



HAL
open science

Un modèle macro-économique en durabilité forte pour étendre le modèle de comptabilité CARE

Valentin Roussarie

► **To cite this version:**

Valentin Roussarie. Un modèle macro-économique en durabilité forte pour étendre le modèle de comptabilité CARE. Sciences du Vivant [q-bio]. 2023. dumas-04361082

HAL Id: dumas-04361082

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04361082>

Submitted on 22 Dec 2023

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

L'Institut Agro Rennes Angers
 Site d'Angers Site de Rennes

<p>Année universitaire : 2022-2023</p> <p>Spécialité : Sciences de la mer et du littoral</p> <p>Spécialisation (et option éventuelle) : Économie appliquée : agriculture, mer, environnement</p>	<p>Mémoire de fin d'études</p> <p><input type="checkbox"/> d'ingénieur de l'Institut Agro Rennes Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> de master de l'Institut Agro Rennes Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)</p> <p><input type="checkbox"/> de l'Institut Agro Montpellier (étudiant arrivé en M2)</p> <p><input type="checkbox"/> d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)</p>
--	--

Un modèle macro-économique en durabilité forte pour étendre le modèle de comptabilité CARE

Par : Valentin Roussarie

Soutenu à Brest le 8 septembre 2023

Devant le jury composé de :

Présidente : Marie-Estelle Binet (UBO)

Maître de stage : Pierre Scemama (Ifremer)

Enseignant-référent : Rémi Mongruel (Ifremer)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle de l'Institut Agro Rennes-Angers

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation «Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France» disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Il s'agit de transformer le capitalisme. Le capitalisme et la comptabilité moderne sont deux faces d'une même pièce. Le capitalisme ne valorise que ce qu'il chiffre : le cash-flow, les titres boursiers, les ressources humaines, tout ce qui est comptabilisé en termes de résultats financiers. Ce que le capitalisme ne chiffre pas, il ne lui accorde aucune valeur, il n'en tient aucun compte. Comme l'environnement, les écosystèmes. Bien. Donc si on commence à intégrer la nature dans les normes comptables, le capitalisme en viendra à envisager les dégâts causés à la planète comme une forme de dette. Ce qui aurait pour effet de changer la donne.

EAMON GERAGHTY, DANS LA SÉRIE PARLEMENT
(SAISON 2, ÉPISODE 9)

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures	iii
Liste des tableaux	iii
Remerciements	v
Comment l'économie a abandonné la nature ?	1
I.1 Les principaux concepts	1
I.1.1 La biodiversité	1
I.1.2 Les services écosystémiques	2
I.1.3 Le capital naturel	3
I.1.4 La durabilité	3
I.2 La dégradation de la biodiversité	3
I.2.1 L'état de la biodiversité	3
I.2.2 La responsabilité humaine	4
I.3 Une intégration timide dans l'analyse économique	5
I.3.1 Les jalons principaux	5
I.3.2 Une comparaison avec l'économie du climat	6
I.4 Le plan du mémoire	7
1 La biodiversité dans les modèles économiques	9
1.1 Les modèles d'exploitation des ressources	9
1.1.1 L'économie des ressources renouvelables	9
1.1.2 L'extension aux modèles macroéconomiques	10
1.1.3 Conflits dans l'utilisation de la nature : une approche macroéconomique	10
1.2 Les modèles input-output	10
1.2.1 Les relations entre les différents secteurs	10
1.2.2 Les modèles input-output augmentés	11
1.2.3 Les modèles économico-écologiques	11
1.3 Les modèles d'évaluation intégrée	12
1.3.1 La structure des modèles d'évaluation	12
1.3.2 Une analyse détaillée des services écosystémiques	12
1.3.3 Des modèles prisés par les décideurs publics	12
1.4 Débats autour de l'intégration de la biodiversité	13
1.4.1 La relation entre économie et services écosystémiques	13
1.4.2 Lien entre pressions et impacts	14
1.4.3 Régénération du capital naturel	14
1.4.4 Les moyens d'évaluer les services écosystémiques	15
1.4.5 Les impacts sur le résultat économique	15
2 Un modèle macroéconomique en durabilité forte	17
2.1 Motivation	17
2.1.1 La nécessité d'une durabilité forte	17
2.1.2 Le modèle CARE	18
2.1.3 De la comptabilité aux modèles stock-flow-consistent	18

2.1.4	Une approche multisectorielle	19
2.1.5	Hypothèses et limites	19
2.2	La structure du modèle	19
2.2.1	Représentation schématique	19
2.2.2	Les matrices de stock	20
2.2.3	La matrice de transactions	20
2.3	Les équations du modèle	23
2.3.1	Structure de la production	23
2.3.2	Prix et profits des entreprises	23
2.3.3	Décisions d'investissement des entreprises	24
2.3.4	Décisions des ménages	26
2.3.5	Secteur bancaire	26
2.3.6	Domages causés à la nature	27
2.3.7	Restauration effective de l'environnement	27
2.4	Résultats du modèle	29
2.4.1	Résolution du modèle	29
2.4.2	Simulation du modèle	29
2.4.3	Dynamique de la dette naturelle	29
3	Discussion du modèle proposé	31
3.1	Comparaison avec les autres solutions aux problèmes environnementaux	31
3.1.1	Les deux facettes de l'obligation de restauration	31
3.1.2	Comparaison avec les quotas	31
3.1.3	Comparaison avec la taxation	32
3.1.4	Comparaison avec le marché des droits à polluer	32
3.1.5	Comparaison avec les règles de responsabilité civile des entreprises	33
3.2	Les autres coûts dans la comptabilité écologique	33
3.2.1	Typologie des coûts dans la comptabilité CARE	33
3.2.2	Changements des techniques de production	33
3.2.3	Une note sur le capital humain	34
3.3	Une économie avec de nouveaux agents	34
3.3.1	Affiner l'analyse des ménages	34
3.3.2	Des entreprises de restauration à but lucratif	35
3.3.3	Des banques privées à but lucratif	35
3.4	Aspects de politique économique	36
3.4.1	La politique budgétaire	36
3.4.2	La politique monétaire	36
3.4.3	La restauration écologique dans un seul pays ?	36
	Conclusion générale	39
	Bibliographie	41
	A Liste des symboles utilisés	49
	B Une application empirique à la biodiversité marine	55
B.1	Pourquoi étudier l'environnement marin ?	55
B.2	Le modèle calibré	56
B.3	Calibrage du modèle	57
B.4	Opérations sur les secteurs de l'économie nationale	61
	Références	64
	C Mesurer la transition écologique : perspectives économiques	67
C.1	Hyperabondance de la donnée, opacités croissantes: un "reset" de la statistique publique ?	67
C.2	Indicateurs macroéconomiques pour la transition climatique	67
C.3	Adaptation des systèmes productif et financier	69
C.4	Pratiques environnementales des ménages	71
C.5	La transition écologique, enjeu d'innovation pour la statistique publique ?	74
	Références	74

Liste des figures

I.1	Les limites planétaires en 2009	5
I.2	Évolution du nombre de publications sur le climat et la biodiversité par année	7
1.1	Les limites planétaires en 2009	13
2.1	Représentation schématique de l'économie	21
C.1	Le problème environnemental majeur aux yeux des Français	72
C.2	Les actions des Français pour protéger l'environnement	72
C.3	Émissions moyenne d'un ménage par décile de revenu et par source d'émission	73

Liste des tableaux

1.1	Échanges de matière entre les différents secteurs (Daly, 1968)	11
2.1	Stocks de capital financier dans l'économie	20
2.2	Stocks de capital naturel dans l'économie	20
2.3	Matrice des transactions dans l'économie	22
A.1	Liste des symboles utilisés	49
A.1	Liste des symboles utilisés (suite)	50
A.1	Liste des symboles utilisés (suite)	51
A.1	Liste des symboles utilisés (suite)	52
A.1	Liste des symboles utilisés (suite et fin)	53
B.1	Paramètres et valeurs initiales sur la production	58
B.2	Paramètres et valeurs initiales sur le travail et le partage de la valeur	58
B.3	Paramètres et valeurs initiales sur le capital et l'investissement	59
B.4	Paramètres de la consommation	60
B.5	Paramètres et valeurs initiales du secteur bancaire	60
B.6	Paramètres et valeurs initiales concernant la nature	62
B.7	Regroupement des secteurs de l'économie	62
B.7	Regroupement des secteurs de l'économie (suite et fin)	63
B.8	Regroupement des secteurs de l'économie	64
B.9	Regroupement des secteurs de l'économie	64

Remerciements

Ce stage doit beaucoup à de nombreuses personnes et je tiens donc à les remercier très chaleureusement.

Le premier des remerciements doit nécessairement aller à mon encadrant, Pierre Scemama. À partir d'une conversation sur les impacts macroéconomiques de la restauration naturelle, nous avons conçu ce sujet de stage. Il était nouveau pour lui comme pour moi. Ce fut un plaisir d'avoir une telle liberté d'initiative dans un stage de fin d'études et je suis immensément reconnaissant à Pierre pour la confiance qu'il n'a cessé de me témoigner au cours de ces six mois de stage. Au-delà du fait de pouvoir travailler sans pression de sa part, c'était aussi un plaisir de pouvoir discuter d'autre chose que du sujet de stage, qu'il s'agisse des perspectives d'avenir, de l'actualité, de films ou de lieux de vacances. Encore une fois, merci !

L'unité mixte de recherche AMURE a été un endroit extraordinaire pour effectuer un stage en recherche. La présence de spécialistes de différentes disciplines et de différents sujets a permis des conversations toujours intéressantes dans des cadres formels (séminaires, réunions) comme informels (pauses cafés, repas). En particulier, je tiens à remercier Aanchal Jain qui m'a partagé ses avancées sur l'économie des déchets marins, Adeline Bas, qui m'a donné des détails concernant l'analyse économique et sociale de la DCSMM et Rémi Mongruel, qui s'est libéré pour des réunions et m'a prodigué des conseils de rédaction du mémoire en tant que tuteur universitaire. Bien sûr, je n'oublie pas non plus Sophie Monge, Carole Le Floc'h et Séverine Julien qui animent la vie du labo et m'ont toujours aidé avec toutes les questions administratives que j'ai pu rencontrer. Je mesure la chance que j'ai eu de bénéficier de telles conditions de travail.

Je dois aussi quelques mots aux autres stagiaires qui ont partagé ce semestre à mes côtés, et pour une partie d'entre eux, ont partagé le même bureau. Si toutes et tous ont contribué à rendre ce semestre amusant par les sorties ou les soirées, je souhaite remercier Gabrielle Chassagne-Gaborit avec qui nous avons partagé des références, des méthodes et des discussions sur nos sujets respectifs qui, je crois, nous ont permis d'avancer. Parmi les autres stagiaires de l'IUEM, il me faut également adresser un petit mot à l'endroit des stagiaires physiciens, que j'avais déjà côtoyé lors de ma première année de master. Eux aussi m'ont à nouveau accueilli dans des sorties comme dans leurs bureaux.

Ce stage clôture mon master, six années passées sur les bancs de l'université et une vingtaine d'années depuis la petite section. De nombreux enseignants et enseignantes ont contribué à ma formation, partout où je suis passé. S'il m'est impossible de les citer tous, je tiens néanmoins à saluer Ève-Angéline Lambert qui m'a fait découvrir l'économie de la régulation, Javier Velázquez, qui m'a initié aux modèles input-output, Blanca Martínez, qui m'a donné goût à la modélisation macroéconomique, Stefan Niemann, qui m'a fait découvrir l'économie du changement climatique et enfin les enseignantes et enseignants du master E2AME, à l'Université de Bretagne Occidentale comme à l'Institut Agro Rennes Angers.

J'ai aussi bénéficié d'un soutien exceptionnel de la part de ma famille, que ce soit un soutien moral, un soutien financier ou un soutien logistique (pour les déménagements notamment). C'est encore une fois une chance que tous n'ont malheureusement pas.

Une dédicace spéciale doit aussi aller à Vincent Lhôte. Ami économiste, c'est une conversation avec lui il y a plus d'un an qui m'avait amené à m'interroger sur les impacts macroéconomiques de la restauration. Je le remercie évidemment de souvent remettre en question ce que je dis, car c'est ainsi qu'on avance. Un autre remerciement chaleureux doit aller à Antoine Gouelibo pour son soutien moral pendant les dernières semaines du stage et pendant la rédaction du mémoire.

Enfin, de nombreuses personnes ont également contribué à ce stage sans le savoir. Un remerciement va

donc aux personnels de ménage, qui nous ont permis d'avoir des bureaux propres, aux personnels de la cantine, qui ont cuisiné et servi chaque midi nos repas ou encore les conducteurs et conductrices de bus et de tram qui permettent de venir au travail. Ils et elles sont essentiel-le-s.

“Si j'ai pu voir plus loin, c'est que je me tenais sur les épaules de géants” écrivit Isaac Newton à Robert Hook en 1675. Toutes celles et tous ceux que j'ai mentionné-e-s, mais aussi bien d'autres que j'ai eu la chance d'entendre en cours, en conférence ou en interview ou dont j'ai eu la chance de lire les travaux, ont été ces géants. À l'heure de rendre ce mémoire de fin d'études, je ne peux que faire miens les mots de Newton.

Un modèle macroéconomique en durabilité forte
pour étendre le modèle de comptabilité CARE

Mémoire

Introduction

Comment l'économie a abandonné la nature ?

Chaque génération, sans doute, se croit vouée à refaire le monde. La mienne sait pourtant qu'elle ne le refera pas. Mais sa tâche est peut-être plus grande. Elle consiste à empêcher que le monde ne se défasse.

ALBERT CAMUS (1958)

Dans ce chapitre introductif, nous voyons comment l'analyse économique n'a pas pris la nature au sérieux. Par nature, nous entendons avant tout le vivant (par opposition au climat notamment). Aussi, nous définissons les concepts de biodiversité, de services écosystémiques puis de capital naturel et de durabilité (section I.1), pour analyser plus finement le déclin de la biodiversité (section I.2). Or, cette dégradation de la biodiversité impacte les activités humaines et a amené les économistes à s'y intéresser (section I.3). Enfin, nous présenterons le plan du mémoire (section I.4).

I.1 Les principaux concepts

Dans cette section, nous définissons les concepts de biodiversité (sous-section I.1.1), de services écosystémiques (sous-section I.1.2). La difficulté à définir de manière univoque la biodiversité amène à utiliser le concept de capital naturel (sous-section I.1.3) et donc à parler de durabilité (sous-section I.1.4).

I.1.1 La biodiversité

Le terme de *diversité biologique* est un terme dont la première apparition date d'une étude sur les déserts américains menée par Harris (1916). Le terme est réapparu épisodiquement dans quelques publications avant sa véritable renaissance sous la plume de Thomas Lovejoy (1980). Néanmoins, comme le souligne Magurran (2004), le terme était employé dans la communauté scientifique avant la contribution de Lovejoy. En 1986, l'académie américaine des sciences organise une conférence intitulée *National Forum on Biodiversity*. Le mot *biodiversité* est alors inventé et sera même le titre du compte-rendu de la conférence (Wilson et Peters, 1988). Enfin, avec la convention des Nations-Unies sur la diversité biologique signée en 1992 à Rio de Janeiro, le concept sort des sphères académiques.

La convention des Nations-Unies définit la diversité biologique comme la "*variabilité des organismes vivants de toute origine*" incluant ainsi "*la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes*" (Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, 1992, article 2). Elle reprend ainsi les idées de *diversité génétique* (notamment au sein d'une même espèce), de *diversité spécifique* (l'existence de différentes espèces) et de *diversité écosystémique* (différences entre les écosystèmes). En plus de ces quatre dimensions, on parle parfois de *diversité fonctionnelle*, c'est-à-dire la diversité dans les fonctions écologiques et écosystémiques (Nunes *et al.*, 2003). En parallèle de cette approche par "niveau", d'autres s'intéressent à la diversité sur différentes échelles géographiques. Whittaker (1972) a ainsi développé les concepts de diversité alpha (nombre d'espèces dans un écosystème), diversité beta (différences entre les espèces de deux écosystèmes) et diversité gamma (nombre d'espèce dans une région de plusieurs écosystèmes).

Comme on vient de le montrer, il n’y a pas de définition univoque du concept de biodiversité. La mesure de “la biodiversité” est donc sujette à débats. L’une des premières questions qui se pose est celle de la comptabilisation des espèces : faut-il compter le nombre d’espèces présentes ? faut-il une pondération par le nombre d’individus ? Selon les réponses apportées à ce genre de questions, différentes mesures de la biodiversité sont possibles. De plus, résumer une variable multidimensionnelle comme la biodiversité à l’aide d’un index unique génère de nouveaux débats sur les formules appropriées. Dans une typologie très détaillée, Cianciaruso *et al.* (2009) rendent compte de ces différents indicateurs et soulignent notamment le fait que certains indicateurs traditionnels, tel le nombre d’espèce, donnent peu d’informations sur le fonctionnement des écosystèmes.

I.1.2 Les services écosystémiques

Plutôt que de s’intéresser à la structure des écosystèmes ou au nombre d’espèce, l’approche par les *services écosystémiques* place la focale sur les bénéfices que les écosystèmes ou les espèces apportent aux humains. L’idée n’est pas nouvelle comme le montrent Serpantié *et al.* (2012). Platon évoquait le rôle des forêts dans la rétention d’eau et le *Grand dictionnaire universel du XIXème siècle* évoquait même des “services rendus par les forêts à l’hygiène publique, [...] à nos loisirs” ou encore “à l’économie rurale” (Larousse, P., 1872, cité dans Serpantié *et al.* (2012)). Le terme de *service environnemental* apparaît en 1970 dans une étude du MIT (SCEP (Study of Critical Environmental Problems), 1970) et connaîtra plusieurs variations avant de se figer en *service écosystémique*, à la faveur d’un article de Ehrlich et Mooney (1983). Très simplement, les services écosystémiques sont définis comme “les avantages que les gens retirent des écosystèmes” (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a, p.27).

Ces services rendus par les écosystèmes peuvent être rangés dans plusieurs catégories. La typologie la plus utilisée est celle du Millennium Ecosystem Assessment (2005a,b). Elle comprend :

Les services d’approvisionnement Les écosystèmes fournissent de la nourriture, du bois, du pétrole, des métaux, etc.

Les services culturels On peut retirer de la satisfaction d’une balade en forêt ou de la contemplation d’un paysage.

Les services de régulation Les écosystèmes peuvent atténuer les dégâts des tempêtes et des inondations (mangroves, forêts), absorber du carbone et ainsi réguler le climat, etc.

Les services de support Ces services visent à permettre les trois types de services précédents. Par exemple, la dégradation de plantes pour en faire du compost ou l’aération des sols par les vers de terre permettent ensuite les cultures et donc l’approvisionnement en nourriture.

Se pose alors la question : comment évaluer ces services écosystémiques ? Une distinction mise en avant par Richard (2012) est faite entre les auteurs qui considèrent pertinent d’évaluer monétairement les services écosystémiques et ceux qui veulent s’en tenir à une évaluation en termes écologiques. Cependant, différentes méthodes peuvent exister pour exprimer les services écosystémiques en termes monétaires :

Le consentement à payer On demande (de manière directe ou par l’intermédiaire de choice experiment) aux gens combien ils sont prêts à payer pour un service ou un ensemble de services donnés. C’est l’approche favorisée par Costanza *et al.* (1997).

Les coûts de restauration On estime le coût de restauration des services endommagés par l’activité économique. Cette approche a été défendue par Hueting (1992), Richard (2012) ou Rambaud et Richard (2015).

Enfin, une question concerne l’échelle de l’évaluation monétaire de ces services écosystémiques. En particulier, l’étude de Costanza *et al.* (1997) a déclenché nombre de critiques, dont celle de Norgaard et Bode (1998) qui interrogeait la pertinence d’une valeur totale mondiale des services écosystémiques : “Maintenant que nous connaissons la valeur d’échange de la Terre, nous nous sommes demandé avec qui nous pourrions l’échanger et ce que nous pourrions faire avec l’argent, sans Terre” (p. 37). Le sujet de l’évaluation sera traité plus amplement dans la sous-section 1.4.4.

Le concept de services écosystémiques a été discuté dans la littérature sur plusieurs points. Tout d’abord, le concept de services écosystémiques implique une vision anthropocentrée : ce sont les services que la nature rend *à l’humain*. Or, si la nature nous rend des services, alors il est intéressant de la protéger pour préserver ces services. Cette justification de la protection de la biodiversité est alors très utilitariste. D’autres, notamment Rambaud et Richard (2015), considèrent que la préservation de la biodiversité est un impératif moral : il faut laisser la biodiversité dans son état d’origine.

I.1.3 Le capital naturel

L'absence de définition univoque de la biodiversité (voir sous-section I.1.1) amène à utiliser le concept de *capital naturel* pour intégrer les préoccupations autour de la préservation du vivant dans l'analyse économique.

Dans l'analyse économique, le terme de capital fait l'objet de nombreux débats. D'une part, Hicks (1974) distinguera une approche *matérielle* du capital comme ensemble de biens de production et une approche *foncière* du capital comme valeur à conserver au cours d'un processus de production. Dans tous les cas, le capital sert à produire pour générer un revenu futur : le profit.

L'idée de concevoir la nature comme un ensemble de biens de production, à côté des machines date du début du XX^{ème} siècle (Missemer, 2018). En calquant l'approche stock (capital)-flux (profit) sur la nature, certains économistes ont alors défini le capital naturel comme une "métaphore pour le stock de ressources naturelles physiques et biologiques" (Aronson *et al.*, 2007, p.4). Cette ressource génère un flux : les services écosystémiques, évoqués dans la sous-section I.1.2. La question qui se pose alors est celle de son lien avec les moyens de production produits par l'homme (les machines) et le travail.

Si la définition de Aronson *et al.* (2007) mentionnée ci-dessus reprend l'approche matérielle définie par Hicks (1974), d'autres, à l'instar de Pearce (1988) ou Rambaud et Richard (2015) considèrent le capital naturel dans une approche foncière. Le capital naturel devient alors une richesse à conserver au cours du processus de production. La question n'est alors plus de savoir si ce capital naturel peut être remplacé par des machines ou du travail pour produire des biens finaux : il doit être conservé (et logiquement pas remplacé par des machines) *ex definitio*.

L'évaluation d'un ensemble "capital" pour une entreprise ou une économie fut l'objet de controverses en économie (Harcourt, 1972) et en comptabilité (Richard, 1996). L'évaluation monétaire du capital naturel n'y échappe pas. L'approche néoclassique traditionnelle consiste à évaluer les flux monétaires futurs et à les actualiser. Se posent alors plusieurs problèmes : (1) comment évaluer les flux et (2) quel taux d'actualisation choisir. On renvoie aux débats sur la mesure des services écosystémiques dans la sous-section I.1.2. Une autre approche de la mesure du capital naturel est celle des coûts de restauration : on évalue le capital naturel comme le coût de la remise en état de la nature après la dégradation de la nature. Enfin, certains préfèrent éviter l'évaluation monétaire du capital naturel et se tournent vers une évaluation en unités écologiques. L'opportunité d'une évaluation monétaire sera discutée en détail dans la sous-section 1.4.4.

I.1.4 La durabilité

À l'aide des concepts de capital naturel et de services écosystémiques, nous pouvons définir plus précisément ce que nous entendons par durabilité. Plus spécifiquement, nous reprenons la typologie de la durabilité construite par Godard (1994). La *durabilité très faible* des économistes néoclassiques consiste à maintenir intacte la somme des capacités de production, qu'il s'agisse de capitaux financiers, naturels ou humains (Solow, 1974; Hartwick, 1977). Ainsi, tant que les services écosystémiques sont rendus de manière inchangée, peu importe que le capital naturel soit dégradé et remplacé par des machines.

Ekins (2003) a souligné l'importance d'un capital naturel critique, c'est-à-dire un capital qui permet de remplir certaines fonctions écologiques et qui n'est pas remplaçable pour remplir ces fonctions. En ce sens, il s'agit d'une *durabilité intermédiaire*.

Cependant, en présence de dommages irréversibles ou incertains, les préceptes des durabilités faibles ne garantissent pas que les dommages environnementaux soient compensés par des investissements financiers. Le principe de précaution demande donc de conserver le capital naturel de manière séparée. C'est le sens de la *durabilité forte*.

I.2 La dégradation de la biodiversité

Après avoir défini les concepts de biodiversité et de services écosystémiques dans la section I.1, nous pouvons dresser un état des lieux détaillé de la biodiversité et des services écosystémiques (sous-section I.2.1) laissant apparaître l'immense responsabilité de l'humain dans le déclin de la diversité biologique (sous-section I.2.2).

I.2.1 L'état de la biodiversité

Dans son rapport de 2019, la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) montre l'évolution de divers indicateurs utilisés comme variables proxy pour

mesurer la biodiversité (dans la sous-section I.1.1, nous avons vu qu’il n’existait pas de mesure univoque de “la biodiversité”). Avec la sédentarisation et le développement de l’agriculture, les humains ont modifié les écosystèmes dès le néolithique. La production forestière à partir du Moyen-Âge a eu des conséquences similaires. De plus, la colonisation a impliqué des modifications d’écosystèmes et l’introduction d’espèces non-indigènes. Enfin et surtout, les extinctions d’espèces se sont accélérées depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, à la suite de la Révolution industrielle (IPBES, 2019, p.228 et suivantes).

L’IPBES étudie l’évolution de différents indicateurs depuis 1970.¹ Concernant les différentes espèces et leurs biomasses, ces indicateurs ont tous diminués : le nombre d’espèces diminue de 0% à 4,3% par décennie. De plus, la biomasse, c’est-à-dire la masse totale des êtres vivants sur terre diminue également à une rythme de 6% à 20% par décennie.² En parallèle de ces dynamiques, il faut noter qu’aujourd’hui le nombre d’espèces et la biomasse ne représentent qu’une fraction de ce qu’ils seraient dans une nature vierge d’intervention humaine (IPBES, 2019, p.242). De plus, le nombre d’espèces considérés comme menacés par l’IUCN varie (IPBES, 2019, p.239) :

Vertébrés Entre 7% et 42% selon les groupes (amphibiens, oiseaux, mammifères terrestres, mammifères marins, etc.). Les intervalles de confiance s’étendent de 7% à 60%.

Invertébrés Entre 7% et 33% selon les groupes (crustacés, gastéropodes, coraux, etc.). Les intervalles de confiance s’étendent entre 6% et 56%.

Plantes Entre 11% et 64% selon les groupes (légumineuses, gymnospermes, etc.). Les intervalles de confiances vont de 11% à 64% également.

La diversité d’espèces dans un écosystème et l’intégrité des écosystèmes ont été mises à mal depuis 1970. Plusieurs indices, dont le Biodiversity Intactness Index ont diminué de 1% à 3% par décennie. De même, le nombre d’espèces par unité géographique a légèrement diminué (entre 0% et 1% de baisse par décennie). A l’inverse, le nombre d’espèces invasives ou non-indigènes introduite est monté en flèche, avec une hausse de 11% à 14% par décennie. Au-delà des dynamiques, l’état des stocks oscille entre 60% et 90% de ce qu’il serait dans une nature vierge (*pristine nature*), telle que définie par l’IPBES (IPBES, 2019, p.236).

Si l’on considère que la nature a une valeur intrinsèque, les chiffres précédents sont particulièrement préoccupants. Cependant, ils menacent aussi le développement humain. Les atteintes à la biodiversité comportent donc une limite planétaire, telle que définie par Rockström *et al.* (2009). Or, cette limite a déjà été largement franchie en 2009 comme le montre le graphique I.1. Depuis 2009, les mises à jour de cette étude ont confirmé que les limites planétaires de la biodiversité avaient largement été dépassées (Steffen *et al.*, 2015; Rockström *et al.*, 2023). Le concept de limite planétaire s’inscrit dans une forme de durabilité forte. En effet, les limites planétaires ne sont pas des seuils de capital naturel critique à la Ekins (2003). Comme l’expliquent Steffen *et al.* (2015), ce sont des limites situées en amont de la zone d’incertitude, respectant ainsi le principe de précaution.

I.2.2 La responsabilité humaine

Comme le montrait la sous-section I.2.1, les atteintes à l’environnement se sont accélérées depuis le XIX^{ème} siècle, c’est-à-dire depuis la Révolution industrielle, et elles ont connu une vraie explosion depuis les années 1970. Surtout, les premières alertes sur les impacts humains sur la biodiversité sont anciennes. En publiant *Silent Spring* en 1962, Rachel Carson montrait l’effet terrible du DDT sur les insectes, les oiseaux, les animaux et les sols (Carson, 1962). Depuis, l’impact des pesticides sur la biodiversité des sols notamment a été confirmé (Beaumelle *et al.*, 2023). De même, le rapport SCEP (Study of Critical Environmental Problems) (1970) montrait les destructions de la biodiversité engendrées par l’activité humaine.

Les études économétriques reliant la destruction de la biodiversité avec la production sont plus récentes, mais elles vont dans le même sens. L’augmentation du produit intérieur brut par habitant augmente le nombre d’espèces éteintes ou en danger (Czech *et al.*, 2012) et diminue les populations de mammifères en particulier (Asafu-Adjaye, 2003). Aussi, l’activité économique porte une responsabilité claire dans le déclin de la diversité biologique.

Si la biodiversité a diminué, les services qu’elle rend n’ont pas tous évolué dans le même sens. En particulier, les services d’approvisionnement, telles l’agriculture ou l’aquaculture, ont progressé alors que

1. Entre autres, l’IPBES considère le Biodiversity Habitat Index, le nombre d’espèces encore existantes, le Red List Index basé sur les listes d’espèces en danger de l’Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) ou le Living Planet Index. Ces indicateurs sont pris en compte à différentes échelles (local, régional) ou pour différents groupes d’espèces (oiseaux, mammifères, etc.).

2. Une seule exception existe : la biomasse des poissons fourrages (*prey fish*) augmente.

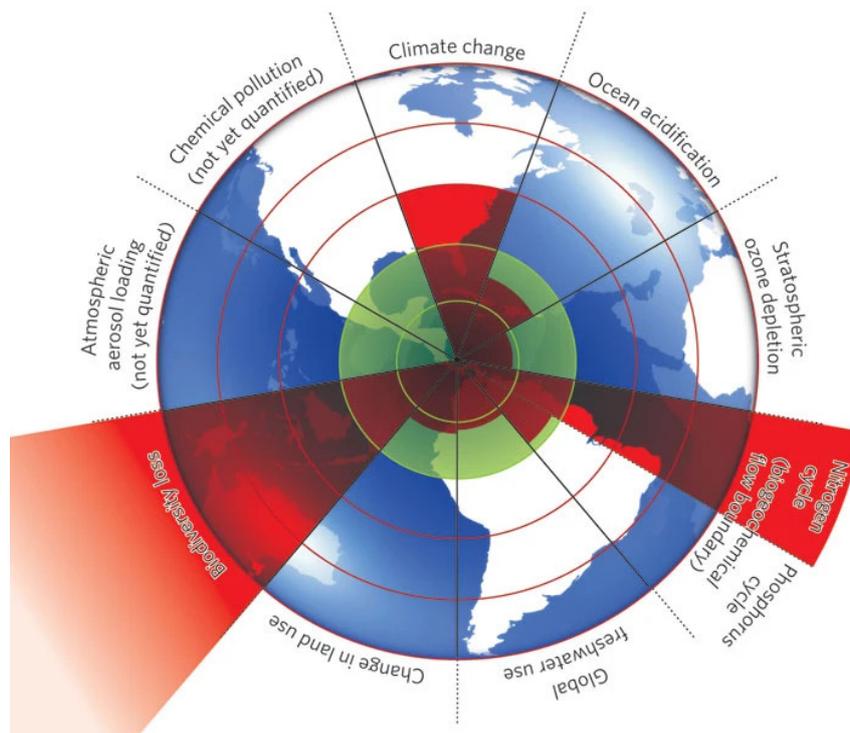


FIGURE I.1 – Les limites planétaires en 2009

Légende : climate change : changement climatique, ocean acidification : acidification des océans, stratospheric ozone depletion : destruction de la couche d’ozone, biogeochemical flow boundary : limites des flux biogéochimiques, nitrogen cycle : cycle de l’azote, phosphorus cycle : cycle du phosphore, global freshwater use : utilisation de l’eau douce, change in land use : modification de l’usage des sols, biodiversity loss : pertes de biodiversité, atmospheric aerosol loading : quantité d’aérosols dans l’atmosphère, chemical pollution : pollution chimiques, not yet quantified : pas encore évalué.

Lecture : en 2009, l’humanité a franchi de manière nette la limite planétaire en matière de perte de biodiversité et cycle de l’azote. L’humanité a également franchi les limites planétaires en matière de changement climatique, mais de manière moins avancée que celles de la biodiversité et du cycle de l’azote. Enfin, l’acidification des océanes reste en 2009 pour l’instant dans les limites planétaires.

Source : Rockström *et al.* (2009). Reproduit avec la permission de Spinger Nature, licence no. 5570131102715.

tous les autres services écosystémiques ont régressé (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b, p.41-45). Ces résultats peuvent se comprendre de manière assez simple : la conversion de terres agricoles peut réduire le nombre d’espèces présentes en détruisant leurs habitats, mais les activités agricoles produisent des services écosystémiques également. En parallèle, le bien-être humain continue d’augmenter alors que les services écosystémiques dans leur ensemble diminuent. Une des explications de ce “paradoxe environnementaliste” (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010) serait que certains services (d’approvisionnement notamment) contribuent plus au bien-être humain que d’autres.

I.3 Une intégration timide dans l’analyse économique

Les premiers économistes traitaient d’économies agraires et la nature avait alors sa place dans leur analyse. Si la place prise par la nature dans la théorie économique a diminué, le déclin de la biodiversité causé par l’humain a encouragé les économistes à réencastrier l’économie dans l’environnement (sous-section I.3.1). Néanmoins, cette intégration est bien moins aboutie pour la biodiversité que pour le climat par exemple (sous-section I.3.2).

I.3.1 Les jalons principaux

Au XVIII^{ème} siècle, l’économie était encore majoritairement agraire, si bien que les auteurs classiques considéraient une économie pleinement encadrée dans la nature. Ils ne traitaient pas d’économie de la biodiversité ou de services écosystémiques, mais Ricardo (1847) développe une théorie de la rente et du

développement économique basée sur les différences de fertilité des terres. De plus, l’entretien des fonds de terre (et donc le maintien de leur fertilité) est abordé dans les *Principes d’économie politique*. Avec la Révolution industrielle, l’économie va se recentrer sur les relations entre le capital et le travail, laissant les questions environnementales en sourdine, à quelques exceptions près.³

Dans les années 1970, l’environnement fait son retour dans l’analyse économique. En particulier, le SCEP (Study of Critical Environmental Problems) (1970) montre l’impact de l’humain sur le climat et les espèces vivantes. Les premiers grands écrits de l’économie écologique sont publiés à ce moment-là : Georgescu-Roegen (1971) et Daly (1977) réencastrent l’économie dans la nature. L’économie écologique considère que l’économie est un sous-ensemble de l’environnement physique et naturel. Aussi, les activités humaines et économiques n’échappent pas aux lois physiques et biologiques et peuvent s’analyser en termes de flux d’énergie et de matière. En ce sens, ils montrent que la croissance économique requiert plus d’énergie et de matière et amène nécessairement à heurter les limites naturelles.

Avec l’arrivée du concept de service écosystémique (voir sous-section I.1.2), l’étude de la biodiversité en économie a véritablement commencé dans les années 2000 (voir graphique I.2). À cette période-là, plusieurs grands rapports vont se succéder sur le sujet : le Millennium Ecosystem Assessment (2005a,b), le rapport sur les coûts de l’inaction politique en matière de biodiversité (Braat et ten Brink, 2008), le rapport Chevassus-au-Louis (2009), le projet *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (Kumar, 2012) puis le rapport Dasgupta (2021). En tentant de donner une valeur aux services écosystémiques et à la biodiversité, ils cherchent à mettre en avant la richesse qu’elle constitue et donc à sensibiliser le grand public et les décideurs. L’objectif de ces rapports est aussi de défendre l’intégration de ces valeurs lors des analyses coûts-avantages de projets.

I.3.2 Une comparaison avec l’économie du climat

La comparaison avec l’économie du changement climatique est particulièrement instructive. A l’aide du moteur de recherche Scopus⁴, nous avons recensé les publications scientifiques en économie, économétrie, finance, business, management et comptabilité qui intègrent les termes suivants dans leur titre, leur résumé ou leurs mots-clefs :

- Les mots dérivés de la racine “climat*” (climat, climate, climatic, etc.), d’une part.
- Les mots dérivés des racines “biologi* diversit*” (diversité biologique, biological diversity, etc.) ou “ecosystem* service*” (ecosystem services, services écosystémiques, etc.) ou “biodiversit*” (biodiversité, biodiversity), d’autre part.

Au total, 44 450 publications intègrent les mots en lien avec le climat depuis 1973. De même, 10 472 articles intègrent les mots en lien avec la biodiversité et les services écosystémiques depuis 1973.⁵ L’évolution du nombre de publications *par an* est montré dans la figure I.2. Jusqu’au milieu des années 90, les tendances étaient similaires puis le nombre de publications sur le climat a augmenté à un rythme bien plus soutenu que celui des publications sur la biodiversité et les services écosystémiques. Cette différence de traitement peut s’expliquer de plusieurs manières.

Une première hypothèse serait que la recherche en économie est en phase avec les préoccupations de l’époque. Les économistes auraient donc investi le champ du climat car les populations et les scientifiques étaient plus préoccupés par les questions climatiques. Cela expliquerait pourquoi le Trésor anglais a commandé un rapport sur l’économie du changement climatique en 2006 et un rapport sur l’économie de la biodiversité en 2021 seulement. Parmi les arguments en faveur de cette hypothèse, on observe que le changement climatique préoccupe plus les Français que la dégradation de la biodiversité ces dernières années (voir graphique C.1 dans l’annexe C). De même, la création du GIEC en 1988 a précédé la création de l’IPBES en 2012, ce qui pourrait signaler un plus grand intérêt scientifique (hors économie) pour le climat que pour la biodiversité.

La seconde hypothèse proposée serait que le traitement des questions climatiques en économie serait plus simple. La sous-section I.1.1 a bien montré la difficulté à définir la biodiversité. De l’autre côté, le changement climatique est dû à l’accumulation de gaz à effet de serre dans l’atmosphère, qui peuvent

3. Parmi les exceptions, on peut penser à Johnson (1909) qui considéra les ressources naturelles comme un capital à analyser comme les machines. Quelques autres économistes auront aussi recours au terme de capital naturel pour désigner la terre (Missemer, 2018). Plusieurs publications ont également concerné l’analyse des ressources naturelles épuisables, tel le pétrole (Hotelling, 1931) et renouvelables, telles les pêcheries (Gordon, 1954; Schaefer, 1954, 1957).

4. Disponible sur : <https://www.scopus.com/>

5. L’année 1973 est celle de la première publication en économie ou business recensée sur le thème de la biodiversité et des services écosystémiques. Sur le climat, il a eu 82 publications recensées entre 1891 - date de la première publication avec un dérivé du mot climat dans la littérature économique et entrepreneuriale et 1972.

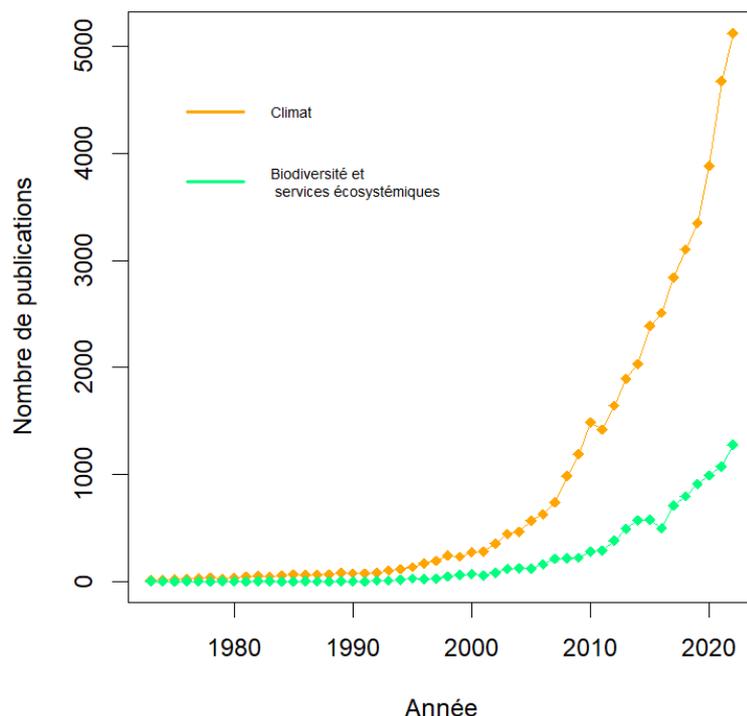


FIGURE I.2 – Évolution du nombre de publications sur le climat et la biodiversité par année
 Lecture : en 2010, 1433 articles ont été publiés incluant “climat*” dans leur titre, leurs mots-clefs ou leur résumé. Cette même année, 269 articles ont été publiés, qui incluent “biodiversit*” ou “ecosystem* service*” ou “biologi* diversit*” dans leur titre, leurs mots-clefs ou leur résumé.
 Source : réalisé par l’auteur, à partir des données de la base Scopus.

s’exprimer en équivalent CO₂. La définition des émissions est bien plus univoque et donc la modélisation est plus facile.

L’importance accordée au traitement des questions climatiques en économie peut aussi avoir un effet de feed-back sur les préoccupations politiques notamment. En effet, puisqu’il est “plus facile” d’intégrer le carbone dans les modélisations, il est également plus facile de développer des outils de politique publique. Ainsi, une littérature peut se développer sur l’acceptabilité ou les effets redistributifs de ces outils (Bureau *et al.*, 2019; Douenne et Fabre, 2020). Un des effets pervers est alors de réduire les problématiques écologiques aux problématiques climatiques (comme l’a fait le conseil national de l’information statistique dans son colloque à Paris le 10 mai 2023, voir annexe C) et donc de négliger les questions de biodiversité.

I.4 Le plan du mémoire

Les définitions et le contexte de l’étude ont été posés dans ce chapitre. La question qui se pose à nous est alors : *comment modéliser le capital naturel et la dette naturelle à l’échelle macroéconomique ?*

Pour y répondre, le mémoire se structure en trois chapitres en plus de ce chapitre introductif.

Le chapitre 1 est intitulé *La biodiversité dans les modèles économiques*. Nous y menons une analyse de la littérature existante sur le sujet. Les modèles sont analysés sous deux prismes : dans une première partie du chapitre, ils sont regroupés par idéaux-types, et dans une seconde partie du chapitre, nous nous penchons sur différents débats existants concernant l’intégration de la biodiversité dans les modélisations économiques.

Le chapitre 2 est intitulé *Un modèle macroéconomique en durabilité forte*. Après avoir mis en avant les modèles existants et leur insuffisance en matière de protection de la biodiversité, nous proposons une nouvelle méthode d’intégration de la biodiversité dans l’analyse macroéconomique. Le modèle proposé se

base sur les principes de modélisation *stock-flow consistent*. Pour s'assurer de la conservation de la nature, la biodiversité est intégrée par les coûts de restauration du capital naturel.

Le chapitre 3 est intitulé *Discussion du modèle proposé*. Le modèle développé au chapitre 2 est discuté. Il est comparé aux différentes solutions existantes dans la littérature : réglementation, taxation, marché des droits à polluer et responsabilité civile des entreprises. Plusieurs pistes d'extension sont également suggérées.

Le mémoire comporte également trois annexes. L'annexe A est une liste des symboles utilisés dans les équations du modèle du chapitre 2. L'annexe B est l'ébauche d'un chapitre initialement prévu, consacré à la simulation du modèle à partir des données de l'économie française. L'annexe C est une note sur le colloque *Mesurer la transition écologique*, organisé par le conseil national de l'information statistique (CNIS) au ministère des Finances le 10 mai 2023.

Chapitre 1

La biodiversité dans les modèles économiques

Je n'ai jamais considéré les modèles comme des représentations du réel; ils ne sont que des outils pour comprendre certains aspects du monde réel.

AMITAVA DUTT (2020)

Dans ce chapitre, nous détaillons l'intégration de la biodiversité dans les modèles macro-économiques. En nous basant sur la revue de Eppink et van den Bergh (2007), nous distinguons trois idéaux-types de prise en compte de la nature dans la modélisation macro-économique : les modèles d'exploitation des ressources (section 1.1), les modèles input-output (section 1.2) et les modèles d'évaluation agrégés (section 1.3). Ensuite, nous nous arrêtons sur plusieurs débats méthodologiques relatifs à l'intégration de la biodiversité dans les modèles économiques (section 1.4).

1.1 Les modèles d'exploitation des ressources

En l'absence de définition univoque, la biodiversité est parfois envisagée comme une ressource naturelle. Si l'économie des ressources naturelles s'est souvent basée sur l'économie des pêches (sous-section 1.1.1), ces logiques peuvent alors être étendues à un niveau macro-économiques (sous-section 1.1.2). Deux modèles macro-économiques considèrent explicitement la biodiversité à travers l'usage des sols (sous-section 1.1.3).

1.1.1 L'économie des ressources renouvelables

Les ressources naturelles peuvent être distinguées schématiquement en deux catégories : les ressources renouvelables et les ressources non-renouvelables. La biodiversité peut justement être considérée comme une ressource renouvelable. Dans la littérature économique, les modèles d'exploitation des ressources naturelles renouvelables ont souvent été abordés par l'intermédiaire des modèles de pêcheries.

Ces modèles d'exploitation des ressources naturelles ont une structure commune.

- La *dynamique naturelle du stock* est une fonction $f : X \rightarrow \frac{dX}{dt}$ qui relie le stock de la ressource X à sa croissance $\frac{dX}{dt}$. Cette relation peut être une relation logistique (Schaefer, 1954; Motesharrei *et al.*, 2014) avec un taux intrinsèque de croissance $r > 0$ et une capacité de charge $K > 0$, une relation de Bernoulli (Pella et Tomlinson, 1969) avec un taux intrinsèque $r > 0$ et deux paramètres $\alpha, s > 0$ ou exponentielle (Heyes, 2000) avec une raison $r > 0$. Ces trois types de relations sont exposés dans l'équation 1.1

$$f_{\text{logistique}}(X) = rX \left(1 - \frac{X}{K}\right) \quad f_{\text{Bernoulli}}(X) = rX^\alpha - sX \quad f_{\text{exponentielle}}(X) = rX \quad (1.1)$$

- La *pression économique sur la ressource* diminue le stock de la ressource, qu'il s'agisse d'un stock de pêche ou de services écosystémiques. Lorsqu'il s'agit d'extraction, cette pression sera proportionnelle à la disponibilité de la ressource et à la technique de prélèvement (Schaefer, 1954; Pella et Tomlinson,

1969). Lorsqu'il s'agit de dégradations et de pollutions, la pression sera proportionnelle au volume d'activité économique et à la technique de production et des régulations (Heyes, 2000).

D'une période à une autre, l'évolution de la ressource naturelle est le fruit des deux forces identifiées : (1) la croissance naturelle augmente le stock et (2) la pression économique diminue le stock. Dès que la pression économique dépasse les capacités de reproduction de la ressource, le stock s'amenuise.

1.1.2 L'extension aux modèles macroéconomiques

La biodiversité a pu être intégrée dans des modèles macroéconomiques selon les principes développés précédemment. Dans ce cas, la biodiversité est considérée comme un capital naturel (voir section I.3) qui contribue à la production et que la production dégrade (ou dont la régénération est affectée par la production). Plusieurs modèles ont intégré économie nationale et environnement de cette manière. Souvent, ces modèles évoquent "la nature" ou "le capital naturel", mais ils ne considèrent pas explicitement la biodiversité.

- Smulders *et al.* (2014) l'intègrent dans un cadre néoclassique, avec une fonction de production néoclassique et un individu maximisant son utilité sur plusieurs périodes.
- Heyes (2000) ajoute au modèle macro-économique IS-LM (Hicks, 1937) une condition environnementale : l'équilibre économique doit donc être à l'intersection des trois équilibres (sur le marché des biens, IS; sur le marché monétaire, LM; et par rapport à l'environnement, EE). Dès lors, toute politique économique stimulant l'activité économique doit être accompagnée d'une politique réduisant l'activité en question ou favorisant le changement vers des techniques de production moins polluantes.
- De même, Fontana et Sawyer (2016) soulignent que le taux de croissance compatible avec le plein emploi, le taux de croissance compatible avec le maintien de la nature en bon état et le taux de croissance souhaité avec les conditions d'investissement en vigueur (taux d'intérêt, taux d'utilisation des machines, etc.) ne se superposent pas.
- Enfin, dans leur modélisation, Motesharrei *et al.* (2014) montrent que les inégalités politiques et économiques aggravent la destruction de l'environnement.

1.1.3 Conflits dans l'utilisation de la nature : une approche macroéconomique

Seuls deux auteurs ont explicitement intégré la biodiversité dans un cadre macro-économique : Miller (1981) et Rowthorn et Brown (1999). Cependant, ils l'ont intégrée d'une manière détournée. La production requiert des espaces pour produire et donc de l'artificialisation des sols, détruisant ainsi des habitats naturels. Ce n'est donc plus la nature ou la biodiversité qui est exploitée, mais le sol. À la différence des modèles de ressources naturelles développés plus haut, le sol ne revient à son état originel que si la production demande moins de sol, par exemple suite à des progrès techniques qui permettent de produire autant sur une surface réduite.

1.2 Les modèles input-output

Les économies sont constituées de plusieurs secteurs. Les modèles input-output modélisent les liens entre ces différents secteurs. On peut alors les étendre aux liens avec les écosystèmes (sous-section 1.2.1). Ces modélisations peuvent alors se rapprocher des modèles input-output augmentés (sous-section 1.2.2) ou des modèles économique-écologiques (sous-section 1.2.3).

1.2.1 Les relations entre les différents secteurs

Les modèles input-output sont basés sur des flux de matière (biens, services, énergie) entre les différents secteurs de l'économie. Cependant, des secteurs non-humains (la "nature") participent aussi à la production économique, comme source de matière ou comme réceptacles des pollutions. Aussi, Daly (1968) résumera l'ensemble des échanges de matière et d'énergie sous forme de la table 1.1.

La matrice \mathcal{A} comprend les flux de matières depuis les secteurs de l'économie vers d'autres secteurs de l'économie. Ce sont des relations input-output classiques, à la Leontief (1936). La matrice \mathcal{B} montre les flux en provenance des secteurs de l'économie humaine et à destination des secteurs non-humains. Ce sont les pollutions et rejets vers les écosystèmes causés par l'activité économique. La matrice \mathcal{C} est constitué des flux venant des écosystèmes et allant vers l'économie : il s'agit du prélèvement des ressources.

Secteurs	Humains	Non-humains
Humains	\mathcal{A}	\mathcal{B}
Non-humains	\mathcal{C}	\mathcal{D}

TABLE 1.1 – Échanges de matière entre les différents secteurs (Daly, 1968)

Enfin, la matrice \mathcal{D} montre les échanges de matière au sein des écosystèmes. Cela inclut notamment les relations proies-prédateurs. Dans l’ensemble, ces modèles respectent les principes de la thermodynamique. La matière n’apparaît pas : elle est prélevée quelque part. Elle ne disparaît pas non plus mais va ailleurs.

Les modèles input-output peuvent parfois être construits de manière à intégrer le prélèvement de ressources ou le rejet de pollutions dans le milieu naturel. Comme précédemment, le milieu naturel de ces modèles peut être entendu comme la biodiversité : cette dernière est mise sous pression tant par le prélèvement de ressources que par les pollutions. Ces modèles incluent souvent les relations comprises dans les matrices \mathcal{A} , \mathcal{B} et \mathcal{C} précédentes. Quelques modèles, tel celui de Tschirhart et Crocker (1987), combinent les relations économiques et les relations au sein de l’écosystème (la matrice \mathcal{D} ci-dessus).

Les revues de la littérature sur les modèles input-output et l’environnement distinguent deux approches principales : les modèles input-output augmentés et les modèles économique-écologiques (Miller et Blair, 2009; Cordier, 2011).

1.2.2 Les modèles input-output augmentés

Les *modèles input-output augmentés* sont des modèles input-output classiques auxquels on adjoint un module permettant par exemple de calculer les pollutions générées (Leontief, 1970). En notant X le vecteur des quantités totales produites, A la matrice des coefficients input-output, I la matrice identité et Y le vecteur des consommations finales, on a l’équation 1.2.

$$\boxed{X = AX + Y \Leftrightarrow X = (I - A)^{-1}Y} \quad (1.2)$$

Or, la production de ces biens a des impacts environnementaux. Si la production d’une unité du bien i génère b_{ij} unités de polluant j , alors on peut dessiner une matrice B de ces coefficients. La pollution totale générée W est alors une fonction de la consommation finale (équation 1.3).

$$\boxed{W = BX \Leftrightarrow W = B(I - A)^{-1}Y} \quad (1.3)$$

Quelques travaux utilisent aussi des modèles input-output pour étudier non pas l’impact des activités économiques sur l’environnement, mais l’impact de l’environnement sur la production. Ainsi, Bauer et Sue Wing (2016) évaluent le coût global du déclin des pollinisateurs. En plus des impacts directs sur la production agricole, le déclin de certains services écosystémiques aura un impact indirect sur l’ensemble de la production qui, à un moment ou à un autre de la chaîne de valeur, dépend des produits agricoles.

1.2.3 Les modèles économique-écologiques

Les *modèles économique-écologiques* intègrent des secteurs “nature” qui interagissent avec les autres secteurs de l’économie. En ce sens, il se rapprochent des modèles waste input-output (Nakamura et Kondo, 2009) avec leurs secteurs de traitement des déchets. Cordier (2011) sépare les modèles économique-écologiques en deux groupes : (1) ceux qui expriment toutes les grandeurs sous forme monétaire (Cumberland, 2005) et (2) ceux qui expriment certaines grandeurs sous forme physique lorsqu’aucune transaction marchande n’a lieu (Ayres et Kneese, 1969).

Dans un cas comme dans l’autre, plusieurs éléments sont ajoutés à la structure input-output classique. Nous prenons ici l’exemple de Ayres et Kneese (1969) mais les autres modèles ont la même structure.

- Un *secteur “nature”* qui fait office de sources d’approvisionnement et de réceptacle des pollutions. Ce secteur doit être en équilibre : les flux qui en partent doivent être égaux aux flux qui y vont (Ayres et Kneese, 1969, équation 14).
- La production des biens X_i requiert des ressources naturelles, c’est-à-dire des *flux partant du secteur nature* en direction des secteurs de production. La production d’une unité du bien i demande a_{ji} unités de la ressource naturelle j (Ayres et Kneese, 1969, équation 1).

- La production génère des déchets et autres pollutions w_i : ce sont des *flux partant des secteurs de production* en direction du secteur nature. La quantité de matière rejetée dans le secteur nature doit être égale aux ressources qui le quittent.
- La consommation finale ne détruit pas les biens consommés : la quantité arrivant aux consommateurs finaux est égale à la quantité qui en part (Ayres et Kneese, 1969, équation 15). Ces flux partant peuvent prendre la direction des différents secteurs de production (on a alors du recyclage) ou la direction du secteur nature (on a alors émission de polluants).

1.3 Les modèles d'évaluation intégrée

En se basant sur des modèles biophysiques, les modèles d'évaluation cherchent à exprimer monétairement les services rendus par les écosystèmes (sous-section 1.3.1). Pour cela, ils ont souvent recours à des modèles désagrégés incluant différents écosystèmes avec des valeurs et des sensibilités différentes (sous-section 1.3.2). Avec ces valeurs monétaires, ces rapports espèrent contribuer au débat public (sous-section 1.3.3).

1.3.1 La structure des modèles d'évaluation

Les modèles d'évaluation cherchent à évaluer les effets de différents scénarios sur la biodiversité et les services écosystémiques. En effet, chaque scénario implique différentes activités humaines (politiques mises en place, développement agricole, etc.). Ces activités se traduisent par des pressions (artificialisation, rejets de déchets plastiques, etc.). Ces pressions génèrent ensuite des dommages (voir section 1.4.2).

Le raisonnement de ces modèles se fait en deux parties. Tout d'abord, il faut relier les activités économiques aux dommages qu'elles causent, souvent exprimé en termes réels. Ainsi, le modèle GLOBIO, décrit par Alkemade *et al.* (2009), évalue l'impact sur le nombre d'espèces de différentes activités économiques. Ce modèle GLOBIO sert de base à des travaux comme le rapport Braat et ten Brink (2008).

Une fois l'effet physique modélisé, les impacts sont évalués monétairement. Cela implique alors de donner une valeur monétaire aux services écosystémiques. Ces valeurs se basent souvent sur des évaluations d'écosystèmes particuliers, qui sont ensuite extrapolées. Les travaux d'évaluation des écosystèmes particuliers peuvent être menés de différentes manières (Hanley et Barbier, 2009) : méthodes de prix hédoniques, méthodes de choix multi-attribut, évaluation contingente, évaluation de fonction de production écologique, coûts de maintien en bon état.

1.3.2 Une analyse détaillée des services écosystémiques

Les services écosystémiques sont fournis par différents écosystèmes. Les modules biophysiques des modèles d'évaluation désagrègent souvent l'environnement en plusieurs biomes ou types d'écosystèmes. Ainsi, le modèle GLOBIO intègre notamment les déserts, les espaces enneigés ou gelés, les zones artificialisées, les terres agricoles intensives, les terres agricoles extensives, les zones côtières, les zones océaniques, les eaux intérieures, les forêts tropicales, les marais, les forêts de Toundra (Braat et ten Brink, 2008). L'impact sur un biome est le résultat des impacts de différentes pressions (Alkemade *et al.*, 2009).

Si l'analyse physique est détaillée, l'évaluation monétaire est également désagrégée. Différents types de services écosystémiques peuvent être pris en compte (Braat et ten Brink, 2008; Kumar, 2012) : (1) les services d'approvisionnement, (2) les services de régulation, (3) les services culturels et (4) les services de support (pour plus de détails, voir sous-section 1.1.2). Ainsi, chaque écosystème fournit des services dans un ou plusieurs de ces types de services. En additionnant les valeurs des différents types de services, on obtient la valeur totale produite par l'écosystème (Braat et ten Brink, 2008, voir figure 1.1 ci-dessous).

1.3.3 Des modèles prisés par les décideurs publics

Les modèles d'évaluation sont utilisés par les décideurs publics pour l'évaluation de projets et de politiques. Pour cette raison, un certain nombre de ces modèles ont été commandés par des institutions publiques : le rapport Chevassus-au-Louis (2009) par le gouvernement français ou le rapport Dasgupta (2021) par le Trésor britannique. D'autres rapports comme le Millennium Ecosystem Assessment (2005a) "répond[ent] aux demandes d'information des gouvernements reçues dans le cadre de quatre conventions internationales" (p. vii).

Les coûts évalués dans ces rapports servent de valeurs de référence pour décider d'agir ou non, et des actions à mener. Ces valeurs ont également pour but de donner de la visibilité aux écosystèmes

en les traduisant de le langage de la décision publique : Spash (2009) parlera de nouveau pragmatisme environnemental.

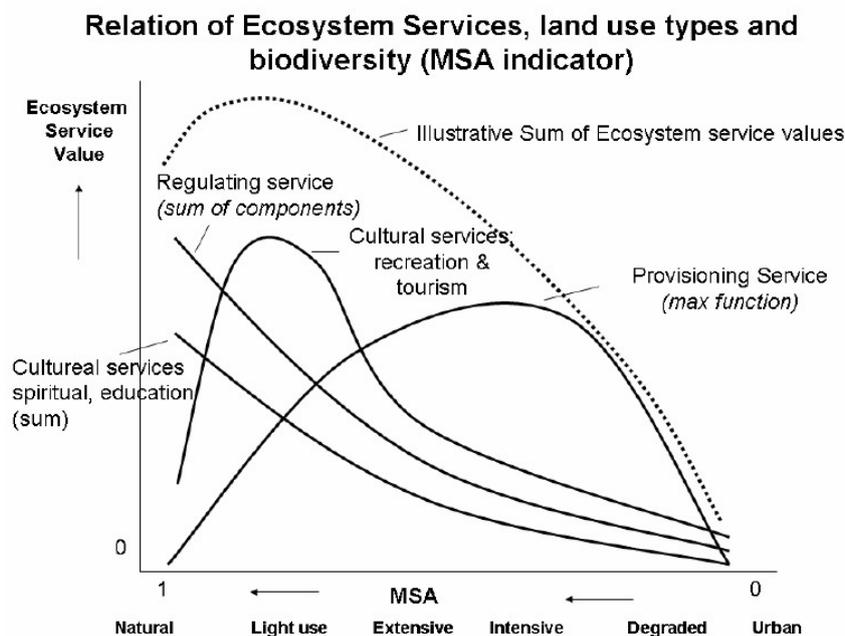


FIGURE 1.1 – Relation entre les services écosystémiques et la biodiversité

Légende : MSA : mean species abundance, abondance moyenne en espèces, cultural services : services culturels, qui sont divisés en deux : les services d'utilisation d'une part (tourisme), et les services esthétiques d'autre part (spiritualité, paysage), provisioning services : services d'approvisionnement, regulating services : services de régulation.

Lecture : plus la biodiversité est dégradée (plus le MSA est faible), plus les services esthétiques et de régulation vont être faibles. À l'inverse, la valeur des services d'approvisionnement dessine une parabole : elle augmente initialement avec le niveau d'exploitation puis diminue en cas de surexploitation. La valeur totale des services est donnée par la ligne en pointillé et culmine pour un usage léger.

Source : Braat et ten Brink (2008).

1.4 Débats autour de l'intégration de la biodiversité

À travers les différentes modélisations macro-économiques, nous pouvons noter plusieurs débats quant à l'intégration de la biodiversité : le sens de la relation entre activités économiques et services écosystémiques (sous-section 1.4.1), les liens entre pressions et impacts (sous-section 1.4.2), la régénération du capital naturel (sous-section 1.4.3), les moyens d'exprimer les services écosystémiques (sous-section 1.4.4) et les impacts sur le résultat économique (sous-section 1.4.5).

1.4.1 La relation entre économie et services écosystémiques

Les relations entre l'économie et les services écosystémiques peuvent aller dans deux sens : l'impact de l'activité économique sur les services écosystémiques et l'impact des services écosystémiques sur l'activité économique. Cependant, cette opposition n'est pas aussi claire.

Richard (2012) distingue la prise en compte des services écosystémiques dans l'analyse économique et comptable selon la direction de la relation. D'une part, l'approche *extérieur-intérieur* étudie le rôle des services écosystémiques dans l'activité économique. En effet, les activités économiques nécessitent des services écosystémiques et des variations dans leur approvisionnement induisent des variations dans la production. On peut alors songer aux ressources du modèle de Ayres et Kneese (1969) ou encore à l'effet du déclin des pollinisateurs dans la modélisation de Bauer et Sue Wing (2016). *In fine*, cette approche revient à la matrice *C* dans la classification de Daly (1968) évoquée dans la table 1.1.

À l'inverse, l'approche *intérieur-extérieur* cherche à voir comment l'entreprise affecte son environnement. En effet, l'activité économique dégrade la biodiversité par plusieurs biais : l'artificialisation, le rejet de

déchets ou l'utilisation de pesticides. Le calcul de ces effets est l'essence des modèles input-output augmentés à la Leontief (1970). De même, les modèles d'évaluation agrégés cherchent souvent à voir comment les activités économiques détruisent la biodiversité et affectent ainsi le bien-être humain (Braat et ten Brink, 2008; Kumar, 2012). Dans ce cas, on est plutôt dans la matrice \mathcal{B} de Daly (1968).

L'opposition entre approches intérieur-extérieur et extérieur-intérieur a un intérêt didactique et analytique. Cependant, elle est discutable.

Dans nombre de modèles, les deux directions sont considérées. Ainsi, les modèles de pêcheries Schaefer (1954); Pella et Tomlinson (1969) considèrent d'un côté l'effet de l'économie sur la nature (via les captures qui réduisent le stock) et d'autre part l'effet de la nature sur l'économie (un stock réduit implique moins de prélèvement et donc moins de gain économique). C'est d'ailleurs le cas général des services d'approvisionnement : ils sont dégradés (intérieur-extérieur) au moment-même où ils sont nécessaires à la production (extérieur-intérieur).

Plus généralement, les deux aspects sont liés : la pollution affecte la capacité des écosystèmes à fournir des services dans les périodes suivantes. Ainsi, l'impact négatif de l'entreprise sur l'environnement implique ultérieurement un impact négatif de l'environnement sur l'entreprise. Dès lors, l'objectif de limiter les effets de l'activité économique sur la biodiversité est utilitariste dans le sens où nous cherchons à limiter les conséquences négatives. Cependant, certains auteurs considèrent que l'objectif de préservation répond aussi à des questions éthiques, en particulier la responsabilité morale de l'humain face à l'environnement, en particulier dans le cadre de la comptabilité écologique (Richard, 2012; Rambaud et Richard, 2015).

1.4.2 Lien entre pressions et impacts

La première question qui se pose est celle du lien entre pressions (ou pollution) et impacts (ou dommages). En effet, émission de polluants ou de déchets n'implique pas dommages. La nature a une certaine capacité d'absorption des déchets. Cependant, de nombreuses modélisations ne distinguent pas l'émission de déchets de l'impact sur la nature ou la biodiversité : c'est le cas des modèles économique-écologiques à la Ayres et Kneese (1969) qui considèrent des flux de matière mais pas nécessairement les dommages qu'ils occasionnent. D'ailleurs, dans Ayres et Kneese (1969), le secteur "nature" est envisagé comme un endroit où les déchets arrivent puis repartent.

Surtout, nombre de modèles ne sont pas clairs sur ce qu'ils considèrent. Ainsi, les modèles macroéconomiques (Smulders *et al.*, 2014; Heyes, 2000; Fontana et Sawyer, 2016) ou les modèles input-output augmentés (Leontief, 1970) peuvent exprimer les impacts environnementaux sous forme de déchets ou sous forme d'impact. Cependant, dans ces modèles le choix est rarement clairement défini.

Le lien entre les pressions et les impacts est souvent plus clair dans les modèles d'évaluation agrégés.

Au-delà des relations entre pressions et impacts (déterminés par des seuils naturels et des relations parfois non-linéaires), la question d'effet cocktails est rarement abordée. Pourtant, l'interaction de différents polluants peut déboucher sur des impacts plus importants que l'addition des impacts des polluants séparés (Rizzati *et al.*, 2016).

1.4.3 Régénération du capital naturel

Les impacts causés à la biodiversité altèrent la capacité de renouvellement des écosystèmes. L'approche néoclassique des externalités environnementales vise à trouver l'impact optimal, tel que les impacts marginaux soient égaux au profit marginal de l'entreprise (autrement dit, le moment où le profit corrigé des externalités ne croît plus). Comme l'a montré Pearce (1976), dès que le problème est envisagé en termes dynamiques, l'équilibre obtenu est instable. En effet, l'existence de dommages implique que la pression est supérieure à ce que l'écosystème peut supporter. Dès lors, cet sur-pression altère les capacités d'absorption de l'écosystème. Aussi, à la période suivante, les dommages seront plus importants puisqu'ils sont liés à une pression supérieure aux capacités de l'écosystème, elles-mêmes réduites. À chaque période, la pollution dépasse les capacités de l'écosystème et ce dernier s'effondre progressivement.

Dans l'ensemble, les modèles de ressources tiennent compte de cet effet dynamique. Les pressions réduisent les stocks de ressource X . Or, le stock X détermine les capacités de renouvellement de la ressource (équation 1.1).

A l'inverse, le problème soulevé par Pearce (1976) peut se rencontrer lorsque les modèles ne considèrent que l'impact sur l'environnement (la matrice \mathcal{B} de Daly (1968)). Il n'y a alors pas d'effet feedback et les agents modélisés ne ressentent pas concrètement l'effondrement des ressources biologiques. Pour que ce problème ait lieu, il faut également que les firmes choisissent combien elles produisent, ce qui n'est pas toujours modélisé dans les modèles input-output augmentés ou les modèles d'évaluation.

1.4.4 Les moyens d'évaluer les services écosystémiques

La fourniture de services écosystémiques (relation extérieur-intérieur) et les dommages causés (relation intérieur-extérieur) peuvent être comptabilisés de diverses manières. Richard (2012) distingue les trois types d'évaluation suivants.

Les *évaluations en termes physiques* recensent la situation de l'écosystème en termes de biomasse ou de variété d'espèces par exemple. Une description physique peut alors être très exhaustive. Ce type d'évaluation est utilisé dans certains modèles input-output augmentés (Leontief, 1970; Alcántara, 1995, pour la pollution atmosphérique), dans certains modèles économique-écologiques (Ayres et Kneese, 1969) et les modèles d'exploitation des ressources (Schaefer, 1954; Heyes, 2000; Smulders *et al.*, 2014; Miller, 1981).

Pour simplifier, une approche serait l'*évaluation par des indices environnementaux*. Les données physiques sont transformées en indices plus synthétiques. Ainsi, le modèle de Rowthorn et Brown (1999) réduit la biodiversité au nombre d'espèces.

Enfin, l'*évaluation monétaire* consiste à exprimer les services écosystémiques ou les dommages sous forme de prix ou de coût en unités monétaires. Parmi les évaluations monétaires, il existe plusieurs approches. De manière synthétique, on considère deux grandes approches Levrel *et al.* (2012) : (1) par les coûts de maintien et (2) par les coûts d'opportunité. Souvent, les modèles d'évaluation mesurent les dommages causés ou les services fournis en termes de coût d'opportunité. Braat et ten Brink (2008), Dasgupta (2021) ou Chevassus-au-Louis (2009) utilisent différentes approches pour mesurer les bénéfices ou les coûts en question. Les valeurs d'usage direct peuvent être calculées à partir des transactions marchandes. En revanche, les valeurs de d'usage indirect, d'option ou de non-usage requièrent souvent d'utiliser des prix hédoniques, des fonctions de production écologique, des méthodes de choix multi-attribut, évaluations contingentes. L'approche par les coûts de maintien dans des modèles macroéconomiques n'est pas traitée dans la littérature.

1.4.5 Les impacts sur le résultat économique

Les évaluations monétaires n'implique cependant pas un impact sur le résultat économique (Richard, 2012). Or, dans une économie monétaire de production, les agents économiques prennent leurs décisions par rapport à leur revenu monétaire.

Certaines évaluations monétaires comme Braat et ten Brink (2008) ou Costanza *et al.* (1997) mettent un prix sur la nature et les services qu'elle rend. Cependant, ce prix ne se traduit pas concrètement dans le profit des entreprises. Une entreprise qui dégrade l'environnement ne devra pas payer les dommages. Ces valeurs, pourtant positives, ne sont pas prises en compte par les agents. Ils n'ont donc pas de raison de changer leurs comportements ou leurs méthodes de production.¹

Pour forcer les agents à prendre en compte leurs impacts sur la biodiversité, il faut alors que les coûts de la dégradation ou les valeurs de prélèvement soient l'objet d'une transaction monétaire. De cette manière, l'agent prend la biodiversité en compte dans ses décisions. Comme la plupart des modèles sont descriptifs, aucune transaction monétaire n'a lieu. Il s'agit alors d'une prescription : Dasgupta (2021) plaide ainsi pour des taxations de manière à internaliser les externalités.

1. Précisément, ils peuvent être amenés à changer leurs comportements s'ils dérivent une utilité directe d'avoir des services écosystémiques en bon état ou si cela leur permet d'éviter de causer un scandale environnemental, qui aurait des retombées financières (Hommel, 2004).

Chapitre 2

Un modèle macroéconomique en durabilité forte

Définissez des normes physiques pour les fonctions environnementales, sur la base de leur utilisation durable. Formulez les mesures nécessaires pour respecter ces normes. Enfin, estimez les sommes d'argent nécessaires pour la mise en œuvre des mesures.

ROEFIE HUETING (1992)

Dans ce chapitre, nous développons un modèle économique en durabilité forte puis nous proposons quelques pistes d'extension de ce modèle. Tout d'abord, nous détaillerons les raisons qui plaident pour une nouvelle approche (section 2.1), puis nous présenterons la structure du modèle (section 2.2) et les équations qui le composent (section 2.3). Enfin, nous commenterons les principaux résultats du modèle (section 2.4).

2.1 Motivation

La protection de la biodiversité requiert une approche en durabilité forte (sous-section 2.1.1). Des travaux en comptabilité d'entreprises, tel le modèle CARE, envisagent une prise en compte de l'environnement par les coûts de maintien (sous-section 2.1.2). Ces approches de comptabilité d'entreprises peuvent être étendues à l'analyse macroéconomique à l'aide des modèles stock-flow-consistent (sous-section 2.1.3), que l'on peut ensuite combiner à des structures input-output (sous-section 2.1.4).

2.1.1 La nécessité d'une durabilité forte

Dans le chapitre 1, nous avons pu voir que les modèles prenant en compte la biodiversité et les services écosystémiques explicitement sont rares. De surcroît, si des modèles économiques intègrent la biodiversité et les services écosystémiques, ils en calculent souvent la valeur par les coûts d'opportunité (sous-section 1.4.4). Ainsi, les agents économiques font des arbitrages : on peut sacrifier la biodiversité si le retour financier est intéressant. Le capital financier peut donc se substituer au capital naturel : c'est une approche de durabilité faible (voir sous-section I.1.3). Pour esquiver les problèmes de définition de la biodiversité, nous utiliserons le concept de capital naturel.

Ehrlich et Mooney (1983) ont montré que le capital financier ne saurait remplacer le capital naturel. De plus, étant donné l'état et les dynamiques de dégradation de la biodiversité, esquissées dans la section I.2, ce capital naturel est en danger. L'usage du capital naturel ne peut pas être compensé par un gain plus important en capital financier. Ces capitaux doivent être maintenus séparément. L'usage récurrent du capital naturel peut donc s'apparenter à de la dépréciation et doit donc être restauré par un amortissement (qui diminue d'autant le profit de l'entreprise). Dans la comptabilité d'entreprise, le modèle CARE développé par Richard (2012) fonctionne sur ces bases.

2.1.2 Le modèle CARE

Dans la section I.1.3, nous avons montré que le concept de capital est entendu dans la littérature sous deux angles : le capital comme ensemble de biens de production et le capital comme fonds à maintenir intact. Le modèle CARE (ou TDL, pour *triple depreciation line*) est issu de la littérature comptable : aussi, il considère le capital comme un fonds à maintenir intact. Ce fonds est ensuite utilisé sous la forme d'actifs : les moyens de production tangibles.

Le modèle CARE, ou modèle TDL, a été élaboré par Richard (2012) puis précisé par Rambaud et Richard (2015). Il considère plusieurs types de capitaux : des capitaux financiers, des capitaux humains et des capitaux naturels. Comme évoqué précédemment, la définition de capital adoptée implique que ce sont des fonds à maintenir intacts. Puisque ce sont des capitaux différents, chaque capital doit être maintenu intact de manière séparée. La production économique implique une usure de ces capitaux. Cette dépréciation des actifs doit être compensée par des paiements de sorte qu'à la fin de la période les capitaux soient dans le même état qu'au début de la période. De ce fait, l'usure des capitaux naturels implique une perte de valeur qui est reportée sur le résultat économique de l'entreprise (sous-section 1.4.5).

L'intégration du capital naturel par les coûts de restauration a plusieurs implications. Tout d'abord, il faut que les dégradations soient réparables. Ensuite, l'existence de coûts de restauration implique l'existence d'un état de référence (un "bon état écologique") qu'il faut conserver. Le capital naturel ne peut donc pas être compensé par des gains financiers, même partiellement. En ce sens, on est dans une approche de durabilité forte (voir sous-section I.1.4). Enfin, en intégrant le capital naturel par les coûts de restauration, nous évitons de rentrer dans la "boîte noire" des méthodes concrètes de restauration détaillées par Clewell et Aronson (2007). Les aspects biologiques sont délégués aux écologues tandis que seul le prix nous intéresse en tant qu'économistes.

Le maintien des capitaux en l'état requiert des représentants pour défendre les intérêts de ces capitaux. Des représentants existent pour les capitaux financiers (leurs propriétaires) et les capitaux humains (travailleurs et syndicats). En revanche, il faut qu'une entité se charge d'être "porte-parole" de la nature (Latour, 2004). En son absence, il y a asymétrie entre les intérêts des différents capitaux comme l'a montré Callon (1986). Nous avons donc fait le choix d'une entité appelée *secteur naturel* ou *nature* qui défend les intérêts de la nature et s'occupe par ailleurs de collecter les paiements des entreprises et de remettre la nature en état.

2.1.3 De la comptabilité aux modèles stock-flow-consistent

Si la comptabilité et la macroéconomie sont souvent conçues comme deux disciplines indépendantes, plusieurs tentatives de joindre les deux ont existé. Plusieurs auteurs ont tenté de développer une macroéconomie sur des bases comptables. Copeland (1949) propose d'étudier l'ensemble des transactions au sein d'une économie à l'aide des outils comptables : chaque transaction est le débit d'une personne et le crédit d'une autre. Allais (1954) complètera cette analyse en rajoutant les bilans comptables : chaque entité économique a un actif et un passif. A partir des bilans comptables des agents de l'économie et des transactions entre eux, on peut modéliser l'ensemble de l'économie de manière cohérente et complète. Ces travaux seront repris quelques décennies plus tard par des auteurs keynésiens tels Godley et Cripps (1983) ou Godley et Lavoie (2012). Ils ajouteront à ces analyses arithmétiques des équations comportementales pour déterminer les actions des agents. Ces modèles ont été baptisés *modèles stock-flow consistent*, ou *modèles SFC*.

Chaque agent économique possède un bilan comptable avec un actif et un passif. Par exemple, une entreprise possède des machines à son actif et des dettes à son passif. Ces dettes sont détenues par des banques (c'est l'actif des banques) et les banques reçoivent l'épargne des ménages sans en être propriétaire (c'est le passif des banques). Ces épargnes sont l'actif des ménages, autrement dit, la forme de leur richesse. Puisque les passifs et les actifs doivent s'équilibrer, cette richesse des ménages égale la valeur des machines. Ces relations entre les stocks de l'économie sont en vigueur au début de la période. Pendant la période, un ensemble de transactions ont lieu : consommations finales et intermédiaires, versement des salaires et des profits, paiement d'impôts, etc. Pour chaque agent économique, l'ensemble de ces transactions se solde par un surplus ou un déficit. Ce surplus ou ce déficit vont donc s'ajouter ou se soustraire aux stocks présents à l'ouverture de la période.

Ces modèles supposent donc un bilan comptable pour le capital financier, mais pas pour les autres formes de capital. L'objectif est alors d'ajouter un bilan du capital naturel. Chaque entreprise peut alors s'endetter auprès de la nature. Pour simplifier notre analyse, nous n'avons pas intégré le capital humain, mais il sera évoqué parmi les extensions possibles (sous-section 3.2.3).

2.1.4 Une approche multisectorielle

Nous avons fait le choix d’une analyse multisectorielle. Dans cette ébauche de modèle, l’économie est composée de deux secteurs. En particulier, nous avons privilégié une structure input-output pour mettre en évidence les liens entre les secteurs et le rôle des consommations intermédiaires. En effet, l’impact d’un produit sur l’environnement (ici, sur la biodiversité) sera la somme des impacts environnementaux de toutes les étapes de la production et donc également les impacts de la production de biens intermédiaires. Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur le travail de Berg *et al.* (2015), qui intégrait une structure input-output dans un modèle stock-flow consistant.

Néanmoins, cette focalisation sur les secteurs a ses limites. Souvent dans la littérature sur la macroéconomie environnementale, l’économie est composée de secteurs à faible impact sur l’environnement (*green sectors* ou *clean sectors*) et de secteurs à fort impact sur l’environnement (*brown sectors* ou *dirty sectors*).¹ S’il existe des secteurs qui auront intrinsèquement des impacts plus importants que d’autres sur l’environnement, tout ne se réduit pas aux secteurs ou aux biens produits. En effet, certaines méthodes de production ont des impacts plus ou moins importants pour un même produit final. Nous n’avons pas traité ici du changement technique, car aucune contribution n’existe dans la littérature sur le choix des techniques de production dans un cadre SFC. Il faut donc garder en tête la portée limitée de notre analyse.

2.1.5 Hypothèses et limites

Avant de continuer dans la description du modèle, il faut préciser les hypothèses sur lesquelles se base le modèle. Dans la lignée de Keynes (1936), la demande est la locomotive de l’activité économique. À ce titre, les entreprises produisent autant qu’il leur est demandé. De même, l’offre de travail s’adapte à la demande de travail par les entreprises. Enfin, dans la tradition de la *monnaie endogène* (Robinson, 1956; Moore, 1988), ce sont les prêts qui génèrent les dépôts. Les banques prêtent de l’argent aux entreprises qui le demandent à un taux d’intérêt fixé. Ces prêts servent à financer des machines et lancer la production. Les entreprises versent donc des revenus aux travailleurs qui produisent. La part de ces revenus qui ne revient pas dans les entreprises sous forme de consommation est épargnée. Ainsi, l’offre de monnaie est déterminée par la demande et pas par une banque centrale.

Les entreprises utilisent des capitaux naturels pour produire, et les usent au passage. On peut imaginer cette usure comme un flux de dégradation. Pour lutter contre cette dégradation, les entreprises peuvent et doivent remettre en état le capital naturel : on a alors un flux entrant qui va restaurer le capital naturel. Si la restauration est inférieure à la dégradation, alors les entreprises prennent plus à la nature qu’elles rendent : elles s’endettent. Les flux en question sont des flux de services naturels, et non des flux monétaires. Pour produire ces flux de services naturels et compenser la dégradation, les entreprises emploient diverses ressources matérielles et humaines.

Comme l’a montré Sen (1963), même si les économistes peuvent se mettre d’accord sur un grand nombre d’équations d’un modèle, le choix des équations qui ferment ce modèle (*model closure*) a une influence sur les résultats. L’interprétation d’un modèle doit donc toujours faire appel à du recul critique : c’est une simplification de l’économie, et le modèle que nous présentons ne fait pas exception.

2.2 La structure du modèle

Après avoir justifié le développement d’un nouveau modèle, nous allons maintenant en ébaucher la structure, d’abord de manière schématique (sous-section 2.2.1) puis nous détaillerons les stocks des différents agents (sous-section 2.2.2) et les transactions entre eux (sous-section 2.2.3).

2.2.1 Représentation schématique

Le modèle est représenté sous forme schématique dans la figure 2.1.

L’économie présenté ici est composée de cinq secteurs. Les *deux secteurs de production* (nommés 1 et 2) produisent des biens ou des services commerciaux. Les *ménages* achètent ces biens et services et fournissent de la force de travail. Le *secteur bancaire* octroie des prêts aux secteurs de production et met des liquidités à disposition des ménages. Le *secteur de la nature* a une double casquette. Il porte les intérêts de la nature (voir sous-section 2.1.2) et se charge de restaurer l’environnement endommagé.

1. Parmi les nombreux écrits qui modélisent l’économie de cette manière, on peut évoquer Acemoglu *et al.* (2012), Benkhodja *et al.* (2023), Cassou et Hamilton (2004), Chang *et al.* (2018), Chen *et al.* (2020) ou Lange (2018).

Le modèle développé est un modèle SFC. Il retrace tous les flux monétaires dans une économie, et non les flux de matières. Ces flux monétaires sont représentés par des flèches. Les détails des flux sont explicités dans la section 2.3. Chaque agent économique a un bilan comptable avec un actif et un passif. Le bilan inclut une partie pour le capital financier et une partie pour le capital naturel. Nous avons dit précédemment que nous ne traitons pas le capital humain dans notre analyse pour simplifier.

2.2.2 Les matrices de stock

Les matrices de stocks indiquent les différents stocks de l'économie. Un stock précédé d'un + signifie un actif tandis qu'un stock précédé d'un - signifie un passif (une dette).

La table 2.1 montre les stocks financiers de l'économie. Les ménages ont une richesse $V_{(t)}$ (leur passif) détenue sous la forme d'encaisses monétaires $M_{(t)}$ (leur actif). Les entreprises sont endettées auprès des banques à hauteur de $L_{1(t)}$ et $L_{2(t)}$, respectivement (passifs des industries 1 et 2). Ces ressources sont employées sous forme de machines $K_{i,j(t)}$ (actifs de l'industrie j , produits par l'industrie i). Par conséquent, les banques détiennent des créances $L_{1(t)}$ et $L_{2(t)}$ auprès des entreprises (actif des banques). Le passif des banques n'est autre que les encaisses des ménages $M_{(t)}$.

	Ménages	Industrie 1	Industrie 2	Nature	Banques	Total
Machines		$+K_{1,1(t)} + K_{2,1(t)}$	$+K_{1,2(t)} + K_{2,2(t)}$			$+K_{1,1(t)} + K_{2,1(t)} + K_{1,2(t)} + K_{2,2(t)}$
Monnaie	$+M_{(t)}$				$-M_{(t)}$	0
Prêts		$-L_{1(t)}$	$-L_{2(t)}$		$+L_{1(t)} + L_{2(t)}$	0
Valeur nette	$-V_{(t)}$					$-V_{(t)}$
Total	0	0	0		0	0

TABLE 2.1 – Stocks de capital financier dans l'économie

Les entreprises utilisent des actifs naturels et doivent maintenir un capital naturel en l'état. Elles ont donc des dettes $N_{1(t)}$ et $N_{2(t)}$, respectivement. À l'inverse, la nature est créancière de l'économie à hauteur de $N_{1(t)} + N_{2(t)}$. Cette dette est représentée dans la table 2.2.²

	Ménages	Industrie 1	Industrie 2	Nature	Banques	Total
Dettes naturelles		$-N_{1(t)}$	$-N_{2(t)}$	$+N_{1(t)} + N_{2(t)}$		0

TABLE 2.2 – Stocks de capital naturel dans l'économie

2.2.3 La matrice de transactions

La matrice de transaction 2.3 montre les flux monétaires dans l'économie. Une valeur précédée d'un + signifie que le flux est entrant, et une valeur précédée d'un - signifie que le flux est sortant.

En colonnes, la matrice montre pour chacune des cinq entités de l'économie son compte courant. Pour les entreprises et les banques, on y adjoint un compte de capital financier. Ce compte recueille toutes les transactions ayant à voir avec l'investissement et le maintien en l'état du capital financier. Chaque ligne de la matrice correspond à une transaction. Les deux dernières lignes montrent les variations de stocks causées par le surplus ou le déficit restant après les opérations.

2. En revanche, pour permettre un véritable traitement comptable de la nature, il faudrait définir des actifs naturels comme le font Rambaud et Richard (2015) mais également définir un passif associé aux créances naturelles (ce qui n'est pas fait dans la littérature).

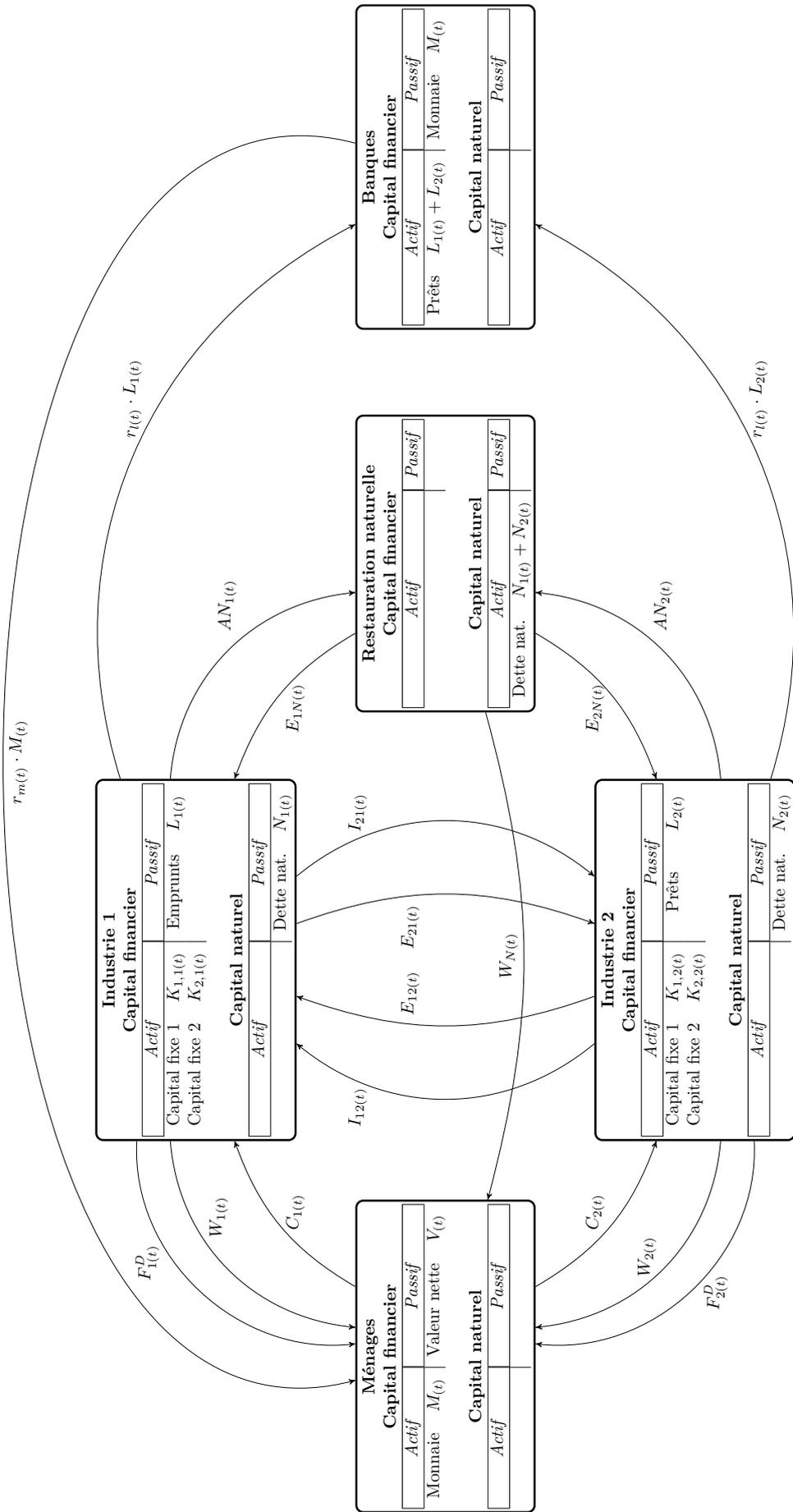


FIGURE 2.1 – Représentation schématique de l'économie

Transactions	Ménages		Industrie 1		Industrie 2		Nature		Banques		Total
	Compte courant	Capital financier	Compte courant	Capital financier	Compte courant	Capital financier	Compte courant	Compte courant	Compte courant	Capital financier	
Consommation finale	$-C_1(t) - C_2(t)$	$+C_1(t)$	$+C_2(t)$								0
Consommation intermédiaire		$+E_{12}(t) - E_{21}(t) + E_{1N}(t)$	$+E_{21}(t) - E_{12}(t) + E_{2N}(t)$							$-E_{1N}(t) - E_{2N}(t)$	0
Salaires	$+W_1(t) + W_2(t) + W_N(t)$	$-W_1(t)$	$-W_2(t)$							$-W_N(t)$	0
Profits	$+F_1(t) + F_2(t)$	$-F_1(t)$	$-F_2(t)$								0
Intérêts sur les prêts		$-r_1(t-1)L_1(t-1)$	$-r_1(t-1)L_2(t-1)$							$+r_1(t-1)L_1(t-1) + r_1(t-1)L_2(t-1)$	0
Intérêts sur l'épargne	$+r_m(t-1)M(t-1)$									$-r_m(t-1)M(t-1)$	0
Investissement		$+I_{11}(t) + I_{12}(t)$	$-I_{11}(t) - I_{21}(t)$	$-I_{12}(t) - I_{22}(t)$	$+I_{21}(t) + I_{22}(t)$						0
Amortissement capital financier		$-AK_{1,1}(t) - AK_{2,1}(t)$	$+AK_{1,1}(t) + AK_{2,1}(t)$							$+AK_{1,2}(t) + AK_{2,2}(t)$	0
Amortissement capital naturel		$-AN_1(t)$	$-AN_2(t)$							$+AN_1(t) + AN_2(t)$	0
Variation de l'épargne		$-\Delta M(t)$								$+\Delta M(t)$	0
Variation des prêts			$+\Delta L_1(t)$							$-\Delta L_1(t) - \Delta L_2(t)$	0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TABLE 2.3 – Matrice des transactions dans l'économie

2.3 Les équations du modèle

Le modèle que nous développons s'inspire du modèle SFC-IO de Berg *et al.* (2015) puisqu'il combine une structure à la Leontief (1936) avec un modèle SFC. Néanmoins, il s'en distingue en laissant place à des banques privées, rejoignant par là le modèle BMW de Godley et Lavoie (2012, chapitre 7). Après avoir développé les aspects économiques traditionnels (monnaie, investissement, prix, consommation, techniques de production) dans les sections 2.3.1 à 2.3.5, nous détaillerons les modules réellement nouveaux dans les sous-section 2.3.6 et 2.3.7.

2.3.1 Structure de la production

En reprenant la structure input-output développée par Leontief (1936, 1937), on suppose qu'il faut a_{11} unités du bien 1 et a_{21} unités du bien 2 pour produire une unité du bien 1. Ainsi, la production d'une quantité $x_{1(t)}$ du bien 1 requiert une quantité $e_{11(t)}$ de bien 1 et une quantité $e_{21(t)}$ de bien 2 en tant que consommations intermédiaires (équation 2.1). Ces flux de biens sont compensés par des paiements (i.e. des flux monétaires) en sens inverse. La quantité $e_{21(t)}$ de bien 2, dont le prix est $p_{2(t)}$, envoyée de l'industrie 2 à l'industrie 1, donne lieu en contrepartie à un paiement $E_{21(t)}$ de l'industrie 1 à l'industrie 2 (équation 2.2).

$$\begin{cases} e_{11(t)} = a_{11}x_{1(t)} & e_{12(t)} = a_{12}x_{2(t)} \\ e_{21(t)} = a_{21}x_{1(t)} & e_{22(t)} = a_{22}x_{2(t)} \end{cases} \quad (2.1)$$

$$\begin{cases} E_{11(t)} = p_{1(t)}e_{11(t)} & E_{12(t)} = p_{1(t)}e_{12(t)} \\ E_{21(t)} = p_{2(t)}e_{21(t)} & E_{22(t)} = p_{2(t)}e_{22(t)} \end{cases} \quad (2.2)$$

La quantité $x_{1(t)}$ de bien 1 produite dans un période est la somme des quantités de bien 1 utilisées comme consommation intermédiaire pour l'industrie 1 ($e_{11(t)}$), comme consommation intermédiaire pour l'industrie 2 ($e_{12(t)}$), comme matière première dans la restauration de la nature ($e_{1N(t)}$) ainsi que les quantités de bien 1 demandées comme consommation finales ($c_{1(t)}$) et comme investissements pour l'industrie 1 ($i_{11(t)}$) et pour l'industrie 2 ($i_{12(t)}$). On obtient de même la quantité $x_{2(t)}$ du bien 2 (équation 2.3).

$$\begin{cases} x_{1(t)} = e_{11(t)} + e_{12(t)} + e_{1N(t)} + c_{1(t)} + i_{11(t)} + i_{12(t)} \\ x_{2(t)} = e_{21(t)} + e_{22(t)} + e_{2N(t)} + c_{2(t)} + i_{21(t)} + i_{22(t)} \end{cases} \quad (2.3)$$

La production d'une unité de bien 1 utilise λ_1 unités de travail. On obtient donc une quantité d'effort $H_{1(t)}$ nécessaire pour produire du bien 1 et $H_{2(t)}$ pour produire du bien 2 (équation 2.4). Les valeurs de λ_i correspondent à une technique de production donnée et sont spécifiques au bien produit. Ces efforts sont rémunérés par les masses salariales $W_{1(t)}$ et $W_{2(t)}$, calculées à partir des salaires w_1 et w_2 en vigueur dans ces secteurs (équation 2.5).

$$\begin{cases} H_{1(t)} = \lambda_1 x_{1(t)} \\ H_{2(t)} = \lambda_2 x_{2(t)} \end{cases} \quad (2.4)$$

$$\begin{cases} W_{1(t)} = w_1 H_{1(t)} \\ W_{2(t)} = w_2 H_{2(t)} \end{cases} \quad (2.5)$$

2.3.2 Prix et profits des entreprises

Le coût total de production de l'industrie 1, $TC_{i(t)}$, est défini par la somme des paiements pour rémunérer la force de travail employée dans la production directe $W_{1(t)}$, les achats de matières premières en provenance du secteur 1, $E_{11(t)}$, et du secteur 2, $E_{21(t)}$ et les coûts de restauration effectivement payés pour restaurer les impacts sur la biodiversité $AN_{1(t)}$. Le coût unitaire de production $UC_{i(t)}$ s'obtient donc en divisant ce coût total par la quantité totale produite (équation 2.7).

$$\boxed{\begin{cases} TC_{1(t)} = W_{1(t)} + E_{11(t)} + E_{21(t)} + AN_{1(t)} \\ TC_{2(t)} = W_{2(t)} + E_{12(t)} + E_{22(t)} + AN_{2(t)} \end{cases}} \quad (2.6)$$

$$\boxed{\begin{cases} UC_{1(t)} = \frac{TC_{1(t)}}{x_{1(t)}} \\ UC_{2(t)} = \frac{TC_{2(t)}}{x_{2(t)}} \end{cases}} \quad (2.7)$$

Les prix $p_{1(t)}$ et $p_{2(t)}$ sont fixés en imposant, sur le coût unitaire de production de la période précédente, un taux de marge ϕ_1 dans l'industrie 1 et ϕ_2 dans l'industrie 2.³

$$\boxed{\begin{cases} p_{1(t)} = (1 + \phi_1)UC_{1(t-1)} \\ p_{2(t)} = (1 + \phi_2)UC_{2(t-1)} \end{cases}} \quad (2.8)$$

Les profits des entreprises ($F_{1(t)}$ pour l'industrie 1 et $F_{2(t)}$ pour l'industrie 2) s'obtiennent comme la différence entre la production $x_{i(t)}$ valorisée à son prix de vente $p_{i(t)}$ et le coût total de production de cette quantité (équation 2.9).

$$\boxed{\begin{cases} F_{1(t)} = p_{1(t)}x_{1(t)} - TC_{1(t)} \\ F_{2(t)} = p_{2(t)}x_{2(t)} - TC_{2(t)} \end{cases}} \quad (2.9)$$

Les profits totaux des entreprises se répartissent entre les profits distribués aux ménages $F_{i(t)}^D$ (sous forme de dividendes notamment), les amortissements du capital financier $AK_{i,j(t)}$ et les remboursements d'intérêts sur les encours bancaires (équation 2.10).

$$\boxed{\begin{cases} F_{1(t)} = F_{1(t)}^D + AK_{1,1(t)} + AK_{2,1(t)} + r_{l(t-1)}L_{1(t-1)} \\ F_{2(t)} = F_{2(t)}^D + AK_{1,2(t)} + AK_{2,2(t)} + r_{l(t-1)}L_{2(t-1)} \end{cases}} \quad (2.10)$$

2.3.3 Décisions d'investissement des entreprises

Les lettres en majuscule désignant l'investissement et le stock de capital financier font références aux valeurs monétaires. Elles sont donc égales aux valeurs réelles, en minuscule, multipliées par les prix correspondants (équation 2.11).

$$\boxed{\begin{cases} K_{1,1(t)} = p_{1(t)}k_{1,1(t)} & K_{1,2(t)} = p_{1(t)}k_{1,2(t)} & I_{11(t)} = p_{1(t)}i_{11(t)} & I_{12(t)} = p_{1(t)}i_{12(t)} \\ K_{2,1(t)} = p_{2(t)}k_{2,1(t)} & K_{2,2(t)} = p_{2(t)}k_{2,2(t)} & I_{21(t)} = p_{2(t)}i_{21(t)} & I_{22(t)} = p_{2(t)}i_{22(t)} \end{cases}} \quad (2.11)$$

En ligne avec l'analyse de Keynes (1930), l'investissement obéit à des lois indépendantes de celles de l'épargne. En l'espèce, à chaque période, les entreprises du secteur i cherchent à détenir un certain nombre $k_{1,i(t)}^T$ de machines produites par le secteur 1 et un certain nombre $k_{2,i(t)}^T$ de machines produites par le secteur 2. À chaque période, les entreprises cherchent alors à combler une partie γ_{ij} de l'écart entre les stocks actuels $k_{1,i(t)}$ et $k_{2,i(t)}$ et les stocks cible. Elles cherchent également à lutter contre la dépréciation du capital financier, c'est-à-dire le nombre de machines qui deviennent hors-service. Cette dépréciation est notée $dk_{1,i(t)}$ pour les biens produits par le secteur 1 et $dk_{2,i(t)}$ pour les biens produits par le secteur 2 (équation 2.12).

3. Le prix n'est donc pas fixé comme la rencontre d'une offre et d'une demande. Hicks (1989) rappelle en effet que la production est égale à la demande *plus* la variation des stocks. Aussi, le prix ne peut plus être déterminé par la rencontre entre une offre et une demande. Dans un modèle plus complet, on intégrerait les stocks de produits finis. Ici, on se contentera d'entreprises qui fixent leurs prix et produisent autant que la demande le requiert.

$$\boxed{\begin{cases} \begin{cases} i_{11}(t) = \gamma_{11} \left(k_{1,1}^T(t) - k_{1,1}(t-1) \right) + dk_{1,1}(t) \\ i_{21}(t) = \gamma_{21} \left(k_{2,1}^T(t) - k_{2,1}(t-1) \right) + dk_{2,1}(t) \end{cases} \\ \begin{cases} i_{12}(t) = \gamma_{12} \left(k_{1,2}^T(t) - k_{1,2}(t-1) \right) + dk_{1,2}(t) \\ i_{22}(t) = \gamma_{22} \left(k_{2,2}^T(t) - k_{2,2}(t-1) \right) + dk_{2,2}(t) \end{cases} \end{cases}} \quad (2.12)$$

Le paragraphe précédent évoquait le stock de capital financier cible des entreprises. En termes réels, les entreprises cherchent à maintenir le nombre de machines qu'elles ont en proportion ν_{ij} avec leurs ventes. Cette proportion est le taux d'utilisation normal des machines : il peut donc dépasser le nombre de machines strictement nécessaires à la production afin que les entreprises s'adaptent rapidement à des variations de court terme de la demande (Godley et Lavoie, 2012). Si les entreprises prennent les ventes de la période précédente, $x_{i(t-1)}$, comme estimation des ventes qu'elles *vont* faire, alors le capital financier cible est donné par l'équation 2.13.

$$\boxed{\begin{cases} k_{1,1}^T(t) = \nu_{11}x_{1(t-1)} & k_{1,2}^T(t) = \nu_{12}x_{2(t-1)} \\ k_{2,1}^T(t) = \nu_{21}x_{1(t-1)} & k_{2,2}^T(t) = \nu_{22}x_{2(t-1)} \end{cases}} \quad (2.13)$$

Les actifs financiers ont une durée de vie limitée. Autrement dit, à chaque période ils se dégradent un peu plus jusqu'à leur fin de vie. La dégradation effective des actifs financiers est $dk_{i,j}(t)$ et correspond à une fraction δ_{ij} de ces actifs (équation 2.14).

$$\boxed{\begin{cases} dk_{1,1}(t) = \delta_{11}k_{1,1}(t-1) & dk_{1,2}(t) = \delta_{12}k_{1,2}(t-1) \\ dk_{2,1}(t) = \delta_{21}k_{2,1}(t-1) & dk_{2,2}(t) = \delta_{22}k_{2,2}(t-1) \end{cases}} \quad (2.14)$$

Pour contrer l'usure des machines de type i et racheter des actifs financiers lorsque ceux en cours arriveront à leur terme, les entreprises du secteur j mettent de côté de l'argent : on parle d'amortissement $AK_{i,j}(t)$. On suppose que les entreprises calculent leur amortissements selon la même méthode de calcul que l'usure effective (mais elles pourraient amortir selon une autre convention) : elles mettent de côté une somme égale à une fraction de la valeur du capital financier détenu à la période précédente (équation 2.15). Pour rappel, les amortissements sont des stratégies financières et ne correspondent pas nécessairement à l'usure effective à chaque période.

$$\boxed{\begin{cases} AK_{1,1}(t) = \delta_{11}K_{1,1}(t-1) & AK_{1,2}(t) = \delta_{12}K_{1,2}(t-1) \\ AK_{2,1}(t) = \delta_{21}K_{2,1}(t-1) & AK_{2,2}(t) = \delta_{22}K_{2,2}(t-1) \end{cases}} \quad (2.15)$$

Les entreprises investissent dans de nouveaux actifs financiers (par exemple, des machines). Comme expliqué dans la sous-section 2.3.2, les entreprises possèdent un compte de capital financier pour leurs transactions en lien avec le capital financier. Ainsi, ce compte finance les investissements en capital financier $I_{ij}(t)$ et est fourni avec les amortissements $AK_{i,j}(t)$. Au besoin, l'entreprise accroît ses emprunts $L_i(t)$ (équation 2.16).

$$\boxed{\begin{cases} L_1(t) - L_1(t-1) = I_{11}(t) + I_{21}(t) - AK_{1,1}(t) - AK_{2,1}(t) \\ L_2(t) - L_2(t-1) = I_{21}(t) + I_{22}(t) - AK_{1,2}(t) - AK_{2,2}(t) \end{cases}} \quad (2.16)$$

Le stock de chaque actif financier évolue avec les investissements entrepris et la dépréciation des actifs existants à la période précédente (équation 2.17).

$$\boxed{\begin{cases} \begin{cases} k_{1,1}(t) - k_{1,1}(t-1) = i_{11}(t) - dk_{1,1}(t) \\ k_{2,1}(t) - k_{2,1}(t-1) = i_{21}(t) - dk_{2,1}(t) \end{cases} \\ \begin{cases} k_{1,2}(t) - k_{1,2}(t-1) = i_{12}(t) - dk_{1,2}(t) \\ k_{2,2}(t) - k_{2,2}(t-1) = i_{22}(t) - dk_{2,2}(t) \end{cases} \end{cases}} \quad (2.17)$$

2.3.4 Décisions des ménages

Le revenu $Y(t)$ des ménages est défini par l'équation 2.18. Il se compose des revenus du travail dans les industries 1, 2 et dans la restauration de la nature ($W_{1(t)}$, $W_{2(t)}$ et $W_{N(t)}$ respectivement), des profits des entreprises des industries 1 et 2 ($F_{1(t)}$ et $F_{2(t)}$ respectivement) ainsi que des intérêts perçus sur les encaisses monétaires de la période précédente $M_{(t-1)}$, rémunérées au taux d'intérêt en vigueur à cette même période $r_{m(t-1)}$.

$$Y(t) = W_{1(t)} + W_{2(t)} + W_{N(t)} + F_{1(t)}^D + F_{2(t)}^D + r_{m(t-1)}M_{(t-1)} \quad (2.18)$$

Les ménages consomment des biens produits par les secteurs 1 et 2. Les quantités consommées $c_{1(t)}$ et $c_{2(t)}$ par les ménages sont déterminées par des fonctions de consommation à la Keynes (1936) étendues à plusieurs facteurs (équation 2.19) : un volume de consommation autonome c_1^{Autonome} pour le bien 1 et c_2^{Autonome} pour le bien 2⁴, le revenu du ménage $Y(t)$, les prix $p_{1(t)}$ et $p_{2(t)}$ des biens, et les encaisses monétaires des ménages au sortir de la période précédente $M_{(t-1)}$. En première analyse, les coefficients associés aux encaisses monétaires et au revenu disponible sont positifs tandis que ceux associés au prix des biens (μ_{11} pour le bien 1 et μ_{22} pour le bien 2) sont négatifs.⁵ En multipliant ces quantités par le prix des biens, on obtient les flux monétaires $C_{1(t)}$ et $C_{2(t)}$ correspondant à l'achat de ces biens consommés (équation 2.20).

$$\begin{cases} c_{1(t)} = c_1^{\text{Autonome}} + \mu_{1Y}Y(t) + \mu_{11}p_{1(t)} + \mu_{12}p_{2(t)} + \mu_{1M}M_{(t-1)} \\ c_{2(t)} = c_2^{\text{Autonome}} + \mu_{2Y}Y(t) + \mu_{21}p_{1(t)} + \mu_{22}p_{2(t)} + \mu_{2M}M_{(t-1)} \end{cases} \quad (2.19)$$

$$\begin{cases} C_{1(t)} = p_{1(t)}c_{1(t)} \\ C_{2(t)} = p_{2(t)}c_{2(t)} \end{cases} \quad (2.20)$$

L'argent non dépensé en biens de consommation contribue à l'augmentation des encaisses monétaires détenues, comme le montre l'équation 2.21. Inversement, si le ménage dépense plus qu'il ne gagne sur une période, il pioche dans ses épargnes monétaires.

$$M_{(t)} - M_{(t-1)} = Y(t) - C_{1(t)} - C_{2(t)} \quad (2.21)$$

2.3.5 Secteur bancaire

Pour que le bilan de la banque soit équilibré, il faut que le volume des prêts égale celui des dépôts monétaires (équation 2.22). On rappelle ici que selon la logique keynésienne, les prêts génèrent les dépôts : en prêtant, les banques créent de l'argent et cet argent se retrouve ensuite le compte bancaire des agents. Ici, une partie des profits est mis sur le compte de capital des entreprises et sert à rembourser les prêts. Aussi, tout le reste des richesses revient sur le compte des ménages (sous forme de salaires ou de profits distribués) et donc est égal aux encours de prêts.

$$\Delta M_{(t)} = \Delta L_{1(t)} + \Delta L_{2(t)} \quad (2.22)$$

Les stocks de prêts et de dépôts sont égaux et les banques ne font pas de profit. Par conséquent, la rémunération d'un euro prêté doit être égale à la rémunération d'un euro déposé. Autrement dit, les taux d'intérêt de prêt, $r_{l(t)}$, et de dépôts, $r_{m(t)}$, sont égaux (équation 2.23). De plus, le taux d'intérêt sur les prêts est fixé de manière exogène⁶ (équation 2.24).

$$r_{m(t)} = r_{l(t)} \quad (2.23)$$

$$r_{l(t)} = \bar{r}_l \quad (2.24)$$

4. La présence d'un élément exogène dans la fonction de consommation est nécessaire pour permettre au multiplicateur keynésien de fonctionner.

5. La fonction de demande est ici exprimée sous forme linéaire dans les paramètres μ_{ij} et dans les variables. Néanmoins, on peut sans problème remplacer les variables par leurs logarithmes pour obtenir une fonction de Cobb et Douglas (1928). Cela ne changerait pas l'existence d'une solution puisque la fonction ln est une fonction continue et strictement croissante sur \mathbb{R} . Les μ_{ij} deviendraient alors les élasticités de la demande par rapport aux différentes variables.

6. Dans un modèle plus complet, ce serait le rôle de la banque centrale que de fixer des taux directeurs, autour desquels les banques privées auraient une marge de manoeuvre.

2.3.6 Dommages causés à la nature

Un capital naturel est employé sous forme de différents actifs naturels. Pour rappel, le capital est un fonds à maintenir en état (voir sous-section I.1.3), et les actifs naturels sont les formes concrètes qu'il peut prendre dans le cadre du processus de production, c'est-à-dire les services écosystémiques. On suppose qu'il y a deux capitaux environnementaux, dénotés A et B . La production d'une unité du bien 1 induit une dégradation de ces deux actifs naturels, à hauteur de $\beta_1^{\text{Capital A}}$ et $\beta_1^{\text{Capital B}}$, respectivement. Les dégradations sont donc spécifiques au bien produit (d'où les indices) et au capital considéré (d'où les exposants). Les dégradations totales causées par la production du bien 1 sont désignées par $\Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}}$ et $\Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}}$ (équation 2.25).

$$\begin{cases} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} = \beta_1^{\text{Capital A}} x_{1(t)} & \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} = \beta_1^{\text{Capital B}} x_{1(t)} \\ \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} = \beta_2^{\text{Capital A}} x_{2(t)} & \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} = \beta_2^{\text{Capital B}} x_{2(t)} \end{cases} \quad (2.25)$$

La dépréciation du capital naturel est mesurée par le coût de remise en état de l'écosystème endommagé : on considère donc dans un premier temps les coûts nécessaires pour une remise en état intégrale du milieu. Notre approche ici est très simplifiée : les aspects pratiques de la restauration naturelle sont traités plus en détail dans Clewell et Aronson (2007). Pour restaurer l'écosystème, il faut des matériaux et du travail. On considère que le secteur de la restauration ne détient pas d'actifs financiers fixes. La restauration de chaque capital demande des quantités spécifiques de bien 1 et de bien 2. Une unité de dommages sur le capital A requiert $b_1^{\text{Capital A}}$ unités du bien 1. De tels coefficients existent pour chaque bien requis (d'où les indices) et pour chaque capital à restaurer (d'où les exposants). La quantité totale du bien 1 nécessaire pour restaurer les dommages causés par la production du bien 1 est $rn_{1,1(t)}^{\text{nécessaire}}$. La quantité totale du bien 2 nécessaire à la restauration des dommages liés à la production du bien 1 est $rn_{2,1(t)}^{\text{nécessaire}}$ (équations 2.26).

$$\begin{cases} \begin{cases} rn_{1,1(t)}^{\text{nécessaire}} = b_1^{\text{Capital A}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + b_1^{\text{Capital B}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \\ rn_{2,1(t)}^{\text{nécessaire}} = b_2^{\text{Capital A}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + b_2^{\text{Capital B}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} \\ \begin{cases} rn_{1,2(t)}^{\text{nécessaire}} = b_1^{\text{Capital A}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + b_1^{\text{Capital B}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \\ rn_{2,2(t)}^{\text{nécessaire}} = b_2^{\text{Capital A}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + b_2^{\text{Capital B}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} \end{cases} \quad (2.26)$$

En plus des matériaux, la restauration naturelle demande de la force de travail. La force de travail nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital A sera de $\lambda^{\text{Capital A}}$ unités de travail. La force de travail $H_{N,1(t)}^{\text{nécessaire}}$ nécessaire pour restaurer les dommages causés par la production du bien 1 s'obtient en additionnant les efforts nécessaires pour restaurer chacun des capitaux naturels. On calcule de la même manière la force de travail nécessaire pour restaurer les dommages induits par la production du bien 2 (équation 2.27).

$$\begin{cases} H_{N,1(t)}^{\text{nécessaire}} = \lambda^{\text{Capital A}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + \lambda^{\text{Capital B}} \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \\ H_{N,2(t)}^{\text{nécessaire}} = \lambda^{\text{Capital A}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + \lambda^{\text{Capital B}} \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} \quad (2.27)$$

Pour rappel, dans l'approche CARE, la nature est considérée comme un capital utilisé sous forme de divers actifs. Avec la production, ces actifs naturels se déprécient. La dépréciation de ces actifs est mesurée par leur coût de restauration. Ainsi, étant donnés les prix des biens 1 et 2, notés respectivement $p_{1(t)}$ et $p_{2(t)}$, et le salaire dans le secteur de la restauration, noté w_N , la dépréciation du capital naturel liée à la production du secteur 1 est $DN_{1(t)}$ et celle du secteur 2 est $DN_{2(t)}$ (équation 2.28).

$$\begin{cases} DN_{1(t)} = w_N H_{N,1(t)}^{\text{nécessaire}} + p_{1(t)} rn_{1,1(t)}^{\text{nécessaire}} + p_{2(t)} rn_{2,1(t)}^{\text{nécessaire}} \\ DN_{2(t)} = w_N H_{N,2(t)}^{\text{nécessaire}} + p_{1(t)} rn_{1,2(t)}^{\text{nécessaire}} + p_{2(t)} rn_{2,2(t)}^{\text{nécessaire}} \end{cases} \quad (2.28)$$

2.3.7 Restauration effective de l'environnement

À chaque période, les entreprises investissent dans des actifs naturels pour contrer les dégradations qu'elles génèrent. Les entreprises de l'industrie i restaurent une fraction θ_i des dommages qu'elles causent. Par exemple, l'industrie 1 occasionne des dommages $\Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}}$ sur le capital A , mais elle n'en restaurera que $\theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}}$.

Les calculs effectués dans la sous-section 2.3.6 donnaient à voir la dépréciation du capital naturel. Néanmoins, la restauration entreprise à chaque période ne compense pas nécessairement la dépréciation occasionnée. Pour rappel, toutes les relations entre production, restauration, matières premières et force de travail nécessaires à la restauration sont des relations linéaires. Dès lors, les quantités nécessaires pour restaurer une fraction θ_i des dommages causés par l'industrie i sont une fraction θ_i des quantités nécessaires pour restaurer l'intégralité des dommages causés par l'industrie i (équation 2.29).⁷

$$\boxed{\begin{cases} \begin{cases} rn_{1,1(t)}^{\text{effectif}} = b_1^{\text{Capital A}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + b_1^{\text{Capital B}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \\ rn_{2,1(t)}^{\text{effectif}} = b_2^{\text{Capital A}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + b_2^{\text{Capital B}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} & \Leftrightarrow \begin{cases} rn_{1,1(t)}^{\text{effectif}} = \theta_1 rn_{1,1(t)}^{\text{nécessaire}} \\ rn_{2,1(t)}^{\text{effectif}} = \theta_1 rn_{2,1(t)}^{\text{nécessaire}} \end{cases} \\ \begin{cases} rn_{1,2(t)}^{\text{effectif}} = b_1^{\text{Capital A}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + b_1^{\text{Capital B}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \\ rn_{2,2(t)}^{\text{effectif}} = b_2^{\text{Capital A}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + b_2^{\text{Capital B}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} & \Leftrightarrow \begin{cases} rn_{1,2(t)}^{\text{effectif}} = \theta_2 rn_{1,2(t)}^{\text{nécessaire}} \\ rn_{2,2(t)}^{\text{effectif}} = \theta_2 rn_{2,2(t)}^{\text{nécessaire}} \end{cases} \end{cases} \quad (2.29)$$

De même que précédemment, si les entreprises de l'industrie i ne restaurent qu'une fraction θ_i de leur dommages, les travaux de restauration ne requièrent qu'une fraction θ_i de la force de travail nécessaire à la restauration intégrale des dommages de l'industrie i (équation 2.30). En rémunérant cette force de travail au salaire w_N prévalant dans le secteur de la restauration, on obtient la masse salariale $W_{N(t)}$ (équation 2.31)

$$\boxed{\begin{cases} H_{N,1(t)}^{\text{effectif}} = \lambda^{\text{Capital A}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}} + \lambda^{\text{Capital B}} \theta_1 \Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}} \\ H_{N,2(t)}^{\text{effectif}} = \lambda^{\text{Capital A}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}} + \lambda^{\text{Capital B}} \theta_2 \Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}} \end{cases} \Leftrightarrow \begin{cases} H_{N,1(t)}^{\text{effectif}} = \theta_1 H_{N,1(t)}^{\text{nécessaire}} \\ H_{N,2(t)}^{\text{effectif}} = \theta_2 H_{N,2(t)}^{\text{nécessaire}} \end{cases} \quad (2.30)$$

$$\boxed{W_{N(t)} = w_N H_{N,1(t)}^{\text{effectif}} + w_N H_{N,2(t)}^{\text{effectif}}} \quad (2.31)$$

En additionnant les dépenses nécessaires à la restauration entreprise effectivement par les industries, on obtient l'amortissement effectif $AN_{i(t)}$ des actifs naturels par l'entreprise (équation 2.32).

$$\boxed{\begin{cases} AN_{1(t)} = w_N H_{N,1(t)}^{\text{effectif}} + p_{1(t)} rn_{1,1(t)}^{\text{effectif}} + p_{2(t)} rn_{2,1(t)}^{\text{effectif}} \\ AN_{2(t)} = w_N H_{N,2(t)}^{\text{effectif}} + p_{1(t)} rn_{1,2(t)}^{\text{effectif}} + p_{2(t)} rn_{2,2(t)}^{\text{effectif}} \end{cases} \Leftrightarrow \begin{cases} AN_{1(t)} = \theta_1 DN_{1(t)} \\ AN_{2(t)} = \theta_2 DN_{2(t)} \end{cases} \quad (2.32)$$

La restauration effectivement entreprise demande donc des biens produits par les diverses industries de l'économie (ici, les industries 1 et 2). Le secteur naturel a besoin d'une quantité $e_{1N(t)}$ de bien 1 et d'une quantité $e_{2N(t)}$ de bien 2 pour mener les travaux de restauration dont il a la charge. La quantité $e_{1N(t)}$ est la somme des quantités de bien 1 nécessaire pour mener à bien les travaux de restauration commandés par l'industrie 1 et l'industrie 2 (équation 2.33). Ces flux de matériaux induisent en contrepartie un flux monétaire (i.e. un paiement) $E_{1N(t)}$, le bien 1 étant vendu à un prix $p_{1(t)}$. Il en va de même pour le bien 2 (équation 2.34).

$$\boxed{\begin{cases} e_{1N(t)} = rn_{1,1(t)}^{\text{effectif}} + rn_{1,2(t)}^{\text{effectif}} \\ e_{2N(t)} = rn_{2,1(t)}^{\text{effectif}} + rn_{2,2(t)}^{\text{effectif}} \end{cases} \quad (2.33)$$

$$\boxed{\begin{cases} E_{1N(t)} = p_{1(t)} e_{1N(t)} \\ E_{2N(t)} = p_{2(t)} e_{2N(t)} \end{cases} \quad (2.34)$$

La dette naturelle d'une industrie est notée $N_{i(t)}$. À chaque période, la production induit une dépréciation du capital naturelle $DN_{i(t)}$, que l'amortissement $AN_{i(t)}$ vise à compenser. Ainsi, la dette évolue comme la différence entre les deux (équation 2.35).

$$\boxed{\begin{cases} N_{1(t)} - N_{1(t-1)} = DN_{1(t)} - AN_{1(t)} \\ N_{2(t)} - N_{2(t-1)} = DN_{2(t)} - AN_{2(t)} \end{cases} \quad (2.35)$$

7. Si la quantité de matières premières ou de force de travail nécessaire n'était pas proportionnelle aux dégradations, alors les accolades de droite des équations 2.29, 2.30 et 2.32 ne seraient pas valables.

2.4 Résultats du modèle

À partir des équations détaillées précédemment, nous pouvons détailler la résolution du modèle (sous-section 2.4.1) et évoquer les possibilités de simulation d'un tel modèle (sous-section 2.4.2). Enfin, nous nous pencherons sur la dynamique de la dette naturelle (sous-section 2.4.3).

2.4.1 Résolution du modèle

À chaque période, les valeurs concernant la période précédente, indiquée par l'indice $(t - 1)$ sont connues. De même, les paramètres a_{ij} , b_i^j , β_i^j , γ_{ij} , δ_{ij} , θ_i , λ_i , μ_{ij} , ν_{ij} et ϕ_i . Enfin, les salaires w_i sont fixés dans l'économie. Au total, à chaque période, il y a donc 89 variables. En tenant compte de la présence de plusieurs équations dans chaque cadre de cette section, il y a 90 équations. Il y a donc une équation redondante. Ce résultat n'est pas surprenant : dans la table 2.3, toutes les lignes et toutes les colonnes sont égales à 0. Autrement dit, à partir du moment où nos équations assurent que les lignes soient toutes égales à 0 et toutes les colonnes sauf la dernière soient égales à 0, alors il s'ensuit que la dernière colonne est nécessairement égale à 0. C'est une conséquence des autres équations. Ainsi, l'équation 2.22 est une combinaison des autres équations du modèle et est donc redondante (Godley et Lavoie, 2012). En l'ignorant, on a donc bien 89 équations et 89 variables et le modèle peut être résolu.

2.4.2 Simulation du modèle

Les modèles SFC peuvent être simulés numériquement. Un des moyens d'effectuer de telles simulations est le package `sfcr` sur R. Pour la simulation, il faut rentrer les équations du modèle, les paramètres et les valeurs initiales. De même, on peut simuler des chocs économiques ou politiques.

Dans ce travail, nous avons tenté de simuler le modèle sur l'économie française. Nous avons divisé l'économie en 8 secteurs, et non plus deux. L'impact de la production considéré est la pollution aux plastiques. Les capitaux naturels étudiés sont la surface océanique et le littoral. En plus d'un scénario de référence, nous avons envisagé différents scénarios de politique :

1. La mise en place d'une obligation de restauration intégrale d'un seul coup : θ passe alors de 0 à 1.
2. La mise en place d'une obligation de restauration par étapes, inspirée du projet de règlement européen sur la restauration naturelle, à savoir : une obligation de restaurer une portion $\theta = 30\%$ des impacts à partir de 2030, une portion $\theta = 60\%$ des impacts à partir de 2040 et une portion $\theta = 90\%$ des impacts à l'horizon 2050 (Direction générale de l'environnement de l'Union européenne, 2022).
3. La mise en place du projet de règlement de la Direction générale de l'environnement de l'Union européenne (2022) de manière plus progressive, avec un pourcentage de dommages restaurés qui augmente année après année pour atteindre les seuils de 30% en 2030, 60% en 2040 et 90% en 2050.

Cependant, nous n'avons pas pu concrétiser ce projet. En effet, les simulations faites sur R donnaient des résultats étonnants : les flux étaient multipliés par plusieurs dizaines de milliers en l'espace de quelques décennies. Plusieurs corrections ont permis de limiter cette divergence des valeurs, notamment la réévaluation à la baisse des effets marginaux des encaisses monétaires sur la consommation. Résoudre ce problème aurait supposé de se plonger plus en détail dans le code du package pour comprendre comment les équations sont traitées et d'où les divergences peuvent provenir. Dans tous les cas, l'ébauche du chapitre traitant de cette simulation est disponible en annexe B.

2.4.3 Dynamique de la dette naturelle

En partant de l'équation 2.28, on peut décomposer l'évolution de la dette naturelle en plusieurs éléments. À l'aide des équations Nous pouvons définir $CUR_{(t)}^{\text{Capital } i} = w_N \lambda^{\text{Capital } i} + p_1 b_1^{\text{Capital } i} + p_2 b_2^{\text{Capital } i}$ le coût de restauration d'une unité de dommages sur le capital i .

$$N_{i(t)} - N_{i(t-1)} = (1 - \theta_i) \cdot x_{i(t)} \cdot \left[\beta_i^{\text{Capital A}} \cdot CUR_{(t)}^{\text{Capital A}} + \beta_i^{\text{Capital B}} \cdot CUR_{(t)}^{\text{Capital B}} \right] \quad (2.28A)$$

Dire que la dette naturelle ne s'accroît pas revient à dire que $N_{i(t)} = N_{i(t-1)}$, autrement dit, le terme de gauche est nul. Pour que cela se produise, il faut que le terme de droite soit nul. Quatre raisons peuvent induire une dette naturelle qui n'augmente pas :

- Si $\theta_i = 1$, c'est-à-dire si la restauration est intégrale, le terme de droite vaut zéro et la dette naturelle n'augmente pas.

- Si $x_{i(t)} = 0$, alors il n'y a pas de production, et donc pas de dommages. La dette naturelle ne croît pas.
- Si les $\beta_i^{\text{Capital A}}$ et $\beta_i^{\text{Capital B}}$ valent zéro, alors la production $x_{i(t)}$ ne génère aucun dommage et donc il n'y a pas de croissance de la dette naturelle.
- Si les coûts de restauration $CUR_{(t)}^{\text{Capital A}} = CUR_{(t)}^{\text{Capital B}} = 0$, alors la dette ne se creuse pas puisqu'elle est mesurée par les coûts de restauration. Cependant, dans ce dernier cas, il peut y avoir des dommages physiques.

On peut également décomposer la dette naturelle suivant une méthode inspirée de l'approche *shift-share* (Dixon et Thirlwall, 1975). La dette naturelle d'un secteur de l'économie peut s'écrire :

$$\boxed{\text{Dette naturelle } N_i = \frac{\text{Dette naturelle } N_i}{\text{Production } x_i} \times \text{Production } x_i = \sigma_i \times x_i} \quad (2.36)$$

Or, on a également :

- Avec l'obligation de restauration, les biens les plus polluants coûtent plus cher, et seront moins consommés et donc moins produits. La production sans obligation de restauration x_i^{sans} est égale à la production avec obligation de restauration x_i^{avec} plus un écart dx_i .

$$\boxed{x_i^{\text{sans}} = x_i^{\text{avec}} + dx_i} \quad (2.37)$$

- La dette naturelle par unité produite sans l'obligation de restauration σ_i^{sans} est égale à la dette naturelle par unité produite avec obligation de restauration σ_i^{avec} plus un écart $d\sigma_i$. Par définition, avec l'obligation de restauration, la production ne génère aucune dette naturelle, donc $\sigma_i^{\text{avec}} = 0$.

$$\boxed{\sigma_i^{\text{sans}} = \sigma_i^{\text{avec}} + d\sigma_i = 0 + d\sigma_i} \quad (2.38)$$

Ainsi, la dette naturelle de l'économie N en l'absence de restauration est égale à la somme des dettes naturelles des n secteurs : $N = \sum_{i=1}^n N_i$. Avec les calculs précédents, on peut écrire :

$$N = \sum_{i=1}^n \sigma_i^{\text{sans}} x_i^{\text{sans}} \quad (2.39)$$

$$= \sum_{i=1}^n (\sigma_i^{\text{avec}} + d\sigma_i)(x_i^{\text{avec}} + dx_i) \quad (2.40)$$

$$= \sum_{i=1}^n \sigma_i^{\text{avec}} x_i^{\text{avec}} + \sum_{i=1}^n \sigma_i^{\text{avec}} dx_i + \sum_{i=1}^n d\sigma_i x_i^{\text{avec}} + \sum_{i=1}^n d\sigma_i dx_i \quad (2.41)$$

En se rappelant que $\sigma_i^{\text{avec}} = 0$, on peut alors écrire :

$$\boxed{N = \sum_{i=1}^n d\sigma_i x_i^{\text{avec}} + \sum_{i=1}^n d\sigma_i dx_i} \quad (2.42)$$

Le premier terme de la somme est égal à la dette générée par la production des quantités définies sous le régime de l'obligation de restauration. En l'absence d'obligation de restauration, les productions les plus polluantes ne sont pas pénalisées et prennent donc plus de place qu'avec l'obligation de restauration. Le second terme de la somme est égal à la dette générée par cette différence dans la composition de la production.

Chapitre 3

Discussion du modèle proposé

Il est toutefois important de se rappeler quelles complications doivent être réintroduites avant que les conclusions tirées d'un modèle puissent être confrontées à des preuves tirées de la réalité.

JOAN ROBINSON (1956)

Dans ce chapitre, on comparera le modèle du chapitre 2 aux différentes approches de traitement des dommages environnementaux existant dans la littérature (section 3.1). Ensuite, nous traiterons du changement technique (section 3.2), d'agents hétérogènes (section 3.3) et des politiques économiques et commerciales (section 3.4).

3.1 Comparaison avec les autres solutions aux problèmes environnementaux

La restauration naturelle permet de diminuer les pollutions par deux mécanismes (sous-section 3.1.1). Elle peut donc être comparée aux autres réponses aux problèmes de pollutions étudiées en économie : les quotas, les taxes, les droits à polluer et la responsabilité civile (sous-sections 3.1.2 à 3.1.5)

3.1.1 Les deux facettes de l'obligation de restauration

L'obligation de restauration implique la remise en état de la nature une fois qu'elle est dégradée. Les capitaux naturels sont "rendus" dans un état similaire à leur état initial. Ainsi, pour un même volume d'activité, l'obligation de restauration signifie une nature en meilleur état. Cela implique donc que les dommages causés soient réparables. Si une production occasionne des dommages irrémédiables, alors la restauration est impossible et cette production ne doit donc pas avoir lieu.

L'obligation de restaurer implique des coûts de remise en état. Les activités les plus impactantes deviennent donc relativement plus coûteuses. En effet, plus il y a de dommages causés, plus il faut de la main d'oeuvre et des matières pour les restaurer. Le coût de restauration $AN_{i(t)}$ augmente. Les prix augmentent donc (équation 2.8) et la demande diminue (équation 2.19). La production de ces biens et services impactants est ainsi découragée : le stock de capital cible $k_{i,j(t)}^T$ diminue et il y a moins d'investissement, voire du désinvestissement (équations 2.12 et 2.13).

Avec ces deux dimensions, on retrouve en quelque sorte les deux composantes de la dette naturelle évoquées dans la sous-section 2.4.3.

Le paramètre clef dans l'analyse est la part θ des dommages qui seront restaurés. Lorsque $\theta = 1$, il y a obligation de restaurer l'ensemble des dommages.

3.1.2 Comparaison avec les quotas

En économie environnementale, les quotas régulent la quantité produite ou la quantité de déchets rejetés. L'objectif est de ne pas dépasser un certain seuil, tel le seuil d'absorption au-delà duquel les pollutions ne peuvent plus être traités par la nature et occasionnent des dommages.

Si le seuil fixé est le seuil d'absorption, alors l'entreprise peut produire jusqu'à ce seuil. Si elle respecte ce seuil, alors aucun dommage environnemental n'a lieu. Dans ce cas, l'obligation de restaurer tous les dommages ($\theta = 1$) a le même impact que les quotas sur le capital naturel. En revanche, si le seuil réglementaire est supérieur au seuil d'absorption naturel ou si l'entreprise ne respecte pas les seuils fixés et produit plus que le seuil d'absorption, alors la restauration laisse le capital naturel en meilleur état que les quotas. Si la part θ des dommages restaurés est inférieure, alors le capital naturel sera en meilleur état si le total des dommages non-restaurés est inférieur aux dommages causés lorsque le quota est respecté.

Les entreprises ne doivent pas produire au-delà de leur quota. Si elles ne respectent pas l'interdiction, elles peuvent s'exposer à des amendes ou des condamnations. En reprenant les thèses de Becker (1968), les entreprises vont décider de leur production en arbitrant entre l'intensité et la probabilité des sanctions et le gain potentiel en dépassant le seuil fixé. Puisque les prix dépendent des coûts de production, qui incluent les coûts de restauration, le système des prix de toute l'économie est altéré et on ne peut pas comparer directement le coût de restauration $AN_{i(t)}$ avec l'espérance de sanction pour voir lequel est le plus élevé.

3.1.3 Comparaison avec la taxation

Comme l'ont justement expliqué Ayres et Kneese (1969), les flux de matière en provenance ou en direction de la nature ne font l'objet d'aucune contrepartie financière. Ces échanges sont externes au marché et sont donc appelées *externalités*. Ces externalités faussent les calculs des entreprises, et incitent à surproduire les biens nocifs et sous-produire les biens bénéfiques. Pour corriger ces défaillances, Pigou (1920) proposait d'instaurer des taxes. Ces taxes sur la production serviraient à faire payer l'externalité négative.

Les taxes rendent les activités nuisibles moins profitables en donnant une valeur au coût social qu'elles infligent. Néanmoins, de telles activités peuvent continuer car l'optimum social atteint à l'aide des taxes n'est pas forcément une situation où l'activité polluante est réduite à néant. La taxe ne règle ce problème que si elle est affectée à la restauration de l'environnement. Dans ce cas, l'État joue le rôle d'intermédiaire entre les industries et notre "secteur nature". À l'inverse, si la restauration n'est pas totale ($\theta < 1$), alors il y a des dommages et ils sont à comparer aux dommages causés à l'équilibre avec taxation.

Les relations entre production, dégradation et restauration sont linéaires. Dès lors, une taxe linéaire pourrait avoir le même effet sur le profit et donc sur les décisions d'investir dans telle ou telle activité. Cependant, cette proportionnalité est le résultat de nos hypothèses. Si les dégradations augmentaient de manière exponentielle avec la production, le coût de restauration augmenterait de manière exponentielle avec la production. Il faudrait alors une taxe progressive et non-linéaire. Le choix du schéma de taxation ayant des effets identiques à l'obligation de restauration en termes de revenus demande des informations dont l'État ne dispose pas toujours dans une économie de marché.

3.1.4 Comparaison avec le marché des droits à polluer

Afin d'internaliser les externalités, Dales (1968) a suggéré un marché des droits à polluer. Les entreprises doivent disposer d'un droit pour polluer. Si une entreprise pollue plus (moins) que le quota dont elle dispose, elle doit acheter de nouveaux droits (vendre les droits qu'il lui reste). Se met ainsi en place un marché des droits à polluer. Souvent, l'administration octroie une quantité fixée de droits à polluer, que les entreprises échangent ensuite (*cap and trade*).

L'allocation initiale des droits pour une entreprise a le même effet qu'un outil réglementaire : elle fixe une quantité de pollution que l'entreprise ne doit pas dépasser sous peine de sanctions. L'analyse a été développée dans la sous-section 2.4.2. Les quotas peuvent être alloués gratuitement ou bien à la suite d'enchères. S'ils sont alloués par des enchères, l'argent des ventes peut servir à financer des restaurations. Sinon, aucune restauration ne peut être financée. Autrement dit, l'obligation intégrale de restauration ($\theta = 1$) laisse toujours la nature en meilleur état qu'avec les droits à polluer. Plus généralement, le système des droits à polluer amène à une production d'équilibre. Avec une restauration incomplète, il faut comparer les dommages causés aux dommages en présence d'un marché des droits à polluer.

Le fait de devoir acheter des droits supplémentaires génère des coûts supplémentaires qui découragent la production. Si les droits sont alloués gratuitement au départ, alors il faut que les échanges suivants se fassent à un prix suffisamment élevé pour avoir un effet suffisamment dissuasif. Si les entreprises doivent payer pour l'intégralité des droits dont elles vont disposer, alors le raisonnement est identique à celui exposé pour les taxes dans la sous-section 2.4.3.

3.1.5 Comparaison avec les règles de responsabilité civile des entreprises

L'article 1246 du code civil français indique que “*toute personne responsable d'un préjudice écologique est tenue de le réparer*”. Pour limiter les dommages causés par la production, l'entreprise peut investir dans de la prévention ou de l'évitement des dommages (voir la typologie dans la sous-section 3.2.1). Ces dépenses e se font à un coût $c(e)$ et permettent de réduire la probabilité du dommage $\pi(e)$ (Kambia-Chopin, 2007). Au-delà du risque juridique, en investissant dans l'atténuation et l'évitement, l'entreprise réduit le risque de causer un scandale dans l'opinion lors de révélations et de perdre des clients par la même occasion (Hommel, 2004).

L'article 1246 du code civil induit l'obligation de restaurer les dommages causés à l'environnement. Toute dégradation devrait donc être restauré avec les règles de responsabilité civile comme avec l'obligation de restauration ($\theta = 1$) modélisée ici. Il faut cependant que les juridictions civiles aient une définition des dommages aussi large que la nôtre.¹

L'obligation de réparer les dommages en faisant jouer la responsabilité civile implique des coûts similaires à l'obligation de réparer les dommages dans notre approche. À des coûts donnés, la solution qui a la probabilité de restauration effective la plus élevée est celle qui induira donc le plus grand risque de coûts et donc sera la plus dissuasive.

3.2 Les autres coûts dans la comptabilité écologique

Dans le modèle présenté dans le chapitre 2, nous avons traité uniquement des coûts de restauration. Cependant, le cadre comptable CARE comprend aussi les coûts de prévention et les coûts d'évitement (sous-section 3.2.1). De plus, notre modèle faisait abstraction du changement technique, mais il pourrait être rajouté dans une version subséquente du modèle (sous-section 3.2.2). Il en va de même pour le traitement du travail comme capital humain (sous-section 3.2.3).

3.2.1 Typologie des coûts dans la comptabilité CARE

En reprenant la typologie de Rambaud et Chenet (2020), on peut définir les coûts de restauration comme les coûts liés à la remise en état de la nature suite aux dommages causés par la production. Autrement dit, ces coûts cherchent à amortir les dommages sur le capital naturel.

Ce sont les coûts AN_i évoqués dans le modèle du chapitre 2.

Étant donné une technique de production, les coûts de prévention cherchent à limiter les impacts de la technique de production sur l'environnement. L'objectif est d'empêcher les polluants potentiels d'atteindre le milieu naturel et de le contaminer. Par exemple, installer des filtres pour diminuer la part des rejets allant dans la nature fait partie de ces coûts d'atténuation.

Les coûts d'évitement sont les coûts liés à l'adoption de nouvelles techniques de production ayant un impact moindre sur la nature. Ces coûts ne peuvent pas compenser les dégradations environnementales. Autrement dit, ces coûts sont des investissements en capital financier, pas en capital naturel. Dans un langage plus traditionnel, il s'agit d'un changement dans les techniques de production.

Les coûts d'évitement et de préservation ont pour but de réduire les dommages $\beta_i^{\text{Capital } j}$ causés par unité produite.

3.2.2 Changements des techniques de production

Le changement technique a des effets complexes à analyser dans un cadre input-output. En effet, une technique de production se caractérise par un couple de coefficients a_{11}, a_{21} (pour un modèle avec n secteurs, ce serait un n -tuple de coefficients). Cependant, puisque la production d'un bien dépend d'autres biens, les prix des biens finaux vont dépendre également des quantités nécessaires de biens intermédiaires pour produire ces biens finaux. Ainsi, un changement technique dans une industrie va modifier les échanges et les prix dans tout le reste de l'économie. De même, les techniques de restauration peuvent également varier. Puisque la restauration requiert des matières premières issues des secteurs productifs de l'économie, un changement des techniques de restauration va avoir un impact sur la production et les prix des biens en altérant la demande pour les matières premières, et donc les prix. En altérant les prix, elle va également avoir un impact sur le coût de restauration des autres capitaux naturels. Enfin, rappelons que la demande

1. En effet, comme l'a montré Salle (2022) dans le cas du droit pénal, le concept de criminalité environnemental est limité à certaines infractions, tels la contrebande ou le trafic. Ce faisant, cette classification ignore les dommages environnementaux liés au fonctionnement régulier du système économique. Dans le cas du droit civil, une question similaire peut se poser.

varie avec les prix des biens (équation 2.19). Ainsi, une variation des prix des biens induit à son tour une variation du volume consommé, donc de la pollution et de la restauration nécessaire, etc.

Pour avoir une idée de l'impact du changement technique, on peut utiliser une simulation (voir sous-section 2.4.3) et programmer un choc tel que certaines valeurs changent à un moment spécifié. On verrait alors ainsi comment le changement technique a modifié la situation par rapport au scénario initial. Cependant, le cadre est celui d'un modèle qui ne possède qu'une seule technique : en changeant les paramètres a_{11}, a_{21}, \dots , on change toute la technologie d'une industrie d'un coup.

Jusqu'ici, nous avons évoqué le changement technique comme un changement qui survenait *ex nihilo*. Or, le changement technique est le résultat d'une décision d'investissement particulière. En premier lieu, le changement technique suppose qu'il existe plusieurs techniques de production : il faut donc qu'elles aient été développées, ce qui est déjà le résultat d'investissements dans la recherche. Admettons l'existence et la connaissance de plusieurs techniques de production. Pour qu'il y ait adoption d'une nouvelle technique de production, il faut que la nouvelle technique soit plus intéressante financièrement que l'ancienne. Cela va dépendre du mode de financement du capital : fonds propres, endettement, émission d'actions, subventions, etc. Ainsi, il ne suffit pas que le taux de profit de la nouvelle technique soit plus élevée que le taux de profit de l'ancienne technique : il faut aussi déduire des profits supplémentaires engrangés avec la nouvelle technique les coûts de cette nouvelle technique, qu'ils soient strictement financiers (achat des nouvelles machines) ou économiques (apprendre à utiliser une nouvelle technique).

3.2.3 Une note sur le capital humain

Le modèle CARE traite le capital humain comme le capital naturel. La production use la force de travail et il faut la remettre en état à chaque période. La remise en état du capital humain inclut l'alimentation, le logement, le repos, les loisirs, etc. L'entreprise va alors restaurer son impact sur le capital humain soit en espèce (logement fourni par l'entreprise, cantine, etc.), soit par des paiements qui permettent aux travailleurs de procéder eux-mêmes à la restauration des impacts. En ce sens, les rémunérations du capital humain remplacent les salaires (Rambaud et Richard, 2016).

3.3 Une économie avec de nouveaux agents

Différents agents peuvent également être ajoutés à l'économie modélisée : des ménages hétérogènes (sous-section 3.3.1), des entreprises de restauration à but lucratif (sous-section 3.3.2) et des banques à but lucratif (sous-section 3.3.3).

3.3.1 Affiner l'analyse des ménages

Une approche pour complexifier l'analyse serait d'avoir plusieurs types de ménages différents. Le plus pertinent est alors de réfléchir en termes de classes sociales. Ces classes différentes pourraient avoir des revenus différents, soit en termes de niveau de revenu, soit en terme de provenance des revenus (les uns tirant leurs revenus de leur travail, les autres de leurs possessions). Les goûts des différentes classes pourraient également être différents. Ainsi, on pourrait calculer les dettes naturelles associées aux différents modes de consommation des foyers. De plus, les consommations étant différenciées, l'obligation de restauration naturelle implique un changement structurel qui aura des conséquences différentes sur les différents groupes de consommateurs.

D'autres dimensions que la classe sociale distinguent les individus d'une économie, tel le genre. En effet, les salaires des femmes sont inférieurs aux salaires masculins. En particulier, Blau et Kahn (2017) relèvent qu'environ un cinquième de l'écart salarial est dû uniquement à la différence de la structure sectorielle de l'emploi féminin. Puisque l'obligation de restauration des dommages causés au capital naturel implique une restructuration de l'économie, l'impact sur les hommes et les femmes sera différent.

Le modèle développé dans la première partie de ce chapitre se faisait sur la base d'une population constante. Or, la population varie et demande à la fois une consommation plus importante et de l'artificialisation pour être logée. Une telle analyse nécessiterait notamment des simulations géographiques.

3.3.2 Des entreprises de restauration à but lucratif

Si les entreprises de la restauration étaient des entreprises à but lucratif, alors les coûts de restauration augmenteraient en proportion du taux de marge ϕ_N qu'elles appliquent. L'équation 2.32 deviendrait alors :

$$\boxed{\begin{cases} AN_{1(t)} = (1 + \phi_N) \left(w_N H_{N,1(t)}^{\text{effectif}} + p_{1(t)} r m_{1,1(t)}^{\text{effectif}} + p_{2(t)} r m_{2,1(t)}^{\text{effectif}} \right) \\ AN_{2(t)} = (1 + \phi_N) \left(w_N H_{N,2(t)}^{\text{effectif}} + p_{1(t)} r m_{1,2(t)}^{\text{effectif}} + p_{2(t)} r m_{2,2(t)}^{\text{effectif}} \right) \end{cases}} \quad (2.32A)$$

Cette augmentation des coûts se répercuterait ainsi sur les coûts totaux de production (équation 2.6) puis sur le prix de vente des biens (équation 2.8), et déprimerait ainsi un peu plus la consommation. D'autre part, elle augmenterait les coûts des biens qui servent de matières premières au secteur de la restauration. De ce fait les marges que ce secteur applique seront basées sur des coûts plus élevés. Cependant, ces profits engrangés par les entreprises de la restauration peuvent être distribués : ils augmentent alors les revenus des ménages et vont augmenter leur consommation. L'effet sur la consommation totale des ménages dépendra de l'effet le plus fort. À l'inverse, ces profits peuvent également être retenus par les entreprises et réduire les encours bancaires des entreprises. Ces sommes sont alors retirées de la circulation : les dépenses des ménages ne sont pas compensées par des revenus, si bien que leurs épargnes monétaires vont baisser (on retrouve l'égalité entre variation des encours bancaires et des épargnes monétaires).

En devenant des entreprises à but lucratif, les entreprises de restauration changent donc également de rôle. En tant que "secteur naturel", elles veillaient au respect de la nature. En devenant des entreprises à but lucratif, elles défendront donc désormais des intérêts propres.

3.3.3 Des banques privées à but lucratif

Si les banques sont à but lucratif, alors elles cherchent par définition à se faire du profit. Dès lors, il est nécessaire que le taux auquel l'argent est prêté $r_{l(t)}$ soit supérieur au taux auquel les épargnes sont rémunérées $r_{m(t)}$:²

$$\boxed{r_{l(t)} > r_{m(t)}} \quad (2.23A)$$

Avec des taux plus élevés, diverses conséquences sont à envisager. Pour rappel, les profits se partagent conformément à l'équation 2.6 que l'on reproduit ici.

$$\boxed{\begin{cases} F_{1(t)} = F_{1(t)}^D + F_{1(t)}^U + r_{l(t-1)} L_{1(t-1)} \\ F_{2(t)} = F_{2(t)}^D + F_{2(t)}^U + r_{l(t-1)} L_{2(t-1)} \end{cases}} \quad (2.6)$$

Si le profit total $F_{i(t)}$ et le volume des prêts $L_{i(t)}$ ne varient pas, cela implique que la part des profits redistribués ou retenus diminue. Ainsi, les dividendes reversés vont pouvoir diminuer, abaissant le revenu des détenteurs des moyens de production. On peut également envisager une baisse des profits retenus. Or, les profits retenus servent à financer les investissements en capital : il y aura donc moins d'investissement ou bien des investissements financés par plus d'endettement $L_{i(t)}$.

Si les détenteurs de capital ne veulent pas perdre leurs dividendes ou leurs profits plus généralement, ils peuvent également jouer sur la masse salariale ou sur les prix. Pour diminuer la masse salariale, ils peuvent diminuer les salaires ou diminuer le nombre de travailleurs. D'un autre côté, les prix peuvent également être revus à la hausse. Ainsi, une hausse des taux d'intérêts peut induire une hausse des prix. Le choix de la stratégie (baisse des profits ou baisse des salaires et des prix) dépendra du rapport de force entre les travailleurs et les capitalistes.

Comme dans le cas des entreprises de restauration, si les banques deviennent des acteurs économiques à but lucratif alors elles défendront des intérêts matériels et ne seront plus des intermédiaires neutres.

2. Nous supposons toujours ici que les banques n'embauchent pas de personnel et n'ont pas de capital financier ni naturel à acheter ou amortir. Si elles en avaient, alors $r_{l(t)} > r_{m(t)}$ ne serait pas une condition suffisante pour faire du profit. De plus, les emprunts bancaires des entreprises ont un taux qui va varier en fonction des risques du projet. Ainsi, il n'y aura pas nécessairement un seul taux $r_{l(t)}$.

3.4 Aspects de politique économique

3.4.1 La politique budgétaire

Notre modèle n’inclut pas de gouvernement. Or, l’État est un agent essentiel de nos économies. Il lève les impôts, redistribue les richesses et assure des missions de service public et des missions industrielles, économiques et commerciales. Si le gouvernement taxe les revenus, c’est-à-dire les salaires et les profits distribués, il diminue le revenu disponible et donc la consommation. Le gouvernement peut également taxer la production des entreprises ou les bénéfices qu’elles font. Les profits distribués et retenus diminueront alors (ou les prix augmenteront et la demande diminuera en conséquence). Le résultat sera similaire : pour un même investissement en capital financier, le profit sera moins important et l’activité sera donc moins rentable. Si les taux d’imposition sont plus élevés pour les activités polluantes, on retombe alors sur la taxation pigouvienne (voir sous-section 2.4.3).

L’argent est ensuite dépensé par le gouvernement pour acheter des biens et des services. Or, les dépenses publiques ne sont pas neutres en termes d’impact sur l’environnement. Selon les industries subventionnés, le gouvernement induira plus ou moins d’impacts sur les écosystèmes. Dans un cadre néoclassique, Devarajan *et al.* (1996) montrent que la composition de la dépense publique a un impact sur le volume de production, lui-même proportionnellement reliée aux dommages environnementaux (équation 2.25). Au-delà des effets sur le volume total de la production, les dépenses publiques peuvent favoriser certaines activités plus que d’autres : il y a donc des aides publiques dommageables à la biodiversité, comme les labellisations de certaines production halieutiques, aquacoles et agricoles favorisant le développement d’espèces invasives ou les aides à la construction qui incitent à l’artificialisation (Sainteny, 2012). Au final, l’impact sur la biodiversité va dépendre de la différence d’impact entre la consommation des ménages qui n’a pas lieu suite au prélèvement de l’impôt d’une part, et les dépenses du gouvernement d’autre part.³ En comparant différents schémas de politique budgétaire (taxation et dépenses), on peut obtenir calculer la dette naturelle générée par les choix du gouvernement.

3.4.2 La politique monétaire

Dans l’approche de la monnaie endogène, les autorités monétaires contrôlent uniquement le taux d’intérêt. À ce titre, certains plaident pour des taux différenciés d’emprunt selon l’impact environnemental des projets financés (van’t Klooster, 2022). Ainsi, les profits diminuent dans ces secteurs, ce qui peut amener les investisseurs à s’en détourner. Des solutions basées sur le volume des prêts (rationnement et planification) ont également été étudiées dans le cas du carbone (Campiglio, 2015). Enfin, certains plaident pour que la banque centrale soit plus sélective quant aux titres financiers qu’elle acquiert lors des *quantitative easings* (Sawyer, 2022).

3.4.3 La restauration écologique dans un seul pays ?

L’obligation de restauration engendre un coût $AN_{i(t)}$ qui s’ajoute à la masse salariale, aux coûts des matières premières et aux profits que les entreprises cherchent à se faire. Autrement dit, le prix d’un bien est plus élevé avec restauration que sans restauration. Dès lors, la question de la pertinence d’instaurer une telle obligation dans un seul pays se pose. Dans nos économies avancées marquées par le poids du commerce international, les exportations jouent un rôle important dans la croissance économique. Comme l’a montré Thirlwall (1979), la demande pour les exportations génère un effet multiplicateur et stimule la production économique. Or, la demande pour les exportations dépend négativement des prix des biens dans notre pays, positivement des prix dans les autres pays et positivement du revenu du pays importateur. Aussi, la hausse des prix induite par la mise en place d’une obligation de restauration déprimerait la demande pour ces biens et aurait un effet multiplicateur négatif sur la production économique nationale. L’obligation de restauration aura des effets différents selon que les exportations sont majoritairement composées de biens dont la production cause peu de dommages (auquel cas $AN_{i(t)}$ est plus faible et la hausse des prix moins marquée) ou non.

À l’inverse, si les prix domestiques sont plus élevés que les prix étrangers, alors les consommateurs du pays vont se tourner vers les produits importés. Pour éviter une concurrence de biens produits avec des normes environnementales moins exigeantes, une taxe peut être prélevée à la frontière, à l’instar du mécanisme d’ajustement carbone aux frontières de l’Union européenne. La législation commerciale peut être encore plus stricte en exigeant que l’impact environnemental des produits importés ait été restauré

3. Des travaux reposant sur ces principes d’analyse de la politique budgétaire ont été menés par Lanctôt (2015) concernant les conséquences sexistes de la politique d’austérité budgétaire du gouvernement québécois.

ou compensé. Si le pays importateur est un marché suffisamment important, son pouvoir de monopsonne peut induire amener ses partenaires commerciaux à s'adapter.

Conclusion générale

Notre problématique initiale était : *comment modéliser le capital naturel et la dette naturelle à l'échelle macroéconomique ?*

Cette recherche est motivée notamment par le traitement de la biodiversité et du vivant dans la littérature économique et macro-économique : nous avons vu que ces questions étaient beaucoup moins traitées que le climat, alors même que la destruction de la biodiversité pose un danger tout aussi important (section I.3).

Nous avons montré la difficulté de définir de manière univoque la biodiversité (section I.1). Dès lors, l'intégrer explicitement dans un modèle économique semble impossible. Pour contourner cet obstacle, nous avons eu recours au concept de capital naturel.

Dans la littérature macro-économique, la nature a pu être traitée par le biais de trois approches principales (chapitre 1). Les modèles d'exploitation des ressources ne considèrent qu'une variable qui peut servir à représenter les ressources vivantes (par exemple, les stocks de poisson). Ces modèles sont basés sur des arbitrages économiques qui n'imposent aucune conservation de la ressource. Les modèles input-output présentent de manière plus détaillées les flux entre les secteurs humains et non-humains. Ces modélisations se limitent souvent à voir les interactions entre les différentes ressources : les impératifs de préservation et les calculs de dette écologique sont rares. Enfin, des modèles d'évaluation agrégés cherchent à évaluer les dégradations du vivant que l'activité économique engendre. En donnant une valeur monétaire à ces dégradations, ces analyses permettent d'intégrer les enjeux de destruction du vivant dans l'analyse coût-avantage, les plaçant ainsi dans une perspective de durabilité faible.

Il apparaît donc qu'aucune modélisation n'intègre le concept de dette naturelle. Par définition, le terme dette naturelle suggère un devoir de réparation des dégradations, et donc un impératif de préservation. Dit autrement, aucun des macro-économiques évoqués dans le chapitre 1 n'a une approche en durabilité forte. À l'échelle micro-économique, les travaux en comptabilité écologique, et notamment le modèle CARE, s'inscrivent dans l'approche en durabilité forte et calculent une dette écologique à partir des coûts de restauration. Les modèles stock-flow-consistent permettent de passer d'un modèle de comptabilité micro-économique à un modèle macro-économique. Enfin, afin de tenir compte des dommages causés sur l'ensemble de la chaîne de valeur, nous avons fait le choix de combiner cette structure SFC à une structure input-output. Pour intégrer le capital naturel et la restauration des dommages, nous avons ajouté à la structure SFC input-output un module calculant les dommages causés, le coût de restauration des dommages, la restauration effectivement entreprise et la dette naturelle calculée comme la différence entre la restauration nécessaire et la restauration effective (chapitre 2).

Notre modélisation permet de tester différentes politiques publiques, notamment via différentes obligations de restauration (en faisant varier le paramètre θ). On peut alors comparer cette approche aux solutions canoniques aux problèmes environnementaux existant dans la littérature : quotas, taxation, marché des droits à polluer et responsabilité civile (section 3.1). L'obligation de restauration proposée ici peut être comparée aux autres solutions sous deux aspects : l'état dans lequel la nature est laissée et l'effet incitatif sur l'activité économique (en augmentant les prix de certains biens plus que d'autres, la consommation de ces mêmes biens va diminuer et entraînant la production à la baisse : la structure de l'économie va changer). Les politiques publiques peuvent être testées d'une autre manière à l'aide de notre modèle. Les dépenses publiques, les recettes publiques ou la politique monétaire peuvent modifier l'activité économique et donc avoir une influence sur la dégradation de la nature. Par conséquent, on peut tester l'évolution de la dette naturelle avec ou sans la politique envisagée pour voir son effet (section 3.4).

Bien sûr, notre modèle reste un modèle expérimental et présente plusieurs limites : les ménages sont homogènes, les banques et les entreprises de restauration n'ont aucun but lucratif, l'État n'intervient pas dans la sphère économique (si ce n'est pas l'imposition de règles qu'on suppose respectées par tous les agents) et il n'y a pas d'arbitrages financiers entre les secteurs (section 3.3).

Bibliographie

- Acemoglu, D., Aghion, P., Bursztyn, L. et Hemous, D. (2012). The environment and directed technical change. *The American Economic Review*, 102(1), pp. 131–166.
- Alcántara, V. (1995). *Economía y contaminación atmosférica. Hacia un nuevo enfoque desde el análisis input-output*. Thèse de doctorat, Universitat de Barcelona.
- Alkemade, R., van Oorscho, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkene, M. et ten Brink, B. (2009). Globio3 : A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems*, 12, p. 374–390.
- Allais, M. (1954). *Les fondements comptables de la macro-économie : les équations comptables entre quantités globales and leurs applications*. Paris : Presses Universitaires de France.
- Aronson, J., Milton, S. et Blignaut, J. (éds.) (2007). *Restoring natural capital : science, business, and practice*. Washington, DC : Island Press.
- Asafu-Adjaye, J. (2003). Biodiversity loss and economic growth : A cross-country analysis. *Contemporary Economic Policy*, 21(2), p. 173-185. Disponible sur : <https://doi.org/10.1093/cep/byg003> (consulté le 11 mai 2023).
- Ayres, R. et Kneese, A. (1969). Production, consumption, and externalities. *The American Economic Review*, 59(3), p. 282-297.
- Bauer, D. et Sue Wing, I. (2016). The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. *Ecological Economics*, 126, pp. 1–13.
- Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., Thouvenot, L. et Phillips, H. (2023). Pesticide effects on soil fauna communities—a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60(7), pp. 1239–1253.
- Becker, G. (1968). Crime and punishment : An economic approach. *Journal of Political Economy*, 76(2), pp. 169–217.
- Benkhodja, M., Fromentin, V. et Ma, X. (2023). Macroeconomic effects of green subsidies. *Journal of Cleaner Production*, 410. Disponible sur : <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137166> (consulté le 22 juin 2023).
- Berg, M., Hartley, B. et Richters, O. (2015). A stock-flow consistent input–output model with applications to energy price shocks, interest rates, and heat emissions. *New Journal of Physics*, 17(1). Disponible sur : <https://doi.org/10.1088/1367-2630/17/1/015011> (consulté le 20 juin 2023).
- Blau, F. et Kahn, L. (2017). The gender wage gap : Extent, trends, and explanations. *Journal of Economic Literature*, 55(3), pp. 789–865.
- Braat, L. et ten Brink, P. (éds.) (2008). *The Cost of Policy Inaction : The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Wageningen : Alterra. Disponible sur : <https://www.cbd.int/financial/doc/copi-2008.pdf> (consulté le 4 juillet 2023).
- Bureau, D., Henriot, F. et Schubert, K. (2019). Pour le climat : une taxe juste, pas juste une taxe. *Les notes du conseil d'analyse économique*, 50.
- Callon, M. (1986). Éléments pour une sociologie de la traduction : la domestication des coquilles saint-jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de saint-brieuc. *L'Année sociologique*, 36, pp. 169–208.

- Campiglio, E. (2015). Beyond carbon pricing : The role of banking and monetary policy in financing the transition to a low-carbon economy. *Ecological Economics*, 121, pp. 220–230.
- Camus, A. (1958). *Discours de Suède*. Paris : Gallimard, NRF.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Boston : Houghton Mifflin.
- Cassou, S. et Hamilton, S. (2004). The transition from dirty to clean industries : optimal fiscal policy and the environmental kuznets curve. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(3), pp. 1050–1077.
- Chang, J., Wang, W. et Shieh, J. (2018). Environmental rebounds/backfires : Macroeconomic implications for the promotion of environmentally-friendly products. *Journal of Environmental Economics and Management*, 88, pp. 35–68.
- Chen, J., Yang, C., Shieh, J. et Chang, J. (2020). Consumption aspirations in dirty and clean goods and economic growth. *Economic Modelling*, 87, pp. 254–266.
- Chevassus-au-Louis, B. (éd.) (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Paris : Centre d’analyses stratégiques. Disponible sur : <https://www.vie-publique.fr/rapport/30445-approche-economique-de-la-biodiversite-et-services-lies-aux-ecosystemes> (consulté le 4 juin 2023).
- Cianciaruso, M., Silva, I. et Batalha, M. (2009). Diversidades filogenética e funcional : novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), p. 93–103. Disponible sur : <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008> (consulté le 26 juillet 2023).
- Clewell, A. et Aronson, J. (2007). *Ecological restoration : principles, values, and structure of an emerging profession*. Washington, DC : Island Press.
- Cobb, C. et Douglas, P. (1928). A theory of production. *The American Economic Review*, 18(1), pp. 139–165.
- Convention des Nations Unies sur la diversité biologique (1992). Disponible sur : <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf> (consulté le 19 mai 2023).
- Copeland, M. (1949). Social accounting for moneyflows. *The Accounting Review*, 24(3), pp. 254–264.
- Cordier, M. (2011). *Écosystème estuarien et système économique régional : faisabilité d’une intégration par modélisation input-output. Application au cas de l’habitat halieutique dans l’estuaire de la Seine*. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles et Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. et van den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), pp. 253–260.
- Cumberland, J. (2005). A regional interindustry model for analysis of development objectives. *Papers in Regional Science*, 17(1), pp. 65–94.
- Czech, B., Busa, J. M. et Brown, R. (2012). Effects of economic growth on biodiversity in the united states. *Natural Resources Forum*, 36(3), pp. 160–166.
- Dales, J. (1968). *Pollution, property and prices*. Toronto : University of Toronto Press.
- Daly, H. (1968). On economics as a life science. *Journal of Political Economy*, 76(3), pp. 392–406.
- Daly, H. (1977). *Steady-state economics : the economics of biophysical equilibrium and moral growth*. San Francisco, CA : Freeman and Company.
- Dasgupta, P. (2021). *The economics of biodiversity : the Dasgupta review*. Londres : HM Treasury. Disponible sur : https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/962785/The_Economics_of_Biodiversity_The_Dasgupta_Review_Full_Report.pdf (consulté le 20 mars 2023).
- Devarajan, S., Swaroop, V. et Zou, H. (1996). The composition of public expenditure and economic growth. *Journal of Monetary Economics*, 37(2), pp. 313–344.

- Direction générale de l'environnement de l'Union européenne (2022). Proposal for a Nature Restoration Law. Disponible sur : https://environment.ec.europa.eu/publications/nature-restoration-law_en (consulté le 11 août 2023).
- Dixon, R. et Thirlwall, A. (1975). *Regional Growth and Unemployment in the United Kingdom*. Londres : McMillan.
- Douenne, T. et Fabre, A. (2020). French attitudes on climate change, carbon taxation and other climate policies. *Ecological Economics*, 169. Disponible sur : <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106496> (consulté le 19 mai 2023).
- Dutt, A. (2020). 'I have never held models as depictions of anything real; they are just tools for understanding some aspects of the real world'. Interview par Eckhard Hein and Marc Lavoie. *European Journal of Economics and Economic Policies : Intervention*, 17(3), pp. 278–285.
- Ehrlich, P. et Mooney, H. (1983). Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience*, 33(4), pp. 248–254.
- Ekins, P. (2003). Identifying critical natural capital conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, 44, pp. 277–292.
- Eppink, F. et van den Bergh, J. (2007). Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation : A critical review. *Ecological Economics*, 61(2-3), pp. 284–293.
- Fontana, G. et Sawyer, M. (2016). Towards post-keynesian ecological macroeconomics. *Ecological Economics*, 121, pp. 186–195.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, MA : Harvard University Press.
- Godard, O. (1994). Le développement durable : paysage intellectuel. *Natures Sciences Sociétés*, 2(4), p. 309–322.
- Godley, W. et Cripps, F. (1983). *Macroeconomics*. New York, NY : Oxford University Press.
- Godley, W. et Lavoie, M. (2012). *Monetary Economics : An Integrated Approach to Credit, Money, Income, Production and Wealth*. Londres : Palgrave Macmillan, 2ème édition.
- Gordon, S. (1954). The economic theory of a common-property resource : The fishery. *Journal of Political Economy*, 62(2), pp. 124–142.
- Hanley, N. et Barbier, E. (2009). *Pricing Nature. Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Cheltenham : Edward Elgar.
- Harcourt, G. (1972). *Some Cambridge Controversies in the Theory of Capital*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Harris, J. (1916). The variable desert. *The Scientific Monthly*, 3(1), pp. 41–50.
- Hartwick, J. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review*, 67(5), pp. 972–974.
- Heyes, A. (2000). A proposal for the greening of textbook macro : 'IS-LM-EE'. *Ecological Economics*, 32, pp. 1–7.
- Hicks, J. (1937). Mr. Keynes and the Classics ; A suggested interpretation. *Econometrica*, 5(2), pp. 147–159.
- Hicks, J. (1974). Capital controversies : Ancient and modern. *The American Economic Review*, 64(2), pp. 307–316.
- Hicks, J. (1989). *A market theory of money*. Oxford : Clarendon Press.
- Hommel, T. (2004). *Stratégies des firmes industrielles et contestation sociale*. Versailles : Editions Quae.

- Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2), pp. 137–175.
- Huetting, R. (1992). Correcting national income for environmental losses : a practical solution for a theoretical dilemma. In Krabbe, J. et Heijman, W. (éds.), *National Income and Nature : Externalities, Growth and Steady State*, pp. 23–47. Dordrecht : Springer Netherlands.
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Disponible sur : <https://zenodo.org/record/6417333> (consulté le 24 mai 2023).
- Johnson, A. (1909). *Introduction to Economics*. Boston : D.C. Heath and Co.
- Kambia-Chopin, B. (2007). Règles de responsabilité civile et prévention des risques environnementaux. *Revue d'économie politique*, 117(2), pp. 285–308.
- Keynes, J. (1930). *A Treatise on Money*. New York, NY : Harcourt, Brace and Company.
- Keynes, J. (1936). *The General Theory of Employment, Interest and Money*. Londres : McMillan.
- Kumar, P. (éd.) (2012). *The economics of ecosystems and biodiversity : ecological and economic foundations*. Londres : Routledge.
- Lanctôt, A. (2015). *Les libéraux n'aiment pas les femmes. Essai sur l'austérité*. Montréal : Lux Éditeur.
- Lange, S. (2018). *Macroeconomics Without Growth. Sustainable Economies in Neoclassical, Keynesian and Marxian Theories*. Marburg : Metropolis.
- Latour, B. (2004). *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris : La Découverte.
- Leontief, W. (1936). Quantitative input and output relations in the economic systems of the united states. *The Review of Economics and Statistics*, 18(3), p. 105-125.
- Leontief, W. (1937). Interrelation of prices, output, savings, and investment. *The Review of Economics and Statistics*, 19(3), pp. 109–132.
- Leontief, W. (1970). Environmental repercussions and the economic structure : An input-output approach. *Review of Economics and Statistics*, 52(3), p. 262–271.
- Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P. et Pioch, S. (2012). Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. *Natures, Sciences, Sociétés*, 20(1), pp. 16–29.
- Lovejoy, T. (1980). Changes in biological diversity. In Barney, G. (éd.), *The Global 2000 Report to the President Entering the Twenty-First Century. Volume Two - The Technical Report*, pp. 327–332. Washington, DC : Council on Environmental Quality.
- Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Malden, MA : Blackwell.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005a). *Ecosystems and Human Well-Being : Current State and Trends*. Washington, DC : Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005b). *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Washington, DC : Island Press.
- Miller, J. (1981). Irreversible land use and the preservation of endangered species. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(1), pp. 19–26.
- Miller, R. et Blair, P. (2009). *Input-Output Analysis. Foundations and Extensions*. Cambridge : Cambridge University Press, 2ème édition.
- Missemer, A. (2018). Natural capital as an economic concept, history and contemporary issues. *Ecological Economics*, 143, pp. 90–96.

- Moore, B. (1988). *Horizontalists and Verticalists : The Macroeconomics of Credit Money*. New York, NY : Cambridge University Press.
- Motesharrei, S., Rivas, J. et Kalnay, E. (2014). Human and nature dynamics (handy) : Modeling inequality and use of resources in the collapse or sustainability of societies. *Ecological Economics*, 101, pp. 90–102.
- Nakamura, S. et Kondo, Y. (2009). *Waste Input-Output Analysis*. Dordrecht : Springer.
- Norgaard, R. et Bode, C. (1998). Next, the value of god, and other reactions. *Ecological Economics*, 25(1), pp. 37–39.
- Nunes, P., van den Bergh, J. et Nijkamp, P. (2003). *The ecological economics of biodiversity : methods and applications*. Cheltenham : Edward Elgar.
- Pearce, D. (1976). The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy. *Kyklos*, 29(1), pp. 97–112.
- Pearce, D. (1988). Economics, equity and sustainable development. *Futures*, 20(6), pp. 598–605.
- Pella, J. et Tomlinson, P. (1969). A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 13(3), pp. 416–497.
- Pigou, A. (1920). *The Economics of Welfare*. Londres : McMillan.
- Rambaud, A. et Chenet, H. (2020). How to re-conceptualize and re-integrate climate finance into society through ecological accounting? *SSRN Working Paper*. Disponible sur : <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3725538> (consulté le 27 juillet 2023).
- Rambaud, A. et Richard, J. (2015). The “triple depreciation line” instead of the “triple bottom line” : Towards a genuine integrated reporting. *Critical Perspectives on Accounting*, 33, pp. 92–116.
- Rambaud, A. et Richard, J. (2016). The “triple depreciation line” accounting model and its application to the human capital. In Alijani, S. et Karyotis, C. (éds.), *Finance and Economy for Sociandy : Integrating Sustainability*, p. 225-252. Bingley : Emerald Group Publishing Limited.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G., Tengö, M., Bennett, E., Holland, T., Benessaiah, K., MacDonald, G. et Pfeifer, L. (2010). Untangling the environmentalist’s paradox : Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? *BioScience*, 60(8), p. 576-589.
- Ricardo, D. (1847). *Des principes de l’économie politique et de l’impôt*. Paris : Guillaumin, 3ème édition.
- Richard, J. (1996). *Comptabilités et pratiques comptables*. Paris : Dalloz.
- Richard, J. (2012). *Comptabilité et développement durable*. Paris : Economica.
- Rizzati, V., Briand, O., Guillou, H. et Gamet-Payraastre, L. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models : An update of the recent literature. *Chemico-Biological Interactions*, 254, p. 231-246.
- Robinson, J. (1956). *The Accumulation of Capital*. Londres : McMillan.
- Rockström, J., Gupta, J., Qin, D., Lade, S., Abrams, J., Andersen, L., Armstrong McKay, D., Bai, X., Bala, G., Bunn, S., Ciobanu, D., DeClerck, F., Ebi, K., Gifford, L., Gordon, C., Hasan, S., Kanie, N., Lenton, T., Loriani, S., Liverman, D., Mohamed, A., Nakicenovic, N., Obura, D., Ospina, D., Prodani, K., Rammelt, C., Sakschewski, B., Scholtens, J., Stewart-Koster, B., Tharammal, T., van Vuuren, D., Verburg, P., Winkelmann, R., Zimm, C., Bennett, E., Bringezu, S., Broadgate, W., Green, P., Huang, L., Jacobson, L., Ndehedehe, C., Pedde, S., Rocha, J., Scheffer, M., Schulte-Uebbing, L., de Vries, W., Xiao, C., Xu, C., Xu, X., Zafra-Calvo, N. et Zhang, X. (2023). Safe and just earth system boundaries. *Nature*, 619, p. 102–111. Disponible sur : <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06083-8> (consulté le 9 mai 2023).
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Åsa Persson, Chapin, S., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. et Foley, J. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), pp. 472–475.

- Rowthorn, B. et Brown, G. (1999). When a high discount rate encourages biodiversity. *International Economic Review*, 40(2), pp. 315–332.
- Sainteny, G. (éd.) (2012). *Les aides publiques dommageables à la biodiversité*. Paris : Centre d’analyses stratégiques. Disponible sur : <https://www.vie-publique.fr/rapport/32645-les-aides-publiques-dommageables-la-biodiversite> (consulté le 9 août 2023).
- Salle, G. (2022). *Qu’est-ce que le crime environnemental ?* Paris : Seuil.
- Sawyer, M. (2022). Monetary policy, environmental sustainability and the climate emergency. In Rochon, L., Kappens, S. et Vallet, G. (éds.), *Central banking, monetary policy and the environment*, pp. 54–71. Edward Elgar.
- SCEP (Study of Critical Environmental Problems) (éd.) (1970). *Man’s impact on the global environment : assessment and recommendations for action*. Cambridge, MA : The MIT Press.
- Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 1(2), pp. 23–56.
- Schaefer, M. (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), pp. 669–681.
- Sen, A. (1963). Neo-classical and neo-keynesian theories of distribution. *Economic Record*, 39(85), pp. 53–64.
- Serpantié, G., Méral, P. et Bidaud, C. (2012). Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l’environnement*, 12(3). Disponible sur : <https://doi.org/10.4000/vertigo.12924> (consulté le 3 juin 2023).
- Smulders, S., Toman, M. et Withagen, C. (2014). Growth theory and green growth. *Oxford Review of Economic Policy*, 30(3), p. 423–446.
- Solow, R. (1974). Intergenerational equity and exhaustible resources. *Review of Economic Studies*, 41(Symposium on the Economics of Exhaustible Resources), pp. 29–45.
- Spash, C. (2009). The new environmental pragmatists, pluralism and sustainability. *Environmental Values*, 18(3), pp. 253–256.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S., Fetzer, I., Bennett, E., Biggs, R., Carpenter, S., de Vries, W., de Wit, C., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G., Persson, L., Ramanathan, V., Reyers, B. et Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). Disponible sur : <https://doi.org/10.1126/science.1259855> (consulté le 15 juin 2023).
- Thirlwall, A. (1979). The balance of payments constraint as an explanation of the international growth rate differences. *Banco Nazionale del Lavoro Quarterly Review*, 32(128), pp. 45–53.
- Tschirhart, J. et Crocker, T. (1987). Economic valuation of ecosystems. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(3), pp. 469–478.
- van’t Klooster, J. (2022). The european central bank’s strategy, environmental policy and the new inflation : a case for interest rate differentiation. *Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment Policy Insights*. Disponible sur : <https://www.lse.ac.uk/granthaminstitute/publication/the-european-central-banks-strategy-environmental-policy-and-the-new-inflation/> (consulté le 24 juillet 2023).
- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3), p. 213–251.
- Wilson, E. et Peters, F. (éds.) (1988). *Biodiversity*. Washington, DC : National Academy Press.

Un modèle macroéconomique en durabilité forte
pour étendre le modèle de comptabilité CARE

Annexes

Annexe A

Liste des symboles utilisés

Les symboles utilisés dans les équations sont présentés dans cette annexe. Ils sont rangés par ordre alphabétique. Puisqu'ils proviennent de deux alphabets, on commencera par les symboles de l'alphabet latin (dans l'ordre alphabétique latin) et ensuite les symboles de l'alphabet grec (dans l'ordre alphabétique grec). De plus, les lettres en minuscule précèdent les lettres en majuscule. Enfin, les exposants les exposants sont considérés avant les indices.

Symbole	Description
a_{11}	Quantité du bien 1 nécessaire pour produire une unité de bien 1
a_{12}	Quantité du bien 1 nécessaire pour produire une unité de bien 2
a_{21}	Quantité du bien 2 nécessaire pour produire une unité de bien 1
a_{22}	Quantité du bien 2 nécessaire pour produire une unité de bien 2
$AK_{1,1(t)}$	Amortissement des machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$AK_{1,2(t)}$	Amortissement des machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$AK_{2,1(t)}$	Amortissement des machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$AK_{2,2(t)}$	Amortissement des machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$AN_{1(t)}$	Amortissement des capitaux naturels par les entreprises de l'industrie 1 à la période t
$AN_{2(t)}$	Amortissement des capitaux naturels par les entreprises de l'industrie 2 à la période t
$b_1^{\text{Capital A}}$	Quantité du bien 1 nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel A
$b_1^{\text{Capital B}}$	Quantité du bien 1 nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel B
$b_2^{\text{Capital A}}$	Quantité du bien 2 nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel A
$b_2^{\text{Capital B}}$	Quantité du bien 2 nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel B
$c_1(t)$	Nombre d'unités du bien 1 consommées par les ménages à la période t
$c_2(t)$	Nombre d'unités du bien 2 consommées par les ménages à la période t
$C_1(t)$	Flux monétaire correspondant à la consommation du bien 1 par les ménages à la période t
$C_2(t)$	Flux monétaire correspondant à la consommation du bien 2 par les ménages à la période t
c_1^{Autonome}	Nombre d'unités du bien 1 consommées par les ménages à la période t indépendamment de leur revenu (consommation autonome)
c_2^{Autonome}	Nombre d'unités du bien 2 consommées par les ménages à la période t indépendamment de leur revenu (consommation autonome)
$dk_{1,1(t)}$	Nombre de machines produites par le secteur 1 et détenues par le secteur 1 qui deviennent hors d'usage à la période t

TABLE A.1 – Liste des symboles utilisés

Symbole	Description
$dk_{1,2}(t)$	Nombre de machines produites par le secteur 1 et détenues par le secteur 2 qui deviennent hors d'usage à la période t
$dk_{2,1}(t)$	Nombre de machines produites par le secteur 2 et détenues par le secteur 1 qui deviennent hors d'usage à la période t
$dk_{2,2}(t)$	Nombre de machines produites par le secteur 2 et détenues par le secteur 2 qui deviennent hors d'usage à la période t
$DK_{1,1}(t)$	Valeur des machines produites par le secteur 1 et détenues par le secteur 1 qui deviennent hors d'usage à la période t
$DK_{1,2}(t)$	Valeur des machines produites par le secteur 1 et détenues par le secteur 2 qui deviennent hors d'usage à la période t
$DK_{2,1}(t)$	Valeur des machines produites par le secteur 2 et détenues par le secteur 1 qui deviennent hors d'usage à la période t
$DK_{2,2}(t)$	Valeur des machines produites par le secteur 2 et détenues par le secteur 2 qui deviennent hors d'usage à la période t
$DN_1(t)$	Valeur de la dégradation du capital naturel par l'industrie 1 à la période t
$DN_2(t)$	Valeur de la dégradation du capital naturel par l'industrie 2 à la période t
$e_{11}(t)$	Flux de bien 1 vers l'industrie 1 à la période t
$e_{12}(t)$	Flux de bien 1 vers l'industrie 2 à la période t
$e_{1N}(t)$	Flux de bien 1 vers le secteur naturel à la période t
$e_{21}(t)$	Flux de bien 2 vers l'industrie 1 à la période t
$e_{22}(t)$	Flux de bien 2 vers l'industrie 2 à la période t
$e_{2N}(t)$	Flux de bien 2 vers le secteur naturel à la période t
$E_{11}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 1 à l'industrie 1 à la période t
$E_{12}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 1 à l'industrie 2 à la période t
$E_{1N}(t)$	Le paiement vient du secteur 2 et va au secteur 1. Flux monétaire correspondant à la vente du bien 1 au secteur naturel à la période t Le paiement vient du secteur naturel et va au secteur 1.
$E_{21}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 2 à l'industrie 1 à la période t Le paiement vient du secteur 1 et va au secteur 2.
$E_{22}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 2 à l'industrie 2 à la période t
$E_{2N}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 2 au secteur naturel à la période t Le paiement vient du secteur naturel et va au secteur 1.
$F_1(t)$	Profits de l'industrie 1 à la période t
$F_2(t)$	Profits de l'industrie 2 à la période t
$F_1^D(t)$	Profits de l'industrie 1 distribués à la période t
$F_2^D(t)$	Profits de l'industrie 2 distribués à la période t
$H_1(t)$	Travail employé dans l'industrie 1 à la période t
$H_2(t)$	Travail employé dans l'industrie 2 à la période t
$H_{N,1}^{\text{effectif}}(t)$	Travail effectivement employé dans la restauration des dommages de l'industrie 1 à la période t
$H_{N,2}^{\text{effectif}}(t)$	Travail effectivement employé dans la restauration des dommages de l'industrie 2 à la période t
$H_{N,1}^{\text{nécessaire}}(t)$	Travail nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 1 à la période t
$H_{N,2}^{\text{nécessaire}}(t)$	Travail nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 2 à la période t
$i_{11}(t)$	Quantité de bien 1 achetée par l'industrie 1 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t
$i_{12}(t)$	Quantité de bien 1 achetée par l'industrie 2 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t
$i_{21}(t)$	Quantité de bien 2 achetée par l'industrie 1 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t
$i_{22}(t)$	Quantité de bien 2 achetée par l'industrie 2 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t
$I_{11}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 1 au secteur 1 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t

TABLE A.1 – Liste des symboles utilisés (suite)

Symbole	Description
$I_{12}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 1 au secteur 2 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t Le paiement vient du secteur 2 et va au secteur 1.
$I_{21}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 2 au secteur 1 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t Le paiement vient du secteur 1 et va au secteur 2.
$I_{22}(t)$	Flux monétaire correspondant à la vente du bien 2 au secteur 2 au titre de la formation brute de capital fixe à la période t
$k_{1,1}(t)$	Quantité de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$k_{1,2}(t)$	Quantité de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$k_{2,1}(t)$	Quantité de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$k_{2,2}(t)$	Quantité de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$K_{1,1}(t)$	Valeur des machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$K_{1,2}(t)$	Valeur des machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$K_{2,1}(t)$	Valeur des machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$K_{2,2}(t)$	Valeur des machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$k_{1,1}^T(t)$	Quantité cible de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$k_{1,2}^T(t)$	Quantité cible de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$k_{2,1}^T(t)$	Quantité cible de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 à la période t
$k_{2,2}^T(t)$	Quantité cible de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 à la période t
$L_1(t)$	Encours de crédit de l'industrie 1 à la période t
$L_2(t)$	Encours de crédit de l'industrie 2 à la période t
$M(t)$	Encaisses monétaires des ménages à la période t
$N_1(t)$	Dettes écologiques de l'industrie 1 à la période t
$N_2(t)$	Dettes écologiques de l'industrie 2 à la période t
$p_1(t)$	Prix de vente d'une unité du bien 1 à la période t
$p_2(t)$	Prix de vente d'une unité du bien 2 à la période t
$r_l(t)$	Taux d'intérêt sur les prêts aux entreprises à la période t
\bar{r}_l	Taux d'intérêt sur les prêts aux entreprises fixé arbitrairement
$r_m(t)$	Taux d'intérêt sur les encaisses monétaires des ménages à la période t
$rn_{1,1}^{\text{effectif}}(t)$	Quantité de bien 1 effectivement utilisée pour restaurer des dommages causés par l'industrie 1 à la période t
$rn_{1,2}^{\text{effectif}}(t)$	Quantité de bien 1 effectivement utilisée pour restaurer des dommages causés par l'industrie 2 à la période t
$rn_{2,1}^{\text{effectif}}(t)$	Quantité de bien 2 effectivement utilisée pour restaurer des dommages causés par l'industrie 1 à la période t
$rn_{2,2}^{\text{effectif}}(t)$	Quantité de bien 2 effectivement utilisée pour restaurer des dommages causés par l'industrie 2 à la période t
$rn_{1,1}^{\text{nécessaire}}(t)$	Quantité de bien 1 nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 1 à la période t
$rn_{1,2}^{\text{nécessaire}}(t)$	Quantité de bien 1 nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 2 à la période t
$rn_{2,1}^{\text{nécessaire}}(t)$	Quantité de bien 2 nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 1 à la période t

TABLE A.1 – Liste des symboles utilisés (suite)

Symbole	Description
$rn_{2,2(t)}^{\text{nécessaire}}$	Quantité de bien 2 nécessaire pour restaurer les dommages causés par l'industrie 2 à la période t
$TC_1(t)$	Coût total de production d'une unité du bien 1 à la période t
$TC_2(t)$	Coût total de production d'une unité du bien 2 à la période t
$UC_1(t)$	Coût moyen de production d'une unité du bien 1 à la période t
$UC_2(t)$	Coût moyen de production d'une unité du bien 2 à la période t
$V(t)$	Valeur propre nette des ménages
w_1	Salaire d'une unité de travail dans l'industrie 1 à la période t
w_2	Salaire d'une unité de travail dans l'industrie 2 à la période t
w_N	Salaire d'une unité de travail dans le secteur naturel à la période t
$W_1(t)$	Masse salariale de l'industrie 1 à la période t
$W_2(t)$	Masse salariale de l'industrie 2 à la période t
$W_N(t)$	Masse salariale du secteur naturel à la période t
$x_1(t)$	Quantité de bien 1 produite à la période t
$x_2(t)$	Quantité de bien 2 produite à la période t
$Y(t)$	Revenu disponible des ménages à la période t
$\beta_1^{\text{Capital A}}$	Dommages sur le capital naturel A causés par la production d'une unité du bien 1
$\beta_2^{\text{Capital A}}$	Dommages sur le capital naturel A causés par la production d'une unité du bien 1
$\beta_1^{\text{Capital B}}$	Dommages sur le capital naturel B causés par la production d'une unité du bien 1
$\beta_2^{\text{Capital B}}$	Dommages sur le capital naturel B causés par la production d'une unité du bien 1
γ_{11}	Part de l'écart entre, d'une part, le stock de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 et, d'autre part, le stock cible de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 qui est comblé par l'investissement
γ_{12}	Part de l'écart entre, d'une part, le stock de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 et, d'autre part, le stock cible de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 qui est comblé par l'investissement
γ_{21}	Part de l'écart entre, d'une part, le stock de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 et, d'autre part, le stock cible de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 qui est comblé par l'investissement
γ_{22}	Part de l'écart entre, d'une part, le stock de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 et, d'autre part, le stock cible de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 qui est comblé par l'investissement
δ_{11}	Part du stock de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 qui devient hors service à cause de la dépréciation
δ_{12}	Part du stock de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 qui devient hors service à cause de la dépréciation
δ_{21}	Part du stock de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 qui devient hors service à cause de la dépréciation
δ_{22}	Part du stock de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 qui devient hors service à cause de la dépréciation
θ_1	Part des dommages écologiques causés par l'industrie 1 qui sont restaurés
θ_2	Part des dommages écologiques causés par l'industrie 2 qui sont restaurés
λ_1	Quantité de travail nécessaire pour produire une unité du bien 1
λ_2	Quantité de travail nécessaire pour produire une unité du bien 2
$\lambda^{\text{Capital A}}$	Quantité de travail nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel A
$\lambda^{\text{Capital B}}$	Quantité de travail nécessaire pour restaurer une unité de dommages sur le capital naturel B
μ_{1Y}	Effet marginal du revenu disponible sur le nombre d'unités de bien 1 consommées par les ménages
μ_{2Y}	Effet marginal du revenu disponible sur le nombre d'unités de bien 2 consommées par les ménages
μ_{11}	Effet marginal du prix du bien 1 sur le nombre d'unités de bien 1 consommées par les ménages

TABLE A.1 – Liste des symboles utilisés (suite)

Symbole	Description
μ_{12}	Effet marginal du prix du bien 2 sur le nombre d'unités de bien 1 consommées par les ménages
μ_{21}	Effet marginal du prix du bien 1 sur le nombre d'unités de bien 2 consommées par les ménages
μ_{22}	Effet marginal du prix du bien 2 sur le nombre d'unités de bien 2 consommées par les ménages
μ_{1M}	Effet marginal des encaisses monétaires de la période précédente sur le nombre d'unités de bien 1 consommées par les ménages
μ_{2M}	Effet marginal des encaisses monétaires de la période précédente sur le nombre d'unités de bien 2 consommées par les ménages
ν_{11}	Rapport désiré par entre, d'une part, le nombre de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 1 et, d'autre part, les ventes effectuées par l'industrie 1 à la période précédente
ν_{12}	Rapport désiré par entre, d'une part, le nombre de machines produites par l'industrie 1 et détenues par l'industrie 2 et, d'autre part, les ventes effectuées par l'industrie 2 à la période précédente
ν_{21}	Rapport désiré par entre, d'une part, le nombre de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 1 et, d'autre part, les ventes effectuées par l'industrie 1 à la période précédente
ν_{22}	Rapport désiré par entre, d'une part, le nombre de machines produites par l'industrie 2 et détenues par l'industrie 2 et, d'autre part, les ventes effectuées par l'industrie 2 à la période précédente
ϕ_1	Taux de marge dans l'industrie 1 à la période t
ϕ_2	Taux de marge dans l'industrie 2 à la période t
ϕ_N	Taux de marge dans le secteur de la restauration naturelle à la période t
$\Omega_{1(t)}^{\text{Capital A}}$	Dommages totaux sur le capital naturel A causés par la production du bien 1
$\Omega_{2(t)}^{\text{Capital A}}$	Dommages totaux sur le capital naturel A causés par la production du bien 2
$\Omega_{1(t)}^{\text{Capital B}}$	Dommages totaux sur le capital naturel B causés par la production du bien 1
$\Omega_{2(t)}^{\text{Capital B}}$	Dommages totaux sur le capital naturel B causés par la production du bien 2

TABLE A.1 – Liste des symboles utilisés (suite et fin)

Annexe B

Une application empirique à la biodiversité marine

Dans ce chapitre, nous appliquons le modèle développé précédemment au milieu marin. Après avoir motivé le choix de s'intéresser au milieu marin (section B.1), nous détaillerons le modèle simulé (section B.2) puis le calibrage du modèle (section B.3). Le calibrage en huit secteurs suppose de transformer les données produites par l'INSEE : les opérations sont détaillées dans la section B.4.

B.1 Pourquoi étudier l'environnement marin ?

Dans cette première section, nous motivons le choix d'étudier l'environnement marin. En effet, l'océan est une source de richesses qui fait l'objet d'un regain d'intérêt et subit donc des pressions (sous-section B.1.1). Or, les modèles actuels d'analyse de l'économie marine se centrent sur la pêche (sous-section B.1.2).

B.1.1 L'océan : des richesses en danger

La mer et l'océan sont l'objet d'un regain d'intérêt ces dernières années. Par exemple, la commission européenne a publié un premier rapport sur l'économie bleue en 2018 (générale des affaires maritimes et de la pêche de l'Union européenne, 2018). De même, elle a proposé une stratégie pour la croissance bleue. La mer intéresse les décideurs publics en raison des nombreuses ressources qui y sont présentes : ressources alimentaires (pêcheries), ressources pour la recherche et les biotechnologies (en particulier certaines espèces de coraux), rôle dans l'atténuation du changement climatique (par l'absorption de carbone et de chaleur), ressources minérales dans les fonds marins (nodules polymétalliques).

En parallèle, la mer et l'océan intéressent également le grand public. Plusieurs livres grand public ont été publiés pour sensibiliser aux sujets liés à l'exploitation des mers, comme par exemple Le Gall (2021) ou Bates (2020). On peut également citer l'émergence d'organisations non-gouvernementales comme Bloom en 2004.

Cependant, l'intérêt pour l'océan va de pair avec une exploitation accrue des ressources. En effet, le tourisme de masse engendre une pression sur les littoraux. De même, le trafic maritime, l'exploitation des fonds marins ou la pêche peuvent affecter les écosystèmes marins. Au-delà des activités strictement marines ou maritimes, il faut noter qu'une partie des dommages causés aux écosystèmes marins provient de la terre : les estimations font parfois état de 80% des dommages marins liés aux activités terrestres (Le Gall, 2021). L'agriculture intensive et la production de plastiques occasionnent des rejets polluants dans la mer. Le changement climatique induit une acidification des océans (avec l'absorption de carbone), un réchauffement des océans, et une modification de la salinité des océans en raison de la fonte des pôles.

B.1.2 La biodiversité dans l'analyse de l'économie marine

Comme l'évoque Le Gall (2021) dans son enquête, les préoccupations environnementales en mer suggèrent souvent une focalisation sur la pêche. Dans la littérature académique, l'économie marine a longtemps été abordée par le prisme de la pêche (Gordon, 1954; Schaefer, 1954; Pella et Tomlinson, 1969). Longtemps, ces modèles économiques ont ignoré les dynamiques écosystémiques et se concentraient sur des espèces particulières. En conséquence, la politique commune des pêches de l'Union européenne est aujourd'hui fondée sur une approche par espèce.

Au-delà de la pêche, la protection de la biodiversité marine se fait souvent en mettant le focus sur des espèces particulières, dites “sympathiques”. Par exemple, les organisations non-gouvernementales comme Sea Shepherd se battent contre les captures accidentelles de dauphins. De même, des chercheurs du FMI ont cherché à évaluer la valeur d’une baleine (Chami *et al.*, 2019) comme si une baleine pouvait être considérée indépendamment des autres espèces de son réseau trophique.

B.2 Le modèle calibré

Le modèle calibré est adapté du modèle développé au chapitre 2. L’économie simulée ici est structurée en huit secteurs (sous-section B.2.1) et les dommages considérés ont trait à la pollution aux plastiques marins (sous-section B.2.2).

B.2.1 Un modèle à huit secteurs

Le modèle développé dans le chapitre 2 était un modèle input-output à deux secteurs. Pour les simulations, nous avons fait le choix d’un modèle à huit secteurs. L’INSEE décompose l’économie en 17 ou en 37 secteurs selon les typologies.¹ Or, dans un modèle input-output, chaque secteur communique avec tous les autres. Aussi, le nombre de variables et d’équations est proportionnel au carré du nombre de secteurs. Dès lors, modéliser une économie avec 37 secteurs aurait demandé plus de 15 000 équations. Nous avons donc agrégé les différents secteurs pour en avoir huit, à savoir :

- | | |
|--|-------------------------------------|
| 1. Agriculture, sylviculture et pêche | 5. Autres industries |
| 2. Mines, eau et énergie | 6. Construction |
| 3. Industries alimentaires | 7. Commerce, logistique et tourisme |
| 4. Matériels de transports et machines | 8. Autres services |

La composition précise de chacun de ces 8 secteurs à partir des 37 secteurs de l’INSEE est détaillée dans l’annexe B.4.

Pour transformer un modèle input-output à 37 secteurs en un modèle à 8 secteurs, il faut transformer toutes les données de consommations intermédiaires, de consommations finales ou d’investissements. Pour cela, nous utilisons une matrice d’agrégation comme celle présentée par Ara (1959). La matrice a 8 lignes correspondant aux 8 secteurs redécoupés et 37 colonnes correspondant aux 37 anciens secteurs. L’élément situé à la ligne i et à la colonne j vaut 1 si l’ancien secteur j est regroupé dans le nouveau secteur i , et 0 sinon. Logiquement, un ancien secteur ne peut être regroupé qu’une seule fois, si bien que chaque colonne contient au plus un élément non-nul. On obtient alors la matrice \mathcal{M} (équation B.1).

$$\mathcal{M} = \begin{matrix} & AZ & BZ & CA & CB & \cdots & CL & CM & DZ & EZ & FZ & GZ & HZ & \cdots & SZ & TZ \\ \begin{matrix} \textcircled{1} \\ \textcircled{2} \\ \textcircled{3} \\ \textcircled{4} \\ \textcircled{5} \\ \textcircled{6} \\ \textcircled{7} \\ \textcircled{8} \end{matrix} & \left(\begin{array}{cccccccccccccccc} 1 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & \cdots & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \cdots & 1 & 1 \end{array} \right) & \end{matrix} \quad (\text{B.1})$$

Avec la matrice \mathcal{M} définie à l’équation B.1, on procède ensuite au redimensionnement des données. La table input-output de l’INSEE, \mathcal{A} , est réduite en une table \mathcal{A}^{red} . Le vecteur des consommations finales, \mathcal{C} , est réduit en un vecteur \mathcal{C}^{red} et le vecteur des investissements, \mathcal{I} , devient un vecteur \mathcal{I}^{red} (équation B.2). Toutes les données provenant de l’INSEE sont redimensionnées de cette manière.

$$\boxed{\mathcal{A}^{\text{red}} = \mathcal{M}\mathcal{A}\mathcal{M}^T} \quad \boxed{\mathcal{C}^{\text{red}} = \mathcal{M}\mathcal{C}} \quad \boxed{\mathcal{I}^{\text{red}} = \mathcal{M}\mathcal{I}} \quad (\text{B.2})$$

1. L’INSEE indique une analyse à 38 secteurs, mais l’un des secteurs est un secteur “fantôme” servant à effectuer des corrections territoriales notamment.

B.2.2 Les capitaux naturels considérés

Dans ce calibrage, nous nous concentrons sur la pollution aux plastiques. Les rejets de plastiques seront considérés comme l'impact sur le milieu (intitulé Ω dans le chapitre 2). Le choix du plastique s'explique par l'existence de données sur le sujet, notamment dans les bases de l'Eurostat (2023) ainsi que la littérature abondante existante sur les déchets plastiques marins. Si l'impact considéré est le rejet des plastiques, le coût de restauration sera le coût de collecte des déchets plastiques.

Différents capitaux naturels à remettre en état auraient pu être pris en compte : le benthos, la colonne d'eau, les littoraux, etc. Mais, comme dans le cas des impacts, nous sommes contraints de travailler avec les données existantes. Nous nous restreignons donc à deux capitaux naturels : le littoral et la surface océanique. Pour ces deux capitaux, les coûts de restauration de la pollution aux plastiques ont été compilés pour la France par Mongruel *et al.* (2019).

B.3 Calibrage du modèle

Après avoir rappelé la différence entre paramètres et valeurs initiales lors du calibrage (sous-section B.3.1), nous détaillerons les valeurs retenues pour les données sur la structure de la production (sous-section B.3.2), sur le travail et le partage de la valeur ajoutée (sous-section B.3.3), sur l'investissement et le capital (sous-section B.3.4), sur la demande et la consommation (sous-section B.3.5), sur la monnaie (sous-section B.3.6) et sur la production de déchets et la restauration naturelle (sous-section B.3.7).

B.3.1 Paramètres et valeurs initiales

On peut distinguer les paramètres et les valeurs initiales. Les paramètres sont fixés et ne bougent pas au cours de la simulation. Les valeurs initiales des variables sont les valeurs qu'elles prennent à l'étape initiale : elles peuvent donc changer ensuite. Tous les paramètres et toutes les données initiales sont calculées à partir des données portant sur l'année 2018. Les données monétaires évoquées dans la sous-section B.3.6 font exception puisqu'elles sont calculées sur les chiffres de 2023 (les chiffres de 2018 n'étant pas publiés par la Banque de France).

Notre modèle comporte 869 équations : il s'agit donc d'un modèle relativement complexe. La programmation sur R est capable de résoudre le modèle avec ce nombre d'équation. Cependant, sans valeur initiale pour certaines variables, le modèle part de rien et on peut assister à des effets aléatoires.² Ainsi, pour plusieurs variables, des valeurs initiales sont considérées, en l'occurrence les variables qui apparaissent parfois avec un temps de retard dans les équations :

B.3.2 Données sur la structure de la production

À partir des tableaux entrées-sorties de l'INSEE (2020) pour 2018, nous obtenons les consommations intermédiaires, les consommations finales et les investissements dans les différents secteurs. Elles sont détaillées dans la table B.1. Puisque la France a un déficit commercial, ces valeurs sont donc sur-estimées par rapport à la réalité.

Les coefficients de Leontief s'obtiennent à partir des flux entrées-sorties de l'INSEE (2020). On divise ensuite ces flux par les productions totales. Concrètement, on transforme le vecteur des productions totales en une matrice diagonale et on multiplie la table de l'INSEE par l'inverse de cette matrice diagonale.

B.3.3 Données sur le travail et le partage de la valeur ajoutée

L'INSEE (2023a) publie des estimations de l'emploi par secteur et par trimestre. En faisant la moyenne des emplois sur les quatre trimestres de l'année 2018, nous obtenons l'emploi moyen par secteur en 2018. Elles seront considérées comme les valeurs initiales dans la table B.2. Les masses salariales ont été prélevées dans les données input-output de l'INSEE (2020). En divisant la masse salariale par le nombre d'emplois dans chaque secteur, nous obtenons les salaires w_i .

En divisant la production totale ci-dessus par le nombre de travailleurs, on obtient les coefficients λ_i . Ils sont l'inverse de la productivité du travail.

2. João Pedro S. Macalós, qui a développé le package SFCR utilisé pour les simulations a insisté sur le rôle que joue l'initialisation, surtout dans un modèle relativement complexe comme celui développé ici (communication personnelle).

Paramètre	Symbole	Valeur	Symbole	Valeur	Source
<i>Paramètres</i>					
Coefficients de Leontief	a_{1i}	$\begin{bmatrix} 0,18 & 0,00 & 0,14 & 0,00 & 0,00 & 0,00 & 0,01 & 0,00 \\ 0,02 & 0,33 & 0,02 & 0,07 & 0,01 & 0,01 & 0,03 & 0,01 \\ 0,08 & 0,00 & 0,12 & 0,01 & 0,00 & 0,00 & 0,10 & 0,01 \\ 0,18 & 0,06 & 0,04 & 0,21 & 0,14 & 0,20 & 0,14 & 0,04 \\ 0,01 & 0,02 & 0,01 & 0,03 & 0,23 & 0,05 & 0,06 & 0,01 \\ 0,00 & 0,01 & 0,00 & 0,00 & 0,00 & 0,15 & 0,00 & 0,01 \\ 0,00 & 0,01 & 0,02 & 0,02 & 0,02 & 0,01 & 0,33 & 0,02 \\ 0,05 & 0,07 & 0,07 & 0,06 & 0,07 & 0,13 & 0,47 & 0,26 \end{bmatrix}$		INSEE (2020)	
	a_{2i}				
	a_{3i}				
	a_{4i}				
	a_{5i}				
	a_{6i}				
	a_{7i}				
	a_{8i}				
<i>Valeurs initiales</i>					
Production totale	x_1	99,25 G€	x_5	361,75 G€	INSEE (2023a)
	x_2	234,42 G€	x_6	324,15 G€	
	x_3	283,33 G€	x_7	353,10 G€	
	x_4	699,31 G€	x_8	2 111,52 G€	

TABLE B.1 – Paramètres et valeurs initiales sur la production

Les données de l'INSEE (2020) pour 2018 donnent l'excédent brut d'exploitation, c'est-à-dire le profit, par secteur. Pour rappel, le taux de marge est égal à ϕ_i . Pour l'obtenir, nous divisons le profit par le chiffre d'affaires *moins* le profit : $\phi_i = \frac{F_{i(t)}}{p_{i(t)}x_{i(t)} - F_{i(t)}}$.

À défaut de donner du prix moyen d'un produit de chacun des secteurs, nous allons considérer une valeur initiale des prix de 1. Ainsi les valeurs réelles et nominales sont identiques à la première période.

Paramètre	Symbole	Valeur	Symbole	Valeur	Source
<i>Paramètres</i>					
Salaires	w_1	34 309 €	w_5	45 722 €	INSEE (2020, 2023a)
	w_2	55 354 €	w_6	52 050 €	
	w_3	43 928 €	w_7	42 797 €	
	w_4	57 229 €	w_8	49 986 €	
Coefficient	λ_1	$2,93 \cdot 10^{-6}$	λ_5	$2,13 \cdot 10^{-6}$	INSEE (2020, 2023a)
	λ_2	$1,62 \cdot 10^{-6}$	λ_6	$4,35 \cdot 10^{-6}$	
	λ_3	$2,08 \cdot 10^{-6}$	λ_7	$16,09 \cdot 10^{-6}$	
	λ_4	$2,02 \cdot 10^{-6}$	λ_8	$7,03 \cdot 10^{-6}$	
Taux de marge	ϕ_1	64%	ϕ_5	13%	INSEE (2020)
	ϕ_2	21%	ϕ_6	16%	
	ϕ_3	12%	ϕ_7	18%	
	ϕ_4	12%	ϕ_8	32%	
<i>Valeurs initiales</i>					
Emplois	H_1	290 450	H_5	770 725	INSEE (2023a)
	H_2	380 300	H_6	1 411 400	
	H_3	589 350	H_7	5 679 900	
	H_4	1 413 775	H_8	14 842 850	
Prix	p_i	1			

TABLE B.2 – Paramètres et valeurs initiales sur le travail et le partage de la valeur

B.3.4 Données sur l'investissement et le capital

Les chiffres de l'INSEE (2023b) ventilent le capital par type d'actif et par secteur. Nous avons rattaché les types d'actifs aux secteurs (le détail de l'opération est en annexe B.4)

Nous supposons que tous les coefficients d'ajustement γ_{ij} sont égaux et valent 0.15, comme dans les simulations de Godley et Lavoie (2012). Les coefficients ν_{ij} sont calculés à partir des données de capital financier de l'INSEE (2023b), divisées par la production totale obtenue des données de l'INSEE (2020). Ce calcul part du présupposé que les entreprises utilisent leur capital financier à un niveau qu'elles estiment normal dans la période actuelle, et qu'elles cherchent à garder ce rapport.

Les coefficients de dépréciations δ_{ij} sont repris de la base de données EU KLEMS 2018 (The Conference Board, 2023). Ils sont ventilés par secteur et par type d'actif. Autrement dit, un même actif aura des taux différents selon le secteur dans lequel il est employé. Les valeurs sont arrondies au centième et disposées dans la table B.3.

Paramètre	Symbole	Valeur	Symbole	Valeur	Source
<i>Paramètres</i>					
Ajustement	γ_{ij}	0,15			Godley et Lavoie (2012)
	ν_{41}	0,01	ν_{45}	0,43	
	ν_{42}	0,85	ν_{46}	0,11	
	ν_{43}	0,15	ν_{47}	0,72	
	ν_{44}	0,07	ν_{48}	0,21	
	ν_{61}	0,01	ν_{65}	0,20	
Rapport capital produit	ν_{62}	0,79	ν_{66}	0,16	INSEE (2023b, 2020)
	ν_{63}	0,12	ν_{67}	0,88	
	ν_{64}	0,02	ν_{68}	4,11	
	ν_{81}	0	ν_{85}	0,29	
	ν_{82}	0,07	ν_{86}	0,02	
	ν_{83}	0,03	ν_{87}	0,08	
	ν_{84}	0,26	ν_{88}	0,21	
	autres	0			
Dépréciation	$\delta_{41} - \delta_{45}$	0,18	δ_{81}	0,20	The Conference Board (2023)
	$\delta_{46} - \delta_{48}$	0,19	$\delta_{82} - \delta_{88}$	0,21	
	$\delta_{61} - \delta_{68}$	0,02	autres	0	
<i>Valeurs initiales</i>					
	$k_{4,1}, K_{4,1}$	101,05 G€	$k_{4,5}, K_{4,5}$	155,87 G€	
	$k_{4,2}, K_{4,2}$	200,24 G€	$k_{4,6}, K_{4,6}$	36,51 G€	
	$k_{4,3}, K_{4,3}$	41,14 G€	$k_{4,7}, K_{4,7}$	255,49 G€	
	$k_{4,4}, K_{4,4}$	51,52 G€	$k_{4,8}, K_{4,8}$	437,52 G€	
Actifs	$k_{6,1}, K_{6,1}$	82,45 G€	$k_{6,5}, K_{6,5}$	71,84 G€	INSEE (2023b)
	$k_{6,2}, K_{6,2}$	185,67 G€	$k_{6,6}, K_{6,6}$	52,28 G€	
	$k_{6,3}, K_{6,3}$	34,05 G€	$k_{6,7}, K_{6,7}$	310,20 G€	
	$k_{6,4}, K_{6,4}$	17 G€	$k_{6,8}, K_{6,8}$	8 670,72 G€	
	$k_{8,1}, K_{8,1}$	34,07 G€	$k_{8,5}, K_{8,5}$	103,64 G€	
	$k_{8,2}, K_{8,2}$	15,62 G€	$k_{8,6}, K_{8,6}$	5,82 G€	
	$k_{8,3}, K_{8,3}$	9,60 G€	$k_{8,7}, K_{8,7}$	29,06 G€	
	$k_{8,4}, K_{8,4}$	181,44 G€	$k_{8,8}, K_{8,8}$	451,45 G€	
	autres	0 €			

TABLE B.3 – Paramètres et valeurs initiales sur le capital et l'investissement

B.3.5 Données sur la demande et la consommation

La fonction de consommation 2.19 était une fonction linéaire. Cette fonction peut être transformée en fonction de Cobb et Douglas (1928) avec des logarithmes. Cependant, le package SFCR ne lit pas les logarithmes. L'effet des prix étant souvent mesuré par les élasticités-prix (donc par une relation logarithmique), il n'y a pas de données pour les coefficients linéaires μ_{ij} . Pour pallier cette difficulté, nous

reformulons la fonction de consommation avec deux éléments : (1) les biens de différents secteurs sont considérés comme suffisamment indépendants les uns des autres, aussi le prix d'un bien n'a d'effet que sur la consommation de ce bien : $\mu_{ij(i \neq j)} = 0$, (2) le revenu et le prix sont combinés en une sorte de revenu réel spécifique à chaque bien, obtenu par le quotient du revenu nominal par le prix du bien considéré. La fonction obtenue est donc l'équation 2.19A.

$$c_{i(t)} = \mu_{iY} \left(\frac{Y_{(t)}}{P_{i(t)}} \right) + \mu_{iM} M_{(t-1)} \quad (2.19A)$$

Dans leur simulation, Godley et Lavoie (2012) utilisent un effet marginal de 0.75 pour le revenu et de 0,10 pour les encaisses détenues à la période précédente. Puisque leur modèle est un modèle agrégé, nous avons ensuite réparti cet effet sur les 8 postes de consommation. Pour cela, nous avons calculé le pourcentage de chacun des secteurs dans la consommation finale, et multiplié les effets marginaux par cette part. Les résultats sont dans la table B.4.

Paramètre	Symbole	Valeur	Source		
<i>Paramètres</i>					
Effet du revenu	μ_{1Y}	0,01	μ_{5Y}	0,04	INSEE (2020) Godley et Lavoie (2012)
	μ_{2Y}	0,02	μ_{6Y}	0,01	
	μ_{3Y}	0,08	μ_{7Y}	0,06	
	μ_{4Y}	0,10	μ_{8Y}	0,43	
Effet des encaisses	μ_{1M}	0,002	μ_{5M}	0,006	INSEE (2020) Godley et Lavoie (2012)
	μ_{2M}	0,003	μ_{6M}	0,001	
	μ_{3M}	0,010	μ_{7M}	0,008	
	μ_{4M}	0,013	μ_{8M}	0,057	

TABLE B.4 – Paramètres de la consommation

B.3.6 Données monétaires

Le taux d'intérêt choisi pour le calibrage est le taux d'intérêt des prêts aux sociétés non-financières en vigueur en mai 2023 : 4,13% (Banque de France, 2023b).

Les sociétés non-financières avaient en mai 2023 des encours bancaires de 1312,5 milliards d'euros, si nous ne tenons pas compte du secteur "holding" présent dans les chiffres de la Banque de France (2023b). Ces encours sont ventilés par secteurs. De plus, les encours bancaires des industries manufacturières sont regroupés : nous avons décidé de les ventiler sur nos secteurs 3, 4 et 5 en fonction du pourcentage de la production totale de ces secteurs par rapport à la production totale des manufactures. Les chiffres sont présentés dans le tableau B.5.

Les chiffres de la Banque de France (2023a) font état de 1175,2 milliards d'euros de dépôts bancaires sur des comptes ordinaires créditeurs (et 2787,5 milliards d'euros si on compte tous les produits d'épargne).

Paramètre	Symbole	Valeur	Source		
<i>Paramètres</i>					
Taux d'intérêt	\bar{r}_l	4,13%	Banque de France (2023b)		
<i>Valeurs initiales</i>					
Encours bancaires	L_1	64 G€	L_5	31,3 G€	Banque de France (2023b)
	L_2	49,7 G€	L_6	76,2 G€	
	L_3	24,5 G€	L_7	286,5 G€	
	L_4	60,4 G€	L_8	719,9 G€	
Encaisses monétaires	M	1175,2 G€	Banque de France (2023a)		

TABLE B.5 – Paramètres et valeurs initiales du secteur bancaire

B.3.7 Données sur la production de déchets et la restauration

Les impacts considérés sont les rejets de plastiques. À partir des données d'Eurostat (2023), nous pouvons calculer la production de déchets plastiques pour chacun de nos huit secteurs. Jambeck *et al.* (2015) montrent qu'entre 1,7% et 4,6% des plastiques produits finissent dans l'océan. En reprenant les travaux de Lebreton *et al.* (2019), on considèrera que 97% des plastiques rejetés dans l'océan finissent sur les côtes quand 3% resteront dans les eaux. En divisant les quantités de plastiques ainsi obtenues pour chaque capital naturel par la production totale des secteurs émetteurs, on trouve les coefficients $\beta_i^{\text{Capital } j}$, en tonnes par euro produit (d'où les valeurs très faibles).

La restauration du littoral prend la forme du ramassage des déchets. Les coûts de restauration incluent deux aspects : (1) des coûts de suivi, car pour restaurer, il faut être informé des quantités de déchets produits et déversés en mer et (2) les coûts de ramassage *stricto sensu*. Les coûts de suivi s'obtiennent en divisant le total des coûts de suivi pour la France, présentés par Mongruel *et al.* (2019) et en le divisant par la production totale de déchets (hors ménages), donnée par Eurostat (2023). Le coût de suivi est alors de 48,36€ par tonne de déchets plastiques marins. Comme tous les déchets plastiques ne sont pas ramassés, le coût de ramassage sera estimé à partir des données disponibles dans Mongruel *et al.* (2019), à savoir les chiffres de la ville de Trévou-Tréguignec.³ 0,5 tonnes de déchets ont été ramassés pour un coût annuel total de 2500 euros, soit un coût moyen de 5000 euros de ramassage par tonne. Ainsi, chaque tonne de déchets plastiques échoués sur le littoral coûte 5048,36 euros. L'essentiel du coût étant constitué par le ramassage et à défaut d'information sur les inputs nécessaires au ramassage, nous supposons les b_i^{Littoral} comme nuls. L'essentiel du coût étant alors composé de salaires. La restauration étant un service, nous supposons que le salaire prévalant dans ces activités est le salaire moyen du secteur 8. On peut alors calculer les besoins en travail par tonne de déchets ramassés.

Dans l'analyse de Mongruel *et al.* (2019), la récupération des déchets en mer est traitée avec le cas des conteneurs. Le coût de récupération d'un conteneur est de 155 000€ en moyenne. Puisqu'un conteneur peut peser jusqu'à 30 tonnes⁴, cela revient donc au minimum à un coût de 5166,67 euros par tonne. En ajoutant les coûts de suivi, on a alors un coût de 5215,03€ par tonne de déchets. De même que précédemment, à défaut d'information sur les inputs nécessaires, nous supposons que l'entièreté de ce coût est dû au travail rémunéré au salaire du secteur des services (secteur 8).

Les taux de restauration θ_i seront identiques pour toutes les industries : $\theta_1 = \theta_2 = \dots = \theta$. Selon les différents scénarios testés, il prendra différentes valeurs. Nous considérons qu'au début de notre simulation, la dette naturelle N_i de chaque secteur est nulle.

B.4 Opérations sur les secteurs de l'économie nationale

Cette annexe montre les opérations effectuées sur les secteurs définis par les institutions de statistiques (Eurostat, INSEE, etc.) au moment de calibrer notre modèle (voir section B.3). Dans la sous-section B.4.1, nous détaillons les regroupements de secteurs auxquels nous avons procédé pour passer d'une nomenclature de 37 secteurs à la nomenclature de 8 secteurs que nous avons utilisée pour le calibrage. Dans la sous-section B.4.2, nous associons chaque type d'actif financier à un secteur pour permettre d'intégrer le capital financier dans une perspective input-output. Enfin, dans la sous-section B.4.3, nous convertissons la typologie du capital financier issue du projet KLEMS en typologie NACE puis dans notre typologie propre.

B.4.1 Agrégation des secteurs de l'économie

Comme évoqué dans la sous-section B.2.1, nous avons regroupé les secteurs de la classification NACE 38 de l'INSEE en une typologie de 8 secteurs. La table B.7 montre pour chacun des secteurs de la nomenclature NACE 38 (colonne de gauche) le secteur dans lequel il a été intégré pour aboutir à une nomenclature de 8 secteurs seulement (colonne de droite).

3. Peu de communes ont répondu au questionnaire envoyé pour compléter l'analyse économique et sociale de la directive cadre stratégie pour le milieu marin, et parmi celles qui ont répondu, rares sont celles qui ont renseigné les quantités et les coûts de ramassage.

4. Ces chiffres sont cohérents sur plusieurs sites comme <https://www.cubner.com/container-maritime-40-pieds.html> (consulté le 17 août 2023) ou <https://conterm.ca/conteneurs/dimensions-des-conteneurs-maritimes/> (consulté le 17 août 2023).

Paramètre	Symbole	Valeur	Symbole	Valeur	Source
<i>Paramètres</i>					
Effets sur le littoral	$\beta_1^{\text{Littoral}}$	$2,72 \cdot 10^{-9}$	$\beta_5^{\text{Littoral}}$	$3,02 \cdot 10^{-10}$	INSEE (2020)
	$\beta_2^{\text{Littoral}}$	$1,97 \cdot 10^{-9}$	$\beta_6^{\text{Littoral}}$	$4,09 \cdot 10^{-9}$	
	$\beta_3^{\text{Littoral}}$	$7,5 \cdot 10^{-10}$	$\beta_7^{\text{Littoral}}$	$2,29 \cdot 10^{-10}$	Eurostat (2023)
	$\beta_4^{\text{Littoral}}$	$1,14 \cdot 10^{-9}$	$\beta_8^{\text{Littoral}}$	$2,29 \cdot 10^{-10}$	
Effets sur la surface océanique	β_1^{Eau}	$8,40 \cdot 10^{-11}$	β_5^{Eau}	$9,35 \cdot 10^{-12}$	INSEE (2020)
	β_2^{Eau}	$6,09 \cdot 10^{-11}$	β_6^{Eau}	$1,27 \cdot 10^{-10}$	
	β_3^{Eau}	$2,32 \cdot 10^{-11}$	β_7^{Eau}	$7,09 \cdot 10^{-12}$	Eurostat (2023)
	β_4^{Eau}	$3,52 \cdot 10^{-11}$	β_8^{Eau}	$7,09 \cdot 10^{-12}$	
Matériaux pour la restauration	b_i^{Littoral}	0	b_i^{Eau}	0	
Salaire	w_N	49 986€			
Travail	$\lambda^{\text{Littoral}}$	0,1	λ^{Eau}	0,1	
Restauration	θ_i	dépendra des scénarios			
<i>Valeurs initiales</i>					
Dette naturelle	N_i	0			

TABLE B.6 – Paramètres et valeurs initiales concernant la nature

Nomenclature NACE 38		Nomenclature redimensionnée	
Code	Description	Description	Code
AZ	Agriculture, sylviculture, pêche	Agriculture, sylviculture, pêche	①
BZ	Industries extractives	Mines, eau et énergie	②
CA	Fabrication de denrées alimentaires, de boissons et de produits à base de tabac	Industries alimentaires	③
CB	Fabrication de textiles, industries de l'habillement, industrie du cuir et de la chaussure		
CC	Travail du bois, industries du papier et imprimerie		
CD	Cokéfaction et raffinage		
CE	Industrie chimique	Autres industries	⑤
CF	Industrie pharmaceutique		
CG	Fabrication de produits en caoutchouc, en plastique et d'autres produits minéraux non-métalliques		
CH	Métallurgie et fabrication de produits métalliques, hors machines et équipements		
CI	Fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques		
CJ	Fabrication d'équipements électriques	Matériels de transports et machines	④
CK	Fabrication de machines et équipements non-classés ailleurs		
CL	Fabrication de matériels de transport		

TABLE B.7 – Regroupement des secteurs de l'économie

Nomenclature NACE 38		Nomenclature redimensionnée	
Code	Description	Description	Code
CM	Autres industries manufacturières, réparation et installation de machines et d'équipements	Autres industries	⑤
DZ	Production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné	Mines, eau et énergie	③
EZ	Production et distribution d'eau, assainissement, gestion des déchets et dépollution		
FZ	Construction	Construction	⑥
GZ	Commerce, réparation d'automobiles et de motocycles	Commerce, logistique et tourisme	⑦
HZ	Transport et entreposage		
IZ	Hébergement et restauration		
JA	Édition, audiovisuel et diffusion		
JB	Télécommunications		
JC	Activités et services informatiques	Autres services	⑧
KZ	Activités financières et d'assurance		
LZ	Activités immobilières		
MA	Activités juridiques, comptables, de gestion, d'architecture, d'ingénierie, de contrôle et d'analyses techniques		
MB	Recherche-développement scientifique		
MC	Autres activités spécialisées, scientifiques et techniques		
NZ	Activités de services administratifs et de soutien		
OZ	Administration publique et défense, sécurité sociale obligatoire		
PZ	Enseignement		
QA	Activités pour la santé humaine		
QB	Hébergement médico-social et social et action sociale sans hébergement		
RZ	Arts, spectacles et activités récréatives		
SZ	Autres activités de services		
TZ	Activités des ménages en tant qu'employeurs		

TABLE B.7 – Regroupement des secteurs de l'économie (suite et fin)

B.4.2 Association des actifs aux secteurs

Les actifs détenus par les entreprises sont classés par type. Dans la sous-section B.3.4, nous avons rattaché chaque type d'actif à un secteur, pour intégrer les investissements dans un cadre input-output. Les rattachements des biens aux secteurs sont détaillés dans la table B.8.

Nomenclature NACE 38		Nomenclature redimensionnée	
Code	Description	Description	Code
N11KG	Constructions	Construction	⑥
<i>N111G</i>	<i>Logements</i>		
<i>N112G</i>	<i>Autres bâtiments et ouvrages de génie civil</i>		
<i>N1121G</i>	<i>Bâtiments non résidentiels</i>		
<i>N1122G</i>	<i>Autres ouvrages de génie civil</i>		
N113G	Machines et équipements	Matériels de transports et machines	④
<i>N1131G</i>	<i>Matériels de transport</i>		
<i>N1132G</i>	<i>Équipements TIC</i>		
<i>N1139G</i>	<i>Autres machines et équipements</i>		
N114G	Systèmes d'armes		
N115G	Ressources biologiques cultivées		
N117G	Droits de propriété intellectuelle	Autres services	⑧
<i>N1171G</i>	<i>Recherche et développement</i>		
<i>N1173G</i>	<i>Logiciels et bases de données</i>		

TABLE B.8 – Regroupement des secteurs de l'économie

B.4.3 Regroupement KLEMS

Le projet européen KLEMS utilise une typologie propre pour l'analyse des capitaux. Les actifs de la typologie KLEMS peuvent être rattachés à la typologie NACE, ce qui permet *in fine* de transformer la base de données KLEMS en une base de données avec les secteurs que nous avons définis. Le détail est dans la table B.9.

Nomenclature originelle		Nomenclature redimensionnée	
Code KLEMS	Code NACE	Description	Code
Rstruc	N11KG	Construction	⑥
OCon	<i>N111G</i>		
	<i>N112G</i>		
TraEq	N113G	Matériels de transports et machines	④
	<i>N1131G</i>		
IT	<i>N1132G</i>		
CT	<i>N11321G</i>		
OMach	<i>N11322G</i>		
	<i>N1139G-N114G</i>		
Cult	N115G		
RD	N117G	Autres services	⑧
Soft_DB	<i>N1171G</i>		
OIPP	<i>N1173G</i>		
	<i>autres</i>		

TABLE B.9 – Regroupement des secteurs de l'économie

Références

Ara, K. (1959). The aggregation problem in input-output analysis. *Econometrica*, 27(2), pp. 257–262.

- Banque de France (2023a). Dépôts bancaires dans les régions françaises, mai 2023. *Stat Info*. Disponible sur : <https://www.banque-france.fr/statistiques/monnaie/depots/depots-dans-les-regions-francaises> (consulté le 7 août 2023).
- Banque de France (2023b). Financement des entreprises en France, mai 2023. *Stat Info*. Disponible sur : <https://www.banque-france.fr/statistiques/credit/credit/financement-des-entreprises> (consulté le 4 août 2023).
- Bates, A. (2020). *Dark side of the ocean : the destruction of our seas, why it matters, and what we can do about it*. Summertown, TN : GroundSwell Books.
- Chami, R., Cosimano, T., Fullenkamp, C. et Oztosun, S. (2019). Nature's solution to climate change. *Finance and Development*, 56(4), pp. 34–38.
- Cobb, C. et Douglas, P. (1928). A theory of production. *The American Economic Review*, 18(1), pp. 139–165.
- Eurostat (2023). Generation of waste by waste category, hazardoussness and nace rev. 2 activity. Disponible sur : https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WASGEN__custom_7151410/default/table?lang=en (consulté le 13 août 2023).
- Godley, W. et Lavoie, M. (2012). *Monetary Economics : An Integrated Approach to Credit, Money, Income, Production and Wealth*. Londres : Palgrave Macmillan, 2ème édition.
- Gordon, S. (1954). The economic theory of a common-property resource : The fishery. *Journal of Political Economy*, 62(2), pp. 124–142.
- générale des affaires maritimes et de la pêche de l'Union européenne, D. (2018). The 2018 annual economic report on eu blue economy. Disponible sur : <https://data.europa.eu/doi/10.2771/305342> (consulté le 25 août 2023).
- INSEE (2020). Tableaux de synthèse : TES et TEE en 2019. Disponible sur : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4494213> (consulté le 10 août 2023).
- INSEE (2023a). Estimations d'emploi salarié par secteur d'activité. Disponible sur : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/series/103167884> (consulté le 10 août 2023).
- INSEE, I. (2023b). Formation brute de capital fixe, capital fixe et consommation de capital fixe en 2022. Disponible sur : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/7455994?sommaire=6793644> (consulté le 10 août 2023).
- Jambeck, J., Geyer, R., Wolcox, C., Siegler, T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. et Law, K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), pp. 768–771.
- Le Gall, C. (2021). *L'imposture océanique. Le pillage écologique des océans par les multinationales*. Paris : La Découverte.
- Lebreton, L., Egger, M. et Slat, B. (2019). A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. *Scientific Reports*, 9. Disponible sur : <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5> (consulté le 13 août 2023).
- Mongruel, R., Bailly, D. et Jacob, C. (éds.) (2019). *Analyse économique et sociale – Sous-région marine Mers Celtiques. Rapport scientifique pour l'évaluation initiale 2018 au titre de la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin*. Brest : Ifremer et Université de Bretagne Occidentale.
- Pella, J. et Tomlinson, P. (1969). A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 13(3), pp. 416–497.
- Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 1(2), pp. 23–56.
- The Conference Board (2023). EU KLEMS July 2018 Release. Disponible sur : <https://doi.org/10.34894/6GDD7Q> (consulté le 11 août 2023).

Annexe C

Mesurer la transition écologique : perspectives économiques

Le 10 mai 2023, le conseil national de l'information statistique (CNIS) tenait un colloque au ministère de l'économie et des finances sur le thème *Mesurer la transition écologique : perspectives économiques*. Ce chapitre est un résumé des présentations et des discussions qui y ont eu cours.

C.1 Hyperabondance de la donnée, opacités croissantes : un “reset” de la statistique publique ?

Pierre Veltz École des Ponts ParisTech, Institut des hautes études pour le développement et l'aménagement des territoires en Europe

Les données sur l'économie et l'environnement dans lesquels nous vivons proviennent de plusieurs sources :

- Des données publiques, provenant des administrations et institutions publiques ou des laboratoires de recherche.
- Des données semi-publiques, provenant de think-tanks, fondations, associations et autres.
- Des données privées, collectées par des entreprises privées.
- Des données participatives, provenant d'amateurs, dans une démarche de science participative. Elles sont notamment utiles en matière de biodiversité pour les comptages.

Cependant, cette abondance de données bute sur certains problèmes :

- Les métriques traditionnelles (prix et quantité) sont moins adaptés à une économie de services, aux actifs dits immatériels, aux secteurs de la santé, de l'éducation ou de la sécurité.
- La statistique publique, comme la comptabilité d'entreprise privée (de gestion comme de bilan) prennent mal en compte les aspects relationnels et humains (notamment les dimension de *care*).
- Tracer les flux est nécessaire pour évaluer leurs impacts sur l'environnement. C'est d'ailleurs un problème auquel la Commission européenne sera confrontée avec l'interdiction d'importer des produits issus de la déforestation.

Une solution pourrait consister en la réhabilitation d'études descriptives et qualitatives. Dans tous les cas, il faut renoncer à l'idée d'un indicateur unique mais préférer une sorte de tableau de bord, comme recommandé par Stiglitz *et al.* (2009).

C.2 Indicateurs macroéconomiques pour la transition climatique

Nicolas Carnot (animateur) Insee

C.2.1 Mesurer pour agir : transition climatique et besoins statistiques

Jean Pisani-Ferry Sciences Po, Bruegel et Peterson Institute for International Economics (PIIE)

Pour mieux agir face au changement climatique, le statistique publique va devoir répondre à plusieurs défis.

Mieux mesurer l'activité économique Les mesures de l'activité économique devraient intégrer les flux de dommages sur la production et les moyens de production. Et, sur les questions climatiques, la dynamique actuelle des prix du carbone ne reflète pas leur valeur réelle.

Mesurer plus finement l'empreinte carbone Les méthodes de mesure de l'empreinte carbone sont actuellement basées sur des méthodes input-output. Or, il faudrait le faire sur les données des entreprises, en étant vigilant toutefois à ne pas compter plusieurs fois les mêmes émissions. Le chef d'orchestre des normes comptables internationales, l'IFRS, s'est par ailleurs doté d'une commission durabilité.

Mesurer l'hétérogénéité des ménages Les ménages subissent des dommages de manières différentes, et leur empreinte carbone va également varier selon les classes sociales. Les travaux existants de Lucas Chancel attribuent les émissions des entreprises à leurs actionnaires et on peut s'interroger sur le bien-fondé de ce choix méthodologique. Enfin, il faut bien être attentif sur les effets sur le compte de revenu et sur le compte de capital (épargne, moyens de production, prêts).

Améliorer la mesure des dommages Les dommages sont hétérogènes, ce qui rend leur valorisation particulièrement ardue. Il faut également rajouter le contexte d'incertitude qui les entourent.

C.2.2 Suivre l'action et les politiques climatiques : un éclairage international

Nathalie Girouard OCDE

Deux types d'impacts sur l'économie peuvent être identifiés en lien avec le climat :

Risques physiques Le changement climatique est à l'origine de dommages sur la production et les moyens de production, à travers les événements climatiques destructeurs (tempêtes) ou les changements de température (qui affectent l'agriculture notamment).

Risques de transition Face au changement climatique, des politiques de transition se mettent en place et conduisent notamment à des renchérissement de produits (via des taxes par exemple), à des changements dans la structure de l'économie ou dans les modes de production.

Pour suivre les évolutions des émissions, des risques et des politiques climatiques, l'OCDE a mis en place trois bases de données dans le cadre du programme IPAC. Cette base est remplie par les données déclarées par les États au secrétariat de la convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique, et complétées par des enquêtes menées par l'OCDE auprès des États pour les années où les données manquent.

Le principal problème qui se pose est le manque d'harmonisation des données, qui empêche des comparaisons. Ce manque d'harmonisation se fait jour sur trois points en particulier :

Objet du suivi Par exemple, dans la base émissions, les chiffres n'intègrent pas tous les mêmes gaz à effet de serre.

Échelle du suivi Les émissions sont présentées par secteur, mais la définition des secteurs de l'économie n'est pas la même dans tous les pays.

Horizon de suivi Les politiques ont des horizons différents, et sont qualitativement différentes.

Néanmoins, l'une des conclusions obtenues est que le nombre de politiques climatiques augmente, leur rigueur également, mais les émissions de carbone continuent de progresser (Nachtigall *et al.*, 2022).

L'OCDE a également mis en place une base de données pour suivre les conséquences environnementales des politiques de relance post-covid : l'OECD Green Recovery Database.

C.2.3 Coûts et bénéfices de la transition : comment articuler et synthétiser leurs mesures ?

Didier Blanchet Chaire Mesure de l'économie de l'École d'économie de Paris

Les aspects économiques de la transition climatique peuvent s'articuler en deux axes :

- Les bénéfices de l'action climatique, qui portent sur le futur et ne peuvent se départir de considérations morales (évaluation du bien-être et des préférences collectives).
- Les coûts de la transition, qui portent sur l'ici et maintenant.

Ces deux axes appellent donc deux réponses et donc au moins deux indicateurs.
Plusieurs problèmes existent alors :

- Comment mesurer les services publics non individualisables (sécurité, lutte contre le changement climatique, voirie) ?
- Le bien-être n'est pas mesurable sans ambiguïté. Or le concept de soutenabilité est défini comme le fait de ne pas compromettre le bien-être des générations futures.
- Si l'on cherchait à mesurer le bien-être, on doit faire des hypothèses sur les préférences collectives. Celles-ci peuvent changer, ce qui amène à des différences dans les statistique si l'on utilise des indices chaînés.

C.2.4 L'offre statistique publique pour l'analyse macroéconomique de la transition climatique

Sylvain Larrieu INSEE

En France, c'est l'organisme privé Citépa qui collecte les données sur les émissions pour le compte du gouvernement. Il établit trois inventaires :

- Un inventaire pour la convention cadre des Nations unies sur le changement climatique.
- Un inventaire SECTEN d'émissions par secteur.
- Un inventaire pour Eurostat : l'Air Emission Account, sur la pollution de l'air.

Le baromètre SECTEN est publié mensuellement. Le bilan de l'Eurostat est publié par trimestre.

Les empreintes de gaz à effets de serre sont calculées pour la demande finale par le service des données et des études statistiques du ministère de l'écologie sur la base de matrice input-output. Aucune harmonisation n'est faite avec les autres pays.

Au niveau international, il existe néanmoins des matrices input-output internationales dans la base de données FIGARO de l'Eurostat.

Enfin, l'estimation des dommages pose plusieurs questions et coexistent plusieurs approches :

- L'approche de Burke *et al.* (2015) calculent les effets du changement climatique sur la production agrégée à partir de données de panel.
- L'approche Peseta de la Commission européenne analyse les effets du changement climatique par secteur pour en déduire une fonction de dommage sur l'économie.

C.3 Adaptation des systèmes productif et financier

Sylvain Moreau (animateur) INSEE

C.3.1 Suivre, analyser, piloter la transition : quelles données pour quels usages ?

Jean Boissinot Banque de France

Les rapports se succèdent, qui mettent en avant un manque de données sur tels risques ou tels secteurs. Or, le manque de données peut certes être un problème, mais il sert aussi d'excuse. En effet, pour d'autres politiques, on manquait de données au moment de leur mise en œuvre.

De plus, ce manque de données est parfois également un manque de données perçu : les sources sont nombreuses et les banques centrales n'ont pas toujours le réflexe d'aller chercher les données des laboratoires académiques ou des think-tanks.

La question devient alors celle de la dissémination et de l'open data.

En revanche, au-delà du manque de données, un problème fréquent a trait à la granularité des données :

Granularité géographique En localisant les dommages que subit une entreprise par rapport à son siège social, on sous-estime les dommages d'environ 70% (Bressan *et al.*, 2022).

Granularité intrasectorielle Au sein d'un même secteur, il peut y avoir une hétérogénéité importante.

Granularité au niveau des actifs Même au sein d'une même entreprise et d'une même usine, les actifs ne subissent pas tous les mêmes dommages.

C.3.2 Pour une meilleure intégration des indicateurs macroéconomiques et environnementaux

Alain Grandjean Carbone 4

Pour obtenir des données sur le sujet, il faut contraindre les entreprises à donner à l'administration leurs données fiscales, économiques, environnementales et d'émission. Si des règles existent déjà en la matière, il faut que les sanctions soient beaucoup plus puissantes pour inciter à déclarer correctement leurs résultats.

Cela donnerait à voir l'hétérogénéité qui peut exister au sein d'un même secteur, notamment à l'aide du ratio d'émissions par unité de valeur ajoutée. Or les approches sectorielles actuelles ne laissent pas transparaître ces différences : c'est une approche qui est provisoire.

C.3.3 Double contrainte énergie et climat : exemples et leçons de certaines carences des données

Michel Lepetit The Shift Project

Plusieurs carences existent dans la statistique publique :

- Le chiffrage de certains investissements, dans l'immobilier notamment, est difficile.
- Les collectivités locales ont déjà été appelées à faire des bilans de leurs émissions directes par le passé. On pourrait imaginer rendre la démarche obligatoire.
- La mesure de l'impact des labels permettrait de savoir si l'État doit flécher l'épargne vers des activités labellisées.
- Il n'est pas toujours possible de tracer les flux financiers. Aussi, les épargnants manquent d'information pour évaluer l'impact environnemental de leurs placements.
- Les données des entreprises sont protégées au nom du secret des affaires (et donc *in fine* de la concurrence économique). Si l'on considère les problèmes environnementaux comme un enjeu grave, on pourrait imaginer forcer les entreprises à les publier pour des raisons d'ordre public.
- Le secteur de l'assurance manque de données sur certains risques.

C.3.4 Quel impact réel de la divulgation d'information climatique par les entreprises ?

Jean-Stéphane Mésonnier Sciences Po et Banque de France

Dans une enquête menée par Ilhan *et al.* (2023), on apprend que les investisseurs institutionnels sont désireux de connaître les informations sur les risques climatiques autant que celles sur les risques financiers. Plusieurs initiatives existent sur le sujet :

- Dans le cadre du G20 a été mise en place une Task-Force for Climate Related Financial Disclosures (TCFD), qui a proposé des codes de conduite pour évaluer les risques environnementaux. Cependant, cette divulgation d'information reste volontaire.
- En France, plusieurs lois ont mis en place des mesures plus contraignantes : les lois Grenelle II en 2010, la loi transition énergétique et croissance verte en 2015 et la loi climat énergie en 2019.
- Au niveau européen, plusieurs règlements ont encadré le reporting extra-financier et la publication des risques environnementaux. C'est le cas des directives NFRD, SFRD, CSRD et ESRS.
- Aux États-Unis d'Amérique, la Stock Exchange Commission a mis en place une obligation de reporting extra-financier pour le carbone.

Deux études scientifiques disqualifient les mesures volontaires. Bolton et Kacperczyk (2023) soulignent l'importance de l'autosélection (les entreprises qui s'engagent à réduire leurs émissions sont déjà celles qui polluent peu). De même, Bingler *et al.* (2022) montrent que le respect des normes TCFD s'accompagne de *cheeptalk* (c'est à dire de déclarations sans portée concrète). Et, continuent-ils, plus il y a de *cheeptalk*, plus il y a de controverses quand l'imposture est démasquée et plus les émissions de carbone continuent à augmenter.

Les dispositifs obligeant les entreprises à révéler leurs émissions ont été étudiés dans plusieurs études qui concluent à des effets tangibles.

- Au Royaume-Uni, Jouvenot et Krueger (2019) montrent notamment une baisse de l'ordre de 12% des émissions.

- Aux États-Unis d'Amérique, Tomar (2023) montre que l'obligation de publier les émissions a induit une baisse desdites émissions de 8%.

Cette publication des chiffres de pollution entraîne une baisse des émissions par plusieurs biais : une pression des consommateurs, une pression des investisseurs, une comparaison avec les entreprises concurrentes.

De même, des dispositifs obligent les investisseurs à révéler les émissions associées à leur portefeuille. Les résultats rapportés par Mésonnier et Nguyen (2021) et Ilhan *et al.* (2023) montrent que les investisseurs institutionnels diminuent leurs encours dans les firmes fossiles (jusqu'à 40% pour la première étude). Cette obligation de transparence amène également les investisseurs à faire pression sur les entreprises pour qu'elles se "verdissent".

Enfin, les personnes avec des convictions écologistes ne détiennent pas des actifs plus verts que le reste de la population, pour deux raisons (Anderson et Robinson, 2022) :

- Les personnes avec des convictions écologistes sont moins intéressées par la finance et ne s'interrogent pas sur leurs choix d'actifs financiers.
- Les barrières réduisant l'accès à l'information sur la "verdure" des actifs.

Aussi, ces résultats appellent à une éducation à la finance durable.

C.4 Pratiques environnementales des ménages

Béatrice Sédillot (animatrice) Service des données et études statistiques, Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

C.4.1 Pas de transition écologique sans éducation à cette transition

Mathieu Bellay Collectif français pour l'éducation à l'environnement et au développement durable

L'éducation à l'environnement est née dans les années 1970, à la jonction de l'éducation populaire et des associations écologistes. L'objectif est de susciter un intérêt et une curiosité pour les questions environnementales et de faire prendre conscience des enjeux et risques liés au changement climatique et à la destruction de la biodiversité. À ce titre, l'éducation à l'environnement et au développement durable s'adresse à toute la population et pas uniquement aux enfants.

Or, l'évaluation de cette éducation est difficile : il ne s'agit pas simplement d'acquisition de connaissance que l'on pourrait évaluer par des tests standardisés. Générer une forme de conscience écologique et rendre le changement de société désirable ne peuvent pas s'évaluer aisément de manière quantitative. On en revient au problème de l'évaluation qualitative et descriptive (voir section C.1)

C.4.2 Société et environnement : comment s'extraire d'une vision exclusivement centrée sur les citoyens ?

Eric Pautard Service des données et études statistiques, Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

Le ministère de la transition écologique, et en particulier son service des données et études statistiques, mènent trois enquêtes :

- Une enquête sur les pratiques environnementales des ménages
- Une enquête sur les Français et leur rapport à la Nature
- Une enquête sur le sentiment d'exposition aux risques environnementaux

Le changement climatique domine les préoccupations : plus de quatre sondés sur 10 le citent comme préoccupation environnementale majeure, loin devant la biodiversité ou la pollution de l'air (voir figure C.1).

Par ailleurs, les actions que les sondés font le plus fréquemment sont également celles qu'ils considèrent comme les plus efficaces. En revanche, les actions considérées comme les plus difficiles ne sont pas nécessairement considérées comme les plus efficaces (voir figure C.2).

Au cours des dernières années, les individus sondés sont également toujours plus nombreux à considérer que l'action en matière environnementale doit être en priorité menée par les pouvoirs publics (pour 53% des sondés), puis par les entreprises (27%) et enfin seuls 15% des sondés pensent que c'est en priorité aux ménages d'agir.

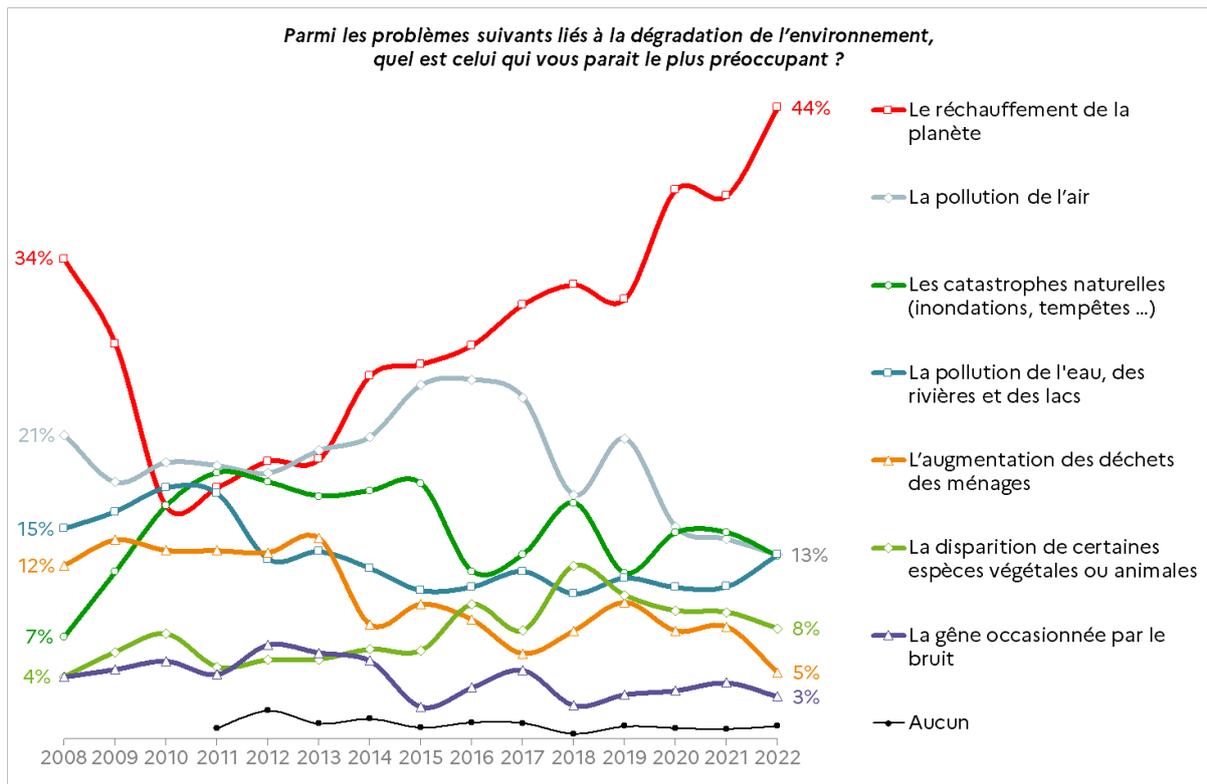


FIGURE C.1 – Le problème environnemental majeur aux yeux des Français

Source : SDES, plateforme environnement de l'enquête de conjoncture auprès des ménages (Cammé) réalisée par l'Insee, 2008-2022.

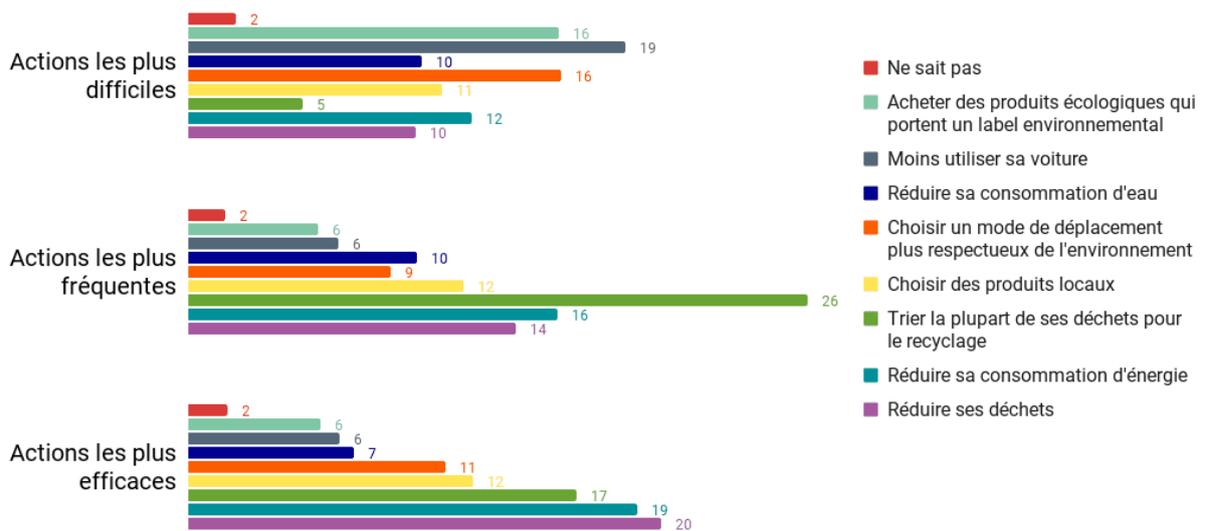


FIGURE C.2 – Les actions des Français pour protéger l'environnement

Source : SDES, volet Environnement de l'enquête 2021 sur les conditions de vie et aspirations des Français, réalisée par le Credoc.

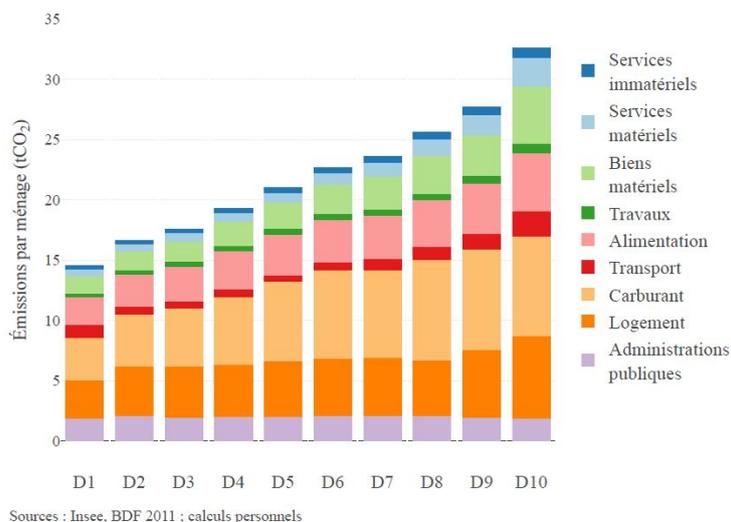


FIGURE C.3 – Émissions moyenne d'un ménage par décile de revenu et par source d'émission

Source : Pottier *et al.* (2020)

S'il existe des enquêtes sur la manière dont les ménages jugent leurs actions, il n'y en a en revanche pas sur la manière dont les entreprises ou les pouvoirs publics jugent les leurs.

C.4.3 Enjeux distributifs des politiques de transition : un tour d'horizon

Vincent Marcus Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

Comme l'ont montré Pottier *et al.* (2020), les émissions augmentent avec le revenu, mais elles augmentent moins vite que celui-ci (figure C.3).

Deux conclusions s'imposent alors :

- L'ensemble de la population est concernée par les réductions des émissions, et pas uniquement les plus hauts revenus.
- L'intensité en carbone des dépenses décroît au fur et à mesure que l'on grimpe dans l'échelle des revenus.

Le ratio des dépenses énergétiques sur le revenu (le taux d'effort) est plus important pour les ménages les plus pauvres.

Dans une même veine, on voit observe dans la métropole du grand Paris, que les unités géographiques où le revenu moyen est le plus faible sont également celles où il y a le plus de ménages équipés de véhicules dont la vignette Crit'air est classée 3, 4 ou 5 (ce sont les véhicules les plus polluants).

C.4.4 Politiques climatiques et hétérogénéité des ménages

Fanny Henriot École d'économie de Paris

Comme évoqué précédemment, la part des dépenses en énergie dans le budget décroît avec le revenu. Toute taxe linéaire sur les dépenses en énergie est alors régressive.

Néanmoins, l'analyse par décile de revenu masque les disparités au sein des déciles, sur plusieurs aspects. Ainsi, la mise en place de la taxe carbone (qui a déclenché le mouvement des Gilets jaunes) occasionnait, selon Bureau *et al.* (2019) :

- Une perte de 180 euros de plus pour un ménage rural par rapport à un ménage urbain.
- Une perte de 220 euros de plus pour un ménage roulant au diesel par rapport à un ménage sans voiture.
- Une perte de 157 euros de plus pour un ménage se chauffant au fioul par rapport à un ménage se chauffant à l'électricité.

Même avec une forme de redistribution, la mise en place d'une taxe carbone reste très impopulaire, y compris chez les potentiels gagnants (Douenne et Fabre, 2020).

Deux variables prédisent alors le soutien ou l'aversion à une politique de type taxe carbone :

- La disponibilité des transports en commun.
- L'usage de la voiture dans la vie quotidienne.

En particulier, les convictions écologiques des ménages vont se heurter à la possibilité de faire différent. Pour le dire simplement : même en étant convaincu qu'il faut limiter les émissions, s'il n'existe aucune alternative à la voiture ou au fioul, on s'opposera à une taxe carbone.

Le rôle du lieu de vie dans les émissions a été étudié aux États-Unis par Lyubich (2023) : 15 à 25% de la variation globale des émissions entre tous les foyers est due à des effets propres au lieu de vie, telles la disponibilité des transports en commun ou l'existence de pistes cyclables.

C.5 La transition écologique, enjeu d'innovation pour la statistique publique ?

Xavier Timbeau (animateur) Observatoire français des conjonctures économiques

Intervenants de la table ronde

Corinne Le Quéré Haut conseil pour le climat

Dominique Bureau Conseil économique pour le développement durable

Anne Beaufumé Carbone sur factures

Béregère Mesqui Service des données et études statistiques, Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

En premier lieu, il convient de rappeler que l'objectif de la statistique publique est d'obtenir et de publier des informations pour aider à la décision publique et contribuer au débat citoyen.

Notamment, elles servent au Haut conseil pour le climat, présidé par Corinne Le Quéré, d'évaluer la politique climatique du gouvernement. Sur les 25 orientations présentées par le gouvernement, seulement 6 sont au niveau actuellement aux yeux du Haut conseil.

Dominique Bureau et Béregère Mesqui ont souligné que :

- Les données de flux sont plus faciles à obtenir que les données de stock.
- Les données de la sphère de production marchande sont plus simples à obtenir que celles de la sphère non-marchande.
- Les données pour le climat sont plus simples à obtenir (elles peuvent être converties en équivalent carbone, et valoriser avec un prix du carbone fixé) que les données sur la biodiversité.

De plus, l'information est un outil précieux pour changer les comportements. Dans ce but, Anne Beaufumé a présenté le projet du collectif Carbone sur factures, qui visent à établir une comptabilité carbone des produits. Ainsi, les consommateurs verraient combien de carbone contiennent leurs achats, et de même pour les entreprises. Si Anne Beaufumé considère qu'il faut que l'engagement soit volontaire pour être efficace, à l'inverse Dominique Bureau considère qu'une politique uniquement volontaire ne suffit pas. Dans tous les cas, rendre visible la production de carbone permettrait aux ménages et aux entreprises de changer leurs choix, qui sont responsables des trois quarts de l'empreinte carbone de la France, comme l'a rappelé Corinne Le Quéré.

Références

Anderson, A. et Robinson, D. (2022). Financial literacy in the age of green investment. *Review of Finance*, 26(6), p. 1551–1584.

Bingler, J., Kraus, M., Leippold, M. et Webersinke, N. (2022). Cheap talk and cherry-picking : What climatebert has to say on corporate climate risk disclosures. *Finance Research Letters*, 47(B). Disponible sur : <https://doi.org/10.1016/j.fr1.2022.102776> (consulté le 16 mai 2023).

Bolton, P. et Kacperczyk, M. (2023). Firm commitments. *NBER Working Paper*, 31244.

- Bressan, G., Duranovic, A., Monasterolo, I. et Battiston, S. (2022). Asset-level climate physical risk assessment is key for adaptation finance. *SSRN Working Paper*, 4062275. Disponible sur : <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4062275> (consulté 20 mai 2023).
- Bureau, D., Henriot, F. et Schubert, K. (2019). Pour le climat : une taxe juste, pas juste une taxe. *Les notes du conseil d'analyse économique*, 50.
- Burke, M., Hsiang, S. et Miguel, E. (2015). Global non-linear effect of temperature on economic production. *Nature*, 527, pp. 235–239.
- Douenne, T. et Fabre, A. (2020). French attitudes on climate change, carbon taxation and other climate policies. *Ecological Economics*, 169. Disponible sur : <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106496> (consulté le 19 mai 2023).
- Ilhan, E., Krueger, P., Sautner, Z. et Starks, L. (2023). Climate risk disclosure and institutional investors. *The Review of Financial Studies*, 36(7), p. 2617–2650.
- Jouvenot, V. et Krueger, P. (2019). Mandatory corporate carbon disclosure : Evidence from a natural experiment. *SSRN Working Paper*, 3434490. Disponible sur : <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3434490> (consulté le 11 mai 2023).
- Lyubich, E. (2023). The role of people vs. places in individual carbon emissions. Disponible sur : https://evalyubich.com/files/Lyubich_UCBerkeley_JMP.pdf (consulté le 11 mai 2023).
- Mésonnier, J.-S. et Nguyen, B. (2021). Showing off cleaner hands : mandatory climate-related disclosure by financial institutions and the financing of fossil energy. *Document de travail de la Banque de France*, 800.
- Nachtigall, D., Lutz, L., Cárdenas Rodríguez, M., Hašič, I. et Pizarro, R. (2022). The climate actions and policies measurement framework : A structured and harmonised climate policy database to monitor countries' mitigation action. *OECD Environment Working Papers*, 203. Disponible sur : <https://doi.org/10.1787/2caa60ce-en> (consulté le 20 mai 2023).
- Pottier, A., Combet, E., Cayla, J., de Lauretis, S. et Nadaud, F. (2020). Qui émet du co2? panorama critique des inégalités écologiques en france. *Revue de l'OFCE*, 169, pp. 73–132.
- Stiglitz, J., Sen, A. et Fitoussi, J. (2009). Rapport de la commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social. Disponible sur : <https://www.vie-publique.fr/rapport/30513-mesure-performances-economiques-et-progres-social> (consulté le 11 mai 2023).
- Tomar, S. (2023). Greenhouse gas disclosure and emissions benchmarking. *Journal of Accounting Research*, 61(2), pp. 451–496.

	Diplôme : Master Spécialité : Sciences de la mer et du littoral Spécialisation/option : Économie appliquée : agriculture, mer, environnement Enseignant référent : Rémi Mongruel
Auteur : Valentin Roussarie Date de naissance : 17/10/2000	Organisme d'accueil : Ifremer Adresse : Rue Dumont d'Urville 29280 Plouzané
Nb pages : 46 Annexe : 26	29280 Plouzané
Année de soutenance : 2023	Maître de stage : Pierre Scemama
Titre français : Un modèle macro-économique en durabilité forte pour étendre le modèle de comptabilité CARE Titre anglais : A strong sustainability macroeconomic model to extend the TDL accounting framework	
Résumé : Ce mémoire porte sur le développement d'un modèle macro-économique en durabilité forte intégrant la biodiversité. Il se compose de quatre chapitres. Dans le chapitre introductif, nous définissons les concepts de biodiversité, de services écosystémiques et de capital naturel. Après avoir mis en évidence la responsabilité humaine dans le déclin de la biodiversité, nous montrons la différence de traitement dans la littérature économique entre les questions climatiques et les questions de biodiversité. Les modèles macro-économiques intégrant la biodiversité sont plus rares que ceux intégrant le climat. Dans le deuxième chapitre, nous proposons une revue de la littérature. Nous distinguons trois types de modèles macro-économiques intégrant la biodiversité et évoquons les débats en lien avec la prise en compte de la biodiversité par les modèles macro-économiques. Les modèles existants sont des modèles en durabilité faible. Dans un troisième chapitre, nous proposons une nouvelle modélisation en durabilité forte. Nous nous basons sur le modèle de comptabilité écologique CARE, qui évalue les dégradations naturelles par les coûts de restauration. Dans un quatrième chapitre, nous comparons le modèle proposé aux autres solutions aux problèmes environnementaux existant dans la littérature économique et nous suggérons différentes pistes d'extension. Le mémoire inclut également des annexes. La seconde annexe présente la tentative de calibrage de notre modèle sur l'économie française. La troisième annexe résume le colloque Mesurer la transition écologique, organisé par le CNIS en mai 2023.	
Abstract : This master thesis deals with the development of a strong sustainability macro-economic model incorporating biodiversity. It is made up of four chapters. In the introductory chapter, we define the concepts of biodiversity, ecosystem services and natural capital. After highlighting human responsibility in the decline in biodiversity, we show the difference in treatment in the economic literature between climate and biodiversity issues. Macro-economic models integrating biodiversity are rarer than those integrating climate. In the second chapter, we propose a review of the literature. We distinguish between three types of macro-economic model integrating biodiversity and discuss the debates surrounding the inclusion of biodiversity in macro-economic models. The existing models are weak sustainability models. In the third chapter, we propose a new strong sustainability model. It is based on the CARE ecological accounting model, which evaluates natural degradation using restoration costs. In the fourth chapter, we compare the proposed model with other solutions to environmental problems that exist in the economic literature, and we suggest various ways of extending it. The thesis also includes appendices. The second appendix presents an attempt to calibrate our model on the French economy. The third appendix summarises the conference Measuring the ecological transition, organised by the CNIS in May 2023.	
Mots-clefs : biodiversité, modèle, macro-économie, restauration naturelle, modèle stock-flow-consistent Keywords : biodiversity, model, macroeconomics, natural restoration, stock-flow-consistent model	