En économie, la spécificité de la postérité du *NAP* vis-à-vis de la théorie de la diversité est moins frappante. Comme le montre la Figure 32, le plus souvent, une citation de Weitzman (1998) est accompagnée d'une citation de Weitzman (1992b). Cela est dû, d'après notre lecture de la littérature, au fait que la plupart des articles qui citent les deux les mentionnent comme des articles clés de l'économie de la biodiversité, mais ne s'intéressent pas précisément aux modèles ou résultats développés. Le fait que Weitzman soit un économiste renommé de Harvard et que les articles aient été publiés dans des revues du « top 5 » renforce probablement leur statut d'articles incontournables en économie de la biodiversité.

¹⁶⁸ La liste des articles analysée est présentée en section 3

Il n'est pas surprenant que les références à l'article de 1998 se trouvent principalement dans les revues d'économie de l'environnement et des ressources et surtout dans *Ecological Economics* (cf. Tableau 6).¹⁶⁹ L'examen des articles révèle notamment plusieurs extensions du modèle de Weitzman, pour tenir compte des interactions écologiques entre les espèces (Van Der Heide, Van Den Bergh, et Van Ierland 2005; Courtois et al. 2019) ou pour améliorer le modèle probabiliste d'extinction (Perry et Shankar 2017). Très peu d'articles utilisent directement la procédure de classement (voir Zander et al. 2009). On trouve également un engagement critique à l'égard du modèle de Weitzman, notamment de la part de Brock et Xepapadeas (2003), qui soulignent le fait que la diversité biologique devrait être liée, dans les modèles économiques, aux bénéfices directs tirés des écosystèmes et non pas traitée comme une question distincte.¹⁷⁰

Nom de la revue	Nombre de citations	Pourcentage cumulé (sur l'ensemble des articles du champ « <i>life sciences</i> »)
<i>Ecological Economics</i>	30	32%
<i>Environmental and Resource Economics</i>	6	39%
<i>American Journal of Agricultural Economics</i>	5	44%
<i>Land Economics</i>	3	47%
<i>Journal of Evolutionary Economics</i>	3	51%
<i>Environment and Development Economics</i>	3	54%
<i>Journal of Environmental Economics and Management</i>	3	57%

Tableau 6. Revues en économie dans lesquelles Weitzman (1998) est le plus cité (source : Scopus et calculs de l'auteur)

Enfin, on peut noter que l'article du *NAP* est fréquemment cité dans les revues de la littérature en économie de la biodiversité, souvent avec une description factuelle de son approche (Baumgärtner et al. 2006; Eppink et van den Bergh 2007; Sarr, Goeschl, et Swanson 2008; Bartkowski, Lienhoop, et Hansjürgens 2015; Ando et Langpap 2018; Brock et Xepapadeas 2018; Hanley et Perrings 2019). Weitzman est parfois loué pour avoir été l'un des rares à prendre en compte la valeur de la biodiversité *en tant que telle*, sans construire son analyse autour des préférences des individus ou des fonctions des écosystèmes (Farnsworth, Adenuga, et de Groot 2015).

¹⁶⁹ Bien que les mêmes tendances semblent être globalement valables pour l'article de 1992, la polyvalence de la mesure de la diversité de Weitzman conduit à un plus grand nombre de citations dans les revues d'économie générale.

¹⁷⁰ Publié dans l'*American Economic Review*, c'est un autre des cinq articles mentionnés plus haut (note 162).

Par conséquent, il semble raisonnable de dire, avec Courtois *et al.* (2014:1), que le NAP de Weitzman est un « jalon [*milestone*] dans la théorie économique de la biodiversité ». Néanmoins, il ne s'agit pas d'un modèle fondateur sur lequel la plupart des économistes intéressés par les questions de biodiversité s'appuient.

Une possibilité de dialogue à renouer

Au-delà du modèle de Weitzman, nous nous intéressons à la postérité de la discussion qui a émergé entre systématiciens et économistes sur la préservation de la biodiversité dans les années 1990. Malgré les critiques formulées par les économistes sur le manque d'engagement de Weitzman vis-à-vis de l'écologie fonctionnelle, notre reconstruction historique met en lumière la productivité du dialogue interdisciplinaire pour l'élaboration du *NAP*. Néanmoins, comme nous le montrerons, ce dialogue ne semble pas avoir été poursuivi par les économistes après Weitzman.

Afin de prouver ce point, nous étudions les citations de l'article fondateur de Faith (1992a), dans lequel il introduit la mesure *PD*. Cet article est à la fois le meilleur représentant de l'influence de la systématique sur les questions de conservation¹⁷¹ et le plus compatible avec les travaux de Weitzman, donc le plus susceptible d'être reconnu par les économistes qui s'intéressent au *NAP*.

Daniel P. Faith est aujourd'hui professeur d'écologie à l'*Australian Museum*, à Sydney. Ses recherches intègrent la conservation de la biodiversité et la systématique, dans la continuité de ses réflexions sur l'indicateur de diversité phylogénétique depuis son article de 1992. Il a défendu l'utilisation de sa mesure *PD* pour les décisions relatives à la conservation dans de nombreux articles de recherche et a participé à plusieurs institutions internationales : il a été l'un des auteurs principaux de la coordination de la biodiversité pour l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire [*Millennium Ecosystem Assessment*] (2005) et un des auteurs principaux du récent rapport méthodologique de l'IPBES sur la valorisation (au sens large) de la nature (IPBES 2022). Son article de 1992 a été de plus

¹⁷¹ Cet article est le plus cité de la revue *Biological Conservation*, avec 3 547 citations en Novembre 2023 d'après Scopus. À titre de comparaison, c'est plus que l'article le plus cité de la revue *Conservation Biology* (Saunders, Hobbs, et Margules 1991), cité 3 055 fois.

en plus cité au cours des années et semble plus influent que jamais dans le débat scientifique (cf. Figure 33).

Néanmoins, l'influence de la mesure *PD* de Faith ne semble pas avoir atteint l'économie, comme le suggère la Figure 34. Seuls 14 articles publiés dans des revues économiques font référence à l'article fondateur de Faith de 1992 – six d'entre eux dans *Ecological Economics*.

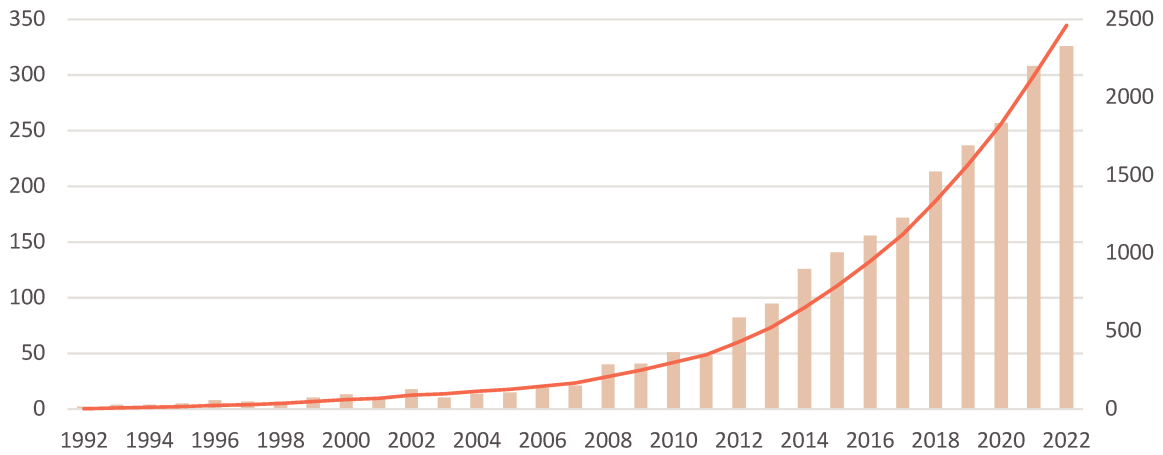


Figure 33. Évolution du nombre de citation de Faith (1992) par années (barres) et cumulées (courbe) (Source : Scopus et calculs de l'auteur)

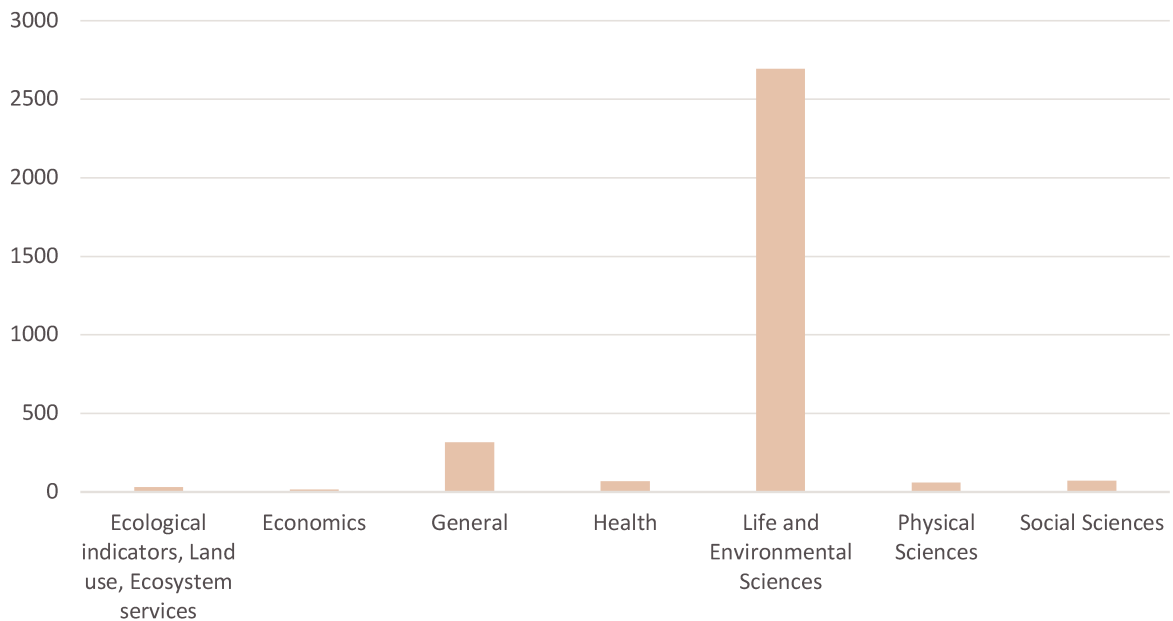


Figure 34. Nombre de citations de Faith (1992) par champ des revues (source : Scopus et calculs de l'auteur)

Nous avons examiné ces publications en détail.¹⁷² Sur ces 14 :

- 9 reconnaissent l'existence de la mesure *PD* comme un indice de diversité possible parmi d'autres, mais ne l'utilisent pas ou ne l'étudient pas de manière significative ;
- Önal (2003), Gerber (2011) et Perry & Shankar (2017) sont centrés sur les travaux de Weitzman et mentionnent *PD* comme un équivalent de la mesure de la diversité de Weitzman (1992b) ;
- Nehring & Puppe (2004) se livrent à une critique approfondie de la mesure de la diversité de Weitzman (1992b) et de la *PD* de Faith (en reconnaissant leurs différences) ;
- Cole *et al.* (2021) utilisent *PD* comme indice de diversité pour réaliser une analyse économétrique de l'impact de l'utilisation des terres sur la biodiversité.

Dans l'ensemble, il semble que la portée des travaux de Faith en économie est quasi inexistante. Un seul article publié dans une revue économique utilise la mesure *PD*, et aucun ne fait le lien entre les travaux de Faith et le *NAP* de Weitzman, puisqu'ils se concentrent sur la comparaison de la *PD* avec les travaux antérieurs de Weitzman.¹⁷³

¹⁷² La liste des articles analysés est présentée en section 3.

¹⁷³ Comme test de robustesse, nous avons constitué un pool d'articles écrits par Faith qui citent son article fondateur. Nous avons ensuite sélectionné les articles d'économie qui citent un article de ce pool. Cela a donné un total de 40 articles. Seuls cinq d'entre eux notifient l'existence de la mesure *PD*, et aucun ne remet en question l'analyse présentée ici.

2. Données bibliométriques

Construction de la base de données

Description. Données bibliographiques pour tous les articles qui citent au moins un des quatre articles suivants : Weitzman (1992, 1993, 1998) et Faith (1992a).

Données collectées sur Scopus en Août 2023, au moyen de la procédure “*view citing documents*” sur le site. Données exportées au format CSV et traitées avec Excel.

Restriction de la base de données aux articles publiés dans des revues scientifiques à comité de lecture (exclusion des livres, chapitres, preprint etc.). Les articles évalués par des pairs sont reconnus comme des contributions scientifiques originales dans toutes les disciplines, sont généralement non redondants (contrairement aux chapitres de livres par exemple) et sont également plus faciles d'accès.

Choix de la base de données bibliométrique. La base de données Scopus est l'une des trois plus grandes bases de données de publications scientifiques, avec Web of Science et Dimension. En outre, Scopus propose une classification des revues par domaine, ce qui s'est avéré utile pour analyser les citations interdisciplinaires.

Weitzman (1992)	Weitzman (1993)	Weitzman (1998)	Faith (1992)	Total
360	160	236	3253	3713

Tableau 7. Nombre d'articles faisant référence à chaque article de départ

Analyse de sensibilité sur la sélection de la base de données de littérature scientifique

Scopus, Web of Science et Dimension ont une couverture de la littérature scientifique qui se recoupe largement, avec un léger biais de chaque base de données vers certaines disciplines ou régions du monde (Singh et al. 2021). Nous avons réalisé une analyse de sensibilité en collectant des données sur les deux autres bases de données, afin de prouver que Scopus était au moins aussi complet que

les deux autres et qu'elle n'était pas biaisée en faveur d'un domaine de recherche pour notre étude de cas.

Nous avons donc rassemblé tous les articles qui citent l'un des trois articles de Weitzman (1992, 1993, 1998) dans les trois bases de données et fusionné les trois ensembles de données obtenus.¹⁷⁴ Le tableau 2 montre que Scopus est meilleur en termes de quantité d'articles et que la fusion des trois bases de données permet de gagner seulement 68 articles par rapport à l'utilisation de Scopus uniquement (environ +12,5%).

Database	Number of articles
All database	618
<i>Intersection of the databases</i>	<i>408</i>
Scopus	550
Dimension	510
Web of Science	505

Tableau 8. Couverture des trois bases de données pour les références aux trois articles de Weitzman

Nous avons ensuite représenté graphiquement le nombre d'articles par champ¹⁷⁵ des revues (). Il ressort que Scopus ne semble pas biaisé en faveur d'un domaine de recherche particulier sur l'ensemble des données considérées – contrairement à ce qui semble être le cas sur l'ensemble de leur collection (Singh et al. 2021). Nous avons donc choisi de procéder à l'analyse complète en ne conservant que Scopus.

¹⁷⁴ Cette partie est la plus difficile et c'est la raison pour laquelle l'analyse complète n'a pas été réalisée avec une fusion des résultats des trois bases de données. Le DOI peut servir de clé pour fusionner les ensembles de données, mais tous les articles n'ont pas de DOI, et ils n'ont parfois pas le même dans toutes les bases de données. Les titres d'articles et les auteurs ne sont pas non plus écrits de manière cohérente. Il est donc nécessaire d'éviter les doublons en vérifiant à la fois les DOI, les titres et les noms d'auteurs.

¹⁷⁵ Tels que définis dans la section 'Classification des revues par domaine de recherche' de cette annexe

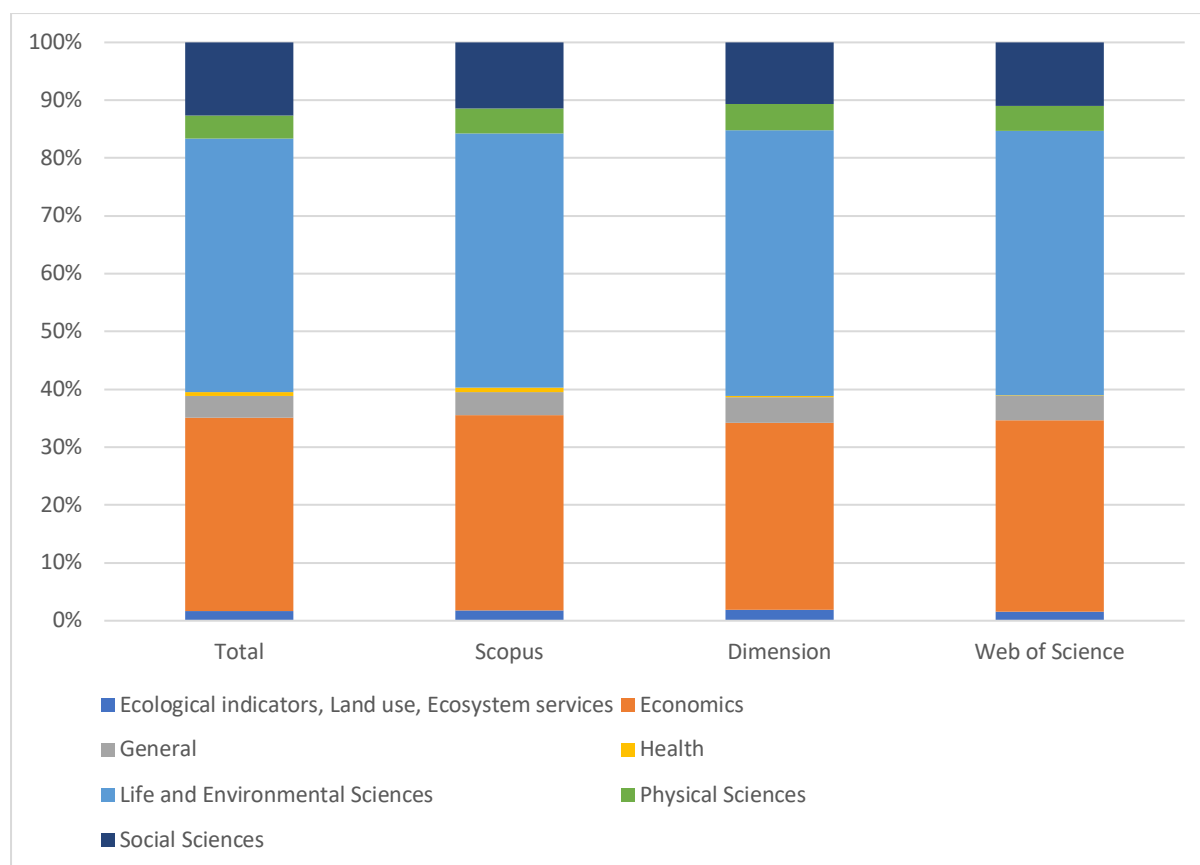


Figure 35. Proportion d'article par domaine de recherche pour chaque base de données

Classification des revues par domaine de recherche

Méthode de classification

Scopus utilise un système à deux niveaux dans lequel les revues sont classées dans 4 champs de « premier niveau » et 27 champs de niveau inférieur (voir Tableau 9. Catégories utilisées par Scopus pour classer les revues). La classification est donc hiérarchique, avec la propriété que toute revue appartenant à un champ appartient automatiquement au champ de premier niveau correspondant. En outre, ni les champs de niveau inférieur ni les champs de niveau supérieur ne sont exclusifs : les revues peuvent être classées dans plusieurs champs supérieurs à la fois. Ceci est particulièrement problématique pour l'analyse des citations transdisciplinaires. Sans nier le fait que les revues peuvent être réellement interdisciplinaires, la classification de Scopus ne semble pas assez précise, car elle ne fait pas la distinction entre le sujet des revues et la discipline utilisée pour l'analyse. Par exemple, les revues d'économie appliquée aux ressources naturelles ou à l'agriculture (comme l'*American Journal*

Annexe 1

of Agricultural Economics) sont souvent (mais pas toujours) classées à la fois dans les sciences sociales (via le champ « 2000 - Economics ») et dans les sciences de la vie (via le champ « 1100 - Agricultural and Biological Sciences »). Pour notre objectif, il semble plus utile de classer les revues sur une base plus disciplinaire, le domaine de recherche étant une catégorie secondaire. En outre, le champ « 1000 - General » est quelque peu particulier, car il n'est rattaché à aucun champ de premier niveau et peut être combiné (mais l'est rarement) avec d'autres champs de premier niveau.

Top-level fields	Field
Life Sciences	1100 Agricultural and Biological Sciences
	1300 Biochemistry, Genetics and Molecular Biology
	2400 Immunology and Microbiology
	2800 Neuroscience
	3000 Pharmacology, Toxicology and Pharmaceutics
Social Sciences	1200 Arts and Humanities
	1400 Business, Management and Accounting
	1800 Decision Sciences
	2000 Economics, Econometrics and Finance
	3200 Psychology
	3300 Social Sciences
Physical Sciences	1500 Chemical Engineering
	1600 Chemistry
	1700 Computer Science
	1900 Earth and Planetary Sciences
	2100 Energy
	2200 Engineering
	2300 Environmental Science

Annexe 1

	2500 Materials Science
	2600 Mathematics
	3100 Physics and Astronomy
Health Sciences	2700 Medicine
	2900 Nursing
	3400 Veterinary
	3500 Dentistry
	3600 Health Professions
	1000 General

Tableau 9. Catégories utilisées par Scopus pour classer les revues

Pour réaliser l'analyse des citations interdisciplinaires, la classification de Scopus a été remaniée de manière à ce que chaque revue ne comporte qu'un seul *domaine de recherche principal*. La classification a été effectuée par le biais d'une procédure hiérarchique, en commençant par étiqueter les revues économiques comme relevant uniquement du domaine de l'« économie », puis en extrayant les autres revues de sciences sociales des revues restantes, puis les sciences de la vie, etc. Le Tableau 10 résume la procédure de classification. Comme le montre le tableau, une étape intermédiaire a consisté à rattacher la revue à un sous-domaine avant de la fusionner à nouveau avec le domaine de niveau supérieur. Cette étape a permis d'examiner le nom et la portée de la revue, afin de vérifier si cette sous-catégorie pouvait être rattachée à un autre champ de niveau supérieur. Par exemple, elle a permis d'extraire certaines revues en sciences sociales pour créer une nouvelle catégorie de premier niveau (« *Ecological Indicator, Land Use, Ecosystem Services* ») et certaines revues en sciences physiques qui appartiennent aux sciences de l'environnement et ont été rattachées aux sciences de la vie dans une catégorie plus large de « *Life and Environmental Sciences* ».

Annexe 1

Scopus' field		Subfield	Top-level Field	Number of journals
	<i>Only "2000 Economics, Econometrics and Finance"</i>	Economics (other)	Economics	76
	<i>Economics [2000] AND Physical Sciences AND NO(Life Sciences)</i>	E&R and Development Economics		
	<i>Economics [2000] AND Life Sciences</i>	Agri. & Forest Econ.		
<i>NO(Economics) AND...</i>	<i>Social Sciences only</i>	Sociology, mgmt, humanities	Other Social Sciences	86
	<i>Social Sciences AND Physical Sciences AND NO(Life Sciences)</i>	Environmental Policy, Sustainability, Resource Policy, Geography		
	<i>Social Sciences AND Life Sciences AND NO(Physical Sciences)</i>	Social Sciences (other)		
	<i>Social Sciences AND Life Sciences AND Physical Sciences</i>	Ecological indicators, Land use, Ecosystem services	Ecological indicators, Land use, Ecosystem services	7
<i>NO(Social Sciences) AND ...</i>	<i>Life Sciences</i>	Life Sciences	Life and Environmental Sciences	604
<i>NO(Social Sciences) AND NO(Life Sciences) AND...</i>	<i>Environmental Science [2300]</i>	Enviro. Science – Engineering, Energy		
	<i>Engineering [2200]</i>	Applied mathematics, Engineering	Physical Sciences	54
	<i>Computer Science [1700] AND Mathematics [2600]</i>	Engineering & Energy – computer science		
<i>NO(Social Sciences) AND NO(Life Sciences) AND NO(Physical Sciences) AND...</i>	<i>Health Sciences</i>	Health	Health	56

Annexe 1

<i>NO(Social Sciences) AND NO(Life Sciences) AND NO(Physical Sciences AND NO(Health Sci- ences) AND...</i>	<i>General[1000]</i>	General	General	16
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------	---------	----------------	-----------

Tableau 10. Procédure de classification des revues par domaine de recherche

Comme on peut le voir dans la liste des revues rattachées à leur domaine (Tableau 11), cette classification n'est pas parfaite, car certaines revues multidisciplinaires sont rattachées à une seule catégorie (voir par exemple *Landscape Ecology*, dans la catégorie « Autres sciences sociales »). Néanmoins, la méthodologie de classification a l'avantage d'être systématique et non discrétionnaire. En outre, les deux principaux domaines que j'analyse dans l'article, « *Economics* » et « *Environmental and Life Sciences* », semblent être assez cohérents.

Revue	Nombre d'articles dans la base de données
Life and Environmental Sciences	2872
<i>Frontiers in Microbiology</i>	98
<i>Diversity and Distributions</i>	72
<i>Ecology and Evolution</i>	72
<i>Biological Conservation</i>	67
<i>Biodiversity and Conservation</i>	63
<i>Journal of Biogeography</i>	61
<i>Molecular Ecology</i>	61
<i>Ecography</i>	53
<i>Science of the Total Environment</i>	50
<i>FEMS Microbiology Ecology</i>	44
<i>ISME Journal</i>	40
<i>Global Ecology and Biogeography</i>	39
<i>Conservation Biology</i>	39
<i>Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences</i>	35
<i>Ecology Letters</i>	34
<i>Soil Biology and Biochemistry</i>	34
<i>Ecology</i>	33
<i>Frontiers in Ecology and Evolution</i>	33
<i>Microbial Ecology</i>	32
<i>PeerJ</i>	32
<i>Nature Communications</i>	28
<i>Microbiome</i>	26
<i>Applied and Environmental Microbiology</i>	25
<i>Systematic Biology</i>	25
<i>Microorganisms</i>	25

Annexe 1

<i>Environmental Microbiology</i>	24
<i>Journal of Ecology</i>	24
<i>Methods in Ecology and Evolution</i>	24
<i>Journal of Applied Ecology</i>	24
<i>Oecologia</i>	23
<i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i>	23
<i>Forest Ecology and Management</i>	22
<i>Applied Soil Ecology</i>	20
<i>Diversity</i>	20
<i>mSystems</i>	18
<i>Molecular Phylogenetics and Evolution</i>	18
<i>American Journal of Botany</i>	16
<i>BMC Microbiology</i>	15
<i>Ecosphere</i>	15
<i>Global Change Biology</i>	15
<i>Journal of Vegetation Science</i>	15
<i>Conservation Genetics</i>	14
<i>Animal Conservation</i>	14
<i>Oikos</i>	14
<i>Functional Ecology</i>	13
<i>Global Ecology and Conservation</i>	13
<i>Forests</i>	13
<i>Animal Genetics</i>	13
<i>Journal of Systematics and Evolution</i>	13
<i>Animals</i>	12
<i>Genetics Selection Evolution</i>	12
<i>Biodiversity Science</i>	12
<i>Biological Reviews</i>	12
<i>Current Biology</i>	12
<i>Applied Microbiology and Biotechnology</i>	11
<i>American Naturalist</i>	11
<i>Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics</i>	11
<i>New Phytologist</i>	11
<i>Trends in Ecology and Evolution</i>	11
<i>Microbiology Spectrum</i>	11
<i>Biotropica</i>	10
<i>Frontiers in Marine Science</i>	10
<i>Frontiers in Genetics</i>	10
<i>Ecological Applications</i>	10
<i>Journal of Theoretical Biology</i>	10
<i>Journal of Animal Ecology</i>	10
<i>Journal of Animal Breeding and Genetics</i>	10
<i>Nature Ecology and Evolution</i>	10
<i>Bioinformatics</i>	9
<i>Journal of Mathematical Biology</i>	9
<i>Plant Diversity</i>	9
<i>Plant Ecology</i>	9
<i>Nutrients</i>	9
<i>mSphere</i>	9
<i>Animal Microbiome</i>	8
<i>Biological Journal of the Linnean Society</i>	8

Annexe 1

<i>Freshwater Biology</i>	8
<i>Basic and Applied Ecology</i>	8
<i>Evolutionary Applications</i>	8
<i>Frontiers in Cellular and Infection Microbiology</i>	8
<i>Plants</i>	8
<i>Environmental Science and Technology</i>	7
<i>Environmental Pollution</i>	7
<i>Acta Oecologica</i>	7
<i>Community Ecology</i>	7
<i>Evolution</i>	7
<i>Biology</i>	7
<i>Plant and Soil</i>	7
<i>mBio</i>	7
<i>npj Biofilms and Microbiomes</i>	7
<i>Systematics and Biodiversity</i>	7
<i>Journal of Environmental Management</i>	7
<i>Animal</i>	6
<i>BMC Evolutionary Biology</i>	6
<i>Annals of Botany</i>	6
<i>Ecological Modelling</i>	6
<i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i>	6
<i>Shengtai Xuebao</i>	6
<i>Urban Forestry and Urban Greening</i>	6
<i>Marine Pollution Bulletin</i>	6
<i>Ecological Monographs</i>	5
<i>Geoderma</i>	5
<i>Frontiers in Plant Science</i>	5
<i>Frontiers in Environmental Science</i>	5
<i>Botanical Journal of the Linnean Society</i>	5
<i>Canadian Journal of Microbiology</i>	5
<i>Heredity</i>	5
<i>Australian Systematic Botany</i>	5
<i>Aquatic Microbial Ecology</i>	5
<i>Fungal Ecology</i>	5
<i>Evolutionary Ecology</i>	5
<i>Geomicrobiology Journal</i>	5
<i>Journal of Arid Environments</i>	5
<i>Journal of Insect Conservation</i>	5
<i>Pacific Conservation Biology</i>	5
<i>Molecular Ecology Resources</i>	5
<i>Parasites and Vectors</i>	5
<i>Journal of Plant Ecology</i>	5
<i>Parasitology</i>	5
<i>Molecular Biology and Evolution</i>	5
<i>Journal of Mammalogy</i>	5
<i>International Journal of Molecular Sciences</i>	5
<i>Livestock Science</i>	5
<i>Ecosystems</i>	4
<i>BMC Bioinformatics</i>	4
<i>Acta Botanica Brasílica</i>	4
<i>Ecological Processes</i>	4

Annexe 1

<i>Biology Letters</i>	4
<i>Forest Science</i>	4
<i>Environmental Science and Pollution Research</i>	4
<i>eLife</i>	4
<i>Cell Host and Microbe</i>	4
<i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i>	4
<i>Hydrobiologia</i>	4
<i>Annals of Forest Science</i>	4
<i>BMC Biology</i>	4
<i>Cell</i>	4
<i>Environmental Microbiomes</i>	4
<i>Coral Reefs</i>	4
<i>PLoS Computational Biology</i>	4
<i>Neotropical Ichthyology</i>	4
<i>Journal of Experimental Biology</i>	4
<i>Plant Systematics and Evolution</i>	4
<i>Journal for Nature Conservation</i>	4
<i>Plant Ecology and Diversity</i>	4
<i>IEEE/ACM Transactions on Computational Biology and Bioinformatics</i>	4
<i>Marine Ecology Progress Series</i>	4
<i>Viruses</i>	4
<i>PLoS Pathogens</i>	4
<i>Plants People Planet</i>	4
<i>Natural Resource Modeling</i>	4
<i>Mycorrhiza</i>	4
<i>Journal of Heredity</i>	4
<i>Australian Journal of Botany</i>	3
<i>Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology</i>	3
<i>Ecological Informatics</i>	3
<i>Comptes Rendus - Biologies</i>	3
<i>Evolutionary Ecology Research</i>	3
<i>Environmental Research</i>	3
<i>Auk</i>	3
<i>Environmental Microbiology Reports</i>	3
<i>Applied Ecology and Environmental Research</i>	3
<i>BMC Genomics</i>	3
<i>Annals of Microbiology</i>	3
<i>BMC Ecology</i>	3
<i>Genetics</i>	3
<i>Biotechnology for Biofuels</i>	3
<i>Austral Ecology</i>	3
<i>BioScience</i>	3
<i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i>	3
<i>Biology and Fertility of Soils</i>	3
<i>Ecological Engineering</i>	3
<i>Forest Ecosystems</i>	3
<i>AoB PLANTS</i>	3
<i>Food Research International</i>	3
<i>Annals of the Missouri Botanical Garden</i>	3
<i>BioEssays</i>	3

Annexe 1

<i>Gut Microbes</i>	3
<i>Food and Function</i>	3
<i>Frontiers in Immunology</i>	3
<i>Conservation Letters</i>	3
<i>Conservation Science and Practice</i>	3
<i>Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants</i>	3
<i>Agronomy</i>	3
<i>Infection, Genetics and Evolution</i>	3
<i>Natureza e Conservacao</i>	3
<i>Plant Biosystems</i>	3
<i>Nature Reviews Genetics</i>	3
<i>Journal of Biosciences</i>	3
<i>Microbial Biotechnology</i>	3
<i>Symbiosis</i>	3
<i>ZooKeys</i>	3
<i>Journal of Allergy and Clinical Immunology</i>	3
<i>MicrobiologyOpen</i>	3
<i>Journal of Bryology</i>	3
<i>Journal of Hazardous Materials</i>	3
<i>Journal of Avian Biology</i>	3
<i>Journal of Geophysical Research: Biogeosciences</i>	3
<i>Journal of Applied Microbiology</i>	3
<i>Journal of Fungi</i>	3
<i>Journal of Animal Science</i>	3
<i>International Journal for Parasitology</i>	3
<i>Theoretical Population Biology</i>	3
<i>PLoS Biology</i>	3
<i>Natureza a Conservacao</i>	3
<i>Wildlife Research</i>	3
<i>Journal of Microbiology</i>	3
<i>Journal of Dairy Science</i>	3
<i>Insect Conservation and Diversity</i>	3
<i>Limnology and Oceanography</i>	3
<i>Soil Ecology Letters</i>	3
<i>Taxon</i>	3
<i>Zootaxa</i>	3
<i>Current Opinion in Insect Science</i>	2
<i>Genome Biology</i>	2
<i>Algorithms for Molecular Biology</i>	2
<i>Botanical Sciences</i>	2
<i>Bulletin of Mathematical Biology</i>	2
<i>Fungal Diversity</i>	2
<i>Contributions to Zoology</i>	2
<i>Biodiversity Data Journal</i>	2
<i>FEMS Microbiology Letters</i>	2
<i>Algal Research</i>	2
<i>Environmental Modeling and Assessment</i>	2
<i>Chinese Journal of Plant Ecology</i>	2
<i>Genome</i>	2
<i>Frontiers in Forests and Global Change</i>	2
<i>Biological Control</i>	2

Annexe 1

<i>Chinese Journal of Ecology</i>	2
<i>AMB Express</i>	2
<i>Avian Research</i>	2
<i>Cancer Medicine</i>	2
<i>Fishes</i>	2
<i>BioMed Research International</i>	2
<i>Fungal Biology</i>	2
<i>Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics</i>	2
<i>Genes</i>	2
<i>Frontiers of Biogeography</i>	2
<i>Environmental DNA</i>	2
<i>EBioMedicine</i>	2
<i>Asian Herpetological Research</i>	2
<i>Genetics and Molecular Biology</i>	2
<i>Aquatic Sciences</i>	2
<i>Biological Invasions</i>	2
<i>Fish and Shellfish Immunology</i>	2
<i>Anaerobe</i>	2
<i>Environmental and Experimental Botany</i>	2
<i>Brain, Behavior, and Immunity</i>	2
<i>Applied Vegetation Science</i>	2
<i>Allergy: European Journal of Allergy and Clinical Immunology</i>	2
<i>Environment International</i>	2
<i>Food Microbiology</i>	2
<i>Gut Pathogens</i>	2
<i>Ecological Research</i>	2
<i>European Journal of Soil Science</i>	2
<i>Beneficial Microbes</i>	2
<i>Behavioral Ecology</i>	2
<i>Conservation Genetics Resources</i>	2
<i>Journal of Animal and Plant Sciences</i>	2
<i>Polish Journal of Microbiology</i>	2
<i>Quarterly Review of Biology</i>	2
<i>ORYX</i>	2
<i>Tropical Conservation Science</i>	2
<i>Organisms Diversity and Evolution</i>	2
<i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i>	2
<i>Ocean and Coastal Management</i>	2
<i>Journal of Molluscan Studies</i>	2
<i>North-Western Journal of Zoology</i>	2
<i>Journal of Functional Foods</i>	2
<i>South American Journal of Herpetology</i>	2
<i>Translational Psychiatry</i>	2
<i>South African Journal of Science</i>	2
<i>Invertebrate Systematics</i>	2
<i>South African Journal of Botany</i>	2
<i>Marine Biodiversity</i>	2
<i>Soil and Tillage Research</i>	2
<i>Journal of Tropical Ecology</i>	2
<i>Zoologica Scripta</i>	2
<i>Journal of Insect Science</i>	2

Annexe 1

<i>Mitochondrial DNA</i>	2
<i>Polar Science</i>	2
<i>Science for Conservation</i>	2
<i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i>	2
<i>Schizophrenia Research</i>	2
<i>Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism</i>	2
<i>Microbiology (Russian Federation)</i>	2
<i>Phytobiomes Journal</i>	2
<i>Russian Journal of Ecology</i>	2
<i>Perspectives in Ecology and Conservation</i>	2
<i>Revista Brasileira de Botanica</i>	2
<i>International Journal of Plant Sciences</i>	2
<i>Mathematical Biosciences</i>	2
<i>Marine Ecology</i>	2
<i>Integrative Zoology</i>	2
<i>Computational and Structural Biotechnology Journal</i>	1
<i>Antibiotics</i>	1
<i>Experimental Dermatology</i>	1
<i>Cladistics</i>	1
<i>Freshwater Science</i>	1
<i>Environmental Toxicology and Chemistry</i>	1
<i>F1000Research</i>	1
<i>Chinese Journal of Oceanology and Limnology</i>	1
<i>Evolutionary Bioinformatics</i>	1
<i>Environmental Science: Nano</i>	1
<i>Frontiers in Aging Neuroscience</i>	1
<i>Cell Reports Medicine</i>	1
<i>Ibis</i>	1
<i>Cell Reports</i>	1
<i>African Journal of Ecology</i>	1
<i>Frontiers in Zoology</i>	1
<i>Arctic, Antarctic, and Alpine Research</i>	1
<i>Fresenius Environmental Bulletin</i>	1
<i>Aquatic Botany</i>	1
<i>Environmental Research Letters</i>	1
<i>Applications in Plant Sciences</i>	1
<i>Cancer Causes and Control</i>	1
<i>Genome Research</i>	1
<i>Frontiers in Water</i>	1
<i>Annales Zoologici Fennici</i>	1
<i>Canadian Journal of Forest Research</i>	1
<i>Anatomical Record</i>	1
<i>Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences</i>	1
<i>American Fern Journal</i>	1
<i>Canadian Entomologist</i>	1
<i>Comparative Biochemistry and Physiology - Part D: Genomics and Proteomics</i>	1
<i>CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources</i>	1
<i>Acta Hydrobiologica Sinica</i>	1
<i>Forestry Chronicle</i>	1
<i>Ecological Complexity</i>	1

Annexe 1

<i>Bulletin of Marine Science</i>	1
<i>Archives of Microbiology</i>	1
<i>Bryologist</i>	1
<i>Aquatic Ecology</i>	1
<i>Brazilian Journal of Biology</i>	1
<i>Aquaculture</i>	1
<i>Forestist</i>	1
<i>Current Research in Microbial Sciences</i>	1
<i>Brain Sciences</i>	1
<i>Current Pharmaceutical Biotechnology</i>	1
<i>Brain Research</i>	1
<i>Annual Review of Phytopathology</i>	1
<i>Frontiers in Sustainable Food Systems</i>	1
<i>Current Developments in Nutrition</i>	1
<i>Environmental Microbiome</i>	1
<i>Copeia</i>	1
<i>Botanica Marina</i>	1
<i>Contemporary Clinical Trials Communications</i>	1
<i>BMC Research Notes</i>	1
<i>Animal Behaviour</i>	1
<i>Genes and Nutrition</i>	1
<i>European Journal of Soil Biology</i>	1
<i>Frontiers in Physiology</i>	1
<i>American Journal of Physiology - Endocrinology and Metabolism</i>	1
<i>Environmental Health Perspectives</i>	1
<i>Alpine Botany</i>	1
<i>Environmental Entomology</i>	1
<i>AIMS Microbiology</i>	1
<i>BMC Cancer</i>	1
<i>African Zoology</i>	1
<i>Frontiers in Nutrition</i>	1
<i>Epilepsy Research</i>	1
<i>Environmental Conservation</i>	1
<i>Acta Agriculturae Scandinavica - Section A: Animal Science</i>	1
<i>Bird Conservation International</i>	1
<i>Astrobiology</i>	1
<i>Frontiers in Neuroscience</i>	1
<i>Artificial Life</i>	1
<i>Food Control</i>	1
<i>Archives of Toxicology</i>	1
<i>Entomologia Experimentalis et Applicata</i>	1
<i>Aquatic Toxicology</i>	1
<i>Bioresource Technology</i>	1
<i>Excellence in Ecology</i>	1
<i>Endocrinology</i>	1
<i>Fundamental and Applied Limnology</i>	1
<i>Endangered Species Research</i>	1
<i>Aquaculture Research</i>	1
<i>Frontiers in Molecular Biosciences</i>	1
<i>Geobiology</i>	1
<i>Ekologia Bratislava</i>	1

Annexe 1

<i>Diseases of Aquatic Organisms</i>	1
<i>Ecotropica</i>	1
<i>Current Protocols in Bioinformatics</i>	1
<i>Genome Biology and Evolution</i>	1
<i>Apidologie</i>	1
<i>Flora Mediterranea</i>	1
<i>Current Opinion in Virology</i>	1
<i>Fitoterapia</i>	1
<i>Annual Review of Plant Biology</i>	1
<i>Ecoscience</i>	1
<i>Annual Review of Environment and Resources</i>	1
<i>Ecology of Freshwater Fish</i>	1
<i>Annual Review of Ecology and Systematics</i>	1
<i>Biogeosciences Discussions</i>	1
<i>Evolution and Development</i>	1
<i>Biogeosciences</i>	1
<i>Annals of Forest Research</i>	1
<i>Biogeographia</i>	1
<i>Annals of Applied Biology</i>	1
<i>Biogeochemistry</i>	1
<i>European Zoological Journal</i>	1
<i>General Psychiatry</i>	1
<i>Conservation Science Western Australia</i>	1
<i>Bioengineered</i>	1
<i>Animal Biodiversity and Conservation</i>	1
<i>Fisheries Science</i>	1
<i>Conservation Physiology</i>	1
<i>Biodiversity Letters</i>	1
<i>Anales del Jardin Botanico de Madrid</i>	1
<i>Growth and Change</i>	1
<i>Amino Acids</i>	1
<i>Fermentation</i>	1
<i>American Journal of Primatology</i>	1
<i>Biodiversity</i>	1
<i>European Journal of Neurology</i>	1
<i>Biochemical Genetics</i>	1
<i>European Journal of Entomology</i>	1
<i>Biocell</i>	1
<i>Condor</i>	1
<i>Bioacoustics</i>	1
<i>European Journal of Ecology</i>	1
<i>FEMS Microbiology Reviews</i>	1
<i>Comparative Medicine</i>	1
<i>Human Brain Mapping</i>	1
<i>Agriculture (Switzerland)</i>	1
<i>Human Dimensions of Wildlife</i>	1
<i>African Journal of Marine Science</i>	1
<i>Ecological Management and Restoration</i>	1
<i>Advances in Climate Change Research</i>	1
<i>FASEB Journal</i>	1
<i>Acta Ichthyologica et Piscatoria</i>	1

Annexe 1

<i>Australian Journal of Entomology</i>	1
<i>Communications Biology</i>	1
<i>Ecological Genetics and Genomics</i>	1
<i>Colloids and Surfaces B: Biointerfaces</i>	1
<i>Ecological Entomology</i>	1
<i>Journal of Animal Science and Technology</i>	1
<i>Southeastern Naturalist</i>	1
<i>Journal of Neuroscience Research</i>	1
<i>One Ecosystem</i>	1
<i>Tropical Animal Health and Production</i>	1
<i>Nature Chemical Biology</i>	1
<i>Persoonia: Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi</i>	1
<i>SOIL</i>	1
<i>Journal of Limnology</i>	1
<i>NAR Genomics and Bioinformatics</i>	1
<i>Journal of Fish and Wildlife Management</i>	1
<i>Mycosphere</i>	1
<i>Naturwissenschaften</i>	1
<i>Smart Agricultural Technology</i>	1
<i>Water, Air, and Soil Pollution</i>	1
<i>Mycology</i>	1
<i>International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife</i>	1
<i>Mycologia</i>	1
<i>Journal of Microbiological Methods</i>	1
<i>Small Ruminant Research</i>	1
<i>New Zealand Journal of Botany</i>	1
<i>One Earth</i>	1
<i>Journal of General Virology</i>	1
<i>Movement Ecology</i>	1
<i>Neotropical Biodiversity</i>	1
<i>Molluscan Research</i>	1
<i>Zebrafish</i>	1
<i>Molecular Psychiatry</i>	1
<i>Toxins</i>	1
<i>Sel'skokhozyaistvennaya Biologiya</i>	1
<i>Open Agriculture</i>	1
<i>Scientia Forestalis/Forest Sciences</i>	1
<i>International Microbiology</i>	1
<i>ICES Journal of Marine Science</i>	1
<i>Waste Management</i>	1
<i>Icelandic Agricultural Sciences</i>	1
<i>Journal of Ornithology</i>	1
<i>Sciences in Cold and Arid Regions</i>	1
<i>Journal of Microbiology and Biotechnology</i>	1
<i>Systematic and Applied Microbiology</i>	1
<i>Zoological Research</i>	1
<i>Veterinary Microbiology</i>	1
<i>Journal of Integrative Agriculture</i>	1
<i>Oecologia Brasiliensis</i>	1
<i>Journal of Immunology</i>	1
<i>Science China Life Sciences</i>	1

Annexe 1

<i>Journal of Ginseng Research</i>	1
<i>Oecologia Australis</i>	1
<i>Systematic Botany</i>	1
<i>Microbiology and Molecular Biology Reviews</i>	1
<i>Neotropical Entomology</i>	1
<i>Wetlands</i>	1
<i>Journal of Eukaryotic Microbiology</i>	1
<i>Salamandra</i>	1
<i>Journal of Environmental Chemical Engineering</i>	1
<i>Oceanography and Marine Biology</i>	1
<i>Trends in Ecology & Evolution</i>	1
<i>Microbes and Environments</i>	1
<i>Journal of Basic Microbiology</i>	1
<i>Methods in Molecular Biology</i>	1
<i>Plant Biotechnology</i>	1
<i>Revista Brasileira de Entomologia</i>	1
<i>Therya</i>	1
<i>Metabarcoding and Metagenomics</i>	1
<i>Theoretical Ecology</i>	1
<i>Meta Gene</i>	1
<i>Nature Plants</i>	1
<i>Mediterranean Marine Science</i>	1
<i>International Journal of Primatology</i>	1
<i>Medical Microbiology and Immunology</i>	1
<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	1
<i>Palaios</i>	1
<i>International Journal of Ecology and Environmental Sciences</i>	1
<i>Obesity</i>	1
<i>Nature Conservation</i>	1
<i>Reviews in Aquaculture</i>	1
<i>Journal of Nutritional Biochemistry</i>	1
<i>Marine Mammal Science</i>	1
<i>New Zealand Journal of Forestry Science</i>	1
<i>Restoration Ecology</i>	1
<i>Productions Animales</i>	1
<i>Studies on Neotropical Fauna and Environment</i>	1
<i>Journal of Medical Entomology</i>	1
<i>Marine Drugs</i>	1
<i>Poultry Science</i>	1
<i>Spanish Journal of Agricultural Research</i>	1
<i>Journal of Investigative Medicine</i>	1
<i>Marine and Freshwater Research</i>	1
<i>New Zealand Journal of Ecology</i>	1
<i>Mammalian Biology</i>	1
<i>Journal of Infection in Developing Countries</i>	1
<i>Mammal Review</i>	1
<i>Journal of Hydrology</i>	1
<i>LWT</i>	1
<i>Polar Biology</i>	1
<i>Rendiconti Lincei</i>	1
<i>Turkish Journal of Agriculture and Forestry</i>	1

Annexe 1

<i>Livestock Research for Rural Development</i>	1
<i>PLoS Genetics</i>	1
<i>Livestock Production Science</i>	1
<i>Journal of Fish Biology</i>	1
<i>Rangeland Ecology and Management</i>	1
<i>Journal of Field Ornithology</i>	1
<i>Lankesteriana</i>	1
<i>Journal of Experimental Botany</i>	1
<i>Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems</i>	1
<i>Journal of Evolutionary Biology</i>	1
<i>Kew Bulletin</i>	1
<i>Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes</i>	1
<i>Journal of Water Process Engineering</i>	1
<i>Journal of Environmental Engineering and Science</i>	1
<i>Journal of Virology</i>	1
<i>Trends in Parasitology</i>	1
<i>Nota Lepidopterologica</i>	1
<i>NeoBiota</i>	1
<i>Wildlife Biology</i>	1
<i>Journal of Biotechnology</i>	1
<i>International Biodeterioration and Biodegradation</i>	1
<i>Zoomorphology</i>	1
<i>Integrative Organismal Biology</i>	1
<i>Transitional Waters Bulletin</i>	1
<i>Insects</i>	1
<i>Journal of Arachnology</i>	1
<i>Insect Science</i>	1
<i>Toxicological Sciences</i>	1
<i>Pathogens</i>	1
<i>Plant Biology</i>	1
<i>Infection and Immunity</i>	1
<i>Paleobiology</i>	1
<i>Parasitology Research</i>	1
<i>WORLD'S POULTRY SCIENCE JOURNAL</i>	1
<i>Journal of Soil Science and Plant Nutrition</i>	1
<i>Japanese Journal of Ecology</i>	1
<i>Journal of Sea Research</i>	1
<i>Iranian Journal of Veterinary Research</i>	1
<i>Journal of Raptor Research</i>	1
<i>International Neurourology Journal</i>	1
<i>Journal of Plant Research</i>	1
<i>International Journal of Radiation Oncology Biology Physics</i>	1
<i>Progress in Neuro-Psychopharmacology and Biological Psychiatry</i>	1
<i>Nature Genetics</i>	1
<i>Journal of Plant Biology</i>	1
<i>International Journal of Medical Microbiology</i>	1
<i>Journal of Plankton Research</i>	1
<i>International Journal of Food Microbiology</i>	1
<i>Journal of Physiology</i>	1
<i>International Journal of Environment and Pollution</i>	1

Annexe 1

<i>Journal of Phycology</i>	1
<i>International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology</i>	1
<i>Journal of Pest Science</i>	1
<i>World's Poultry Science Journal</i>	1
<i>Journal of Parasitology</i>	1
<i>Journal of Pain</i>	1
<i>Journal of Translational Medicine</i>	1
<i>Integrative and Comparative Biology</i>	1
<i>Progress in Oceanography</i>	1
<i>Insect Systematics and Diversity</i>	1
<i>Journal of the Royal Society Interface</i>	1
<i>Pedobiologia</i>	1
<i>Journal of the Bombay Natural History Society</i>	1
<i>Infection Ecology and Epidemiology</i>	1
<i>Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics</i>	1
<i>Industrial Crops and Products</i>	1
<i>Progress in Nutrition</i>	1
<i>Zoological Journal of the Linnean Society</i>	1
<i>Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology</i>	1
<i>Zoological Studies</i>	1
<i>Molecular Biology Reports</i>	1
General	332
<i>PLoS ONE</i>	144
<i>Scientific Reports</i>	99
<i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i>	38
<i>Nature</i>	13
<i>Science Advances</i>	9
<i>Science</i>	9
<i>iScience</i>	7
<i>Royal Society Open Science</i>	3
<i>Current Science</i>	2
<i>Journal of the Royal Society of New Zealand</i>	2
<i>Fundamental Research</i>	1
<i>Science Bulletin</i>	1
<i>Facets</i>	1
<i>National Science Review</i>	1
<i>Journal of King Saud University - Science</i>	1
<i>Heliyon</i>	1
Economics	191
<i>Ecological Economics</i>	47
<i>Environmental and Resource Economics</i>	12
<i>Journal of Environmental Economics and Management</i>	10
<i>Land Economics</i>	9
<i>American Journal of Agricultural Economics</i>	9
<i>Environment and Development Economics</i>	6
<i>Journal of Evolutionary Economics</i>	6

Annexe 1

<i>Resource and Energy Economics</i>	3
<i>Social Choice and Welfare</i>	3
<i>Annual Review of Resource Economics</i>	3
<i>Handbook of Environmental Economics</i>	3
<i>International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics</i>	3
<i>Journal of Economic Behavior and Organization</i>	3
<i>Journal of Agricultural Economics</i>	3
<i>Economics Letters</i>	2
<i>European Journal of Political Economy</i>	2
<i>Journal of Cultural Economics</i>	2
<i>Oxford Review of Economic Policy</i>	2
<i>Environmental & Resource Economics</i>	2
<i>Journal of the Association of Environmental and Resource Economists</i>	2
<i>Econometrica</i>	2
<i>Journal of Economic Literature</i>	2
<i>Quarterly Journal of Economics</i>	2
<i>Science, Technology & Human Values</i>	1
<i>Australian Journal of Agricultural and Resource Economics</i>	1
<i>Economic Notes</i>	1
<i>Journal of Forest Economics</i>	1
<i>Financial Management</i>	1
<i>Spatial Economic Analysis</i>	1
<i>Journal of Policy Modeling</i>	1
<i>Journal of Environmental Economics and Policy</i>	1
<i>Regional Science and Urban Economics</i>	1
<i>Space Policy</i>	1
<i>Frontiers of Economics in China</i>	1
<i>Journal of Economic Studies</i>	1
<i>Journal of Population Economics</i>	1
<i>Journal of Economic Perspectives</i>	1
<i>Theoretical Economics</i>	1
<i>Journal of Economic Methodology</i>	1
<i>Economica</i>	1
<i>Structural Change and Economic Dynamics</i>	1
<i>Economia Politica</i>	1
<i>Socio-Economic Planning Sciences</i>	1
<i>Central European Journal of Economic Modelling and Econometrics</i>	1
<i>Marine Resource Economics</i>	1
<i>GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society</i>	1
<i>Journal of Bioeconomics</i>	1
<i>Forest Policy and Economics</i>	1
<i>Journal of Australian Political Economy</i>	1
<i>European Review of Agricultural Economics</i>	1
<i>American Economic Review</i>	1
<i>Environmental Economics and Policy Studies</i>	1
<i>Agricultural Economics (United Kingdom)</i>	1
<i>Journal of Political Economy</i>	1
<i>International Review of Economics and Finance</i>	1
<i>Economics of Innovation and New Technology</i>	1
<i>International Journal of Social Economics</i>	1
<i>Economics and Philosophy</i>	1

Annexe 1

<i>International Journal of Industrial Organization</i>	1
<i>Economic Theory</i>	1
<i>Theory and Decision</i>	1
<i>Economic Journal</i>	1
<i>Applied Economics</i>	1
<i>Journal of Media Economics</i>	1
<i>Q Open</i>	1
<i>Contemporary Economic Policy</i>	1
<i>Singapore Economic Review</i>	1
<i>Cambridge Journal of Economics</i>	1
<i>Handbook of Development Economics</i>	1
<i>Journal of Mathematical Economics</i>	1
<i>Handbook of Agricultural Economics</i>	1
<i>Industrial and Corporate Change</i>	1
<i>Public Choice</i>	1
<i>Handbook of Population and Family Economics</i>	1
<i>World Development</i>	1
<i>International Review of Environmental and Resource Economics</i>	1
Other Social Sciences	127
<i>Landscape Ecology</i>	12
<i>Journal of Mountain Science</i>	6
<i>Environmental Science and Policy</i>	5
<i>Sustainability (Switzerland)</i>	5
<i>Nature Climate Change</i>	4
<i>Landscape and Urban Planning</i>	4
<i>Biology and Philosophy</i>	3
<i>Information Sciences</i>	2
<i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i>	2
<i>Global Environmental Change</i>	2
<i>Sustainability</i>	2
<i>Environmental Ethics</i>	2
<i>Urban Ecosystems</i>	2
<i>Journal of Affective Disorders</i>	2
<i>Annals of the New York Academy of Sciences</i>	2
<i>American Journal of Physical Anthropology</i>	2
<i>Scientometrics</i>	1
<i>European Journal for Philosophy of Science</i>	1
<i>Inquiry (United Kingdom)</i>	1
<i>Science and Engineering Ethics</i>	1
<i>Environmental and Ecological Statistics</i>	1
<i>Review of International Economics</i>	1
<i>International Journal of Geographical Information Science</i>	1
<i>Research Policy</i>	1
<i>Food Security</i>	1
<i>Regional Science Policy and Practice</i>	1
<i>Environmental Values</i>	1
<i>Quality and Quantity</i>	1
<i>Dve Domovini</i>	1
<i>Psychosomatic Medicine</i>	1
<i>International Journal of Production Research</i>	1

Annexe 1

<i>Progress in Physical Geography</i>	1
<i>International Journal of Critical Infrastructure Protection</i>	1
<i>Philosophia (United States)</i>	1
<i>SORT</i>	1
<i>Operational Research</i>	1
<i>Evolution: Education and Outreach</i>	1
<i>Neuropsychobiology</i>	1
<i>Ethics and the Environment</i>	1
<i>Technological Forecasting and Social Change</i>	1
<i>Environmental Impact Assessment Review</i>	1
<i>Natural Resources Journal</i>	1
<i>Environment and Planning A</i>	1
<i>Mountain Research and Development</i>	1
<i>Commonwealth Forestry Review</i>	1
<i>Metode</i>	1
<i>Scientific Data</i>	1
<i>Media, Culture and Society</i>	1
<i>International Journal of Organizational Diversity</i>	1
<i>Meddelanden fran Lunds Universitets Geografiska Institutioner, Avhandlingar</i>	1
<i>International Journal of Environmental Studies</i>	1
<i>Library Trends</i>	1
<i>International Environmental Affairs</i>	1
<i>Synthese</i>	1
<i>Statistica Neerlandica</i>	1
<i>Tourism Analysis</i>	1
<i>Foresight Russia</i>	1
<i>Journal of Technology Transfer</i>	1
<i>Evolutionary Human Sciences</i>	1
<i>Journal of Statistical Software</i>	1
<i>European Journal of Operational Research</i>	1
<i>Journal of Regional Science</i>	1
<i>Ethics, Policy and Environment</i>	1
<i>Journal of Public and International Affairs</i>	1
<i>Ethics</i>	1
<i>Journal of Natural Resources Policy Research</i>	1
<i>Society and Natural Resources</i>	1
<i>TOP</i>	1
<i>Social Sciences</i>	1
<i>American Behavioral Scientist</i>	1
<i>Environment and Planning B: Planning and Design</i>	1
<i>Journal of Labor Research</i>	1
<i>Ecology Law Quarterly</i>	1
<i>Journal of Environmental Planning and Management</i>	1
<i>Social Science Journal</i>	1
<i>Journal of Cleaner Production</i>	1
<i>Biostatistics</i>	1
<i>Journal of Classification</i>	1
<i>Australian Journal of Environmental Management</i>	1
<i>Studies in Regional Science</i>	1
<i>International Journal of Sustainable Society</i>	1
<i>Ambio</i>	1

Annexe 1

<i>Transactions of the Philological Society</i>	1
<i>Acta Politologica</i>	1
<i>World Bank Technical Paper</i>	1
<i>Journal of Macromarketing</i>	1
Physical Sciences	78
<i>Journal of Soils and Sediments</i>	5
<i>Water Research</i>	5
<i>Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography</i>	3
<i>Applied Mathematics Letters</i>	3
<i>Catena</i>	3
<i>Pattern Recognition</i>	3
<i>Energy Policy</i>	3
<i>Annals of Combinatorics</i>	3
<i>Expert Systems with Applications</i>	2
<i>Theoretical Computer Science</i>	2
<i>Mathematical social sciences</i>	2
<i>Applied Sciences (Switzerland)</i>	2
<i>Separation and Purification Technology</i>	1
<i>Energy</i>	1
<i>Forum Mathematicum</i>	1
<i>Statistics in Medicine</i>	1
<i>Computers and Electrical Engineering</i>	1
<i>Nonlinear Analysis, Theory, Methods and Applications</i>	1
<i>GigaScience</i>	1
<i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i>	1
<i>Entropy</i>	1
<i>Remote Sensing</i>	1
<i>SIAM Journal on Discrete Mathematics</i>	1
<i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i>	1
<i>Comptes Rendus - Palevol</i>	1
<i>Journal of Geographical Sciences</i>	1
<i>Physical Review E - Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics</i>	1
<i>Journal of Earth Science</i>	1
<i>Frontiers in Earth Science</i>	1
<i>Journal of Digital Imaging</i>	1
<i>Plasma Processes and Polymers</i>	1
<i>Journal of Computational Science</i>	1
<i>SoftwareX</i>	1
<i>Joule</i>	1
<i>Discrete Mathematics and Theoretical Computer Science</i>	1
<i>International Journal on Artificial Intelligence Tools</i>	1
<i>Computers and Mathematics with Applications</i>	1
<i>International Journal of Speleology</i>	1
<i>Computer Methods and Programs in Biomedicine</i>	1
<i>Applied Energy</i>	1
<i>Complexity</i>	1
<i>Applied Soft Computing Journal</i>	1
<i>Artificial Intelligence in Medicine</i>	1
<i>Science China Earth Sciences</i>	1
<i>Risk Analysis</i>	1

Annexe 1

<i>Algorithmica</i>	1
<i>Applied Mathematical Modelling</i>	1
<i>Studies in Computational Intelligence</i>	1
<i>IEEE Access</i>	1
<i>International Journal of Pure and Applied Mathematics</i>	1
<i>Advances in Mathematics</i>	1
<i>Acta Palaeontologica Polonica</i>	1
<i>Intelligent Data Analysis</i>	1
<i>International Journal of Control, Automation and Systems</i>	1
<i>Plasma Processes and Polymers</i>	1
Health	72
<i>Journal of Clinical Medicine</i>	4
<i>Inflammatory Bowel Diseases</i>	4
<i>Microbial Genomics</i>	3
<i>Helicobacter</i>	2
<i>Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention</i>	2
<i>Frontiers in Public Health</i>	2
<i>Frontiers in Psychiatry</i>	2
<i>Journal of Nutrition</i>	2
<i>BMC Medicine</i>	2
<i>American Journal of Clinical Nutrition</i>	2
<i>Zhurnal Obshchei Biologii</i>	2
<i>British Journal of Nutrition</i>	1
<i>Frontiers in Pediatrics</i>	1
<i>Australian Journal of Otolaryngology</i>	1
<i>Journal of Vascular Surgery</i>	1
<i>Epidemiologiya i Vaktsinoprofilaktika</i>	1
<i>Journal of Spinal Cord Medicine</i>	1
<i>BMC Neurology</i>	1
<i>Journal of Personalized Medicine</i>	1
<i>Memorias do Instituto Oswaldo Cruz</i>	1
<i>Journal of Pediatric Urology</i>	1
<i>Evidence-based Complementary and Alternative Medicine</i>	1
<i>Science Translational Medicine</i>	1
<i>Cells</i>	1
<i>Journal of Mental Health Policy and Economics</i>	1
<i>BMC Veterinary Research</i>	1
<i>Journal of Hepatology</i>	1
<i>BMC Gastroenterology</i>	1
<i>Journal of Clinical Microbiology</i>	1
<i>Arteriosclerosis, Thrombosis, and Vascular Biology</i>	1
<i>Wound Repair and Regeneration</i>	1
<i>Pediatric Research</i>	1
<i>JAMA Pediatrics</i>	1
<i>Food Studies</i>	1
<i>JAMA Dermatology</i>	1
<i>ESC Heart Failure</i>	1
<i>International Journal of Obesity</i>	1
<i>Digestive and Liver Disease</i>	1
<i>International Journal of Antimicrobial Agents</i>	1

Annexe 1

<i>Pediatric Infectious Disease Journal</i>	1
<i>International Forum of Allergy and Rhinology</i>	1
<i>BMJ Open Gastroenterology</i>	1
<i>Integrative Cancer Therapies</i>	1
<i>BMC Oral Health</i>	1
<i>Annales de Medecine Veterinaire</i>	1
<i>Surgery (United States)</i>	1
<i>Revue de Medecine Legale</i>	1
<i>Biological Research for Nursing</i>	1
<i>Respiratory Research</i>	1
<i>Atherosclerosis</i>	1
<i>Gut</i>	1
<i>Archives of Disease in Childhood: Fetal and Neonatal Edition</i>	1
<i>Frontiers in Veterinary Science</i>	1
<i>PLoS Neglected Tropical Diseases</i>	1
<i>Surgical Endoscopy</i>	1
<i>Infectious Diseases and Therapy</i>	1
Ecological indicators, Land use, Ecosystem services	41
<i>Ecological Indicators</i>	27
<i>Water (Switzerland)</i>	4
<i>Acta Biotheoretica</i>	3
<i>Land Use Policy</i>	3
<i>Ecosystem Services</i>	2
<i>Natures Sciences Societes</i>	1
<i>Journal of Sustainable Forestry</i>	1

Tableau 11. Revues classées par domaine de recherche

3. Articles examinés pour la revue de littérature qualitative

Articles publiés en sciences du vivant et sciences environnementales avec une référence à Weitzman (1998)

- Abrahamsson, Markus, Matts Lindbladh, and Jonas Rönnerberg. 2008. "Influence of Butt Rot on Beetle Diversity in Artificially Created High-Stumps of Norway Spruce." *Forest Ecology and Management* 255 (8–9): 3396–3403.
- Ahmadi, Bouda Vosough, Dominic Moran, Andrew P. Barnes, and Philippe V. Baret. 2015. "Comparing Decision-Support Systems in Adopting Sustainable Intensification Criteria." *Frontiers in Genetics* 6 (February).
- Ajmone-Marsan, P. and The GLOBALDIV Consortium. 2010. "A Global View of Livestock Biodiversity and Conservation – GLOBALDIV." *Animal Genetics* 41 (s1): 1–5.
- Arponen, Anni. 2012. "Prioritizing Species for Conservation Planning." *Biodiversity and Conservation* 21 (4): 875–93.
- Auerbach, Nancy A., Kerrie A. Wilson, Ayesha I.T. Tulloch, Jonathan R. Rhodes, Jeffrey O. Hanson, and Hugh P. Possingham. 2015. "Effects of Threat Management Interactions on Conservation Priorities." *Conservation Biology* 29 (6): 1626–35.
- Baumgärtner, Stefan. 2007. "The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services." *Natural Resource Modeling* 20 (1): 87–127.
- Bennett, Joseph R., Richard Maloney, and Hugh P. Possingham. 2015. "Biodiversity Gains from Efficient Use of Private Sponsorship for Flagship Species Conservation." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1805): 20142693.
- Billionnet, Alain. 2013. "Solution of the Generalized Noah's Ark Problem." *Systematic Biology* 62 (1): 147–56.
- . 2017. "How to Take into Account Uncertainty in Species Extinction Probabilities for Phylogenetic Conservation Prioritization." *Environmental Modeling & Assessment* 22 (6): 535–48.
- . 2018. "Quantifying Extinction Probabilities of Endangered Species for Phylogenetic Conservation Prioritization May Not Be as Sensitive as Might Be Feared." *Biodiversity and Conservation* 27 (5): 1189–1200.
- Boettcher, P. J., M. Tixier-Boichard, M.A. Toro, H. Simianer, H. Eding, G. Gandini, S. Joost, *et al.* 2010. "Objectives, Criteria and Methods for Using Molecular Genetic Data in Priority Setting for Conservation of Animal Genetic Resources." *Animal Genetics* 41 (s1): 64–77.

- Bonneuil, Noël, and Raouf Boucekkin. 2020. "Genetic Diversity and Its Value: Conservation Genetics Meets Economics." *Conservation Genetics Resources* 12 (1): 141–51.
- Brignon, William R., Carl B. Schreck, and Howard A. Schaller. 2019. "Structured Decision-Making Incorporates Stakeholder Values into Management Decisions Thereby Fulfilling Moral and Legal Obligations to Conserve Species." *Journal of Fish and Wildlife Management* 10 (1): 250–65.
- Burgman, M. A., D. B. Lindenmayer, and J. Elith. 2005. "Managing Landscapes for Conservation under Uncertainty." *Ecology* 86 (8): 2007–17.
- Caballero, A., S. T. Rodríguez-Ramilo, V. Ávila, and J. Fernández. 2010. "Management of Genetic Diversity of Subdivided Populations in Conservation Programmes." *Conservation Genetics* 11 (2): 409–19.
- Caballero, Armando, and Aurora García-Dorado. 2013. "Allelic Diversity and Its Implications for the Rate of Adaptation." *Genetics* 195 (4): 1373–84.
- Caballero, Armando, and Silvia T. Rodríguez-Ramilo. 2010. "A New Method for the Partition of Allelic Diversity within and between Subpopulations." *Conservation Genetics* 11 (6): 2219–29.
- Cachera, Marie, and François Le Loc'h. 2017. "Assessing the Relationships between Phylogenetic and Functional Singularities in Sharks (Chondrichthyes)." *Ecology and Evolution* 7 (16): 6292–6303.
- Chao, Anne, Chun-Huo Chiu, and Lou Jost. 2010. "Phylogenetic Diversity Measures Based on Hill Numbers." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1558): 3599–3609.
- Clarke, Harry. 2003. "International Biodiversity Conservation Agreements." *Natural Resource Modeling* 16 (3): 245–57.
- Cuc, N.T.K., S. Weigend, H.V. Tieu, and H. Simianer. 2011. "Conservation Priorities and Optimum Allocation of Conservation Funds for Vietnamese Local Chicken Breeds: Conservation Priorities and Optimum Allocation." *Journal of Animal Breeding and Genetics* 128 (4): 284–94.
- Cullen, Ross. 2013. "Biodiversity Protection Prioritisation: A 25-Year Review." *Wildlife Research* 40 (2): 108.
- Dee, Laura E., Michel De Lara, Christopher Costello, and Steven D. Gaines. 2017. "To What Extent Can Ecosystem Services Motivate Protecting Biodiversity?" . Edited by Helen Regan *Ecology Letters* 20 (8): 935–46.
- Delgado Bermejo, Juan Vicente, María Amparo Martínez Martínez, Guadalupe Rodríguez Galván, Angélica Stemmer, Francisco Javier Navas González, and María Esperanza Camacho

- Vallejo. 2019. "Organization and Management of Conservation Programs and Research in Domestic Animal Genetic Resources." *Diversity* 11 (12): 235.
- Denton, John S. S., and Eric W. Goolsby. 2018. "Measuring Inferential Importance of Taxa Using Taxon Influence Indices." *Ecology and Evolution* 8 (9): 4484–94.
- Dodd, Aaron J., Nigel Ainsworth, Cindy E. Hauser, Mark A. Burgman, and Michael A. McCarthy. 2017. "Prioritizing Plant Eradication Targets by Re-Framing the Project Prioritization Protocol (PPP) for Use in Biosecurity Applications." *Biological Invasions* 19 (3): 859–73.
- European Cattle Genetic Diversity Consortium. 2006. "Marker-assisted Conservation of European Cattle Breeds: An Evaluation." *Animal Genetics* 37 (5): 475–81.
- Faith, Daniel P. 2008. "Threatened Species and the Potential Loss of Phylogenetic Diversity: Conservation Scenarios Based on Estimated Extinction Probabilities and Phylogenetic Risk Analysis." *Conservation Biology* 22 (6): 1461–70.
- . 2009. "Phylogenetic Triage, Efficiency and Risk Aversion." *Trends in Ecology & Evolution* 24 (4): 182.
- . 2015. "Phylogenetic Diversity, Functional Trait Diversity and Extinction: Avoiding Tipping Points and Worst-Case Losses." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1662): 20140011.
- Faith, Daniel, and Zoe Richards. 2012. "Climate Change Impacts on the Tree of Life: Changes in Phylogenetic Diversity Illustrated for Acropora Corals." *Biology* 1 (3): 906–32.
- Faller, Beáta, Fabio Pardi, and Mike Steel. 2008. "Distribution of Phylogenetic Diversity under Random Extinction." *Journal of Theoretical Biology* 251 (2): 286–96.
- Farnsworth, Keith D., Olga Lyashevskaya, and Tak Fung. 2012. "Functional Complexity: The Source of Value in Biodiversity." *Ecological Complexity* 11 (September): 46–52.
- Foley, Naomi S., Tom M. Van Rensburg, and Claire W. Armstrong. 2010. "The Ecological and Economic Value of Cold-Water Coral Ecosystems." *Ocean & Coastal Management* 53 (7): 313–26.
- Fonner, Robert, Manuel Bellanger, and Amanda Warlick. 2020. "Economic Analysis for Marine Protected Resources Management: Challenges, Tools, and Opportunities." *Ocean & Coastal Management* 194 (August): 105222.
- Foulley, Jean-Louis, and Louis Ollivier. 2006. "Estimating Allelic Richness and Its Diversity." *Livestock Science* 101 (1–3): 150–58.
- Garnett, Stephen T., Kerstin K. Zander, Shannon Hagerman, Terre A. Satterfield, and Jürgen Meyerhoff. 2018. "Social Preferences for Adaptation Measures to Conserve Australian Birds Threatened by Climate Change." *Oryx* 52 (2): 325–35.

- Gerullis, Maria Katharina, and Wiebke Schulz. 2023. “Robustness of Plant Breeding Systems under Automated Phenotyping.” *Smart Agricultural Technology* 5 (October): 100225.
- Graefe, Sophie, Dominique Dufour, Maarten Van Zonneveld, Fernando Rodriguez, and Alonso Gonzalez. 2013. “Peach Palm (*Bactris Gasipaes*) in Tropical Latin America: Implications for Biodiversity Conservation, Natural Resource Management and Human Nutrition.” *Biodiversity and Conservation* 22 (2): 269–300.
- Gratwicke, B., H. Ross, A. Batista, G. Chaves, A. J. Crawford, L. Elizondo, A. Estrada, *et al.* 2016. “Evaluating the Probability of Avoiding Disease-related Extinctions of Panamanian Amphibians through Captive Breeding Programs.” *Animal Conservation* 19 (4): 324–36.
- Groom, Ben, and Diana M. Weinhold. 2021. “New Data on Public Biodiversity Spending.” *Nature Ecology & Evolution* 5 (4): 409–10.
- Gumbs, Rikki, Claudia L. Gray, Monika Böhm, Ian J. Burfield, Olivia R. Couchman, Daniel P. Faith, Félix Forest, *et al.* 2023. “The EDGE2 Protocol: Advancing the Prioritisation of Evolutionarily Distinct and Globally Endangered Species for Practical Conservation Action.” . Edited by Uma Ramakrishnan *PLOS Biology* 21 (2): e3001991.
- Haake, Claus-Jochen, Akemi Kashiwada, and Francis Edward Su. 2008. “The Shapley Value of Phylogenetic Trees.” *Journal of Mathematical Biology* 56 (4): 479–97.
- Haight, Robert G., Brian Cypher, Patrick A. Kelly, Scott Phillips, Hugh P. Possingham, Katherine Ralls, Anthony M. Starfield, P. J. White, and Daniel Williams. 2002. “Optimizing Habitat Protection Using Demographic Models of Population Viability.” *Conservation Biology* 16 (5): 1386–97.
- Hartmann, Klaas. 2013. “The Equivalence of Two Phylogenetic Biodiversity Measures: The Shapley Value and Fair Proportion Index.” *Journal of Mathematical Biology* 67 (5): 1163–70.
- Hartmann, Klaas, and Jessica André. 2013. “Should Evolutionary History Guide Conservation?” *Biodiversity and Conservation* 22 (2): 449–58.
- Hartmann, Klaas, and Mike Steel. 2006. “Maximizing Phylogenetic Diversity in Biodiversity Conservation: Greedy Solutions to the Noah’s Ark Problem.” . Edited by Dan Faith *Systematic Biology* 55 (4): 644–51.
- Harvey, Eric, Isabelle Gounand, Colette L. Ward, and Florian Altermatt. 2017. “Bridging Ecology and Conservation: From Ecological Networks to Ecosystem Function.” . Edited by Marc Cadotte *Journal of Applied Ecology* 54 (2): 371–79.
- Hickey, G, M Blanchette, P Carmi, A Maheshwari, and N Zeh. 2011. “An Approximation Algorithm for the Noah’s Ark Problem with Random Feature Loss.” *IEEE/ACM Transactions on Computational Biology and Bioinformatics* 8 (2): 551–56.

- Huang, W L. 2019. "The Impact of the Genetically Modified Crop's Value on the Sustainability of an Ecosystem's Biomass." *Applied Ecology and Environmental Research* 17 (6).
- Hughey, Kenneth F. D., Ross Cullen, and Emma Moran. 2003. "Integrating Economics into Priority Setting and Evaluation in Conservation Management." *Conservation Biology* 17 (1): 93–103.
- Hunter, Greg. 2009. "Noah's Nonconcavity: On the Existence of Nontrivial Interior Solutions to the Problem of Cost-effective Conservation Planning." *Natural Resource Modeling* 22 (1): 26–41.
- Jensen, Evelyn L., Arne Ø. Mooers, Adalgisa Caccone, and Michael A. Russello. 2016. "I-HEDGE: Determining the Optimum Complementary Sets of Taxa for Conservation Using Evolutionary Isolation." *PeerJ* 4 (August): e2350.
- Jones, Christopher, and Les McNamara. 2014. "Usefulness of Two Bioeconomic Frameworks for Evaluation of Community-Initiated Species Conservation Projects." *Wildlife Research* 41 (2): 106.
- Joseph, Liana N., Richard F. Maloney, and Hugh P. Possingham. 2009. "Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: A Project Prioritization Protocol." *Conservation Biology* 23 (2): 328–38.
- Joseph, Liana N., James E. M. Watson, and Hugh P. Possingham. 2009. "The New South Wales Priorities Action Statement and Opportunities for Maximizing Return on Investment for Conservation." *Ecological Management & Restoration* 10 (s1).
- K. Szabo, Judit, Sue V. Briggs, Rachel Lonie, Linda Bell, Richard Maloney, Liana N. Joseph, Ian Hunter, and Hugh P. Possingham. 2009. "The Feasibility of Applying a Cost-Effective Approach for Assigning Priorities for Threatened Species Recovery with a Case Study from New South Wales, Australia." *Pacific Conservation Biology* 15 (4): 238.
- Koskela, Erkki, and Markku Ollikainen. 2001. "Optimal Forest Conservation: Competitiveness Versus Green Image Effects." *Forest Science* 47 (2): 178–87.
- Lefèvre, François, Jarkko Koskela, Jason Hubert, Hojka Kraigher, Roman Longauer, Ditte C. Olrik, Silvio Schüller, *et al.* 2013. "Dynamic Conservation of Forest Genetic Resources in 33 European Countries." *Conservation Biology* 27 (2): 373–84.
- Lindbladh, Matts, Markus Abrahamsson, Meelis Seedre, and Mats Jonsell. 2007. "Saproxyllic Beetles in Artificially Created High-Stumps of Spruce and Birch within and Outside Hotspot Areas." *Biodiversity and Conservation* 16 (11): 3213–26.
- Magnuson-Ford, Karen, Arne Mooers, Sébastien Rioux Paquette, and Mike Steel. 2010. "Comparing Strategies to Preserve Evolutionary Diversity." *Journal of Theoretical Biology* 266 (1): 107–16.

- Meinard, Yves, and Fabien Quétier. 2014. “Experiencing Biodiversity as a Bridge over the Science–Society Communication Gap.” *Conservation Biology* 28 (3): 705–12.
- Mimouni, El-Amine, Beatrix E. Beisner, and Bernadette Pinel-Alloul. 2016. “Phylogenetic Diversity and Its Conservation in the Presence of Phylogenetic Uncertainty: A Case Study of Cladoceran Communities in Urban Waterbodies.” *Biodiversity and Conservation* 25 (11): 2113–36.
- Minh, B.Q., F. Pardi, S. Klaere, and A. Von Haeseler. 2009. “Budgeted Phylogenetic Diversity on Circular Split Systems.” *IEEE/ACM Transactions on Computational Biology and Bioinformatics* 6 (1): 22–29.
- Minh, Bui Quang, Steffen Klaere, and Arndt Von Haeseler. 2009. “Taxon Selection under Split Diversity.” *Systematic Biology* 58 (6): 586–94.
- N. Joseph, Liana, Richard F. Maloney, Shaun M. O’Connor, Pam Cromarty, Paul Jansen, Theo Stephens, and Hugh P. Possingham. 2008. “Improving Methods for Allocating Resources among Threatened Species: The Case for a New National Approach in New Zealand.” *Pacific Conservation Biology* 14 (3): 154.
- Narloch, Ulf, Unai Pascual, and Adam G. Drucker. 2011. “Cost-Effectiveness Targeting under Multiple Conservation Goals and Equity Considerations in the Andes.” *Environmental Conservation* 38 (4): 417–25.
- Nguyen, Binh, Andreas Spillner, Brent C Emerson, and Vincent Moulton. 2010. “Distinguishing between Hot-Spots and Melting-Pots of Genetic Diversity Using Haplotype Connectivity.” *Algorithms for Molecular Biology* 5 (1): 19.
- Nunes, Laura A., Samuel T. Turvey, and James Rosindell. 2015. “The Price of Conserving Avian Phylogenetic Diversity: A Global Prioritization Approach.” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1662): 20140004.
- Oliveira-Dalland, Luis G., Laura R.V. Alencar, Leandro R. Tambosi, Paola A. Carrasco, Rhet M. Rautsaw, Jesus Sigala-Rodriguez, Gustavo Scrocchi, and Marcio Martins. 2022. “Conservation Gaps for Neotropical Vipers: Mismatches between Protected Areas, Species Richness and Evolutionary Distinctiveness.” *Biological Conservation* 275 (November): 109750.
- Ollivier, Louis, Lawrence Alderson, Gustavo C. Gandini, Jean-Louis Foulley, Chris S. Haley, Ruth Joosten, Annemieke P. Rattink, *et al.* 2005. “An Assessment of European Pig Diversity Using Molecular Markers: Partitioning of Diversity among Breeds.” *Conservation Genetics* 6 (5): 729–41.
- Ollivier, Louis, and Jean-Louis Foulley. 2005. “Aggregate Diversity: New Approach Combining within- and between-Breed Genetic Diversity.” *Livestock Production Science* 95 (3): 247–54.
- . 2013. “A Note on the Partitioning of Allelic Diversity.” *Conservation Genetics* 14 (6): 1285–90.

- Overton, Jacob McC., R. T. Theo Stephens, John R. Leathwick, and Anthony Lehmann. 2002. "Information Pyramids for Informed Biodiversity Conservation." *Biodiversity and Conservation* 11 (12): 2093–2116.
- Pardi, Fabio, and Nick Goldman. 2007. "Resource-Aware Taxon Selection for Maximizing Phylogenetic Diversity." . Edited by Mike Steel *Systematic Biology* 56 (3): 431–44.
- Paul, G.D. Bino, and K. Sankaran. 2007. "Indigenous Knowledge and Fast Moving Consumer Goods: Are We Seeing Some Tradeoffs?" *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 6 (6): 612.
- Perry, Neil. 2013. "The Precautionary Principle, Uncertainty and the Noah's Ark Problem." *Wildlife Research* 40 (2): 117.
- Redding, David W., Klaas Hartmann, Aki Mimoto, Drago Bokal, Matt DeVos, and Arne Ø. Mooers. 2008. "Evolutionarily Distinctive Species Often Capture More Phylogenetic Diversity than Expected." *Journal of Theoretical Biology* 251 (4): 606–15.
- Redding, David W., and Arne Ø. Mooers. 2006. "Incorporating Evolutionary Measures into Conservation Prioritization." *Conservation Biology* 20 (6): 1670–78.
- Reist-Marti, S. B., H. Simianer, J. Gibson, O. Hanotte, and J. E. O. Rege. 2003. "Weitzman's Approach and Conservation of Breed Diversity: An Application to African Cattle Breeds." *Conservation Biology* 17 (5): 1299–1311.
- Reist-Marti, Sabine B., Awudu Abdulai, and Henner Simianer. 2006. "Optimum Allocation of Conservation Funds and Choice of Conservation Programs for a Set of African Cattle Breeds." *Genetics Selection Evolution* 38 (1): 99.
- Salles, Jean-Michel. 2011. "Valuing Biodiversity and Ecosystem Services: Why Put Economic Values on Nature?" *Comptes Rendus Biologies* 334 (5–6): 469–82.
- Samson, Fred B., and Fritz L. Knopf. 2001. "Archaic Agencies, Muddled Missions, and Conservation in the 21st Century." *BioScience* 51 (10): 869.
- Shi, Hua, Ashibindu Singh, Shashi Kant, Zhiliang Zhu, and Eric Waller. 2005. "Integrating Habitat Status, Human Population Pressure, and Protection Status into Biodiversity Conservation Priority Setting." *Conservation Biology* 19 (4): 1273–85.
- Simianer, Henner. 2008. "Accounting for Non-Independence of Extinction Probabilities in the Derivation of Conservation Priorities Based on Weitzman's Diversity Concept." *Conservation Genetics* 9 (1): 171–79.
- Small, Ernest. 2011. "The New Noah's Ark: Beautiful and Useful Species Only. Part 1. Biodiversity Conservation Issues and Priorities." *Biodiversity* 12 (4): 232–47.

- Spillner, A., B.T. Nguyen, and V. Moulton. 2008. "Computing Phylogenetic Diversity for Split Systems." *IEEE/ACM Transactions on Computational Biology and Bioinformatics* 5 (2): 235–44.
- Stahn, Hubert. 2020. "Biodiversity, Shapley Value and Phylogenetic Trees: Some Remarks." *Journal of Mathematical Biology* 80 (3): 717–41.
- Steel, Mike, Aki Mimoto, and Arne Ø Mooers. 2007. "Hedging Our Bets: The Expected Contribution of Species to Future Phylogenetic Diversity." *Evolutionary Bioinformatics* 3 (January): 117693430700300.
- Stephens, Theo, Derek Brown, and N. Thornley. 2002. "Measuring Conservation Achievement: Concepts and Their Application over the Twizel Area." *Science for Conservation* 200 (January): 114 pp.
- Svishcheva, Gulnara, Olga Babayan, Bulat Lkhasaranov, Ariuntuul Tsendsuren, Abdugani Abdurasulov, and Yurii Stolpovsky. 2020. "Microsatellite Diversity and Phylogenetic Relationships among East Eurasian Bos Taurus Breeds with an Emphasis on Rare and Ancient Local Cattle." *Animals* 10 (9): 1493.
- Trall, Lochran W., Barry W. Brook, Richard R. Frankham, and Corey J.A. Bradshaw. 2010. "Pragmatic Population Viability Targets in a Rapidly Changing World." *Biological Conservation* 143 (1): 28–34.
- Tucker, Caroline M., Tracy Aze, Marc W. Cadotte, Juan L. Cantalapiedra, Chelsea Chisholm, Sandra Díaz, Richard Grenyer, *et al.* 2019. "Assessing the Utility of Conserving Evolutionary History." *Biological Reviews* 94 (5): 1740–60.
- Tulloch, Ayesha I.T., Richard F. Maloney, Liana N. Joseph, Joseph R. Bennett, Martina M.I. Di Fonzo, William J.M. Probert, Shaun M. O'Connor, Jodie P. Densem, and Hugh P. Possingham. 2015. "Effect of Risk Aversion on Prioritizing Conservation Projects." *Conservation Biology* 29 (2): 513–24.
- Tyack, Nicholas, Hannes Dempewolf, and Colin K. Khoury. 2020. "The Potential of Payment for Ecosystem Services for Crop Wild Relative Conservation." *Plants* 9 (10): 1305.
- Weedop, K. B., A. Ø. Mooers, C. M. Tucker, and W. D. Pearse. 2019. "The Effect of Phylogenetic Uncertainty and Imputation on EDGE Scores." *Animal Conservation* 22 (6): 527–36.
- Whitmore, Nathan. 2016. "Harnessing Local Ecological Knowledge for Conservation Decision Making via Wisdom of Crowds: The Case of the Manus Green Tree Snail *Papustyla Pulcherrima*." *Oryx* 50 (4): 684–92.
- Wicke, Kristina, and Mareike Fischer. 2019. "On the Shapley Value of Unrooted Phylogenetic Trees." *Bulletin of Mathematical Biology* 81 (2): 618–38.

- Wilson, Howard B., Liana N Joseph, Alana L. Moore, and Hugh P. Possingham. 2011. "When Should We Save the Most Endangered Species?" *Ecology Letters* 14 (9): 886–90.
- Yasué, Mai, and Philip Dearden. 2006. "The Effects of Heat Stress, Predation Risk and Parental Investment on Malaysian Plover Nest Return Times Following a Human Disturbance." *Biological Conservation* 132 (4): 472–80.
- Zhao, Zi-Jian, Xiao-Tong Chen, Chang-Yi Liu, Fang Yang, Xin Tan, Yang Zhao, Han Huang, *et al.* 2020. "Global Climate Damage in 2 °C and 1.5 °C Scenarios Based on BCC_SESM Model in IAM Framework." *Advances in Climate Change Research* 11 (3): 261–72.
- 康裕久保田, 聞太郎楠本, 潤一藤沼, and 貴之塩野. 2017. "生物多様性の保全科学 [Systematic Conservation Planning for Biodiversity Conservation: Basic Concepts and Outline of Analysis Procedure]." *日本生態学会誌* 67 (3): 267–86.

Articles publiés en économie avec une référence à Faith (1992)

- Cole, Matthew A., Robert J. R. Elliott, and Eric Strobl. 2021. "Biodiversity and Economic Land Use." *Land Economics* 97 (2): 281–304.
- Courtois, Pierre, Charles Figuières, and Chloe Mulier. 2019. "A Tale of Two Diversities." *Ecological Economics* 159 (May): 133–47.
- Eiswerth, Mark E, and J. Christopher Haney. 2001. "Maximizing Conserved Biodiversity: Why Ecosystem Indicators and Thresholds Matter." *Ecological Economics* 38 (2): 259–74.
- Gerber, Nicolas. 2011. "Biodiversity Measures Based on Species-Level Dissimilarities: A Methodology for Assessment." *Ecological Economics* 70 (12): 2275–81.
- Hanley, Nick, and Charles Perrings. 2019. "The Economic Value of Biodiversity." *Annual Review of Resource Economics* 11 (1): 355–75.
- Meinard, Yves, and Philippe Grill. 2011. "The economic valuation of biodiversity as an abstract good." *Ecological Economics* 70 (10): 1707–14.
- Nehring, Klaus, and Clemens Puppe. 2004. "Modelling Phylogenetic Diversity." *Resource and Energy Economics* 26 (2): 205–35.
- Önal, Hayri. 2003. "Preservation of Species and Genetic Diversity." *American Journal of Agricultural Economics* 85 (2): 437–47.
- Palola, Pirta, Richard Bailey, and Lisa Wedding. 2022. "A Novel Framework to Operationalise Value-Pluralism in Environmental Valuation: Environmental Value Functions." *Ecological Economics* 193 (March): 107327.
- Perry, Neil, and Sriram Shankar. 2017. "The State-Contingent Approach to the Noah's Ark Problem." *Ecological Economics* 134 (April): 65–72.
- Polasky, Stephen. 2009. "Conservation Economics: Economic Analysis of Biodiversity Conservation and Ecosystem Services." *Environmental Economics and Policy Studies* 10 (1): 1–20.
- Polasky, Stephen, Jeffrey D. Camm, and Brian Garber-Yonts. 2001. "Selecting Biological Reserves Cost-Effectively: An Application to Terrestrial Vertebrate Conservation in Oregon." *Land Economics* 77 (1): 68–78.
- Polasky, Stephen, Christopher Costello, and Carol McAusland. 2004. "On Trade, Land-Use, and Biodiversity." *Journal of Environmental Economics and Management* 48 (2): 911–25.
- Punt, Maarten J., Hans-Peter Weikard, Ekko C. Van Ierland, and Jan H. Stel. 2012. "Large Scale Marine Protected Areas for Biodiversity Conservation Along a Linear Gradient: Cooperation, Strategic Behavior or Conservation Autarky?" *Environmental and Resource Economics* 53 (2): 203–28.