

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 présentée par

Mateo Cordier

en vue de l'obtention du grade académique de Docteur en Sciences agronomiques
et ingénierie biologique à l'ULB

et Docteur en Sciences Économiques à l'UVSQ

5 juillet 2011

**ECOSYSTEME ESTUARIEN ET SYSTEME ECONOMIQUE REGIONAL :
FAISABILITE D'UNE INTEGRATION PAR
MODELISATION INPUT-OUTPUT**

**APPLICATION AU CAS DE L'HABITAT HALIEUTIQUE
DANS L'ESTUAIRE DE LA SEINE**

THESE PRESENTEE PAR MATEO CORDIER

**en vue de l'obtention du grade académique de Docteur en Sciences
agronomiques et Ingénierie biologique
à l'Université Libre de Bruxelles
et
Docteur en Sciences Economiques
à l'Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines**

5 juillet 2011

Membres du jury :

Martin O'Connor : Professeur à l'UVSQ	(Codirecteur de thèse)
Walter Hecq : Professeur à l'ULB	(Codirecteur de thèse)
Christiane Lancelot : Professeur à l'ULB	(Codirectrice de thèse)
Paul Safonov : Professeur à Saint Cloud State University	(Rapporteur)
Paul J. Thomassin : Professeur à McGill University	(Rapporteur)
Bertrand Hamaide : Professeur aux Facultés Universitaires Saint-Louis	(Examineur)
François Valette : Ingénieur de recherche à l'Université de Montpellier 1	(Examineur)
Tom Bauler : Professeur à l'ULB	(Examineur)
Pierre Servais : Professeur à l'ULB	(Examineur)

Cette étude a été cofinancée par *Ifremer* et le *GIP Seine-Aval*. Deux bourses complémentaires ont également été octroyées par le *Fonds David & Alice Van Buuren* ainsi que par le Département des Relations Internationales de l'*Université Libre de Bruxelles*.

Photo de couverture : l'estuaire de la Seine montrant, au loin, le Pont de Normandie et au-delà, sur la droite, la vasière nord (nourricerie de juvéniles de poissons à haute capacité d'accueil). Auteur : Grand Port Maritime du Havre (2007).

Remerciements

Septembre 2004 signe la fin de mes études de bioingénieur et un marché de l'emploi plutôt mou. Les employeurs ne se bousculent pas au portillon pour embaucher un jeune sans expérience. Une année et demi s'écoule ensuite. Je la passe en Slovaquie, dans une usine de pellets renouvelables et dans une salle de classe à donner des cours en anglais à des étudiants parlant essentiellement le slovaque (une expérience inoubliable). Un mois avant mon retour en Belgique, je relance mes recherches d'emploi. Très vite, je reçois une réponse de Walter Hecq, directeur du Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement de l'ULB. Il se décide à me donner ma chance et m'implique dans des projets de recherche européens qui nous font voyager ensemble dans plusieurs pays d'Europe. Durant nos séjours à l'étranger, Walter m'offre une véritable initiation au monde scientifique. Je le remercie du fond du cœur pour m'avoir suivi et soutenu dans cette démarche. Je garde aussi d'excellents souvenirs de nos soirées et discussions dans les avions, dans les salles de conférences, dans les taxis à Paris, dans les rues de Gand, de Brest et de Rome, dans les hôtels de Barcelone ou les gondoles de Venise.

C'est en mars 2007 que je découvre Venise pour la première fois. Nous nous rendons, Walter et moi, à une réunion scientifique du projet de recherche européen SPICOSA. C'est là que je rencontre José Pérez pour la première fois. Il est accompagné de ses collègues d'Ifremer-Brest, Denis Bailly, Rémy Montgruel, Pascal Raux et, plus tard, Daniel Roy et Harold Levrel. Une équipe extrêmement sympathique. Un plaisir de travailler avec eux. Lors d'une balade dans le splendide cloître où se tient notre réunion, José et Denis me demandent si cela m'intéresserait de réaliser une thèse analogue aux thématiques de recherche de SPICOSA, projet dont Denis assume la direction scientifique. Je les connais à peine depuis quelques jours mais j'ai le sentiment que cela fait des années que nous nous sommes rencontrés. Une connivence tant au niveau humain qu'intellectuel s'était installée très rapidement. Je ne réfléchis pas très longtemps. L'après-midi même je me balade dans le quartier juif de Venise avec Walter. Nous discutons longuement. La semaine d'après, le projet est lancé.

Martin O'Connor se joint également au projet de thèse en codirection avec Walter Hecq. Il dirige alors le C3ED, l'actuel laboratoire de Recherche en Economie écologique, Eco-innovation et ingénierie du Développement Soutenable (REEDS) de l'UVSQ. Ma thèse démarre le 4 décembre 2007. Très vite, Martin m'apporte son appui. Il me suit dans mes pérégrinations intellectuelles et me donne un cadre de base qui confortera ma réflexion durant toute la thèse. Nos réunions de travail à l'UVSQ sont à chaque fois très enrichissantes et me permettent d'intégrer le concept de flux de matière et d'énergie aux interfaces entre le système économique et l'écosystème. Un concept important en modélisation input-output étendue à l'environnement. Je remercie également Jean-Paul Vanderlinden pour son cadrage durant les premiers mois. Ses conseils me sont alors essentiels. José Pérez me soutient également beaucoup. Ses connaissances du monde de la mer et de la pêche m'aident considérablement dans l'élaboration d'un article sur la modélisation input-output visant l'intégration des interrelations économie-environnement. Il suggère d'aborder ces interrelations par un angle d'attaque précis : celui des poissons de l'estuaire de la Seine. Il me met en contact avec Olivier Le pape et Sébastien Rochette de l'Université Européenne de Bretagne (Agrocampus Ouest), deux biologistes qui étudient l'interaction entre les habitats aquatiques et les populations de poissons des zones côtières. Sur base de leurs études, nous parvenons à étudier un deuxième niveau d'interaction, celui qui se produit entre les habitats aquatiques et l'économie régionale. José et Walter me soutiennent dans cette démarche. Les nœuds qui empêchent notre article d'émerger se dénouent. Il est finalement accepté pour publication en avril 2011.

Comment ne pas être reconnaissant envers Garry McDonald. C'est à la réunion SPICOSA de Venise que je le rencontre pour la première fois. Nous discutons simplement au soleil, le temps d'une pause café, toujours dans ce cloître magnifique. Il participe à une réunion parallèle organisée par Martin dans le cadre du projet PASARELAS. Un an plus tard, grâce à Martin, je rencontre Garry pour la

deuxième fois en région parisienne au laboratoire REEDS. Garry m'écoute et m'apporte toutes les informations dont j'ai besoin pour mener à bien la construction d'un modèle input-output. Il me recommande des lectures essentielles sans lesquelles ma thèse n'aurait jamais vu le jour. Au bout d'une heure trente de discussion intense, il se lève et m'informe qu'il doit partir. Une multitude d'autres rendez-vous l'attendent dans la journée. Notre entrevue fut brève mais redoutablement efficace. Un an plus tard, toujours par l'intermédiaire de Martin, il me reçoit à Auckland, en Nouvelle Zélande. Je reste un mois et demi dans son bureau d'étude, Market Economics Ltd. Durant 42 jours, je le bombarde littéralement de questions. Je suis intarissable en la matière. L'une après l'autre, il y répond patiemment. Il m'aide beaucoup dans l'apprentissage des techniques de régionalisation des matrices input-output nationales. Je lui suis infiniment reconnaissant pour cela.

Viennent ensuite mes multiples discussions avec Loïc Guezennec, directeur du GIP Seine Aval (GIPSA), et Louis Alexandre Romaña, président du Conseil Scientifique de l'Estuaire de la Seine. Nous discutons souvent entre deux conférences des séminaires scientifiques du GIPSA à Rouen et au Havre. Sans eux, je n'aurais jamais acquis la compréhension nécessaire des processus écologiques de l'estuaire de la Seine et des enjeux humains que l'estuaire cristallise. J'ai également droit à un ciblage particulier sur les processus hydro-sédimentaires par Antoine Cuvilliez, hydro-sédimentologue à l'Université du Havre. Ces processus étant au cœur de la formation des habitats aquatiques, son apport est vital pour ma recherche.

Je tiens également à remercier chaleureusement Luce Cadranel, Michel Cordier, Julie Cordier, Dominique Salomon, Maryvonne Maes, Kevin Maréchal et Florence Bouton pour leur travail de relecture assidue. Un merci tout particulier à Luce, Michel et Julie. Ce fut un plaisir pour moi d'inclure ma mère, mon père et ma sœur dans la rédaction de ma thèse. Leur soutien que je reçois depuis maintenant 30 ans n'est pas anodin dans cet accomplissement. Je remercie également Kate Weir et Aline Martin pour leur aide dans les corrections linguistiques de l'article rédigé en anglais.

Je ne peux pas oublier mes collègues du Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'ULB. Après quatre années et demi de recherche en leur compagnie, cela reste toujours un plaisir de partager le couloir, les pauses café, les midis, les drinks et les restos avec eux. Un merci tout particulier à Kevin Maréchal. Contre toute attente et après des débuts quelque peu houleux, une relation de collègue se transforme en une franche amitié. Espérons qu'elle se maintienne au-delà des frontières. Merci aussi à toute la famille Soprano pour son soutien lors des longues soirées de rédaction des derniers mois. Je n'oublie pas non plus Laurence Holzemer et Antoine Thonnon pour leur aide.

Sans les bénévoles de la CRER, ces trois années et demi de thèse n'auraient pas été aussi riches et variées. Ils m'ont permis de garder un pied sur terre. Un merci tout particulier à Oscar Flores, Thomas Evrard et Jeanne Depireux qui m'ont appris à m'engager.

Je me souviens de ma discussion avec Michel Englert, du Bureau Fédéral du Plan de Belgique (BFP). Il m'a extrait de mon modèle pour me ramener dans la réalité économique. Ce fut également un plaisir de connaître le reste de sa famille après en avoir rencontré une partie 26 ans auparavant, au 340 avenue du Kouter. Merci aussi à Luc Avonds pour avoir partagé son expérience dans la construction des matrices input-output au BFP. Je souhaite également souligner la contribution des responsables du port de Rouen : Charles Bizien, Sandrine Samson et Patrice Tournier. Ils m'ont accordé un long entretien sur les activités du port, les opérations de dragage et la gestion des sédiments. Nous avons également initié un débat sur les problèmes écologiques liés à la croissance économique. Leurs points de vue en tant que gestionnaires d'une activité portuaire furent pour moi très enrichissants. Ronan Nedelec du SIAAP (station d'Achères) m'a également reçu pour discuter du coût de traitement des eaux usées de la région parisienne, un facteur important dans la pollution de l'estuaire de la Seine. Jan Vandebroek de la Société de Dragage International m'a, quant à lui, éclairé sur la problématique des sédiments dans l'estuaire de la Seine. Je me suis également entretenu sur le sujet

avec Christophe Bessineton et Thomas Lecarpentier de la Maison de l'Estuaire au Havre. Leurs informations sur l'évolution sédimentaire et la restauration des habitats aquatiques furent capital pour l'avancée de mon étude.

Merci également à Christiane Lancelot et Bertrand Hamaide pour leur participation aux comités d'accompagnement. J'ai rencontré Christiane dans le projet européen TRESHOLDS et Bertrand à la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux où j'ai suivi son cours d'économie de l'environnement. Mes échanges avec eux furent toujours un plaisir et très enrichissants. Merci également aux membres du jury d'avoir accepté de lire mon manuscrit et de se déplacer, parfois de loin : Paul Safonov, Paul Thomassin, François Valette, Jean-Louis Weber, Tom Bauler et Pierre Servais.

Enfin, merci à Gilles Naeije et Valérie Martinet de nous avoir offert le petit Ilan. Quel beau cadeau pour clôturer une thèse. Merci aussi pour leur compréhension durant les derniers mois de rédaction. Je ne pouvais attendre mieux. Je ne peux pas terminer ces remerciements sans citer mon frère, Manu Cordier. Un ami dont le simple fait d'exister suffit. Un poisson qui nage à contrecourant.

Abréviations et symboles

« , » : la virgule désigne le séparateur décimal

« . » : le point désigne le séparateur des milliers

AESN : Agence de l'eau Seine-Normandie

BAU : Business as usual

CAF : Coût, Assurance et Fret

CAP : Consentement à payer

CAR : Consentement à recevoir

CBA : Cost-benefit analysis

CIEM : Conseil international pour l'exploration de la mer

CIF : Cost, Insurance and Freight

CIQ : Cross-Industry Location Quotient

cmh : Cote marine du Havre.

CO₂ : Dioxyde de carbone

CPA: Statistical Classification of Products by Activity in the European Economic Community

CPC : Central Product Classification

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DIREN : Direction régionale de l'environnement

DPSIR : Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses

EGC : Modèle d'équilibre général calculable

EU-ETS : European union – emission trading scheme (système européen d'échange de quotas d'émissions de CO₂)

FAB : Franco A Bord

FBCF : Formation brute de capital fixe

FOB : Free On Board

FPB : Federal Planning Bureau (Bureau Fédéral du Plan de Belgique)

GFCF : Gross fix capital formation

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GIP Seine-aval : Groupement d'intérêt Public Seine-Aval

GIZC : Gestion intégrée des zones côtières

GSP: Gross System Product (Produit Brut du Système)

h : Heures

Ha : Hectares

hab. : Habitants

ICES : International Council for the Exploration of the Sea

ICZM : Integrated coastal zone management

Ifremer : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

Insee : Institut national de la statistique et des études économiques

I-O : input-output

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change

ISIC : United Nations International Standard Industrial Classification of All Economic Activities.

kg : Kilogrammes

km : Kilomètres

LCIQ : Logarithmic Cross-Industry Location Quotient

m : Mètres

MA : Millennium Ecosystem Assessment

MEDDAT : Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, de l'Aménagement du Territoire

MEDDTL : Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement

MEEDDAT : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire

NACE: General Industrial Classification of Economic Activities within the European Communities

NO_x : Famille des oxydes d'azote : monoxyde d'azote (NO), dioxyde d'azote (NO₂), protoxyde d'azote (N₂O), tétraoxyde diazote (N₂O₄), trioxyde d'azote (N₂O₃)

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques

OECD : Organisation for Economic Co-operation and Development

ONG : Organisation non gouvernementale

PIB : Produit intérieur brut

PLQ : Purchases Only Location Quotient

PNUD : Programme des Nations Unies pour le développement

Pop. : population

PRB : Produit régional brut

RAS : Technique d'ajustement matriciel biproportionnel (abréviation liée à la formule dans l'équation, pas au nom de la technique)

SEEA : System of Integrated Environmental and Economic Accounts

SitraM : système d'Information sur les transports de marchandises

SLQ : Simple location quotient

SNA : System of National Accounts

t : Tonnes

TVA : Taxe sur la valeur ajoutée

SOMMAIRE

INTRODUCTION	19
RESUME DE LA THESE	27
Resumé court en français	29
Resumé long en anglais	37
PARTIE I – REPRESENTATIONS DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES EN ANALYSE ECONOMIQUE : DE LEUR VALEUR MONETAIRE A LEUR NATURE PHYSIQUE	59
I. Définition et catégorisation des Services écosystémiques : une étape nécessaire à l'évaluation	61
I.1. Définitions pour une meilleure catégorisation	61
I.2. Catégorisation pour une meilleure évaluation	67
II. Approches holistiques et gestion des incertitudes	85
II.1. L'incertitude naît de la complexité des écosystèmes	85
II.2. Les hauts degrés d'incertitude: inclure plutôt qu'exclure	90
III. Les outils d'analyse économique de l'environnement	97
III.1. Des outils d'analyse au service des processus de décision	97
III.2. L'analyse coût-efficacité	102
III.3. L'analyse coût-bénéfice et les outils d'évaluation monétaire	103
III.4. La modélisation input-output	109
III.5. PIB ajusté par rapport à l'environnement	114
III.6. Modèles d'équilibre général calculable	125
III.7. Trois approches d'intégration monétaire des services écosystémiques dans les modèles I-O	132
IV. Une approche d'Intégration hybride des services écosystémiques dans le modèle « ECO »	141
IV.1. Différences par rapport à l'intégration par le biais de valeurs purement monétaires	141
IV.2. Intégration des valeurs monétaires au modèle ECO	143
IV.3. Intégration des unités physiques au modèle ECO	146
IV.4. Inclure les thématiques à haut degré d'incertitude	153
V. Conclusion	159
V.1. Exclure deux services écosystémiques de l'évaluation monétaire	159
V.2. Modèles holistiques et gestion de hauts degrés d'incertitude	161
V.3. Place du modèle ECO parmi les outils d'analyse économique de l'environnement	163
V.4. Intégration des services écosystémiques dans le modèle ECO	165
PARTIE II – METHODOLOGIE : DEVELOPPEMENT DU MODELE INPUT-OUTPUT « ECO »	167
Introduction	169
VI. Les modèles Input-Output environnementaux : cadre méthodologique	171
VI.1. Introduction	171
VI.2. Revue critique des modèles I-O environnementaux	173

VII. Le modèle ECO	197
VII.1. Introduction	197
VII.2. Différence entre le modèle ECO et le modèle de Victor	199
VII.3. L'estuaire de la Seine et les frontières du système modélisé	201
VII.4. Méthodes de régionalisation de tables I-O nationales	216
VII.5. Opérations de régionalisation du modèle ECO	229
VII.6. Formalisation mathématique du système économique	286
VII.7. Formalisation mathématique de l'écosystème	293
VIII. Synthèse de la formalisation mathématique du modèle ECO	317
VIII.1. Impacts économiques directs et indirects	317
VIII.2. Validation du volet économique du modèle ECO	322
PARTIE III – APPLICATION DU MODELE ECO AU CAS DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE	331
Introduction	333
IX. Scénarios de restauration de surfaces de nourriceries subtidales potentielles	337
IX.1. Introduction	337
IX.2. Scénario business as usual	337
IX.3. Scénario de restauration financé par les destructeurs directs	342
IX.4. Scénario de restauration financé par les destructeurs directs et indirects de 2 ^{ème} ordre	349
X. Résultats et discussion	351
X.1. Introduction	351
X.2. Restauration de nourriceries et stock de soles	351
X.3. La restauration de nourriceries, un dilemme pour la croissance économique ?	353
X.4. Les perdants et les gagnants de la restauration de nourriceries	355
X.5. Limites des données et du modèle	358
X.6. Analyse de sensibilité et interprétation des résultats	360
XI. Le modèle ECO dans une évaluation multicritère et multi-acteurs : un voie vers un compromis ?	367
XI.1. Introduction	367
XI.2. L'approche participative INTEGRAAL appliquée à l'estuaire de la Seine	369
XII. Pertinence du choix des mesures de restauration de nourriceries dans une économie en croissance	387
XII.1. Introduction	387
XII.2. Le découplage : mythe ou réalité ?	391
XII. 3. Limiter la croissance économique en complément au découplage : analyse exploratoire	402
PARTIE IV – CONCLUSION	415
XIII. Conclusion	417
ANNEXE A	421
A.1. Besoin d'outils prospectifs	423
A.2. La consultation d'experts : balayer le champ des possibles et réduire l'incertitude	424
A.2.1. L'analyse morphologique	424
A.2.2. La méthode Delphi	425
A.2.3. L'abaque de Régnier	425
A.2.4. Les méthodes d'impacts croisés probabilistes	425

A. 3. Erreurs de prospectives	426
ANNEXE B	429
B.1. Liste des techniques d'évaluation monétaire utilisées dans la littérature pour chacune des catégories de services écosystémiques	429
ANNEXE C	435
C.1. Nomenclature Statistique Transport NST (1974)	435
ANNEXE D	445
D.1. Construction du tableau des transports de marchandises par voie d'eau	448
D.2. Allocation des coûts de restauration	448
D.3. Biais	449
ANNEXE E	451
E.1. Analyse de sensibilité	451
BIBLIOGRAPHIE	457

TABLE DES FIGURES

Figure 1. Environmental impacts of nursery restoration scenarios (2007-2015).	52
Figure 2. Macro-economic impacts of nursery restoration scenarios (2007-2015).	53
Figure 3. Sectorial impacts of nursery restoration scenarios in terms of gross operating surplus (2007-2015). .	54
Figure 4. Lien entre l'organisation des écosystèmes, leur fonctionnement et la production des services par les écosystèmes.	63
Figure 5. Catégorisation des services écosystémiques du Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005).	68
Figure 6. Valeur de la structure de l'écosystème (« Primary » or « glue » value) et valeur économique totale (Total Economic Value) de l'écosystème (Turner et al., 2004).	75
Figure 7. Exactitude et précision, l'analogie de la cible.	85
Figure 8. Les différents types d'incertitudes et leurs origines dans le cas du modèle ECO appliqué à l'estuaire de la Seine.	87
Figure 9. Les outils d'analyse économique de l'environnement dans les processus de décision politique.	100
Figure 10. Choix de la méthode d'évaluation économique de l'environnement appropriée.	102
Figure 11. Arbre de choix décisionnel pour l'intégration des évaluations monétaires et unités physiques dans un modèle input-output reposant sur le principe holistique de la Science Post-Normale et de la GIZC.	146
Figure 12. Flux de matières et d'énergies aux interfaces entre des systèmes économiques et écosystémiques intégrés à la matrice input-output. Exemple pour le service final d'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons).	150
Figure 13. Place de la matrice input-output au sein de la chaîne de causalité DPSIR.	151
Figure 14. Système économique simplifié et interaction avec les habitats de nurseries de poissons.	172
Figure 15. Secteur de la Manche-Est (zone de pêche VIII du CIEM) et sous-divisions en 9 secteurs côtiers et estuariens.	202
Figure 16. Evolution de la surface totale de nurserie* dans l'estuaire de la Seine entre 1834 et 2004.	203
Figure 17. Photo aérienne de l'estuaire de la Seine avec le Pont de Normandie et au-delà du pont, les nurseries intertidales de la vasière nord et le Port du Havre (en haut à droite). Source : Grand Port Maritime du Havre (2007).	203
Figure 18. Cartes bathymétriques levées depuis 1677 (depuis 1834 carte SHOM).	204
Figure 19. Historique des aménagements de l'estuaire de la Seine hors Port 2000 (AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004b).	205
Figure 20. Localisation géographique des aménagements de l'estuaire réalisés depuis 1970 (Cuvilliez <i>et al.</i> , 2009).	205
Figure 21. Le territoire de l'estuaire.	206
Figure 22. Carte du sous-bassin Seine aval et de ses départements.	207
Figure 23. Inondation de mars 2001 dans le sous-bassin Seine aval le long de la Seine dans la boucle d'Elbeuf (Figure 21).	214
Figure 24. Modèle conceptuel de l'anthropo-écosystème de l'estuaire de la Seine construit par les acteurs de l'estuaire dans le cadre d'une approche participative.	216
Figure 25. Procédure méthodologique pour générer un modèle I-O <i>commodity by industry</i> à l'échelle de la région de la Haute-Normandie.	230
Figure 26. Estimation de la consommation finale des ONG en 2007 par régression linéaire sur les données annuelles observées entre 2001 et 2005.	238

Figure 27. Comparaison de la population de soles par âge en Manche-Est pour la période de référence t_0 1996-2005 telle qu'estimée par le CIEM (ICES, 2006) et les résultats de l'équation de population utilisée dans le modèle ECO :	306
Figure 28. Schéma synthétique de la formalisation mathématique de l'écosystème construite dans la Supply et à la Use table environnementalisées.	319
Figure 29. Emplacement envisagé pour le scénario de restauration de 24,38 km ² de nourriceries potentielles subtidales sur sédiments sableux (rectangle blanc à l'échelle). Source carte: Géoportail (2010).	345
Figure 30. Localisation des zones de dragage dans le chenal de navigation de l'estuaire de la Seine. Note : La zone de l'engainement et de la brèche sont divisées en zones 1, 2, 3 4, et 4 amont. Source : Port de Rouen – Vallée de Seine (2006a).....	346
Figure 31. Volume annuel de sédiments à apporter sur le site de restauration des nourriceries subtidales potentielles.	346
Figure 32. Lignes bathymétriques -10 m et -20 m dans l'estuaire de la Seine (Ifremer, 1999).	347
Figure 33. Zone d'inondation contrôlée (<i>Flood Control Area ou FCA</i>) avec <i>Controlled Reduced Tide</i> (CRT).....	348
Figure 34. Impact environnemental de la restauration de nourriceries potentielles sur la période 2004-2015. Les marges d'incertitude sont indiquées entre parenthèses.	352
Figure 35. Impacts macroéconomiques des scénarios de restauration des nourriceries potentielles (2004-2015). Les marges d'incertitude sont indiquées entre parenthèses.	354
Figure 36. Impact sectoriel des scénarios de restauration de nourriceries potentielles (2004-2015) en termes d'excédent brut d'exploitation (bénéfices des entreprises). Les marges d'incertitude sont indiquées entre parenthèses.	358
Figure 37. Les cinq étapes de la méthode INTEGRAAL	369
Figure 38. Matrice de Délibération kerDST et ses trois axes : scénarios d'actions, critères d'évaluation, acteurs chargés d'évaluer.	376
Figure 39. Tranche de la Matrice de Délibération kerDST pour un scénario montrant l'évaluation de l'acteur 1 en fonction du critère de l'enjeu 4 sur base de 3 indicateurs.....	376
Figure 40. Evolution 1978-2004 des surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil de juvéniles de sole (densité > 45 indiv./km ²) en fonction du PRB par habitant (à prix constants en euros 2005).	390
Figure 41. Evolution 1980-2004 des pertes annuelles de surface de nourriceries à haute capacité d'accueil de juvéniles de soles (densité>45 indiv./km ²) en fonction du PRB/habitant en Haute-Normandie (en euros constants aux prix 2005).	392
Figure 42. Evolution 1985-2005 des pertes annuelles en nourriceries intertidale au sein de la vasière Nord en fonction du revenu moyen par habitant.	393
Figure 43. Consommations matérielles directes par unité de PIB dans 5 pays entre 1975 et 2000 (exprimées en base 100 = année 1975). Un découplage relatif est observé. Source : Jackson (2009).	401
Figure 44. Consommations matérielles directes dans 5 pays entre 1975 et 2000 (exprimées en base 100 = année 1975). Aucun découplage absolu n'est observé. Source : Jackson (2009).	401
Figure 45. Evolution 1834-2004 des pertes annuelles de nourriceries à haute capacité d'accueil de juvéniles de soles (densité > 45 indiv./km ²) en fonction du temps.	404
Figure 46. Evolution du taux de croissance annuel du PIB (prix constants) en France sur la période 1950-2010.	406
Figure 47. Espérance de vie à la naissance en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 2005).	408
Figure 48. Participation à l'éducation en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 2005).	408

Figure 49. Indice de bonheur et de satisfaction de la vie en général en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 1995).	408
Figure 50. Taux de chômage en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars internationaux 2008).	409
Figure 51. Etude exploratoire de l'évolution des surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil en 2025 avec et sans mesure de limite à la croissance du PRB.	412
Figure 52. Appréciation sur la justesse des prévisions effectuées en 1963 à l'horizon 1984 par Schwab (1989) pour la Rand Corporation.....	427

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1. Equivalence des termes utilisés dans la littérature sur les services écosystémiques	63
Tableau 2. Relations conceptuelles entre les services écosystémiques intermédiaires et finaux ainsi que les bénéfices tirés par les individus.	71
Tableau 3. Catégorisation du service de régulation de la qualité des eaux comme service intermédiaire de premier et de second ordres.....	73
Tableau 4. Table d'équivalence entre trois systèmes de catégorisation des services écosystémiques.	75
Tableau 5. Services écosystémiques liés à l'interaction entre les vasières et les poissons.	82
Tableau 6. Représentation agrégée d'une matrice input-output de Leontief (industrie par industrie). Source : OECD (2006).	111
Tableau 7. Flux de matières (en vert) entrant en jeu dans le service écosystémique d'approvisionnement en ressources halieutiques sur base du système de catégorisation de Fisher <i>et al.</i> (2009) adapté.....	149
Tableau 8. Acteurs consultés pour la construction du modèle Input-output hybride « ECO ».	157
Tableau 9. Table input-output environnementale de Cumberland (1966).	176
Tableau 10. Table input-output environnementale de Daly (1968).	179
Tableau 11. Table I-O environnemental de Ayres et Kneese (1969).	181
Tableau 12. Table I-O environnementale de Leontief (1970).	184
Tableau 13. Table I-O environnementale d'Isard (1968).	191
Tableau 14. Supply table simplifiée : tableau de la production de produits économiques (outputs) par secteur économique.	192
Tableau 15. Use table simplifiée : tableau de la consommation de produits économiques (input intermédiaires et finaux) par secteur économique et catégorie de demande finale.....	193
Tableau 16. Table I-O environnementale de Victor (1972a).	194
Tableau 17. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année cible).	220
Tableau 18. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année de référence).	221
Tableau 19. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année cible – 1 ^{ère} itération).	221
Tableau 20. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année cible – 2 ^{ème} itération).	221
Tableau 21. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année cible – 3 ^{ème} itération).	222
Tableau 22. Matrice de transaction d'une table I-O <i>industry by industry</i> hypothétique (année cible – 4 ^{ème} itération).	222

Tableau 23. <i>Supply table</i> : tableau national des biens et services produits par secteur tel que structurée par Eurostat (2009).	231
Tableau 24. Use table: tableau national des biens et services consommés par secteur et par la demande finale tel que structurée par Eurostat (2009).	233
Tableau 25. Correspondance entre d'une part, le système NACE de catégorisation des secteurs des tables Supply-Use d'Eurostat (2009) et d'autre part, le système de catégorisation NES-114 (niveau 3) et NES-14 (Niveau 1) de l'Insee.	249
Tableau 26. Correspondance entre le système de catégorisation des 19 sections NST et des 176 positions NST.	265
Tableau 27. Correspondance entre le système de catégorisation des 176 positions NST et des 59 produits CPA.	266
Tableau 28. Flux interrégionaux du produit i tous modes de transport confondus obtenus après réorganisation des données du SitraM (pour $i = 59$ et $p = 22$).	267
Tableau 29. Flux interrégionaux du produit i tous modes de transport confondus entre la Haute-Normandie et le reste des 21 autre régions de France métropolitaine (R).	267
Tableau 30. Agrégation des 59 secteurs NACE et produits CPA en 35 secteurs et produits.....	280
Tableau 31. Supply table représentant la production de biens et services en Haute-Normandie en 2007 obtenue par régionalisation de la table nationale 2005 (million € ₂₀₀₇ au prix de base).....	281
Tableau 32. Use table représentant l'utilisation des biens et services en Haute-Normandie en 2007 obtenue par régionalisation de la table nationale 2005 (million € ₂₀₀₇ au prix de base).	282
Tableau 33. Importations totales (internationales plus interrégionales) vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million € ₂₀₀₇ au prix de base CAF).....	283
Tableau 34. Importations internationales vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million € ₂₀₀₇ au prix de base CAF).	284
Tableau 35. Importations interrégionales vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million € ₂₀₀₇ au prix de base CAF).	285
Tableau 36. Supply Table environnementalisée.	294
Tableau 37. Use table environnementalisée.....	295
Tableau 38. Données et calculs correspondant à la période de référence t_0 1996-2005 pour l'élaboration du graphique de la Figure 27.	307
Tableau 39. Abondance de juvéniles de soles d'âge 0 (< 12 mois) localisés dans les nourriceries de l'estuaire de la Seine en 2004 avec projections 2015 suivant un scénario tendanciel (BAU) et un scénario de restauration.	308
Tableau 40. Supply table environnementalisée représentant la production de produits économiques et écologiques en Haute-Normandie en 20207 (million € ₂₀₀₇ au prix de base).....	320
Tableau 41. Use table environnementalisée représentant l'utilisation de produits économiques et écologiques en Haute-Normandie en 2007 (million € ₂₀₀₇ au prix de base).....	321
Tableau 42. Calcul du pourcentage d'erreur lié à l'architecture économique du modèle ECO par rétrovalidation : comparaison des résultats du modèle à des données observées de l'Insee en 1999, 2005 et 2006 pour la Haute-Normandie.	327
Tableau 43. Marges d'incertitudes liées à l'architecture économique du modèle ECO calculées sur base du Tableau 42.....	329
Tableau 44. Projections 2005-2015 des taux de croissance moyens annuels de la demande finale et des importations en France.....	342
Tableau 45. Evolutions observées des surfaces de nourriceries à faibles et hautes capacités d'accueil (km ²) sur la période 1834-2004 et projections 2015 suivant un scénario tendanciel (BAU) et un scénario de restauration.	343

Tableau 46. Allocation sectorielle du coût total de restauration des nourriceries (385.6 M€2007) au prorata du transport par voie d'eau en 2006.	350
Tableau 47. Résultats donnés par le modèle input-output après avoir effectué une analyse de sensibilité sur 4 paramètres (capacité d'accueil des nourriceries en juvéniles de soles, surface de nourriceries en 2015, stock de soles en Manche-Est en 2007, croissance de la demande finale et des importations entre 2007 et 2015).....	365
Tableau 48. Table des usages de services écosystémiques mutuellement exclusifs et des conflits potentiels entre acteurs dans l'estuaire de la Seine (non exhaustif).....	372
Tableau 49. Scénario sans mesures de restauration (BAU) : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.	379
Tableau 50. Scénario avec mesures de restauration et coûts assumés par les ports : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.....	382
Tableau 51. Scénario avec mesures de restauration et coûts partagés : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.....	383
Tableau 52. Evaluation finale par scénario en fonction de chaque acteur.	386
Tableau 53. Evolution de la surface de nourriceries, du PRB et de la population sur la période 1978-2015 en Haute-Normandie (représentation graphique à la Figure 51).	395
Tableau 54. Techniques d'évaluation monétaire utilisées dans la littérature pour évaluer les services écosystémiques (de Groot <i>et al.</i> , 2002).	431
Tableau 55. Transport de marchandises par voie d'eau (voie navigables et mer) de et vers la Haute-Normandie en 2006.	447
Tableau 56. Résultat du calcul des marges de variation minimum et maximum dans le cadre du scénario BAU utilisées pour l'analyse de sensibilité sur la surface de nourriceries en 2015.	453
Tableau 57. Variation observée du nombre de soles (<i>Solea solea sp.</i>) par classe d'âge en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en millions d'individus).....	454
Tableau 58. Variation observée de la moyenne annuelle du poids d'un individu (<i>solea solea sp.</i>) par classe d'âge en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en kg).	454
Tableau 59. Variation observée des captures de soles (<i>solea solea sp.</i>) par pêche en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en tonnes).	454
Tableau 60. Marges d'incertitude pour le stock de soles (<i>solea solea sp.</i>) en Manche-Est en 2004.	455

INTRODUCTION

La protection des eaux de surface, des eaux de transition¹, des eaux côtières, des eaux souterraines et des écosystèmes aquatiques à l'échelle de l'ensemble de l'Europe est inscrite dans la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), souvent plus simplement désignée par son sigle DCE. La DCE est une directive du Parlement européen et du Conseil, entrée en vigueur en 2000. L'objectif ultime et contraignant de la Directive Cadre est d'atteindre un "bon état" de toutes les eaux communautaires d'ici décembre 2015.

L'ampleur de la tâche est conséquente, notamment en termes de coûts. C'est la raison pour laquelle des études préalables doivent être réalisées pour évaluer ces coûts et les moyens existants pour les financer ou les réduire. Un coût trop important peut, par exemple, être réduit en étalant les mesures environnementales sur une période dépassant l'échéance de 2015 ou encore en diminuant les exigences environnementales. C'est dans ce cadre que le document officiel d'aide à la mise en œuvre de la DCE dans l'Union européenne préconise l'utilisation de l'analyse coût-bénéfice pour identifier les masses d'eau² pour lesquelles le coût des mesures environnementales excéderait les bénéfices de manière disproportionnée (European Communities, 2009). Pour les masses d'eau concernées, les décideurs ont la possibilité de demander à la Commission européenne de postposer les objectifs environnementaux ou d'en réduire le niveau d'exigence. Bien que la DCE vise ainsi à garantir une gestion économique saine et qu'elle empêche que les mesures environnementales ne mettent à mal le budget de l'Etat ou des acteurs privés, la Commission devrait considérer ces demandes avec circonspection. Il semble, en effet, que la difficulté des mesures politiques à aiguiller la société vers un chemin durable soit en partie imputable à l'usage prédominant d'outils et d'approches aux frontières d'analyse trop étroites tels que l'analyse coût-bénéfice. Or, des décisions de report des objectifs d'atteinte de bon état écologique ont eu lieu : 51% des masses d'eau superficielles de sous-bassin Seine aval ont vu leurs objectifs reportés de 2015 à 2021, voire à 2027 pour certaines d'entre elles (voir Encadré 1). Il semble donc légitime de se demander dans quelle mesure l'analyse coût-bénéfice n'a pas biaisé ces décisions.

L'influence considérable d'outils aux frontières d'analyse trop étroites semblerait constituer le problème de ces dernières décennies. Ces outils ont été utilisés pour appuyer des politiques environnementales cloisonnées, centrées sur des secteurs économiques et des ressources environnementales, en lieu et place de réflexions plus globales visant la bonne santé des habitats et, plus globalement, des écosystèmes. Le résultat ne s'est pas fait attendre. De nombreux efforts d'amélioration de la qualité environnementale se sont soldés par un échec. C'est le cas des zones côtières européennes. L'échec s'y expliquerait par le fait que les impacts environnementaux ont été analysés séparément alors que des analyses globales étaient nécessaires (Commission européenne, 2001 ; UNESCO, 2001 ; Stojanovic et Ballinger, 2009 ; O'Hagan et Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000).

Dans la gamme des outils aux frontières d'analyse relativement étroites, on retrouve l'analyse coût-bénéfice. Il s'agit d'une technique exempte de propriétés holistiques, qui exclut les problématiques environnementales complexes et trop incertaines. De nombreuses recherches sur les limites de l'analyse coût-bénéfice pourraient illustrer le problème (entre autres: Van den Bergh, 2000; Maréchal, 2007 ; Munda *et al.*, 1994). La critique la plus intéressante pour notre propos concerne le caractère analytique plutôt qu'holistique de l'analyse coût-bénéfice (Ackerman, 2004 ; Gallopin *et al.*, 2001 ; Stirling, 2001). Des propriétés holistiques confèrent à une approche la capacité d'offrir une perspective globalisante au sein de laquelle différents éléments, habituellement considérés individuellement, sont réunis pour être étudiés ensemble en incluant leurs interactions à l'intérieur

¹ Eaux de transition : masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce (Parlement européen et Conseil, 2000).

² La masse d'eau est le découpage territorial élémentaire des milieux aquatiques, destinée à être l'unité d'évaluation de la Directive Cadre Eau (Sandre, 2007).

du système auquel ils appartiennent (Gallopín *et al.*, 2001). L'analyse coût-bénéfice ne possède que très peu de propriétés holistiques. Cela implique qu'elle prend en compte une gamme étroite de causes et conséquences et ne traite qu'une faible fraction de l'anthropo-écosystème (système global composé de l'écosystème et des activités anthropiques). Elle restreint le champ des problématiques à une micro-échelle et exclut les interconnexions. C'est pourquoi l'analyse coût-bénéfice ne traite en rien les interdépendances entre services écosystémiques. Pourtant, ces interdépendances sont essentielles puisque les services écosystémiques qui bénéficient directement à l'homme pour ses activités et sa survie – les services de régulation, d'approvisionnement en ressources et les services culturels – dépendent de l'existence du service écosystémique le plus vital : le service d'auto-entretien (Figure 5) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les services d'auto-entretien englobent, par exemple, les processus hydro-sédimentaires qui participent à la formation naturelle des nourriceries estuariennes. Or, ces nourriceries constituent précisément un habitat vital pour les jeunes alevins qui, une fois adultes, assureront un service d'approvisionnement en ressources halieutiques pour la consommation humaine. La formation des nourriceries permet non seulement la création de services d'approvisionnement en ressources halieutiques³, elles assurent également un habitat important pour les oiseaux limicoles. Ces derniers fournissent à leur tour, un service culturel pour les chasseurs. Cet exemple illustre les diverses interdépendances qui existent entre services écosystémiques avant d'aboutir à la production d'un service directement utilisable pour les activités anthropiques.

L'analyse coût-bénéfice n'est pas la seule approche à omettre les interdépendances entre services écosystémiques. C'est, en réalité, un inconvénient des approches à indicateur unique et à unité unique : PIB vert, épargne véritable (*genuine saving*), empreinte écologique, ratio coût-bénéfice, etc. Un indicateur et une unité unique ne peuvent pas capturer toute la complexité inhérente aux écosystèmes (Ashford, 1981). Pour résoudre ce problème, la Science Post-Normale et la stratégie durable de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) recommandent d'éviter l'hégémonie d'un indicateur unique dans l'analyse des problématiques environnementales. Elles suggèrent donc d'utiliser un panel d'approches complémentaires (à indicateurs uniques et multiples, analytiques et holistiques) pour compenser les biais et les faiblesses des unes et des autres (Giampietro *et al.*, 2006). Au final, cela permet une approche globale dans laquelle différents éléments, d'habitude découpés en morceaux, sont étudiés ensemble avec leurs interactions au sein d'un système (Gallopín *et al.*, 2001).

En réponse à ce besoin d'outils plus holistiques permettant de mieux couvrir la complexité des anthropo-écosystèmes, nous développons, dans cette étude, le modèle économique-écologique ECO sur base des développements méthodologiques de Leontief (1970), Victor (1972a), Carpentier (1994) et Jin *et al.* (2003). L'objectif vise à évaluer la contribution que la modélisation input-output peut apporter aux deux principes de base de la Science Post-Normale et de la GIZC. Ces deux principes consistent à développer des méthodes d'analyse des problématiques environnementales, qui i) permettent l'étude des problématiques à haut degré d'incertitude (Funtowicz and Ravetz, 1994), et ii) présentent des propriétés holistiques afin de prendre en compte les interdépendances entre services écosystémiques (Giampietro *et al.*, 2006 ; O'Hagan and Ballinger, 2009 ; Cheong, 2008).

Tel que recommandé par la Science Post-Normale et la GIZC, le modèle ECO fournit des résultats sous forme de plusieurs indicateurs et d'unités diverses. Par exemple, les résultats peuvent s'exprimer en termes d'impacts d'une mesure environnementale sur le PIB (en euros), sur l'emploi (en nombre de travailleurs), sur la surface d'habitats aquatiques (en hectares), sur la biomasse de poissons marins (en tonnes), etc. En outre, le caractère holistique du modèle ECO lui permet de tenir compte des multiples interactions entre les différents éléments de l'anthropo-écosystème comme le

³ Ressources halieutiques : ressources vivantes (animales et végétales) des milieux aquatiques (mer et eau douce) exploitées par l'homme (pêche, aquaculture).

lien entre la production économique du secteur de la pêche et la biomasse de poissons marins, ou encore le lien entre cette biomasse et la surface d'habitats aquatiques. La complexité de l'anthropo-écosystème est, en conséquence, mieux prise en compte (bien que cela ne soit pas sans limite en raison de plusieurs incertitudes développées plus bas).

Pour étudier les interactions entre les divers éléments de l'anthropo-écosystème, il est utile de classer ces éléments en différentes catégories de services écosystémiques dont l'homme tire des bénéfices pour la production économique et sa survie. C'est pourquoi le Chapitre I présente plusieurs définitions du concept de service écosystémique ainsi que les différents systèmes de catégorisation de services. Une réflexion est menée concernant les catégories de services écosystémiques pouvant faire l'objet d'une évaluation monétaire et celles devant exclusivement être évaluées en unités physiques. Cet aspect est important pour déterminer la manière la plus adéquate d'intégrer les services écosystémiques au sein d'une modélisation input-output. On y explique également la nécessité de prendre en compte plusieurs catégories de services écosystémiques dans l'analyse économique de l'environnement si l'on souhaite refléter la complexité de l'anthropo-écosystème. Cependant cette complexité n'est pas sans poser de problème puisqu'elle génère un degré d'incertitude important. Ces problèmes d'incertitude et la façon de les gérer dans le modèle ECO sont développés au Chapitre II. Les principes de base de la Science Post-Normale et de la GIZC y sont expliqués, notamment la manière de gérer les hauts degrés d'incertitude par des approches participatives qui incluent les acteurs, c'est-à-dire les parties prenantes à la problématique considérée.

Le Chapitre III présente les principes généraux de différentes méthodes d'analyse économique de l'environnement : analyse coût-efficacité, analyse coût-bénéfice, modélisation I-O, modèles d'équilibre général calculable et PIB ajusté par rapport à l'environnement. Ce chapitre permet de cerner les atouts, les faiblesses et les limites de la modélisation I-O par rapport aux autres méthodes. Il montre entre autres que l'usage d'outils aux frontières d'analyse plus étroites, comme les techniques d'évaluation monétaire inféodées à l'analyse coût-bénéfice, constituent des outils complémentaires qui peuvent, dans certains cas, être combinés voire même intégrés à des outils plus holistiques comme le modèle ECO. Ce chapitre constitue, en outre, un préalable nécessaire au Chapitre IV dans lequel est présenté un cadre méthodologique visant à intégrer les résultats des différentes méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement à un modèle I-O hybride. Le modèle est dit hybride en ce sens qu'il mêle unités monétaires et unités physiques. Le cadre méthodologique guidant le développement du modèle hybride est celui employé pour le développement du modèle ECO. La conclusion du Chapitre V clôture la Partie I de cette étude intitulée « Représentations des services écosystémiques en analyse économique : de leur valeur monétaire à leur nature physique ».

La Partie II développe le détail de la méthode utilisée pour construire le modèle ECO. Elle débute avec le Chapitre VI qui présente les principes généraux des modèles I-O environnementaux ainsi que les spécificités propres des principaux modèles développés depuis Cumberland en 1966 jusqu'à Victor en 1972. Le Chapitre VII rassemble l'entièreté des opérations de construction du modèle ECO. Après une courte introduction (Section VII.1), les différences avec le modèle de Victor sont brièvement expliquées à la Section VII.2. La délimitation du système modélisé est présentée à la Section VII.3. Cette délimitation concerne tant les frontières géographiques du système considéré par le modèle que les secteurs d'activité économique et les services écosystémiques. La Section VII.4 présente les différentes méthodes de régionalisation permettant de mettre à l'échelle les tables I-O nationales (les tables régionales sont très rares en France). La Section VII.5 développe, étape par étape, chacune des opérations de régionalisation effectuées pour aboutir aux tables I-O qui constituent le cœur du modèle ECO. La Section VII.6 développe ensuite les équations algébriques et matricielles décrivant le système économique. Les paramètres de ces équations proviennent des tables I-O régionalisées à la section précédente. La Section VII.7 développe, quant à elle, les

équations décrivant l'écosystème lié aux nourriceries de poissons de l'estuaire de la Seine. En conclusion de la Partie II, le Chapitre VIII présente une synthèse des équations décrivant le système économique et l'écosystème. C'est également dans ce chapitre que le volet économique du modèle est validé. Son volet écosystémique n'a pas pu être validé si ce n'est l'équation de population de poissons utilisée pour décrire les stocks marins de soles (Figure 27 et Tableau 38).

La Partie III constitue l'application du modèle ECO au cas des nourriceries de poissons de l'estuaire de la Seine. Cette partie commence par le Chapitre IX dans lequel sont décrits les deux scénarios de restauration de nourriceries subtidales à l'horizon 2015 (zone subtidale : zone située en permanence sous la zone de balancement des marées, c'est-à-dire sous le niveau de la mer). Ces scénarios sont comparés à un scénario tendanciel sans mesures de restauration (scénario *business as usual* dit « BAU »). Le Chapitre X présente et discute les résultats de la simulation des scénarios dans le modèle ECO (Section X.1 à X. 4). Les limites des données et du modèle sont brièvement rappelées à la Section X.5, la plupart d'entre elles ayant déjà été présentées à la Section II.1 (avec des ciblage plus pointus aux Sections III.4 et III.6 et VIII.2). La Section X.6 consiste en une analyse de sensibilité des résultats face à une variation des paramètres du modèle. L'analyse de sensibilité est destinée à chiffrer l'incertitude liée à l'imprécision des données entrées comme paramètre dans le modèle. Le Chapitre XI illustre un cas d'utilisation virtuel du modèle ECO dans le cadre d'une approche participative de type évaluation multicritère et multiacteur (la nécessité des approches participatives est expliquée au Chapitre II). Nous y montrons, entre autres, comment le modèle pourrait contribuer à aboutir à un compromis qui permette d'atténuer les conflits entre acteurs causés par des usages antagonistes des services écosystémiques offerts par l'estuaire. Le Chapitre XII discute la pertinence du choix de mesures de restauration de surfaces de nourriceries dans un contexte économique à croissance quasiment continue. Le risque est grand qu'à moyen terme, la croissance économique contrebalance les gains de surfaces obtenus par restauration si la tendance observée depuis 1834 continue dans le futur.

La Partie IV présente la conclusion générale qui clôture l'ensemble de cette étude. L'Annexe A résume brièvement quelques méthodes prospectives par consultation d'experts ; ces méthodes sont utilisées pour estimer l'évolution future du système économique ou de l'écosystème en situation d'incertitude prononcée. A l'Annexe B, le Tableau 54 montre les différentes techniques d'évaluation monétaire utilisées dans la littérature pour évaluer chaque catégorie de service écosystémique. L'Annexe C présente le système de catégorisation des marchandises utilisé dans les statistiques de transport (utilisé au Chapitre III pour régionaliser les importations et les exportations interrégionales). L'Annexe D explique dans le détail la manière dont nous avons calculé les flux de transport de marchandises par voie d'eau, pour allouer, au Chapitre IX, les coûts de restauration à chaque secteur primaire et secondaire. A l'Annexe E, des tableaux présentent en détail les données utilisées pour réaliser l'analyse de sensibilité effectuée à la Section X.6.

A la suite de cette introduction, vous trouverez un résumé court et un résumé long de cette étude. Le résumé court présente les résultats et les conclusions principales. Le résumé long est un article qui présente le cas d'étude, la méthodologie input-output, les résultats et les conclusions de ce travail. L'article diffère cependant de cette étude sur un point : les scénarios de restauration de surfaces de nourriceries ne couvrent pas 24,38 km² de nourriceries subtidales mais 73,7km² de nourriceries intertidales (nourriceries comprises dans la zone de balancement des marées)⁴. Le caractère intertidal de ces nourriceries présente l'avantage de diminuer très fortement les coûts de restauration. Cependant, des acteurs de l'estuaire ont remis en question la faisabilité de la restauration de nourriceries intertidales sur une surface aussi importante. Ils ont souligné le manque

⁴ Définition précise du terme « intertidal » : zone comprise entre la plus haute et la plus basse mer de vive-eau (vive-eau : marée d'amplitude maximum correspondant aux périodes de pleine et nouvelle lune).

d'espace disponible au sein de l'estuaire (à moins de détruire des zones urbaines, ce qui semble inconcevable). Il nous semble toutefois qu'il n'est pas nécessaire de localiser toutes les zones restaurées au sein de l'estuaire. Certaines d'entre elles peuvent être localisées à l'extérieur de l'estuaire : le long de la Seine en amont du Pont de Normandie ainsi que le long de la côte au sud de Villerville et au nord de Sainte-Adresse. Un inconvénient persiste toutefois : les nourriceries intertidales requièrent que la zone restaurée jouxte directement la côte. Or, cela pourrait gêner les usages côtiers récréatifs qui sont souvent concentrés sur la plage et les premiers mètres de mer.

C'est la raison pour laquelle, dans cette étude, les scénarios de restauration concernent des nourriceries subtidales. Celles-ci peuvent être implantées à 3 ou 4 kilomètres de la côte. Cependant, ce choix n'est pas sans effet secondaire. Si la restauration de nourriceries subtidales présente l'avantage de ne pas gêner les activités récréatives, elle pose cependant un inconvénient majeur : ses coûts sont très importants.

Encadré 1. Dans le sous-bassin Seine aval, 51% des masses d'eau superficielles dérogent à la Directive Cadre Eau sur base d'une analyse coût-bénéfice.

Les documents d'orientation pour la mise en œuvre de la Directive Cadre Eau stipulent qu'une analyse coût-bénéfice doit être effectuée avant la mise en œuvre des mesures environnementales quand leur coût est jugé disproportionné (European Commission, 2003 ; European Communities, 2009). Dans les masses d'eau où cette hypothèse est vérifiée par l'analyse coût-bénéfice, les décideurs peuvent demander à la Commission européenne un report des objectifs environnementaux jusqu'en 2021 voire jusqu'en 2027 au lieu de 2015.

C'est dans ce cadre qu'en 2007, une analyse coût-bénéfice est réalisée sur le territoire du sous-bassin Seine aval par Rinaudo *et al.* (2007). Elle estime que les coûts des mesures de réduction de la pollution par les nitrates, les pesticides et les polluants organiques dépassent les bénéfices de manière disproportionnée sur 30 masses d'eau. Sur base de ces résultats, les pouvoirs politiques peuvent demander une dérogation pour ces 30 masses d'eau. En 2010, un second rapport est publié mentionnant les masses d'eau pour lesquelles une dérogation a effectivement été obtenue par la Commission européenne. Il en ressort que sur un total de 228 masses d'eau superficielles dans le sous-bassin Seine aval (plan d'eau, littoral et rivières), 116 voient leurs objectifs de bon état écologique⁵ postposés à 2021 ou 2027 au lieu de 2015 (AESN, 2010). Cette dérogation couvre 51% des masses d'eau superficielles.

Une question bien légitime se pose alors. Dans quelle mesure la technique de l'analyse coût-bénéfice a influencé le nombre de dérogations. Cette question est délicate mais elle mérite néanmoins d'être soulevée d'autant plus que l'analyse coût-bénéfice de Rinaudo *et al.* (2007) souffre de nombreux manquements. Le nombre de services écosystémiques évalués en tant que bénéfiques est limité. Seuls les services suivants sont pris en compte : la pêche de loisir liée à l'amélioration de la qualité des cours d'eau, l'augmentation du nombre de touristes liée à l'amélioration de la qualité des eaux de baignade, les bénéfices liés aux traitements évités dans la production d'eau potable grâce à l'amélioration de la qualité des eaux de surface et souterraines, et les bénéfices hédoniques (hausse de la valeur des biens immobiliers grâce à l'amélioration qualitative de l'environnement).

Il en résulte qu'un nombre important de services écosystémiques sont omis dans l'analyse coût-bénéfice. Par exemple, Rinaudo *et al.* (2007) prennent en compte le bénéfice issu de la pêche de loisir mais partiellement seulement. En effet, il est évalué par la satisfaction des pêcheurs de loisir à pêcher dans un environnement qu'ils savent plus propre. Cette satisfaction est elle-même évaluée par un consentement à payer (évaluation contingente). Donc seul le service écosystémique récréatif est pris en compte, non celui de l'approvisionnement en ressources halieutiques ni celui d'auto-entretien en termes de création d'habitats de qualité pour la faune aquatique. En outre, Rinaudo *et al.* (2007) supposent le stock de poissons constant malgré l'amélioration de la qualité environnementale. Ils ne considèrent donc pas que la hausse des stocks de poissons puisse attirer un plus grand nombre de pêcheurs de loisir. Sans compter que les effets indirects en termes de fréquentation des hôtels et restaurants par les pêcheurs de loisir sont totalement omis. En outre, l'effet de la hausse des stocks de poissons sur le secteur de la pêche professionnelle est totalement omis lui aussi. Quant aux effets d'une amélioration de la qualité de l'eau sur les activités conchylicoles, ils sont également négligés ; il en va de même pour les bénéfices liés à la baisse de la contamination des sédiments de dragage. Lors de certaines tempêtes ou lors d'activités de dragage, ces sédiments peuvent être remis en suspension et les polluants dissous à nouveau dans l'eau. Cela s'est déjà produit par le passé en Haute-Normandie : aux mois de janvier et d'octobre 2008, des poissons de la Seine ont été contaminés aux PCB. Il s'en est suivi une interdiction de pêche et de consommation de poissons par la Préfecture du département de Seine-Maritime (Préfecture de Seine-Maritime, 2008 ; FNE et FRAPNA, 2008). Or la diminution de ce risque à la suite de mesures de réduction des émissions polluantes n'est pas prise en compte. De plus, certaines mesures de restauration des vasières, outre leur effet positif sur les populations de poissons, pourraient avoir un impact sur la protection contre les inondations et la fixation des polluants contenus dans l'eau sur les particules en suspension. Cela n'est pas considéré non plus.

Nous constatons par conséquent, de nombreux manquements dans l'analyse coût-bénéfice de Rinaudo *et al.* (2007) qui, s'ils avaient été pris en compte, auraient peut-être réduit le nombre de masses d'eau pour lesquelles les coûts dépassent les bénéfices de manière disproportionnée.

⁵ L'état écologique est l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface. Il est déterminé par l'état de chacun des éléments de qualité biologique (elle inclut, entre autres, certains polluants non spécifiques comme les nitrites, nitrates, ammonium, phosphate, etc.), ainsi que de qualité physico-chimique et hydro-morphologique (AESN, 2010).

RESUME DE LA THESE

RESUME COURT EN FRANÇAIS

1. Les coûts de restauration : la question n'est pas comment payer mais qui va payer ?

Le modèle economico-écologique développé dans cette étude (modèle ECO) permet d'estimer l'impact de deux scénarios de restauration de surfaces de nourriceries potentielles, un habitat essentiel au développement des populations de poissons marins. Ces scénarios ont pour objectif de restaurer 25% des nourriceries potentielles sableuses à haute capacité d'accueil⁶ détruites entre 1834 et 2004, soit une surface de 24,38 km², de manière à retrouver les conditions naturelles qui régnaient vers 1895. Cela représente une surface 12 à 16 fois supérieure à la totalité des surfaces restaurées dans le passé dans l'estuaire de la Seine. L'ampleur de ces scénarios que nous avons choisi de simuler est à la mesure de l'incertitude qui plane sur les stocks de poissons marins en Europe⁷. En conséquence, ces scénarios reflètent l'exigence d'appliquer le principe de précaution aux problématiques qui souffrent d'incertitudes importantes tel que cela est recommandé dans la Directive Cadre « Stratégie pour le milieu marin » (European Parliament and Council, 2008).

Nos résultats montrent que la restauration de surfaces de nourriceries permet à la population de poissons produite par l'écosystème marin de l'estuaire d'augmenter significativement : la biomasse de soles générée par la mesure de restauration dépasse le scénario BAU (c'est-à-dire le scénario sans mesures de restauration) de 14,8% à 22,9%.

Les résultats montrent également qu'il est possible de restaurer des surfaces de nourriceries très importantes, tout en limitant l'impact macroéconomique à un léger manque à gagner par rapport à ce que l'on aurait pu attendre sans mesures de restauration. Ce manque à gagner est chiffré en termes de produit régional brut (PRB), de bénéfice total des entreprises et de salaire brut⁸ total payé aux travailleurs. Dans les scénarios de restauration, ces trois indicateurs macroéconomiques prennent tous une valeur inférieure au résultat atteint dans le scénario BAU. Les résultats sont exprimés ci-dessous en pourcentages de variation calculés en 2015 entre le scénario de restauration et le scénario BAU :

- PRB (Produit Régional Brut) : -0,3%
- Excédent brut d'exploitation total (bénéfice des entreprises) : -0,4%.
- Salaire brut total des travailleurs: -0,4 et -0,5% (selon que l'on partage les coûts de restauration ou non). Cela signifie que sans réduction des salaires bruts, les scénarios de

⁶ Nous avons défini la haute capacité d'accueil comme étant une densité observée supérieure à la moyenne de l'estuaire, à savoir, > 45 juvéniles de soles de moins d'un an par km².

⁷ Le CIEM (ICES, 2008) estime que 32% des stocks de poissons marins en Europe voient leur capacité de régénération mise en danger. Dans l'estuaire de la Seine et plus globalement en Manche-Est, ce problème concerne 3 des 9 espèces de poisson commerciales présentes : la sole, la plie, et le merlan. Cela ne signifie pas que le restant soit hors de danger : en effet pour 57% des stocks européens, les connaissances scientifiques sont insuffisantes pour statuer sur leur état. Seuls 4% des stocks marins de poissons européens sont réputés hors de danger.

⁸ Le salaire brut = rémunération directement touchée par le travailleur + impôts sur le travail + contributions sociales (cotisations de soins de santé, chômage, etc.).

restauration généreraient en 2015 de 0,4% à 0,5% de postes de travail en moins qu'une situation sans restauration (BAU).

Le manque à gagner généré par la restauration doit cependant être nuancé. Premièrement ce n'est pas parce que le résultat du scénario de restauration est inférieur au BAU qu'il n'y a pas de croissance économique entre 2007 et 2015. Sur cette période et pour les deux scénarios de restauration, le PRB augmente de 9,1% à 13,0%, ce qui représente un taux de croissance annuel moyen de 1,1 à 1,5% (soit un peu plus faible que la moyenne de la période 2000-2009 pour la Haute-Normandie : 1,6% (Insee, 2009c)). Il en va de même pour le salaire brut total des travailleurs qui augmente entre 2007 et 2015 de 1,3% à 7,1% pour les deux scénarios de restauration. Seul l'excédent brut d'exploitation semble susceptible de baisser légèrement, sa marge de variation 2007-2015 s'étendant de -3,9% à +1,6%.

Il y a une deuxième raison pour laquelle les coûts d'opportunité liés à la restauration doivent être nuancés voire même leur existence remise en question. Nos résultats doivent être considérés comme partiels car si la majorité des coûts de restauration ont pu être pris en compte dans le modèle, cela n'a pas été possible pour plusieurs services écosystémiques. Cela s'explique par l'absence de données et de connaissances scientifiques appropriées. En conséquence, seuls deux services écosystémiques sont évalués par le modèle. Le premier concerne un service d'auto-entretien : les processus hydro-sédimentaires qui participent à la formation naturelle des nourriceries estuariennes pour juvéniles de soles, une espèce surpêchée dont la population est en danger en Manche-Est (ICES, 2008). Le second concerne le service d'approvisionnement en soles par l'intermédiaire du secteur de la pêche pour la consommation humaine, un service important fourni à l'économie au vu de la haute valeur commerciale de la sole. Si nos résultats ne montrent qu'une faible réduction des agrégats macroéconomiques par rapport au scénario BAU alors que nous avons omis les bénéfices de sept services écosystémiques⁹ liés aux nourriceries, étendre la modélisation économique-écologique à ces services démontrerait probablement un effet positif de la restauration de nourriceries potentielles sur les agrégats macroéconomiques. Notre modèle est opérationnel et prêt pour une telle extension à condition que des données appropriées soient produites par d'autres experts biologistes, hydro-morpho-sédimentologues et économistes.

Si la restauration de surfaces importantes de nourriceries potentielles ne génère qu'un léger impact négatif au niveau macroéconomique, ce n'est pas le cas au niveau sectoriel. Certains secteurs sont lourdement pénalisés. Cela montre que le problème des coûts de restauration élevés peut être envisagé comme un problème d'allocation des coûts entre secteurs plutôt que comme un problème en soi. Dans cette perspective, le modèle ECO aide à identifier les secteurs qui seraient les plus vulnérables si le principe « pollueur-payeur » était appliqué comme recommandé dans la Directive cadre « Stratégie pour le milieu marin ». Les secteurs ainsi identifiés sont les suivants : les ports, les mines, et le secteur des manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires (Section X.4). Identifier les secteurs vulnérables pourrait aider les décideurs à mettre en pratique le principe du pollueur-payeur en fonction de la réalité de terrain et modifier la règle d'allocation des coûts, s'ils le souhaitent, pour éviter de pénaliser trop fortement certains secteurs. Par exemple, les

⁹ i) Le service d'approvisionnement en 8 espèces de poissons commerciaux autres que la sole (bar, flet, plie, tacaud, merlan, sprat, hareng et limande), ii) le service d'auto-entretien pour ces espèces (processus hydro-sédimentaires qui participent à la formation naturelle des nourriceries estuariennes où les jeunes alevins viennent se développer), iii) le service d'auto-entretien pour les oiseaux qui utilisent les zones de nourriceries de poissons comme zone de séjour, iv) le service de régulation de l'impact des inondations (zone tampon de protection éventuellement jouée par certaines nourriceries), v) le service culturel de la pêche récréative, vi) le service culturel de la chasse dans les zones de séjour pour oiseaux, vii) le service de régulation de la qualité de l'eau (les nourriceries sont des zones tampons au sein desquelles les polluants s'adsorbent sur les sédiments en suspension et peuvent éventuellement y subir un processus de détoxification).

pollueurs indirects comme le secteur tertiaire et les consommateurs finaux (les ménages) pourraient participer aux coûts de restauration puisque tous les deux bénéficient du transport de marchandises par voie d'eau, une des activités les plus destructrices des surfaces de nourriceries. Au vu des bénéfices conséquents engendrés par le secteur tertiaire, une allocation partagée au prorata de leur utilisation de produits primaires et secondaires permettrait d'atténuer largement l'impact sectoriel de la restauration.

Ces impacts sectoriels négatifs montrent qu'un compromis doit être réalisé entre l'objectif de maximisation des profits des entreprises et l'objectif environnemental de restauration de nourriceries potentielles. Cela représente un atout du modèle I-O : il permet d'identifier les compromis envisageables, repérer les secteurs les plus vulnérables et quantifier l'importance du compromis en termes monétaires pour les secteurs économiques (excédent brut d'exploitation) et en unités physiques pour l'environnement (tonnes de soles, km² de nourriceries). Ces atouts constituent des avantages certains pour les processus de décision participatifs.

2. Le modèle ECO dans une évaluation multicritère et multiacteur : une voie vers un compromis ?

Le Chapitre XI illustre, dans un exemple virtuel, la manière dont le modèle ECO pourrait contribuer à aboutir à des compromis en l'utilisant au sein de la méthode participative d'évaluation multicritère et multiacteur INTEGRAAL. L'exemple montre que deux lignes de conflit d'usage de l'estuaire pourraient être identifiées. La première ligne de conflit opposerait les associations de défense de l'environnement aux responsables directs et indirects de la destruction des nourriceries (ports du Havre et de Rouen et industries primaires et secondaires bénéficiant des services portuaires pour le transport de marchandises). La deuxième ligne de conflit opposerait les pêcheurs aux responsables directs et indirects. Dans l'exemple considéré, les pêcheurs ne sont pas satisfaits des mesures de restauration puisque, pour qu'elles affectent les prises de pêche, il faudrait augmenter la surface totale restaurée. Les ports du Havre et de Rouen ainsi que les industries primaires et secondaires peuvent difficilement accepter d'augmenter la surface au-delà de celle proposée par le scénario étant donné les coûts de restauration considérables qu'ils devraient prendre en charge. Ces deux lignes de fracture reflètent un conflit d'usage de l'estuaire entre, d'une part, les acteurs qui utilisent ou défendent les services écosystémiques de support de vie (habitats de nourricerie de poissons et d'oiseaux limicoles) et, d'autre part, ceux qui utilisent l'estuaire pour ses services écosystémiques d'approvisionnement en eau utilisée comme moyen de transport (importations et exportations par bateau).

Une manière de régler le conflit qui oppose les associations de défense de l'environnement, d'une part, et les ports du Havre et de Rouen et industries primaires et secondaires d'autre part (essentiellement les raffineries de pétroles, les producteurs de gaz et de charbon et le secteur minier), consiste à entamer une deuxième itération des cinq étapes de la méthode INTEGRAAL (Figure 37) pour évaluer un troisième scénario de restauration. Dans ce scénario, ce ne seraient plus seulement les responsables directs et indirects qui assument les coûts mais également les responsables indirects de troisième ordre. Il s'agit des secteurs des services qui bénéficient des produits fabriqués par les secteurs primaires et secondaires à partir d'importations transportées par voie d'eau. La charge des coûts par secteur étant mieux répartie, elle serait fortement allégée. Par conséquent, les acteurs invoqueraient moins d'arguments financiers et économiques pour rejeter un scénario de mesures de restauration. Ce type de compromis réalisé par les ports et les industries primaires et secondaires, consistant à accepter la mesure de restauration à condition d'élargir l'allocation des coûts au secteur des services, est susceptible de faire émerger un scénario acceptable pour la majorité des acteurs.

En ce qui concerne le conflit qui oppose les pêcheurs aux ports, au secteur minier ainsi qu'aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, le débat est délicat parce que dans

l'exemple de délibération simulé, il est supposé que les pêcheurs font pression pour augmenter la surface de nourriceries à restaurer. Or le coût de restauration étant très important, cela pourrait mettre en péril la viabilité financière et, par conséquent, l'existence des secteurs économiques impliqués dans la Matrice de Délibération. Ceci soulève la question de la légitimité des activités de ces secteurs. Certes, d'un côté, ils sont à l'origine de la destruction de surfaces de nourriceries ainsi que de la biodiversité halieutique et avicole qu'elles abritent mais, d'un autre côté, les ports et les secteurs qui y sont liés¹⁰ génèrent 24% du PRB de la région Haute-Normandie ainsi que 19% des emplois directs et indirects (Section XII.1).

Une solution éventuelle à ce conflit pourrait consister, dans la deuxième itération des étapes de la méthode INTEGRAAL, à évaluer un quatrième scénario comportant des mesures supplémentaires de réduction des rejets polluants ainsi que de traitement des sédiments des nourriceries. Les acteurs responsables des émissions polluantes dans la Seine de Haute-Normandie mais également en amont du barrage de Poses (région Ile-de-France) devraient être invités à participer pour envisager leur participation aux coûts de mise en œuvre de ces mesures supplémentaires. Un tel scénario est susceptible de déboucher sur une voie de compromis car comme Rochette *et al.* (2010) le montrent, la qualité des sédiments et de l'eau sont des facteurs importants de la perte de capacité d'accueil des nourriceries de poissons. Répartir les moyens entre l'augmentation des surfaces de nourriceries et l'amélioration de leur qualité constitue, par conséquent, une bonne démarche de répartition plus équitable des coûts de restauration de la qualité environnementale entre les secteurs économiques ainsi qu'entre les régions.

En fin de compte, la Matrice de Délibération utilisée dans la méthode INTEGRAAL sert souvent à réconcilier deux objectifs généraux mutuellement exclusifs : d'une part, la recherche de bien-être ou de profits immédiats par les acteurs et, d'autre part, l'objectif à long terme de la qualité de l'écosystème et des biens publics en général (Norgaard, 1988, 1994 ; O'Connor, 2002 ; Guimaraes Pereira et O'Connor, 1999 ; Faucheux et O'Connor, 2005). Pour s'en rendre compte, il pourrait être intéressant de faire participer les acteurs à l'évaluation d'un cinquième scénario de restauration. Il s'agirait d'un scénario dans lequel l'horizon de temps de la simulation serait prolongé de 10 ans après la période de restauration, ce qui nous amènerait en 2025. Forcément, à ce moment-là, les impacts sectoriels des coûts de restauration deviendraient nuls puisque la période de restauration s'étendrait de 2004 à 2015. Il en découlerait que les désavantages économiques liés à la mesure de restauration disparaîtraient, alors qu'au contraire, les avantages écoystémiques, eux, perdureraient (à condition que la croissance économique ne les anihile pas – voir section suivante). Ce scénario ne présenterait aucune diminution de bénéfices sectoriels dans le secteur portuaire ou les raffineries de pétrole, ni de diminution du PRB, ni de l'emploi total dans la région. Cela promet un plus grand nombre d'évaluations positives par les acteurs que lorsque l'horizon de temps de la simulation est fixé à 2015, c'est-à-dire une année durant laquelle les coûts de restauration sont encore à payer.

3. Restauration, découplage et limite à la croissance économique

Mettre en lumière la simulation de scénarios de restauration de nourriceries potentielles face à la problématique des effets de la croissance économique montre que des mesures de restauration prises seules n'ont pas beaucoup de sens sur le long terme. Cela fait 170 ans que la croissance économique de la Haute-Normandie conduit à la destruction des nourriceries. Sans modification de cette croissance, les efforts de restauration seront systématiquement contrebalancés par des pertes dans les zones non restaurées (et dans les zones restaurées si aucun suivi n'est mené). Certes, un découplage entre la croissance économique et les pertes de nourricerie est observable. Cependant il

¹⁰ Les secteurs dont l'existence dépend directement de l'activité des ports du Havre et de Rouen sont le secteur de la pêche, les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, la chimie, la métallurgie, la construction automobile et le transport par voie d'eau (AESN *et al.*, 2003).

est trop lent et, à ce rythme, en 2025, l'estuaire de la Seine continuera à perdre chaque année 0,91 km² de nourriceries (contre 1,18 km² en 2004) comme l'illustrent la Figure 41, la Figure 45 et la Figure 51. Malgré le découplage, cela ne permettra pas aux acteurs locaux d'atteindre la qualité environnementale souhaitée pour l'estuaire (un retour aux conditions de la fin des années 1970-début des années 1980 en 2025) malgré leur programme relativement ambitieux de restauration d'un total de 6 km². Tout au plus, cela permettra de maintenir la surface existante en 2007 sans restauration. En conséquence, il serait prudent de compléter les mesures de restauration, qui sont des mesures dites « end-of-pipe », par des mesures « à la source » qui améliorent les processus de production économiques comme par exemple (voir Section XII.2)¹¹ :

- Modifier la composition du PRB : réduire la consommation matérielle pour favoriser les consommations de services (sans substitution par les importations), réduire les importations par bateau, etc.
- Augmenter l'intensité d'utilisation des produits : développer des produits à fonctionnalité multiple, développer des systèmes de partage (co-voiturage en entreprises), médiathèques, autres système de prêts et de location, etc.
- Améliorer l'efficacité environnementale de la production : déplacer le site de clapage des sédiments en mer, améliorer l'efficacité énergétique des bâtiments pour réduire la consommation de combustibles transportés par bateau, améliorer l'efficacité des ports par une meilleure gestion du transbordement (pour accueillir le nombre actuel de bateaux par jour sur une superficie portuaire plus réduite), etc.

Néanmoins, il ne faut pas compter uniquement sur ces mesures. Certes, elles aideront à accélérer le découplage mais les études basées sur une analyse globale d'un grand nombre de données et d'années montrent que le découplage relatif (réduction des pertes de nourriceries par unité de PIB) est en général compensé par la croissance du PIB. L'indicateur de consommation matérielle directe par unité de PIB le montre très bien. Alors que cet indicateur diminue entre 1975 et 2000 dans cinq pays¹², la consommation matérielle directe (ressources naturelles), en valeur absolue, au mieux, reste constante quand elle n'augmente pas (Jackson, 2009). Cet exemple n'est pas sans lien avec les nourriceries puisque le transport des produits matériels par bateau est un des responsables de la destruction de surfaces de nourriceries. Il n'est pas non plus anecdotique car il s'agit d'un indicateur agrégé qui regroupe de nombreux matériaux (charbon, bois, pétrole, minerais divers, etc.), sans compter que d'autres indicateurs environnementaux agrégés suivent cette même tendance comme c'est le cas des émissions mondiales de CO₂.

Ces deux indicateurs démontrent que si un découplage relatif a pu être atteint par le passé, il n'a pas été possible d'atteindre un découplage absolu (réduction des pertes de nourriceries). En réalité, des phénomènes de découplage absolu n'ont été observés que pour un nombre restreint de polluants spécifiques : CFC responsables du trou dans la couche d'ozone, dioxyde de soufre responsable des pluies acides, polluants classiques des eaux de surface, fumées industrielles (Booth, 2004). Aucun découplage absolu n'a jamais été observé pour des indicateurs environnementaux plus agrégés couvrant un ensemble de processus de dégradation environnementale comme les émissions de gaz à effet de serre, l'extraction de ressources naturelles ou la perte de biodiversité (Booth, 2004). C'est la raison pour laquelle il est risqué de tenter de réduire l'impact environnemental de la production économique en se basant uniquement sur des mesures – en partie illusoires – de découplage absolu. Il serait prudent de compléter ces mesures par des mesures de limites de la croissance économique.

¹¹ Pour plus de détails sur ce type de mesures, lire entre autres : Tukker et Tischner (2006) ; Tukker *et al.* (2005) ; Huppes *et al.* (2006) ; Victor (2008) et Jackson (2009).

¹² Japon, Allemagne, Pays-Bas, Australie et Grande-Bretagne.

En outre, un autre indicateur semble démontrer qu'il n'existe pas de découplage absolu pour les surfaces de nourriceries de l'estuaire de la Seine. Si l'on étudie sur une très longue période le profil de l'évolution des surfaces de nourriceries en fonction du temps (à défaut de série temporelle de données de PRB suffisamment longue), on constate que depuis 1914, les pertes annuelles de nourriceries augmentent (Figure 45). Il est possible que cette augmentation s'opère par palier. Certes, à l'intérieur d'un même palier, un léger découplage absolu pourrait se produire mais tôt ou tard, un saut de palier est opéré, ce qui explique que globalement, sur la période 1914-2004, les pertes annuelles augmentent significativement. Il est probable qu'un graphique similaire en fonction du PRB/hab. aurait donné un profil général en sauts de palier également.

4. Propriétés holistiques et gestion des incertitudes : vers l'analyse des interdépendances entre services écosystémiques

L'application au cas de l'estuaire de la Seine développée à la Partie III montre les possibilités d'amélioration des propriétés holistiques des modèles I-O en réponse à l'un des deux principes de la Science Post-Normale et de la GIZC. Pour ce faire, nous étendons le nombre de catégories de services écosystémiques intégrées au modèle I-O. Généralement, les modèles I-O traitent du service écosystémique d'approvisionnement en ressources naturelles et du service de régulation des polluants émis dans l'environnement (service de puits). Dans notre application au cas d'étude de l'estuaire de la Seine, nous étendons la modélisation I-O aux services d'auto-entretien (processus hydro-sédimentaires qui participent à la formation naturelle des nourriceries de poissons, un habitat essentiel au développement des jeunes alevins). Cette extension révèle toute son importance quand on sait que les services d'auto-entretien constituent la catégorie de services écosystémiques la plus vitale. En effet, de cette catégorie dépend l'existence de tous les autres services écosystémiques dont l'homme bénéficie (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Outre l'extension du nombre de catégories de services écosystémiques, les propriétés holistiques du modèle sont également assurées par l'usage d'indicateurs et unités multiples. Cela suit les recommandations de la Science Post-Normale (voir Chapitre II) qui conseille l'usage d'un panel diversifié d'indicateurs afin d'assurer des propriétés holistiques pour mieux capter la complexité des écosystèmes (Giampietro *et al.*, 2006). L'usage d'indicateurs et d'unités multiples ainsi que la prise en compte d'études récentes en biologie et hydro-morpho-sédimentologie de l'estuaire ont permis de prendre en compte les interdépendances entre des services écosystémiques au sein du modèle I-O comme recommandé par Carpentier (1994) (Section VII.1). Cela rencontre également la définition « d'holistique » donnée par Gallopin *et al.* (2001) : une approche globale au sein de laquelle différents éléments, habituellement analysés séparément, sont réunis pour être étudiés tous ensemble avec leurs interactions au sein d'un système.

Si les propriétés holistiques présentent l'avantage d'améliorer la prise en compte de la complexité inhérente aux écosystèmes et d'étendre le nombre de catégories de services écosystémiques considérées, l'inconvénient provient du haut degré d'incertitude que cela introduit dans l'analyse scientifique (voir Chapitre II et Section IV.4). Cependant, les thématiques à haut degré d'incertitude doivent être étudiées et gérées : en matière d'environnement, l'incertitude est plutôt la règle que l'exception (Munda *et al.*, 1994; Refsgaard, 2006; Stirling, 2001; Giampietro *et al.*, 2006). Cela explique pourquoi la Science Post-Normale et la GIZC refusent d'exclure de l'analyse scientifique les thématiques environnementales souffrant encore de trop d'incertitudes (que ce soit en raison d'un manque de données, de connaissances scientifiques ou de complexité inhérente à la thématique en question). Afin de respecter cette ligne de conduite, nous avons appliqué la méthodologie suivante.

Trois types d'incertitude sont pris en compte : l'imprécision, l'inexactitude et l'indéterminisme. Le premier type, l'imprécision, est géré au travers d'une analyse de sensibilité permettant de fixer les marges d'incertitude au sein desquelles les résultats du modèle ECO varient. Cette variation est due

aux paramètres entrés dans le modèle dont la valeur à court et moyen termes ne peut pas être connue avec précision (Chapitre II et Section X.6). Il s'agit des paramètres suivants :

- la capacité des nourriceries estuariennes à accueillir un certain nombre de juvéniles de soles par hectare en 2015. Cette capacité dépend de la contamination future des sédiments et de l'eau (service de puits),
- la surface de nourriceries en 2015 dans les zones non restaurées (service d'auto-entretien),
- le stock de soles en Manche-Est durant l'année de référence qui sont disponibles pour la consommation humaine (service d'approvisionnement),
- le taux de croissance annuel de l'économie sur la période 2007-2015.

Le deuxième type d'incertitude est l'inexactitude liée à l'architecture du modèle. Il s'agit premièrement des coefficients techniques utilisés dans le modèle ECO. Ils sont statiques alors qu'en réalité, on sait qu'ils varient d'une année à l'autre. Deuxièmement, cela concerne le fait que nous utilisons un coefficient unique tous produits confondus pour calculer la demande finale en fonction du salaire brut total. Or, pour se rapprocher des conditions réelles, il faudrait calculer un coefficient différent pour chaque produit étant donné que lorsque les salaires bruts diminuent, les consommateurs ne réduisent pas leur consommation de manière uniforme. Ils la réduisent pour des produits qu'ils jugent moins essentiels (ex. : restaurant) et maintiennent la consommation d'autres produits indispensables (ex. : consommation d'essence, de pain, de pommes de terre, etc.). Tout cela génère une erreur sur les résultats finaux. Cette erreur est évaluée par la validation du modèle réalisée à la Section VIII.2.

Un autre problème lié à l'architecture du modèle provient de ce que le modèle ECO est statique et non pas dynamique. C'est-à-dire que dans le scénario de restauration 2004-2015, l'impact d'une année sur l'autre n'est pas pris en compte. Or, il se pourrait que l'impact économique des coûts de restauration soit un peu plus important dans un modèle dynamique que dans un modèle statique. En effet, la première année (t), les bénéfices de certaines entreprises diminuent puisqu'elles doivent assumer les coûts annuels de restauration des nourriceries potentielles. Il est donc probable que l'année suivante ($t+1$), elles investiront moins en raison d'une diminution des recettes de l'année précédente. Cette baisse des investissements risque de ralentir l'économie et d'accroître la réduction des bénéfices des entreprises en $t+1$. Cela accentuerait la perte de bénéfices liée aux coûts de restauration payés en $t+1$ et il en résulterait une diminution accrue des investissements en $t+2$, et ainsi successivement... Une première façon de prendre en compte cet effet d'une année sur l'autre consisterait à exécuter le modèle pour chacune des années qui sépare 2004 de 2015 et à utiliser les résultats de la simulation d'une année dans la simulation de l'année suivante. Cette première approche pourrait être améliorée en y intégrant des équations obtenues par régressions linéaires multivariées comme dans le modèle LowGrow de Peter Victor (2007). Ces régressions sont basées sur des séries temporelles de données observées et permettent de calculer la demande finale des ménages en fonction du niveau des salaires et du PRB. Toujours en matière de demande finale, l'investissement en machines et équipements pourrait, lui aussi, être estimé sur base du PRB et du niveau des taxes (incluant une taxe virtuelle qui simulerait le coût de restauration des nourriceries potentielles).

Insérer ainsi des régressions statistiques basées sur des données observées constitue une perspective de recherche intéressante : cela permettrait de soustraire la modélisation I-O à la critique selon laquelle elle est trop fortement basée sur une année de référence unique. En effet, les modèles I-O se basent sur des paramètres qui décrivent la structure de l'économie telle qu'elle existait durant l'année de référence choisie (en général, la dernière année pour laquelle des données sont disponibles). Cela peut facilement induire une mauvaise représentation de l'économie étudiée et introduire des erreurs importantes dans des simulations même à court terme (Serban Scriciu,

2007). Alors qu'au contraire, l'information contenue dans des séries temporelles de données observées offrirait une représentation plus fine du fonctionnement de l'économie (voir Section III.6).

Un troisième et dernier type d'incertitude est dénommée « indéterminisme ». L'indéterminisme ne peut être géré ni par une analyse de sensibilité ni par un pourcentage d'erreur calculé par validation du modèle, car cette incertitude porte sur des paramètres et des variables qui n'ont pas pu être insérés dans le modèle I-O. Ce problème concerne les 7 services écosystémiques mentionnés plus haut pour lesquelles les données nécessaires à leur intégration dans le modèle n'existent pas. En conséquence, une incertitude perdure sur l'interdépendance entre ces 7 services écosystémiques et le système économique. En l'absence de données et de connaissances scientifiques supplémentaires, l'indéterminisme ne pourra pas être réduit. C'est typiquement le genre de problématique pour laquelle la décision finale repose plus sur le jugement individuel et le sens commun que sur les évidences scientifiques. Cela montre la nécessité d'inclure de manière transparente les opinions divergentes et les jugements de valeur des décideurs et autres acteurs dans les processus de décision. La méthode participative et le processus de contrôle de qualité élaboré par Giampietro *et al.* (2006) et Stirling (2006) représentent un pas dans cette direction. Un exemple d'application de ce processus aux cas des nourriceries de l'estuaire de la Seine est présenté au Chapitre XI en développant un exemple d'utilisation du modèle ECO au sein de la méthode participative d'évaluation multicritère et multiacteur INTEGRAAL.

RESUMÉ LONG EN ANGLAIS

QUANTIFICATION OF INTERDEPENDENCIES BETWEEN ECONOMIC SYSTEMS AND ECOSYSTEM SERVICES: AN INPUT-OUTPUT MODEL APPLIED TO THE SEINE ESTUARY

Article accepted for publication in *Ecological Economics*: 16-APR-2011. Expected dispatch of proofs: 10-MAY-2011.

Cordier Mateo^{a, c, 13}, Pérez Agúndez José A.^b, O'Connor Martin^c, Rochette Sébastien^d, Hecq Walter^a

^a Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement / Centre Emile Bernheim – Université Libre de Bruxelles – Université d'Europe, 44 avenue Jeanne, CP. 124, 1050 Bruxelles, Belgium. Email : whecq@ulb.ac.be.

^b Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer)/ UMR-Amure / Département d'économie maritime, Centre de Brest, Technopôle de Brest-Iroise, BP 70 , 29280, Plouzané, France. Email: jose.perez@ifremer.fr

^c Recherches en Economie-Écologie, Eco-innovation et ingénierie du Développement Soutenable à l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines (REEDS-UVSQ), 47 boulevard Vauban, Guyancourt 78047 cedex, France. Email : martin.oconnor@reeds.uvsq.fr

^d Université Européenne de Bretagne, UMR 985 Agrocampus OUEST, INRA « Ecologie et Santé des Ecosystèmes », Ecologie halieutique, Agrocampus OUEST, 65 rue de St Briec, CS 84215, 35042 Rennes, France.

Abstract

The aim of this paper is to assess the possible contribution of an input-output model towards two of the basic principles of the sustainability strategy of integrated coastal zone management (ICZM) and Post-Normal Science. According to these principles, decision-support tools should offer a holistic perspective and handle high uncertainty. The difficulties in reaching sustainability are due partly to the prevailing use of “narrow-system-boundary” tools that are non-holistic. Consequently, they fail to capture important ecosystem services and ignore interdependencies between them. To comply with the basic principles, our method allows environmental assets to be evaluated in multiple units and integrates results from recent researches in natural sciences. Both enable coverage of interdependencies between ecosystem services. Thereby, we enlarge input-output modelling from the two conventional ecosystem services of sink and provisioning to the most vital ones: the supporting services. An application to the Seine estuary addresses the impacts of maritime transportation infrastructures on nursery habitats for commercial fish. The ecosystem services covered are life support and resource provisioning. Our results show that the restoration of a total of 73.7km² of nursery areas over the period 2004-2015 would result in a stock of sole in 2015 that exceeds the “business as usual” scenario by 44.2% (uncertainty range: 35.9% – 69.9%). In spite of high restoration costs, the negative macro-economic impact is very low. However, on the sector level, a trade-off results between nurseries and three economic sectors. The quantification of such trade-offs in our model is particularly useful to public participation in decision-making.

Keywords: Input-Output, ecosystem services, participative process, integrated coastal zone management, Post-Normal Science, decision-support.

¹³ **Corresponding author: Mateo Cordier.** Postal address: Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement de l'Université Libre de Bruxelles (CEESE-ULB), 44 avenue Jeanne, CP. 124, 1050 Bruxelles, Belgium. Email: mcordier@ulb.ac.be, Tel. : +322-650 35 88, Fax : +322 650 46 91

1. Introduction

The European guidelines for the implementation of the Water Framework Directive recommend the use of cost-benefit analysis (CBA) to identify water bodies in which environmental measures present disproportionate costs (European communities, 2009). For water bodies where costs exceed benefits, decision makers can ask the European Commission to postpone environmental targets or make them less stringent. The European Commission will have to consider such requests carefully as it seems that the difficulties in reaching sustainability are due partly to the prevailing use of “narrow-system-boundary” tools (e.g. CBA). Such tools are useful but they are not the panacea, because they are non-holistic, non-participative and exclude complex environmental issues with too high uncertainty. They represent only one kind of tool among others and should be complemented by other tools and approaches. This has been the problem of the recent decades. “Narrow-system-boundary” tools came in support of sector-related and individual resource-based policies in environmental management. As a result, environmental impacts have been analysed separately, whereas holistic analyses were required, as with European coastal zones (Stojanovic and Ballinger, 2009; O’Hagan and Ballinger, 2009; Belfiore, 2000). Consequently, numerous efforts have failed to achieve sustainability.

The prevailing use of “narrow-system-boundary” tools such as CBA is partly responsible for the failure to achieve sustainability in European coastal zones. Many investigations on CBA limitations might explain this issue (*inter alia* Van den Bergh, 2000; Maréchal, 2007; Munda *et al.*, 1994). One limitation is that CBA is an analytical approach rather than a holistic one (Ackerman, 2004; Gallopin *et al.*, 2001; Stirling, 2001). That is to say, it considers a narrow range of causes and consequences and takes into account only a small part of the world. It restricts the scope of issues to a micro-scale and leaves out connections. Consequently, CBA fails to consider interdependencies between ecosystem services. However, interdependencies are important (de Groot *et al.*, 2002), since the ecosystem services that directly benefit human activities and survival – resources provisioning and cultural services – depend on the existence of three vital ecosystem services: supporting, regulating and sink services (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Failing to consider interdependencies is a limitation which is not only inherent in CBA but to all other approaches that use single indicators – e.g. green GDP, genuine saving, ecological footprint, cost-benefit ratio in CBA, etc. Single indicators cannot encapsulate all the complexity inherent in ecosystems (Ashford, 1981). To solve that problem, Post-Normal Science and Integrated Coastal Zone Management (ICZM) (Box 1) put at their core the basic idea of extended peer communities (i.e. stakeholder participation) to encompass the multiplicity of legitimate perspectives (Funtowicz and Ravetz, 1994; Ravetz, 2006; Stojanovic and Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O’Hagan and Ballinger, 2009). They recommend avoiding the hegemonization of a single indicator in analyses of environmental issues and suggest complementing single indicator methods with tools that offer holistic properties (Giampietro *et al.*, 2006). This would enable a globalizing approach where various elements, usually dissected into parts, are instead gathered to be studied together with their interactions inside a system (Gallopin *et al.*, 2001).

Box 1. Post-Normal Science and Integrated coastal zone management.

Post-Normal Science

Post-Normal Science evolved from a criticism of Probabilistic Risk Analysis. This scientific field attempted to apply standard mathematical methods to problems where the uncertainties were actually overwhelming. The Probabilistic Risk Assessments enjoyed an initial plausibility because they were presented as Science, that is objective and certain, free from bias and doubt. The policy agenda was clear: a risk of one-in-a-million is acceptable. Hence an installation with such a risk is scientifically proved to be safe. However, not all problems with a scientific appearance are capable of solution in orthodox scientific terms (Ravetz, 2006). There exist some problems which are in principle not reducible to “puzzle-solving” normal science in Kuhn’s terminology (Kuhn, 1962). Economics applied to environmental issues does not possess the same degree of control of uncertainties as, say, analytical chemistry (Funtowicz and Ravetz, 1994). The new problems of ecological economics faced in this third millennium (e.g. climate change, genetically modified organisms) imply that very often scientists cannot provide any useful input to the social debate without interacting with the rest of the society (i.e. stakeholder participation). These new problems call for a Post-Normal Science (Giampietro *et al.*, 2006; Funtowicz and Ravetz, 1994).

Giampietro *et al.* (2006) and Funtowicz and Ravetz (1994) illustrate the need for interaction between scientists and the rest of society with the example of the surgeon. The possible outcomes of a surgical operation are not completely determined by scientific facts. In this situation, the patient must have a say in the choices of the surgeon since its choices will determine the final outcome and imply rather important stakes (e.g. possible physical incapacity) and uncertainty (e.g. the surgeon is not sure of the level of incapacity). When uncertainty or stakes are even higher and affect not only a patient but also the rest of society, inferences will be conditioned by the values held by numerous stakeholder groups. In such situations, partisan discussion and a defensive tactic will involve challenging every step of a scientific argument by taking sides (e.g. denial of the existence of the global warming by petrochemical firms). We are now in the realm of Post-Normal Science (Giampietro *et al.*; 2006).

Integrated Coastal Zone Management (ICZM)

The practice of integrated management extends back at least to 1965 with the first integrated coastal management program by the San Francisco Bay Conservation and Development Commission. But it spread progressively all over the world and in 2002, 145 countries and semi-sovereign states had initiated integrated coastal zone management efforts (Sorensen, 2002). In Europe, it started in 1992 with the Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic (the « OSPAR Convention »). This was followed by 35 demonstration projects implemented between 1996 and 1999 in European coastal zones which set the basis for the implementation of ICZM in the European Union (Shipman and Stojanovic, 2007; Belfiore, 2000).

ICZM reflects the movement towards a broader, more holistic perspective from more sectoral and individual resource-based approaches (O’Hagan and Ballinger, 2009; Cheong, 2008). ICZM consists in a strategy that encompasses the whole process of data collection, planning, decision making, implementation management and follow-up. It seeks to achieve sustainability by setting into practice an “integrated” approach to planning and management of human activities. The term “integrated” corresponds to bringing together the components of five main areas inside a single strategy: intersectoral integration, intergovernmental integration, spatial integration (land-ocean integration), interregional and international integration (transboundary issues), and science-management integration (Cheong, 2008). Such a strategy must involve all stakeholders in a participative way (Stojanovic and Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O’Hagan and Ballinger, 2009).

However, if the advantage of holistic tools is to reflect ecosystem complexity in a better way, the disadvantage is that complexity causes high degrees of uncertainty in turn (Munda *et al.*, 2004; Gallopin *et al.*, 2001). The degree of uncertainty is so high that it often takes the form of “indeterminacy”, which means that it is impossible to perform an accurate prediction of the future state of the system. That is to say, no statistical correlation can be established between a cause and an effect. As a result, statistic and probability theory do not apply (Giampietro *et al.*, 2006). This is usually due to the inherent ecosystem complexity, the lack of scientific knowledge and the absence of good data. Consequently, some scientists might be tempted to exclude issues from their analysis that are too uncertain. However, addressing issues with indeterminacy is important because high uncertainty is rather a rule than an exception in environmental issues (Munda *et al.*, 1994; Refsgaard, 2006; Stirling, 2001; Giampietro *et al.*, 2006).

To prevent scientists from putting aside issues with indeterminacy, Post-Normal Science and ICZM suggest an approach that allows high uncertainty to be handled. It consists in using decision-support tools within a stakeholder participation process (Stojanovic and Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O'Hagan and Ballinger, 2009). The recognition of the importance of stakeholder participation stems from the strong belief in Post-Normal Science that it is impossible to define in absolute terms what should be considered as enough scientific evidence to make a decision. Inherent ecosystem complexity and our limited understanding mentioned above explain why data and knowledge will always be incomplete (Munda *et al.*, 2004; Gallopín *et al.*, 2001). For instance, in many environmental issues, scientists encounter difficulties in distinguishing the contribution of each cause to an effect or even in considering the multiple effects of one cause (Maxim *et al.*, 2009, Gobin *et al.*, 2004; Refsgaard *et al.*, 2006). Moreover, even when the “cause-effect” relationship can be quantified reliably, the individual appraisal of impacts caused by policy measures is inherently subjective (Stirling, 2001). As a result, a part of individual judgment and common sense will always remain. Consequently, the transparent inclusion of divergent public perspectives and value judgment is important. Interesting techniques in this sense are “social multi-criteria evaluations” addressed by Giampietro *et al.* (2006) and Stirling (2006). This approach consists in a multi-criteria evaluation – in which stakeholders give scores to policy options – combined with a quality assurance to guarantee the reliability of the final result.

The purpose of this paper is to build on the methodological developments from Leontief (1970), Victor (1972a), Carpentier (1994) and Jin *et al.* (2003), with the aim of developing an Input-Output (I-O) model based on commodity-by-industry tables and assess the contribution the model can bring to the two basic principles of Post-Normal Science and ICZM. The two basic principles consist in developing methodological approaches for the analysis of environmental issues that i) allow high uncertainty issues to be addressed (Funtowicz and Ravetz, 1994) and ii) demonstrate holistic properties (Giampietro *et al.*, 2006; O'Hagan and Ballinger, 2009; Cheong, 2008) which take into account interdependencies between ecosystem services. With these aims in mind, we have developed an ecological-economic I-O model enabling the identification and quantification of trade-offs (e.g. between environmental and economic targets, between two economic sectors, etc.). The model has been applied to a real case study: the restoration of estuarine nurseries for sole juveniles in the Seine estuary (Haute-Normandie region, France), which is located in the Eastern channel (fishing zone VIId extending from the South of England to North of France). The interdependency between a provisioning ecosystem service (fish resources) and a life supporting service (nursery habitat for fish juveniles) is considered as well as its impact on human activities. Thereby, this paper contributes to extending I-O modelling from the conventional ecosystem services of sink (accumulation of pollutants emitted into the ecosystem) and provisioning (consumption of natural resources) to supporting ecosystem services, the most vital category, since all ecosystem services depend on them (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; de Groot *et al.*, 2002).

The remainder of the paper is organized as follows. Section 2 describes the conceptual model of the ecological-economic system analysed in this study. Section 3 formalises the ecological-economic I-O model developed to simulate the system. Data collection is discussed in Section 4. The next two sections apply the model to three policy scenarios of nursery restoration programmes (Section 5) and provide results and discussion on the limitations (Section 6). The final section concludes with the contributions of our model to I-O modelling and to the basic principles of ICZM and Post-Normal Science.

2. The conceptual model of the ecological-economic system

The ecological-economic I-O model developed in this paper is built on a conceptual model of the Seine estuary which shows the interrelations between human activities, interdependencies between ecosystem services and interactions between both. It has been designed along with stakeholders through a participative process directed by AESN-DIREN Haute-Normandie (2004c). This follows the recommendations from Giampietro *et al.* (2006) advocating the participation of stakeholders not only

in the final assessment but also from the very beginning, i.e. in the construction of the problem, the choice of indicators, the selection of data to feed the model, etc.

Within the conceptual model, we have selected the impact of harbour infrastructures on nursery habitats to illustrate the potentialities of ecological-economic I-O modelling. Nurseries are made of estuarine mud- and sand-flats and provide a supporting ecosystem service in the form of habitats which ensure the life of several fish species. In spite of the fact that they provide an important ecosystem service, nursery habitats have been continually destroyed since 1850 by the construction of dykes and harbour extensions for the purpose of maritime transport (Rochette *et al.*, 2010; Cuvilliez *et al.*, 2009). The resulting growth in the maritime transport sector has contributed to the important development in the regional industrial production. However, this development has particularly harmed the natural habitat of six commercial fish species whose juveniles need nurseries for feeding: bass, sole, flounder, plaice, pout, and whiting (Ifremer, 1999). It has resulted in a decrease in the provisioning ecosystem service of fish resources found in the Seine estuary for final consumption and for intermediate consumption (the fishing sector and other sectors that consume fish as an intermediate input). An increase in the surface and quality of estuarine nursery areas might partly reduce decreases in fish stock, which threaten at least three of the six commercial species mentioned above: plaice, whiting and sole (ICES, 2008). The impact of nursery degradations has been demonstrated and quantified for the population of common sole (*Solea solea sp.*) by Rochette *et al.* (2010). Consequently, this species has been selected for our study because of the availability of data and its high commercial value.

Due to the high level of uncertainty and lack of data on the state of most fish stocks in Europe and given the unsustainable harvest of the remaining stocks, measures applied to fish habitats on the basis of the precautionary principle might acquire greater political acceptability in the future. Out of a total of 44 fish stocks in European fishing zones, there is 57% of the stock whose state is unknown or undefined, only 4% of the stock is sustainably harvested, and the remaining 32% (including sole) is overfished, i.e. their capacity to regenerate for the future is endangered (ICES, 2008). In response to these figures, the I-O model developed below is used to answer the following question: what would be the ecological and economic impact of precautionary measures applied to fish habitats while still respecting the principles that environmental damage should be rectified at the source and that the polluter should pay? These three principles are stated in the Marine Strategy Framework Directive (European Parliament and Council, 2008) and the environmental measure considered in this paper is based on them. It consists in restoring half of the high fish density nurseries that have been the most heavily destroyed between 1834 and 2004. The expected impact is a growth in fish stocks, which should increase the resilience of fish populations to fishing activities and their capacity to regenerate for the future.

3. The ecological-economic I-O model

The ecological-economic I-O model translates into quantitative terms the qualitative description of the Seine estuary given by the conceptual model mentioned in Section 2. This conversion from qualitative to quantitative description is based on I-O developments that started in 1936 with Leontief until more recently with Victor (1972a), Carpentier (1994) and Jin *et al.* (2003). This Input-Output background is presented below.

3.1. Input-Output background:

Input-output analysis was devised initially by Leontief (1936) and progressively improved by Cumberland (1966), Daly (1968), Isard (1968), Leontief (1970) and Victor (1972a). A concise description of these models can be found in Miller and Blair (2009), Hannon (2001) and Lixon *et al.* (2008). Victor (1972a) developed an ecological-economic I-O model in the form of a commodity-by-industry table combining economic and environmental commodities. He introduced economic components in monetary terms, while ecological ones were expressed in physical terms. Victor's approach discarded interactions occurring inside the environment, arguing the lack of data on

ecosystem functioning. In the 1990's, Carpentier (1994) refined the method by increasing the number of ecological goods integrated into the accounting framework. However, contrary to Victor, Carpentier reverted to Isard's idea of modelling interdependencies between ecosystem services, i.e. interactions occurring inside the environment. This could be achieved by closing the ecological–economic cycle. More recently, Jin *et al.* (2003) have partly closed the sub-cycle for aquatic systems by linking a marine food web to a Leontief I-O table.

The model developed in this paper builds on the methodological developments from the authors mentioned above, with the aim of developing an I-O model that contributes to the two basic principles of Post-Normal Science and ICZM mentioned in Section 1: i) allowing high uncertainty issues to be addressed and ii) demonstrating holistic properties. In addressing the second principle first, we have increased the holistic properties of I-O modelling, in that not only provisioning and sink services are considered (e.g. provision of commercial fish from the sea and accumulation of pollutants into rivers) but also the supporting ones (e.g. aquatic habitat provided by estuarine nurseries to fish juveniles). This is achieved by keeping the technical coefficients commonly used in I-O modelling for the estimation of provisioning and sink ecosystem services in scenario simulations. With such coefficients, the consumption of natural resource and pollutant emissions in scenario simulations are calculated in proportion to the total output produced per economic sector. However, for the supporting service considered in this paper (nursery habitats), such simple relations are no longer possible due to too high complexity (e.g. multiple causes producing one effect) and the resulting high uncertainty. Consequently, in scenario simulations, the state of the supporting service of nursery habitats is estimated based on past trends corrected by expert advice to take into account future changes that might occur in the trends. Although bio-physical modelling, statistics and probabilities might offer a more robust alternative than past trends and expert advice, such techniques cannot apply until more data and knowledge have been produced.

The first principle is achieved by relying on past trends and expert knowledge as explained above for the supporting service of estuarine nursery habitats. However, addressing uncertain issues is not enough; uncertainty must also be managed. One part of the uncertainty is dealt with inside the model through sensitivity analysis, which shows the range of values the final results might take (see the error bars on the graphs in Section 6). It is not possible to give results in the form of a single value because of the relative indeterminacy on the model parameters, such as those estimated with past trends and expert knowledge. Another part of the uncertainty has to be treated outside the model, because it covers ecosystem services that could not be quantified. This is due partly to the fact that appropriate data and knowledge were lacking (e.g. detailed population data from the Seine estuary on fish species other than sole) but also to high complexity which generates high levels of indeterminacy (e.g. the impact of each pollutant on the reduced capacity of nursery areas to shelter fish juveniles). In such indeterminate issues, a part of individual judgment and common sense always remains. Consequently, the transparent inclusion of divergent public perspectives and value judgment inside a stakeholder participative process is important in decision-making. The model can be useful to stakeholder participation because it enables the identification and the quantification of trade-offs (as shown in Section 6.3). This makes trade-offs arising from a complex situation more transparent to decision-makers and other stakeholders, which is an important advantage of stakeholder participative techniques (Munda *et al.*, 1994). Although the model has been designed in order to be coupled eventually with some kind of participative process, this has not been performed.

Addressing the environmental issue of estuarine nursery habitats requires quantifying interdependencies between two ecosystem services (nursery habitats and fish provisioning for human consumption), as well as a partly closing some ecological–economic sub-cycles. In so doing, this paper attempts to improve on the works of Carpentier (1994) and Isard (1968). The approach expanded in this paper is similar to the I-O model developed by Hannon (2001, p. 20), who combines *the natural and economic process in a common framework to make possible the formal rejoining of man and nature – of human activity and its environmental repercussions*. However, our ecological-economic I-O model differs in the method used to reach that purpose. The method applied by Hannon consists in pricing the value of exchanges between the environment and the economy and adding these

values to real market economic flows in monetary units. Unlike Hannon's method, ours attributes monetary units only to ecosystem services that can be valued in terms of their direct potential conversion into marketed goods & services (mostly ecosystem services with direct use, e.g. provisioning services such as fish catch). Physical units are attributed to others (i.e. mostly indirect ecosystem services such as supporting and regulating ones, but also some cultural ones). So, on the one hand, we have introduced ecological and social indicators into the I-O model in physical units (e.g. surfaces of mudflat nurseries), and on the other hand, we have put economic indicators in monetary units (e.g. regional GDP in M€₂₀₀₇).

The advantage of Hannon's I-O model is that it leads to the calculation of a single GDP indicator adjusted for the environment (the so-called "Gross System Product"). This is useful in the early stages of a decision-making process as a warning signal to show decision-makers how far the economy is off the sustainable path. However at a later stage, when the time has come to select a range of policy measures to move society towards a sustainable path, it might be useful to identify trade-offs to show which stakeholder group will be favoured or disadvantaged (e.g. that could help decision makers to apply compensatory measures prorated to the disadvantage suffered by some stakeholder groups). The trade-offs must be clear and apparent to stakeholders if environmental management is to be operational (Munda *et al.*, 1994; Van den Bergh and Nijkamp, 1991). This requires the use of multiple unit models such as the one developed in this paper, which is specifically aimed at identifying and quantifying those trade-offs. An interesting trade-off to quantify might occur, for instance, between the gross operating surplus of companies (Euros) and the fish stocks (tonnes) in the context of restoration programmes for nursery areas (km²). If, instead of the three units mentioned, one single aggregated indicator is used to estimate the total net impact of restoration programs, no trade-off can be assessed.

3.2. Basic equations for our economic system modelling:

The ecological-economic model developed in this study is an open and static I-O model based on domestic commodity-by-industry tables (Table 1 and Table 2). The tables are composed of two square matrices ($n = m$): **V**, the supply matrix, and **U**, the use matrix (matrices are indicated in bold capital letters, vectors in bold italic lower-case ones and scalar in italic lower-case letters), where both are made of n commodities in lines and m economic sectors in columns; two rectangular matrices (**F**, a $n \times p$ matrix representing the final demand including leakages from the economy and **Y**, a $n \times t$ matrix of primary inputs – components of the added value) and four vectors (**g**^T, a $1 \times m$ line vector of total output per sector j , where the small T in exponent means that the vector has been transposed; **q**, a $n \times 1$ column vector of the total demand per commodity i ; **m**, a $1 \times (m + p)$ line vector of interregional and international imports for intermediate and final input consumption; and **μ**, a $1 \times p$ line vector of total input consumed per category of final demand). All these variables are expressed in monetary terms. The elements of the four matrices are defined as follows. Each v_{ji} represents the value of commodities i produced by each industrial sector j in the region Haute-Normandie ($j = 1, \dots, m; i = 1, \dots, n$). Each u_{ij} represents the value of regionally produced commodities i required by each industrial sector j to produce its own output. Each f_{ik} represents the value of regionally produced commodities i consumed by the p categories of final demand k ($k = 1, \dots, p$) which are the following: final consumption by households, NGO and government, gross fixed capital formation, change in valuables, change in inventories, and international and interregional exports. Leakages such as international and interregional imports have been subtracted from the intermediate and final inputs and put in a separate table in order to have domestic (regional) tables. To ensure identity between the use and the supply table, imports are added as a line vector in the use table, in which each m_j represents the imports used by sector j and final demand k ($j=1, \dots, m+p$). Each $y_{z,j}$ is the value of primary input z ($z = 1, \dots, t$) consumed by each industrial sector j . There are three categories of primary inputs: compensation of employees (i.e. wages and salaries including social contributions and income tax); net taxes on production; and gross operating surplus (i.e. companies' benefits).

This framework is then augmented by three row vectors of ecological commodities associated with the environmental issue of harbours and nursery areas selected in the previous section. They are expressed

in physical terms. The four vectors are defined as such: \mathbf{h}^N (where each h_j^N represents the amount of nursery areas restored in the ecosystem by sector j); \mathbf{h}^S , which equals 0 (where each h_j^S represents the quantity of sole produced in the ecosystem by sector j); \mathbf{r}^S (where each r_j^S represents the quantity of sole consumed by sector j in the region of Haute-Normandie). One scalar r^N is used to represent the total amount of nursery areas destroyed by all economic sectors (the amount per sector j is unknown due to high uncertainty, although the total can be estimated). Four scalars give the total values for ecological commodities – e^S and e^N representing the tonnage of sole and the nursery surface area that can be used by the ecosystem, i.e. the stock that remains in the environment after consumption by industrial sectors, natural production by the ecosystem and environmental restoration activities; e'^S and e'^N , representing the tonnage of sole and the nursery surface area naturally produced by the ecosystem.

The model framework relies on input-output equations that are based on commodity-by-industry tables (Table 1 and Table 2). They are described concisely in Victor (1972a) and Lixon *et al.* (2008).

The equation eq. 1 is the core part of the economic model:

$$\mathbf{g}^T = \left[(\mathbf{I} - \mathbf{D}^T \mathbf{B}^d)^{-1} \mathbf{D}^T \right] \mathbf{F}^d \mathbf{i}, \quad \text{eq. 1}$$

where \mathbf{I} is the $n \times m$ identity matrix (a square matrix so that $n = m$); \mathbf{D} is a $n \times m$ matrix of technical coefficients named *commodity output proportion* calculated from intermediate outputs in the supply table; \mathbf{B} is a $n \times m$ matrix of *input technical coefficients* calculated from intermediate inputs in the use table; \mathbf{i} is a unity column vector $1 \times n$ (not to be mistaken for i that symbolises commodities). Other symbols are already described above. \mathbf{D}^T is the matrix of the *commodity output proportions* d_{ij} , which are technical coefficients defined under the *industry-based technology* assumption. \mathbf{B} is the matrix of the *input technical coefficients* b_{ij} . Both technical coefficients \mathbf{D} and \mathbf{B} are calculated respectively on the basis of matrices \mathbf{V} and \mathbf{U} , as in Lixon *et al.* (2008). Exponent d shows that consumption concerns inputs used in the Haute-Normandie region, which have been domestically produced in the region. The final demand \mathbf{F} is one of the variables together with technical coefficients \mathbf{B} , used to simulate a change caused by the development of an economic activity and ecosystem services inside a scenario simulation.

International imports for intermediate consumption (\mathbf{m}_{intern}) and for final consumption (\mathbf{fm}_{intern}) are given by exogenous forecasts from OECD (2009) and FPB (2008). Interregional imports are calculated prorated to the total output per sector, $\hat{\mathbf{g}}$, and to the total input per category of final demand, $\hat{\boldsymbol{\mu}}$ (the circumflex means that the line vector has been transformed into a diagonal matrix). The row vector of total imports per sector (\mathbf{m}) is calculated as follows:

$$\mathbf{m} = \mathbf{m}_{intern} + \mathbf{i}^T \mathbf{A}_{reg}^m \hat{\mathbf{g}} + \mathbf{fm}_{intern} + \mathbf{i}^T \mathbf{A}_{reg}^{fm} \hat{\boldsymbol{\mu}} \quad \text{eq. 2}$$

Where \mathbf{A}_{reg}^m and \mathbf{A}_{reg}^{fm} are the matrices of technical coefficients of interregional imports used by economic sectors as intermediate inputs and those used by the final demand as final inputs.

The economic impacts on primary inputs (\mathbf{Y}) are calculated as follows:

$$y_{1j}^{t_n} = \frac{y_{1,j}^{t_0}}{g_j^{t_0}} g_j^{t_n} - \frac{(y_{2,j}^{t_n})_{virtual}}{2} \quad (z=1 = \text{compensation of employees}) \quad \text{eq. 3}$$

$$y_{2j}^{t_n} = \frac{y_{2,j}^{t_0}}{g_j^{t_0}} g_j^{t_n} \quad (z=2 = \text{net taxes on production}) \quad \text{eq. 4}$$

$$y_{3j}^{t_n} = g_j^{t_n} - \sum_{i=1}^n b_{ij}^{t_n} g_j^{t_n} - m_j^{t_n} - y_{1j}^{t_n} - y_{2,j}^{t_n} - (y_{2,j}^{t_n})_{Virtual} \quad (z=3= \text{gross operating surplus}) \quad \text{eq. 5}$$

In eq. 3, half of the restoration costs, represented by the virtual tax $(y_{2,j}^{t_n})_{Virtual}$, are subtracted from the compensation of employees, assuming that the other half will consist in a decrease in the gross operating surplus, i.e. companies' benefits. This is because in the Seine estuary, restoration costs are directly borne by sectors responsible for nursery destruction (Polluter Pays Principle). With eq. 5, the gross operating surplus is estimated at an industry level as a residual variable after subtracting the consumption of intermediate inputs, imports, compensation of employees, net taxes on production and the virtual tax from the total output per sector. Hence, we assume that the increase of production costs, caused by the restoration of nursery areas, leads to a decrease in the gross operating surplus and compensation of employees, rather than to a price increase. The main assumption here is that each sector j cannot increase its prices. They are fixed at the national or international level and the increase of production costs in the Haute-Normandie region does not affect prices.

The variation in the gross operating surplus has an impact on the final consumption of households that benefit from dividend incomes. The same occurs with the variation in compensation of employees. To take that aspect into account, we have multiplied the 2007-2015 growth factor by the household final demand of 2007 in the matrix \mathbf{F}^{t_0} . The growth factor is exogenous to the model and comes from forecasts from OECD (2009) and FPB (2008) for household final consumption. Then, we have modified the result prorated to the 2007-2015 variation of the income available for final consumption caused by nursery restoration programmes, assuming that households purchase commodities in direct proportion to their income. To calculate the income available for final consumption, we have subtracted taxes on incomes, savings and social contributions from compensation of employees and added the share of the gross operating surplus which is paid to shareholders in the form of dividends.

3.3. Equations for modelling the economic system in policy option scenarios:

Since the supply-use tables in our ecological-economic I-O model correspond to the economy of the region of Haute-Normandie in 2007, they have been updated for 2015 (t_n), which is the horizon year modelled in this paper. This was done using exogenous forecasts for 2015 for final demand values given by OECD (2009) and FPB (2008) and replacing the 2007 values by 2015 values in the matrix \mathbf{F}^{t_n} in eq. 1. The use of final demand forecasts as a lever to simulate a change in the economic system in 2015 follows the example of Carpentier (1994) and Lixon *et al.* (2008).

The forecasts from OECD (2009) and FPB (2008) have been used for all commodities except for fishing products. The final demand for fishing products ($i = 3$) is endogenised in the model and depends on the restoration of nursery areas decided by stakeholders in the process of scenario building. Three assumptions underpin the endogenisation. First, fish production is assumed to be demand-driven; second, the increase in the stock of sole in the Eastern channel leads to an increase in the allocation of EU fishing quotas; third, the rise in fish captures in the Eastern channel substitutes international importations. Stemming from these assumptions, the impact of the stock increase can be simulated by raising the regional fish demand in proportion to the rise in captures, whose estimation is based on the rise in fish stock in the Eastern channel due to nursery restoration. This is calculated as follows:

$$f_{3,k}^{t_n} = f_{3,k}^{t_0} \left(1 + \frac{x_{t_0}^S}{x_{t_0}^{Tot.}} \sum_{j=1}^m \frac{r_{j,t_n}^S - r_{j,t_0}^S}{r_{t_0}^S} \right) \quad \text{eq. 6}$$

In eq. 6, the final demand $f_{3,k}^{t_n}$ is prorated to the rate of variation of the total sole catch between the reference year t_0 (r_{j,t_0}^S) and the horizon year t_n (r_{j,t_n}^S), and to the share of sole sold ($x_{t_0}^S$) in the total sales of fish products ($x_{t_0}^{Tot.}$) in the Seine estuary, in monetary value, as given in Ifremer (2003). The

value of $\sum_{j=1}^{m+p} r_{j,t_0}^S$ is an observed value in the reference year taken from ICES (2007) and OFIMER (2003), while the value of $\sum_{j=1}^{m+p} r_{j,t_n}^S$ is a function of the area of nursery restored (calculation explained below).

Unlike Carpentier (1994) and Lixon *et al.* (2008), we used a second lever to simulate changes in economic sectors and ecosystem services. In addition to final demand values, we also modify the consumption of intermediate inputs of fish products ($u_{2,j}$) to take into account the fact that the rise in marine fish stock might result in increased captures which would not only fulfil final demand, but also intermediate demand from food production industries and hotels & restaurants. It is assumed that these sectors will use additional regional fish products as an intermediate input to produce their own output instead of international imports. The calculation is the same as in eq. 6, except that the symbol $f_{3,k}$ is replaced by $u_{3,j}$. Modifying intermediate input values implies that input technical coefficients in matrix **B** are modified and will change the results from eq. 1. This is an original point in this paper.

Nursery restoration programmes do not only affect the stock of sole. The costs incurred by sectors undertaking restoration activities also have an impact on the economic system. This impact is calculated as follows:

$$f_{22,4}^{t_n} = f_{22,4}^{t_0} + \Psi s \quad \text{eq. 7}$$

Where Ψ is the unit cost incurred to restore 1 ha of nursery and equals M€₂₀₀₇ 0.277 per ha (Port Autonome du Havre, 2000)¹⁴. This activity is carried out by companies providing construction services and results in investments in fixed capital in the form of special dyke construction products ($i = 22$) built for the restoration of nursery areas (s). s is fixed by stakeholders inside the participative process for the purpose of scenario building. This increases the gross fixed capital formation ($k = 4$) in construction products ($f_{22,4}$).

The restoration costs, Ψ , are paid according to a cost allocation rule decided by stakeholders inside a participative process. This rule allocates a share (θ_j) of the total restoration cost to each sector j . θ_j should be set by stakeholders in a participative process, however, for the purpose of the numerical application presented in this paper, we have arbitrarily set θ_j according to a cost allocation rule explained in Section 5. The effect of the cost allocation rule is an increase in production costs, which results in a decrease in the gross operating surplus of each sector j as well as in the compensation of employees as shown in eq. 3 and eq. 5. This decrease is estimated by calculating the amount of restoration costs incurred by each sector j . The result is a virtual tax inserted as an additional row in the primary inputs of the Use Table. The virtual taxes are calculated as follows:

$$\left(y_{2,j}^{t_n}\right)_{\text{virtual}} = \Psi S \theta_j \quad \text{eq. 8}$$

3.3. Modelling of the ecological-economic system:

Victor (1972a) developed basic equations for ecological commodities which are still in use today, *inter alia* Jin *et al.* (2003) and Lixon *et al.* (2008). Victor's basic equations for ecological commodities are well-suited to ecological inputs which are used directly, e.g. provisioning services (e.g. wood resources provided by forests) or sink services (e.g. emissions of pollutants into the environment). Nevertheless, for the consideration of supporting services, they must be modified, because their use is indirect and depends on multiple non-linear causes. Such modifications are a step towards the improvement suggested by Carpentier (1994) mentioned in Section 3.1.

¹⁴ M€₂₀₀₇ = Million Euros to be spent in 2015 but expressed in prices of the year 2007.

The supporting service of fish nurseries is destroyed each year (r^N) by economic activities. However, it is impossible to distinguish the responsibility of each economic sector in nursery destruction. This depends on multiple factors : hydro-sedimentary dynamics, harbour expansion, the construction of dykes for water transport, the construction of the Normandy Bridge in the 1990's, the time lag between both constructions and their effect on hydro-sedimentary dynamics, etc (Cuvilliez *et al.*, 2009). This indeterminacy problem is partly dealt with by using an average value for r^N based on past trends, making the assumption that they will continue for the next 11 years. In order to take into account recent sedimentary evolutions, the very unlikely trends have been eliminated, based on advice from experts in the Seine hydro-sedimentary dynamics.

The impact of nursery annual losses (r^N) on the total nursery natural stock (e^N) is calculated by eq. 9 in which r^N includes natural and human-induced evolutions of nursery areas.

$$e_{t_n}^N = e_{t_0}^N + (\sum_{j=1}^m h_j^N - r^N) \times (t_n - t_0), \quad \text{eq. 9}$$

where h_j^N , the surface of nursery annually restored by sector j , is determined by the surface area of nursery to be restored (s). This is fixed by stakeholders for the purpose of scenario building inside a participative process. The allocation of s across sectors is prorated to θ_j and is set by stakeholders for cost allocation as in eq. 8.

3.4. Modelling of the ecological system:

In the environmental issue selected in this paper, the interactions occurring inside the ecological systems between two environmental assets concern nursery areas (e^N) and the stock of sole species ($e_{Eastern}^S$). $e_{Eastern}^S$ is calculated in tonnes by the following equations (based on data from ICES, 2007 ; and Rochette *et al.*, 2010):

$$(e_{t_n}^S)^{Eastern} = (e_{t_0}^S)^{Eastern} (1 + a), \quad \text{eq. 10}$$

$$a = 0.142 \left[\frac{A_{t_n} - A_{t_0}}{A_{t_0}} \right], \quad \text{eq. 11}$$

where $(e_{t_0}^S)^{Eastern}$ is given by ICES (2007); t_0 is the reference year 2007; a is the variation rate of sole juveniles in the Eastern channel due to the modification in nursery surface areas; 0.142 is the contribution of sole juveniles (age 0, i.e. < 1 year) in the Seine estuary to the whole of the Eastern channel stock in 2004; A_{t_0} and A_{t_n} are the abundance of sole juveniles < 1 year (in number of individual fish) in the Seine estuary in the year 2004 (the reference year) and 2015 (the horizon year) respectively (Table 3). Both A_{t_0} and A_{t_n} are calculated by multiplying the juvenile density index at age 0 from Table 3 by the nursery surface area at the reference year t_0 ($e_{t_0}^N$ from Table 3) and the horizon year 2015 ($e_{t_n}^N$ from eq. 9).

Finally, the sole stock $(e_{t_n}^S)^{Eastern}$ is down-scaled from the area of the Eastern channel to the Seine estuary to estimate $(e_{t_n}^S)^{Seine}$. This is calculated by the following equation:

$$(e_{t_n}^S)^{Seine} = (e_{t_n}^S)^{Eastern} - 0.858 (e_{t_0}^S)^{Eastern}, \quad \text{eq. 12}$$

where 0.858 is the fraction of the total stock of sole in the Eastern channel which is not supplied by the Seine estuary – a calculation based on data from Rochette *et al.* (2010) and ICES (2007).

The impact of the stock of sole on captures by the fishing sector for the horizon time t_n is calculated by multiplying eq. 10 with the capture rate in Haute-Normandie (C_i) given by ICES (2007). This gives

the total catch of sole consumed by the j economic sectors and the p categories of final demand ($\sum_{j=1}^{m+p} r_{j,t_n}^S$).

Table 1. Green supply table used in the ecological-economic I-O model.

		Economic sectors ($j = 1, \dots, m$)	Ecosystem	Total
Economic commodities (M€) ($i = 1, \dots, n$)		V v_{ij}		q_i
Total (M€)		g_j		$\sum_{i=1}^n q_i$
Ecological commodities	Nursery (km ²)	h_j^N	$(e^N)^{Seine}$	$\sum_{j=1}^m h_j^N + (e^N)^{Seine}$
	Sole (t)	$h_j^S = 0$	$(e^S)^{Seine}$	$\sum_{j=1}^m h_j^S + (e^S)^{Seine}$

Table 2. Green use table used in the ecological-economic I-O model.

		Economic sectors ($j = 1, \dots, m$)	Final demand ($k=1, \dots, p$)	Ecosystem	Total
Economic commodities (M€) ($i = 1, \dots, n$)		U u_{ij}	F f_{ik}		q_i
Imports (M€)			m_j		$\sum_{j=1}^{m+p} m_j$
Primary inputs (M€) ($z = 1, \dots, t$)		Y y_{zj}			$\sum_{j=1}^m y_{zj}$
Total (M€)		g_j	μ_k		$\sum_{j=1}^m (g_j) + \sum_{k=1}^p (\mu_k)$
Ecological commodities	Nursery (km ²)	r^N		$(e^N)^{Seine}$	$r^N + (e^N)^{Seine}$
	Sole (t)		r_j^S	$(e^S)^{Seine}$	$\sum_{j=1}^m r_j^S + (e^S)^{Seine}$

4. Data

Economic data were acquired from the national Supply-Use I-O tables published by Eurostat (2009). First of all, the national matrices were updated from 2005 to 2007. Secondly, they were regionalised to the scale of the French region of Haute-Normandie, based on techniques developed *inter alia* in McDonald (2005) and discussed in Riddington *et al.* (2006). The conventional methods were completed with data from the MEEDDAT (2009) on interregional flows of goods between the French regions. The SLQ technique was applied for the interregional flows of services (Miller and Blair, 2009).

Data on juveniles of *Solea solea sp.* (common sole) per km² (Table 3) and data on the evolution of nursery areas in the Seine estuary from 1834 to 2004 were calculated from historical maps (Rochette *et al.*, 2010). The impact of variation in nursery areas on the stock of sole and on captures by the fishing sector is based partly on these data and partly on data from ICES (2007) on the sole stock in the Eastern channel. Some data do exist for other ecosystem services related to nursery areas.

Table 3. Abundance of sole juveniles at age 0 (< 1 year) located in nursery areas in the Seine estuary in 2004 (aggregated into 2 bathymetry categories). Source: the values of the table are the estimations of the habitat suitability model developed by Rochette *et al.* (2010).

Bathymetry (m)	Sediments	Nursery surface area (km ²)	Juvenile density index at age 0 (individuals/km ²)	Juvenile abundance index (A_{t_0}) (individuals)
a	b	c	d	column c x d
<-3[:8[Gravels	6.40	31.06	198.78
[8;20]	Gravels	2.70	4.42	11.95
<-3[:8[Sand	108.24	50.62	5478.44
[8;20]	Sand	34.33	7.31	251.02
<-3[:8[Silt	41.66	68.82	2866.89
[8;20]	Silt	3.06	11.41	34.96
Total		196.38	45.02 (mean)	8842.03

5. Policy scenario

Between 1834 and 2004, dyke construction and harbour expansion modified the internal part of the Seine estuary. The modifications transformed 33% of the estuary's potential nursery area into land area (Rochette *et al.*, 2010). The prevailing nursery losses are in the sand sediment areas. The area of shallow sandy nurseries¹⁵ decreased by 147.5 km². From that observation we built three scenarios that we have simulated in the model: a “business as usual” scenario (BAU); a scenario of nursery restoration with costs borne by harbours; and another one with cost sharing. In all scenarios, the stock of sole in the Seine estuary and the economic results of the fishing sector depend on the variations in nursery areas (r^N).

5.1. BAU scenario:

In the BAU scenario, no restoration is undertaken in nursery areas. The natural and human-induced losses in nursery areas (r^N) are estimated for 2015, based on the extrapolation of habitat destruction estimated by Rochette *et al.* (2010). From these data, an average of three past trends in hydro-sedimentary dynamics in the nurseries of the Seine estuary was calculated: the trend from 1978-2004, from 1834-2004 and a *status quo* trend in which we consider that the 2004 situation had reached a hydro-sedimentary equilibrium. After the elimination of unlikely trends based on advice from experts in hydro-sedimentary dynamics, the resulting average annual variation rate of nursery areas with high juvenile density (≥ 45 individuals/km²)¹⁶ amounts to +0.59 km² in the BAU scenario. This slight increase in nursery areas is due both to the natural evolution of the Seine estuary and also to a strong human influence in hydro-morphological and sedimentary dynamics. This increase mainly concerns sand nurseries, but hides a decrease in silt nurseries (the most productive ones in terms of sole juveniles).

Regarding economic trends, the future values for 2015 have been simulated using exogenous forecasts for the elements of matrix **F** from OECD (2009) and FPB (2008) given in Table 4. These forecasts have been used for all commodities including fishing and construction products. For instance, for household final consumption, the multiplication factor from the last column (1,076) has been applied to each of the cells of the use table corresponding to household final consumption (F matrix) in Haute-Normandie in 2007. That is to say, no distinction has been made between the 35 commodities consumed by households. They are all assumed to vary in the same rate between 2007 and 2015. In addition, the variation rate is supposed to be the same for France and for Haute-Normandie. Both

¹⁵ We consider only shallow areas (<8m) because sandy nursery areas deeper than 8m show a very low density of sole juveniles (7 to 8 individuals/km²). However, in the number of 147.5 km² we exclude depths between [3m and 5m[because their surface has actually increased between 1834 and 2004.

¹⁶ This value corresponds to the average density in the Seine estuary (Table 3).

simplifying assumptions are necessary given the lack of forecast data detailed at commodity levels and regional scales.

Table 4. Annual growth rate forecasts for final demand components and imports in France over the 2008-2015 period.

Years	Percentage of variation compared to past year (%)								Total variation on 2008-2015 (Factor to multiply to 2007 values)**
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
Household final consumption	1.0	0.6	0.3	1.5	1.2	1.0	0.9	0.8	1.076
Government final consumption	1.1	1.5	1.3	0.8	0.8	0.7	0.7	0.6	1.077
Gross Fix Capital Formation	0.4	-6.8	-0.3	3.1	2.1	2.0	1.9	1.9	1.039
Exportations of goods and services*	-0.6	-11.0	4.7	6.4	7.5	7.8	7.8	7.5	1.323
Importations of goods and services*	0.6	-10.0	2.9	6.3	4.8	3.8	3.4	3.1	1.148

Sources: predictions from OECD (2009) for France on the period 2008-2011 and from FPB (2008) for the Euro zone – 12 member states – on the period 2012-2015).

* The percentage of variation relates to international imports and exports, not interregional ones.

** The multiplication factors in last column are calculated as follows: $(1+a_{2008}) \times (1+a_{2009}) \times (1+a_{2010}) \times \dots \times (1+a_{2015})$, where a_i is the percentage of variation in the year i compared to past year (in decimal value).

5.2. Restoration scenario with costs borne by harbours:

With the aim of illustrating the potential of the ecological-economic model developed in this paper, we suggest an ambitious scenario where half of the shallow (< 8m depth) sandy nursery losses would be restored over the period 2004-2015, i.e. 670.36 ha per year for an annual cost of M€₂₀₀₇ 185.94. The resulting average annual rate of variation in high density nursery areas amounts to +5.23 km². This last figure includes increases in nursery areas through restoration as well as natural and human-induced variation in non-restored areas. In this scenario, the restoration cost is taken charge of entirely by the harbour sector ($j = 28$). This cost allocation rule is integrated into the model by setting θ_{28} to unity and all other θ_j to zero in eq. 8.

Regarding economic trends, the future values for 2015 have been simulated using the same forecasts as in the BAU scenario except for fishing and construction products. Their value is endogenised by the model and calculated as in eq. 6 and eq. 7. The value of intermediate inputs, **U**, for fish products is also endogenised. Regarding construction products, the endogenisation concerns only the gross fixed capital formation. The seven other components of the final demand **F** are given by the external forecasts mentioned above in Table 4 (except the interregional exports per commodity, which are estimated prorated to the 2007-2015 variation of the sum of the total intermediate demand; the final demand by households, NGO and government; and the gross fixed capital formation).

5.3. Restoration scenario with cost sharing:

This restoration scenario is identical to the previous one except that restoration costs are shared between harbours and all other sectors directly concerned by maritime transport. In order to illustrate the potential of the model, we arbitrarily set a share of the restoration cost per company prorated to the annual amount of commodities (in tonnes) transported on water by each sector. Maritime transport is indirectly responsible for the destruction of fish nursery areas (caused by the fairway¹⁷ and dykes required). Harbours do not transport commodities, but can take on responsibility for the companies which do transport them in Haute-Normandie, yet are located outside the region. Harbours can modify the charges of their services provided to those companies, although this has not been considered in our model. The allocation of restoration costs is taken into consideration inside θ_j in eq. 8.

¹⁷ Fairway: navigable channel built in the Seine river mouth.

6. Results and discussion

The results from both restoration scenarios are compared with the BAU scenario at the horizon time, 2015. All values are expressed in base 100, i.e. the values from the BAU scenario set to 100. When only one restoration scenario is shown, this is because results are equal in both restoration scenarios. On all graphs, the vertical black bars on the histograms have been calculated from a sensitivity analysis we carried out. For that purpose, we made the model parameter values vary at random 500 times inside minimum and maximum margins selected from observed data¹⁸. This allows us to take into account the relative uncertainty concerning the value adopted by the model parameters at the horizon time of 2015. This technique addresses the kind of uncertainty named “spread” by Funtowicz and Ravetz (1994) which relates to degree of precision, what experimentalists call “random error” (in our case, caused by inherent complex and chaotic ecosystem dynamics).

We also addressed a second kind of uncertainty underlined by the two authors. It relates to the degree of accuracy or what experimentalists call “systematic error”¹⁹, which in our case, is caused by the architecture of the model (static technical coefficients and linear relationships mainly). We calculated the systematic error from the ex post analysis of past projections (Lutz and Sanderson, 2001). This consisted in running the model using final demand values¹⁹ for past years (from 1999 to 2006) and comparing the results given by the model with observed values. The minimum and maximum values have been selected and aggregated to those obtained with the 500 random values. The result has been used as margins for the range showed by the error bars on the graphs in Section 6.

6.1. *Environmental impacts of nursery restoration scenarios:*

Figure 1 shows that both restoration scenarios contributed towards estuarine nursery areas with high juvenile sole density in 2015 by 43.1%, compared to a situation with no restoration. Although this percentage is the most probable one on the basis of available data and knowledge, it is highly uncertain due to complexity and a lack of data. However, the sensitivity analysis shows that restoration scenarios might result in a lower increase (+42.6%) or even in a much greater one (+66.5%) depending on indeterminate natural and human-induced evolution of non-restored areas. After inserting the value for nursery areas in 2015 into eq. 10 and eq. 11, the amount of sole biomass provided by the Haute-Normandie to the Eastern channel stock exceeds the BAU scenario by 44.2% (within the range of uncertainty: 35.9 – 69.9 %).

¹⁸ Idealistically, a frequency distribution should have been calculated in order to observe the form of the distribution and then decide whether the maximum and the minimum make sense. However, this could not be done because the observed data on which they are based are very scarce. For instance, for one of the parameters that we made vary at random 500 times, the annual rate of growth of the surface of nursery areas, there is only five observed values on which we can calculate a maximum and a minimum annual growth rate (1834, 1910, 1978, 1995, 2004). This is not enough data to establish a distribution curve of frequencies.

¹⁹ Household, NGO and government final consumption, exportations, change in valuables and in inventories, gross fix capital formation

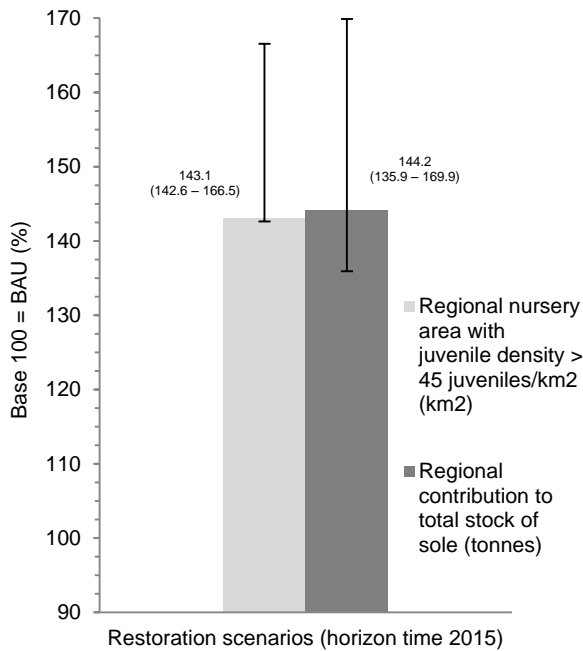


Figure 1. Environmental impacts of nursery restoration scenarios (2007-2015).

6.2. Macro-economic impacts of nursery restoration scenarios:

Regarding the three macro-economic indicators mentioned below, both restoration scenarios do not differ greatly from the BAU scenario as shown in Figure 2: +0.2% for the total industrial output, and -0.2% for the GDP as well as for the total gross operating surplus (i.e. benefits made by economic sectors). There is also a loss of -0.2% in the total compensation of employees (not shown on the graph). This means that without reductions in individual wages and salaries, the number of jobs in 2015 will be 0.2% lower in both restoration scenarios than in a situation without restoration (BAU). These slightly negative macro-economic impacts are due to the assumption that to reduce the benefit losses caused by nursery restoration, companies would lower wages and salaries (compensation of employees) by half the restoration costs – the other half being paid by a reduction in benefits. This results in a decrease of household consumption, which in turn slows down production, reduces GDP and in the end, the total gross operating surplus.

However, our results should rather be considered as lower bounds than as complete impact values, because all the costs have been taken into account but not all the ecosystem services generated by nursery restoration. Nevertheless, it would be possible to use the model developed to assess some other ecosystem services provided by nurseries, if appropriate data and knowledge were generated by natural scientists. This concerns i) the provisioning service of six commercial fish other than *Solea solea* (common sole): *Dicentrarchus labrax*, *Platichthys flesus*, *Pleuronectes platessa*, *Trisopterus luscus*, *Trisopterus minutus*, and *Merlangius merlangus*²⁰; ii) the life support service provided to these six species; iii) the regulating service of flood control; iv) the cultural services of recreational fishing and v) the regulating services of natural contaminant buffering. As long as data and knowledge are not available, results on interdependencies between these five ecosystem services and the economic system remain largely uncertain. Bio-physical modelling or comparisons between the Seine estuary and an unpolluted reference site as carried out in Rochette *et al.* (2010) are approaches that might reduce the uncertainty. However, as long as new data and knowledge are not available, this is typically the kind of issue for which a final decision relies more on individual judgement and common sense than on scientific evidence. As explained in Sections 1 and 3.1, stakeholder participation is an interesting approach to integrate individual judgment and common sense to decision-making in a transparent manner.

²⁰ Bass, flounder, plaice, pouting, poor cod, and whiting.

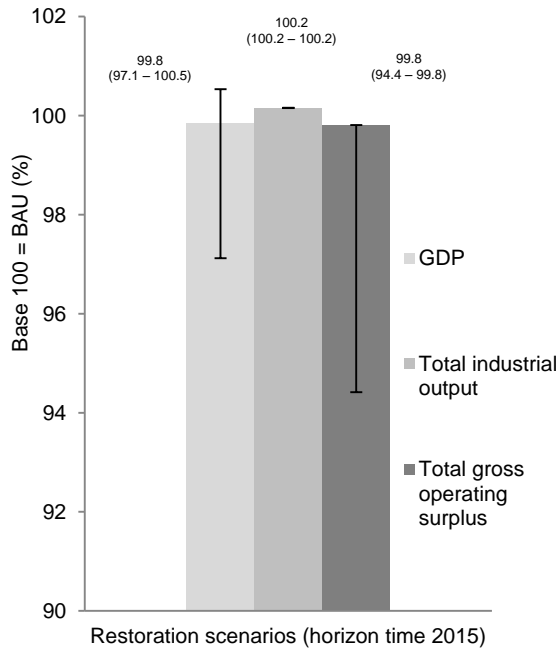


Figure 2. Macro-economic impacts of nursery restoration scenarios (2007-2015).

6.3. Trade-offs between sectors in nursery restoration scenarios:

Figure 3 shows that in both nursery restoration scenarios, the gross operating surplus of the fishing sector is higher than in the BAU scenario: +1.1% and +1.0% respectively. This positive impact is due to an increase in the stock of sole in the Eastern channel caused by the restoration of nursery areas in Haute-Normandie. The consequence is an increase in the sales of fish landed in the region's harbours, which substitute international imports. The construction sector runs along the same lines: +4.9% in both restoration scenarios. This rise is generated by the increased demand for special dyke constructions for nursery restoration. The growth in both, fishing and construction sectors, generates positive impacts on all other sectors that supply them with intermediate inputs (not shown on the graph). However, there are also negative impacts. Nursery restoration generates high production costs for three sectors: harbours, mines and the coke manufacturing, refined petroleum products & nuclear fuels sector. These high costs reduce their gross operating surplus. A trade-off has therefore occurred between the maximization target of industrial gross operating surplus and nursery restoration targets.

In the restoration scenario with costs borne by harbours, the gross operating surplus of the harbour sector reaches 79.2% of the level that would be achieved in the BAU, whereby harbours from Haute-Normandie might be outcompeted by other harbours from border regions and countries as well as by train and road transport sectors. This problem is partly solved by the restoration scenario with cost sharing. In this scenario, the gross operating surplus of harbours reaches, in 2015, 95.2% of the level that would be achieved in the BAU – a much higher level than in the first restoration scenario – and shows that financial losses have been considerably reduced for the harbour sector. However, this sector remains one of the most impacted in the restoration scenario with cost sharing along with the mining sector (46.8% of the BAU value) and the coke manufacturing, refined petroleum products & nuclear fuels sector (78.5% of the BAU value). This is a result of the allocation rule of restoration costs (explained in Section 5.3) which makes the harbour sector pay one of the highest shares: 23% of the total annual cost. This is similar to the mining sector, whose share equals 40%, and the coke manufacturing, refined petroleum products & nuclear fuels sector, whose share comes to 19%.

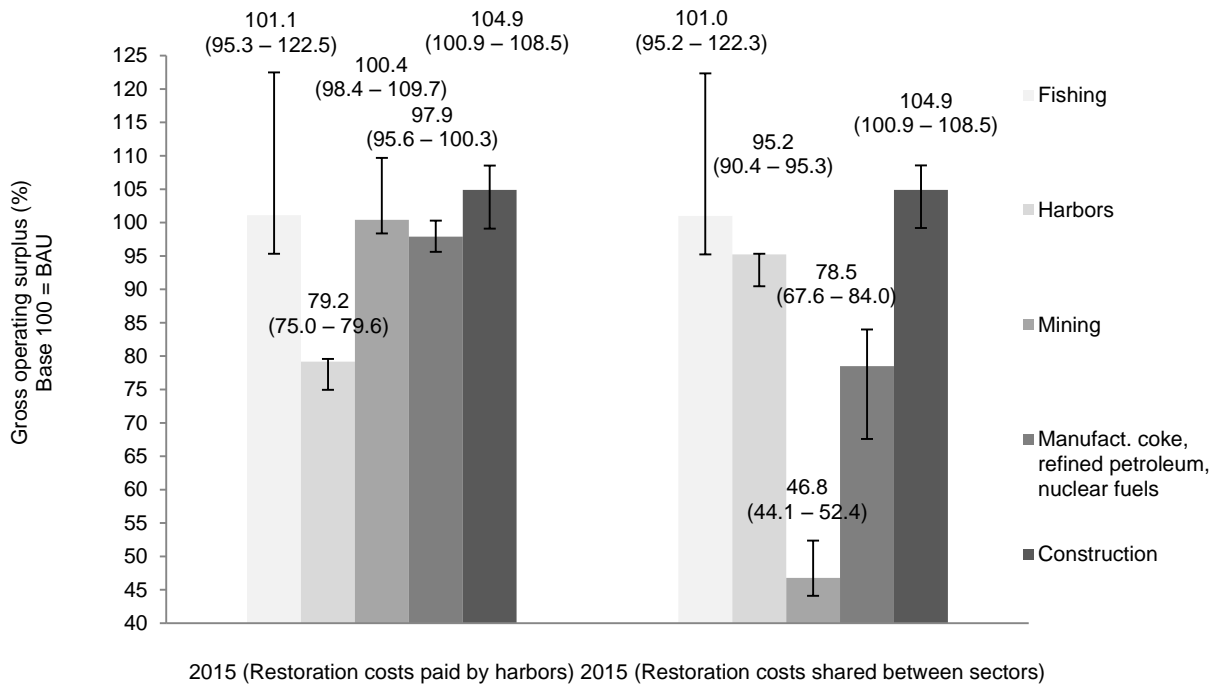


Figure 3. Sectorial impacts of nursery restoration scenarios in terms of gross operating surplus (2007-2015).

6.4. Stakeholder participation and the risk of challenging the reliability of an I-O black-box:

The use of the I-O model within a stakeholder participation process might cause difficulties because it can be seen as a black-box compared to modelling approaches such as System Dynamics, which is considered as more transparent. However, there is no guarantee that a system dynamics model will be more open than any other (Stave, 2002). It is just that promoting openness is generally considered good practice in system dynamics, that is to say using a model to structure the discussion within stakeholder participation process. There is no reason to imagine that I-O modelling could not also be transparent. I-O modelling is made of a number of equations that is considerably reduced compared to other economic models (e.g. Computable General Equilibrium models made of hundreds of equations). For instance, the ecological-economic model developed in this paper is made of a set of 32 equations. As a result, its main principles and equations could be quite easily explained to stakeholders. If it is properly explained, well documented and built in conjunction with stakeholders (for the regionalization and the integration of environmental data into the national Supply-Use table), the I-O model developed in this paper is simple enough to be understood by stakeholders and to be used within the participative process.

Nevertheless, it is true that stakeholders might lack the time to enter into detailed explanations on I-O principles and equations, leaving it a black-box for most of them. That could be a pretext for some stakeholder groups to challenge the results given by the model and deny their reliability (read Box 1). However, the architecture of the model (technical coefficients and linear relationships) has been validated for its economic part. It shows that most of the error percentages are quite low. It should make stakeholders more confident about the reliability of the model. The validation process begins with inserting into the model (in F^{di} from eq. 1) values of final demand observed in 1999, 2005 and 2006. Then it compares the results given by the model, whose architecture is based on economic data from the reference year 2007, with observed data for the same three years. This validation process shows that in terms of total value added, total employment and GDP, the results given by the model differ from observed values by a percentage error that ranges from -5% to +17%. This is quite a low range of error given that the technical coefficients are static and linear relationships are assumed between final demand and output production. At the sector level, errors on sectorial value added range

between -20% and +30% (tested on 13 sectors; the lack of observed data did not allow us to test the 22 other sectors). Only the motor vehicle sector shows a high error range from +22% to +91%. However, this error could be corrected by revising the regionalization operation of the national I-O tables carried out to build the regional model (read Section 4). All these error percentages are included in the error bars of the graphs shown in Figure 1, 2 and 3 (except for the motor vehicle sector which is not shown on the graphs).

7. Conclusion

In this paper, we develop an ecological-economic I-O model to estimate the impacts of the restoration of half of the fish nurseries with high juvenile densities (73.7 km^2) that have been largely destroyed between 1834 and 2004. Our results show that such a measure, applied on the basis of the precautionary principle advocated in the Marine Strategy Framework Directive (European Parliament and Council, 2008), can be implemented in the Seine estuary with only a slight decrease in macro-economic indicators compared to a situation without restoration (BAU scenario). The amount of sole biomass generated by the restoration exceeds the BAU scenario by 44.2%, while the GDP, the total gross operating surplus, the total compensation of employees, and the total employment are all below the BAU by 0.2%. However, these results must be considered as partial. If all costs of nursery restoration were included in the model, a part of ecosystem services could not be assessed because appropriate data and knowledge do not exist yet. Only two ecosystem services are evaluated by the model. The first is life support for juvenile sole, an overfished species whose population is at risk in the Eastern channel (ICES, 2008). The second is the provisioning service of sole for human consumption, which is an important service provided to the economy, given the high commercial value of sole. If, without considering all the benefits from ecosystem services, our results show little negative macro-economic impact, extending the assessment to the five other ecosystem services mentioned in Section 6.2 would probably demonstrate that nursery restoration has positive macro-economic impacts. The model is operational and ready for extension to these other services as soon as appropriate data becomes available.

The results also show that a vast nursery restoration programme generates significant economic impacts on the sector level rather than on the macro-economic one. This suggests that the restoration costs can be seen more as a problem of cost allocation than as a problem *per se*. In this perspective, the model helps to identify the sectors which would be the most vulnerable if the “Polluter Pays Principle” were applied, such as recommended in the Marine Strategy Framework Directive. This concerns harbours, the mining sector and the sector of coke manufacturing, refined petroleum products & nuclear fuels sector (Section 6.3). Identifying vulnerable sectors might help decision makers to adapt this principle and change the cost allocation rules, if they want to avoid a complete collapse of some economic sectors. For instance, indirect polluters such as the tertiary sector and final consumers (households) could participate in restoration costs, since both benefit from commodities transported on water.

Moreover, this paper shows possibilities to improve the holistic properties of I-O modelling, one of the two basic principles of Post-Normal Science and ICZM that is tested in this paper. This is achieved by extending the amount of categories of ecosystem services considered. Usually, I-O analyses only address the problem of sink (accumulation of pollutants emitted into the ecosystem) and provisioning services (provision of natural resources for human consumption). In this paper, we extend I-O modelling to supporting services (estuarine nurseries as a habitat for fish juveniles). Such extension is very important because supporting services are the most vital category of ecosystem services, since all other ecosystem services depend on them (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; de Groot *et al.*, 2002). Besides extending the number of ecosystem service categories, holistic properties are also ensured by the use of multiple indicators and units in our I-O model. This fulfils the recommendation from Post-Normal Science advocating the use of a diverse panel of indicators to capture the complexity of ecosystems and ensure holistic properties (Giampietro *et al.*, 2006). Along with the use of recent developments in biology and hydro-sedimentology, this makes it possible to consider interdependencies between ecosystem services in I-O modelling, as recommended by Carpentier

(1994) (Section 3.1). This also encounters the definition of “holistic” from Gallopin *et al.* (2001) (Section 1).

If the advantage of holistic properties is a better understanding of the inherent complexity of ecosystems and to enlarge the amount of ecosystem service categories considered, the disadvantage is that great uncertainty is introduced into scientific analyses (Section 3.1). As recommended by Post-Normal Science and ICZM, this uncertainty should be managed. To fulfil this recommendation, we apply the following strategy. Part of the uncertainty – the degree of precision – is handled through a sensitive analysis showing the range of values within which our results may vary, due to the relative indeterminacy on the model parameters (Section 6). This concerns the short to medium term uncertainty as to the capacity of estuarine nurseries to shelter sole juveniles (depending on sediment and water contamination – sink service), the nursery surface area that will remain (life support service), and the marine fish stock in the Eastern channel for human consumption (provisioning service). Another part of uncertainty – the degree of accuracy – is handled through the validation of the economic results given by the model based on economic data observed in the past. The discrepancy between observed data and the results given by the model is used as a measure of the uncertainty due to the architecture of the model. Another part of the uncertainty cannot be analysed through sensitivity analysis because it relates to parameters and variables that could not be inserted into the model. This problem concerns the five ecosystem services mentioned in Section 6.2 for which appropriate data do not yet exist. As a result, uncertainty remains on the interdependencies between these five ecosystem services and the economic system. Until data and knowledge are produced, this is typically the kind of issue for which final decision relies more on individual judgment and common sense than on scientific evidence. This shows the need for transparent inclusion of divergent public perspectives and value judgment in decision-making processes via stakeholder participation techniques (Giampietro *et al.*, 2006; Stirling, 2006).

Acknowledgements

We are grateful to Garry McDonald from Market Economics Ltd. (New Zealand) for his help in I-O techniques. We are also much in debt to all the members of the *GIP Seine-Aval* for their comments, especially Axel Romania and Loïc Guezennec. We would like to thank Olivier Le Pape from the *Agrocampus Ouest* for the data on sole and nursery habitats, as well as Christophe Bessineton and Thomas Lecarpentier from the *Maison de l'Estuaire*, and Antoine Cuvilliez from the *Université du Havre* and *Université de Rouen*. We are also grateful to Michel Englert and Luc Avonds from the Federal Planning Bureau (Belgium) for their constructive comments, as well as to Aline Martin and Kate Weir for checking the English. We would like to thank Denis Bailly and Thomas Sawyer Hopkins, the scientific coordinators of the SPICOSA project, who inspired this research. We would also like to thank the four anonymous reviewers who helped to considerably improve this paper. This research was co-funded by *Ifremer* and the *GIP Seine-Aval* with a complementary grant from the *Fonds David & Alice Van Buuren* and the Department of International Relations of the *Université Libre de Bruxelles*.

References

- Ackerman, F., 2004. Priceless Benefits, Costly Mistakes: What's Wrong With Cost-Benefit Analysis? *Post-autistic Econ. Rev.* 25, 2–7.
- AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004c. Démarche prospective à l'horizon 2025 sur l'estuaire de la Seine. Annexes. France, pp. 129.
- Ashford, N. A., 1981. Alternatives to cost-benefit analysis in regulatory decisions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 363, 129–137.
- Belfiore, S., 2000. Recent developments in coastal management in the European Union. *Ocean & Coastal management* 43, 123–135.
- Carpentier, C.L., 1994. Agriculture and the environment: an economic–ecological Input–Output Model of the Canadian economy. PhD at McGill University, Montreal, 121 pp.
- Cumberland, J.H., 1966. A regional inter-industry model for the analysis of development objectives. *Papers in Regional Science Association* 17, 64–94.

- Cuvilliez, A., Deloffre, J., Lafite, R., Bessineton, C., 2009. Morphological responses of an estuarine intertidal mudflat to constructions since 1978 to 2005: The Seine estuary (France). *Geomorphology* 104 (3–4), 165–174.
- Daly, H.E., 1968. On Economics as a Life Science. *Journal of Political Economy* 76, 392 – 406.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- European Parliament and Council, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy framework Directive).
- European communities, 2009. Common implementation strategy for the water directive (2000/60/CEC). Guidance Document No 20. Guidance document on exemptions to the environmental objectives. European Communities, Luxemburg, 42 pp.
- Eurostat, 2009. ESA 95 Supply Use and Input-Output tables. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/data/workbooks
- Federal Planning Bureau (FPB), 2008. Medium-Term prospects for the World Economy. Period 2008-2015. Van Brusselen, P. (Ed.), Belgium, 49 pp.
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10 (3), 197-207.
- Galopin, G., Funtowicz, S., O'Connor, M., Ravetz, J., 2001. Science for the twenty-first century: from social contract to the scientific core. *Int. Journal Social Science* 168, 219–229.
- Giampietro, M., Mayumi, K., Munda, G., 2006. Integrated assessment and energy analysis: Quality assurance in multi-criteria analysis of sustainability. *Energy* 31, 59–86.
- Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., Campling, P., Govers, G., Kosmas, C., Gentile, A.R., 2004. Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science and Policy* 7, 25–38.
- Hannon, B., 2001. Ecological pricing and economic efficiency. *Ecological Economics* 36, 19-30.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 5–14 September 2006, ICES Headquarters. ACFM 35, 1160 pp.
- ICES, 2008. Report of the ICES Advisory Committee 2008. ICES Advice, 2008. Book 6. Denmark, 326 pp.
- Ifremer, 1999. Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Ifremer, Port-en-Bessin, France, 74 pp.
- Ifremer, 2003. Conséquences économiques de l'évolution, de l'environnement dans l'estuaire de la Seine sur la pêche professionnelle. Rapport final du projet, Seine aval II. Ifremer, Brest, France, 177 pp.
- Isard, W., 1968. Some notes on the linkage of the ecologic and economic systems. Regional science association: papers, XXII, Budapest conference.
- Jin, D., Hoagland, P., Dalton, T.M., 2003. Linking economic and ecological models for a marine ecosystem. *Ecological Economics* 46, 367–385.
- Leontief, W.W., 1936. Quantitative input and output relations in the economic system of the United States. *The review of economic statistics*, 18 (3), 105–125.
- Leontief, W.W., 1970. Environmental repercussions and the economic structure: an input–output approach. *Review of Economics and Statistics* LII (3), 261–271.
- Lixon, B., Thomassin, P. J., Hamaide, B., 2008. Industrial output restriction and the Kyoto protocol: An input–output approach with application to Canada. *Ecological Economics* 68, 249–258.
- Lutz, W., Sanderson, W., 2001: The end of world population growth. *Nature*, 412(6846), pp. 543-545.
- Maréchal, K., 2007. The economics of climate change and the change of climate in economics. *Energy Pol.* 35, 5181–5194.
- Maxim, L., Spangenberg, H. J., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics* 69 (1), 12–23.
- McDonald, G., 2005. Integrating Economics and Ecology: A systems Approach to Sustainability in the Auckland Region. PhD at Massey university, New Zealand, 597 pp.
- Meadows DH, Robinson JM. 1985. *The Electronic Oracle: Computer Models and Social Decisions*. John Wiley & Sons Inc (Ed.), 462 pp.
- MEEDDAT, 2009. Transport national et Transport international en 2006. Banque de donnée SitraM. Données transmises par courrier postal le 24 juin 2009. demande n° 09031/devis n° 2564.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press (Ed.), Washington, DC, 139 pp.
- Miller, R.E., Blair, P.D., 2009. *Input-output Analysis. Foundations and Extensions*. Cambridge University press (Ed.), United-Kingdom, 750 pp.
- Munda, G., 2004. Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. *European journal of operational research* 158, pp. 662–677.
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P., 1994. Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics* 10, 97–112.
- O'Hagan, A. M., Ballinger, R., 2009. Coastal governance in North West Europe: an assessment of approaches to the European stocktake. *Marine policy* 33, 912–922.
- OECD, 2009. *OECD Economic Outlook 86 Projection, summary of projections*. Excel database. URL: www.oecd.org/dataoecd/18/26/2713584.xls
- OFIMER, 2003. Pêche aquaculture. URL: http://wwwz.ifremer.fr/envlit/region/haute_normandie/activites/peche_aquaculture
- Port Autonome du Havre, 2000. Etude d'impact réglementaire du projet Port 2000. Résumé non technique. Dossier pour le comité consultatif de la réserve naturelle. Le Havre (Ed.), France, 101 pp.

- Ravetz, J.R., 2006. Post-Normal Science and the complexity of transitions towards sustainability. *Ecological Complexity* 3 (4), Pp. 275-284.
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Brown, J., van der Keur, P., 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Advances in Water Resources* 29 (11), 1586–1597.
- Riddington, G., Gibson, H., Anderson, J., 2006. Comparison of Gravity Model, Survey and Location Quotient-based Local Area Tables and Multipliers. *Regional Studies* 40 (9), 1069 – 1081.
- Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., Le Pape, O., 2010. Effect of nursery habitat degradation on flatfish population renewal. Application to *Solea solea* in the eastern Channel (Western Europe). *Journal of sea Research* 64 (1–2), 34–44.
- Shipman, B. and Stojanovic, T., 2007. Facts, Fictions, and Failures of Integrated Coastal Zone Management in Europe. *Coastal Management*, 35 (2), 375 – 398.
- Sorensen, J., 2002. Baseline 2000 background report: the status of integrated coastal management as an international practice. Second iteration, 26 August.
- Stave, A.K., 2002. Using system dynamics to improve public participation in environmental decisions. *System Dynamics Review*, 18 (2), 139–167.
- Stirling, A., 2001. Science and precaution in the appraisal of electricity supply options. *Journal of Hazardous Materials* 86, 55–75.
- Stirling, A., 2006. Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis. *Land Use Policy* 23, 95–107.
- Stojanovic, T.A., Ballinger, R.C., 2009. Integrated coastal management: a comparative analysis of four UK initiatives. *Applied geography* 29, 49–62.
- Van den Bergh, J.C.J.M., Nijkamp, P., 1991. Operationalizing sustainable development: dynamic ecological economic models. *Ecological Economics* 4, 11–23.
- Van Den Bergh, J.C.J.M., 2000. Themes, Approaches, and Differences with Environmental Economics. Discussion Paper TI 2000-080/3, Tinbergen Institute, Amsterdam, The Netherlands, 25 pp.
- Victor, A.P., 1972a. Pollution: economy and environment. Georges Allen & Unwin Ltd. (Eds.), Great Britain, 247 pp.

**PARTIE I – REPRESENTATIONS DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES
EN ANALYSE ECONOMIQUE : DE LEUR VALEUR MONETAIRE A LEUR
NATURE PHYSIQUE**

I. DEFINITION ET CATEGORISATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES : UNE ETAPE NECESSAIRE A L'EVALUATION

Préalablement à la mise en œuvre d'une méthode d'analyse économique de l'environnement, il est important de définir précisément ce qu'englobe le concept de service écosystémique. Sans cette étape préalable, il est difficile de mettre clairement en évidence les aspects du milieu naturel omis. Or de telles omissions sont inévitables dans une analyse économique, que ce soit pour des raisons techniques (la méthode utilisée ne permet pas de prendre en compte certains types de données), d'incertitude (la thématique environnementale est trop complexe ou pas assez connue) ou de moyens (manque de temps et d'argent). Or c'est à la lumière de ces omissions que les résultats d'une analyse peuvent être interprétés. En effet, l'analyse *ex ante* d'une mesure politique pourrait conclure à une amélioration économique du point de vue d'un service écosystémique et ne pas voir que parallèlement, une dégradation se produit dans la fourniture d'autres services écosystémiques importants. S'ils sont omis dans l'analyse et que cela n'est pas mis en évidence, le risque est grand de passer à côté et que des décisions erronées soient prises.

Pour déterminer ce qui est omis et ce qui est inclus dans l'analyse, il est utile de classer les services écosystémiques en catégories. Mais pour déterminer les éléments à placer dans ces catégories, il est nécessaire dans un premier stade de définir précisément le concept de service écosystémique. C'est ce à quoi nous nous attachons ci-dessous.

I.1. Définitions pour une meilleure catégorisation

a) Cinq définitions

Fischer *et al.* (2009) répertorient quatre définitions du concept de service écosystémique. Les trois premières sont les plus citées dans la littérature, la dernière est plus récente. Sont considérés comme service écosystémique:

1. Les bénéfices tirés des écosystèmes qui profitent aux personnes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).
2. Les bénéfices tirés des fonctions écosystémiques qui profitent aux populations humaines de manière directe ou indirecte (Costanza *et al.*, 1997).
3. Les conditions et processus au travers desquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les composent, rendent la vie humaine possible et permettent son épanouissement (Daily, 1997).
4. Les composantes écologiques utilisées directement pour produire du bien-être humain (Boyd et Banzhaf, 2007).

Ces définitions montrent que bien qu'il semble y avoir une entente sur l'idée générale de ce que devrait englober le concept de service écosystémique, des différences importantes peuvent être identifiées dans l'usage précis des termes.

La première définition du Millennium Ecosystem Assessment (2005) est relativement globale. Un élément y est cependant central, pour avoir un service écosystémique, il faut qu'un bénéfice soit tiré de l'écosystème et qu'il profite à l'homme. Toutes les définitions s'accordent là-dessus. Le terme « bénéfice » utilisé dans cette définition couvre tout bien (matière tangible comme les fruits, le charbon, les poissons, etc.) ou un service (usage immatériel dont on peut jouir comme une activité récréative dans une forêt). Le terme « écosystème » est quant à lui, une notion vaste. De quelle composante de l'écosystème parle-t-on ? La seconde définition, celle de Costanza *et al.* (1997), apporte une précision à ce sujet. Il faut que ce bénéfice soit tiré d'une fonction écosystémique. Jean-Louis Weber explicite ce que sont ces fonctions écosystémiques à la Figure 4. Il y présente les structures de l'environnement (ex. : sols, forêts) et les processus écologiques qui s'y produisent (ex. : structuration du sol forestier par les racines des arbres) comme des pourvoyeurs de fonctions écosystémiques (ex. : lent passage de l'eau au travers du sol forestier). Ces fonctions produisent à leur tour des services comme par exemple la protection contre les inondations grâce à la rétention des flux hydriques dans les capillaires des sols forestiers bien structurés. Ceux-ci œuvrent alors comme une sorte d'éponge ou de réservoir tampon lors d'événements pluvieux intenses. Pour Jean-Louis Weber, ces services deviennent des bénéfices quand l'homme leur attribue une valeur monétaire (ex. : volonté de protéger les forêts pour bénéficier du service de protection contre les inondations).

La troisième définition de Daily (1997) va dans le même sens que la deuxième si ce n'est qu'il utilise le terme « processus » (*process* en anglais) à la place du mot « fonction » (*function* en anglais). Cette série de termes peut confondre le lecteur (fonction, service, structure, bénéfice, processus, etc.). D'autant plus qu'ils sont parfois utilisés comme synonymes selon les auteurs. Le Tableau 1 explicite l'usage équivalent de ces différents termes dans la littérature.

Au contraire des trois premières définitions, la quatrième définition de Boyd et Banzhaf (2007) inclut les structures de l'environnement dans la notion de service écosystémique. Dans leur définition, les services écosystémiques ne sont pas les bénéfices tirés des écosystèmes par l'homme mais plutôt les composantes écologiques directement consommées (le bois de construction tiré d'une forêt) où dont les individus jouissent de l'usage (une forêt et l'espace récréatif qu'elle offre). Pour Boyd et Banzhaf, ces composantes écologiques incluent la structure de l'écosystème (forêt), ce qui signifie que les processus et fonctions que l'on ne consomme pas ou dont on ne jouit pas directement ne sont pas des services écosystémiques. C'est pourquoi Fischer *et al.* (2009) adaptent cette quatrième définition pour apporter une cinquième définition :

5. Est considéré comme un service écosystémique les composantes des écosystèmes utilisées activement ou passivement pour produire du bien-être humain.

Les auteurs insistent sur les éléments essentiels de cette cinquième définition. Premièrement, les services doivent être des phénomènes écologiques. Deuxièmement, à la différence de Boyd et Banzhaf (2007), ils ne doivent pas nécessairement faire l'objet d'un usage direct, les usages indirects sont également inclus comme le suggéraient déjà Costanza *et al.* en 1997. Troisièmement, le terme « composantes » implique, chez Fisher *et al.*, que la notion de service écosystémique inclut l'organisation et la structure des écosystèmes ainsi que les processus alors que ce terme utilisé chez Boyd et Banzhaf (2007) n'envisageait les services écosystémiques que comme les résultantes finales des processus et structures de l'écosystème directement consommables/utilisables (Fischer *et al.*, 2009).

Malgré ces différences entre les cinq définitions susmentionnées, une constante persiste toujours : les fonctions ou les processus écologiques ne deviennent un service écosystémique que s'il y a des êtres humains qui en bénéficient (directement ou indirectement).

Tableau 1. Equivalence des termes utilisés dans la littérature sur les services écosystémiques

Organization	Operation	Outcome
Stock	Flows	Services
Structure	Function(ing)	Goods
Infrastructure	Services	Benefits
Pattern	Process	
Capital		Income

Source : Fisher *et al.* (2009).

Note: Le terme *Organization* représente la composante physique des écosystèmes (sol, arbre, eau, etc.); le terme *Operation* (fonctionnement) représente les processus qui se déroulent dans les écosystèmes (chaîne de causalité qui met en action des matériaux ou de l'énergie et finit par aboutir à un résultat identifiable – ex. : ruissellement de l'eau sur le sol avec pour résultat final possible l'érosion des sols); et le terme *Outcome* (résultat final) couvre le lien entre les processus et leurs résultats finaux qui procurent du bien-être humain.

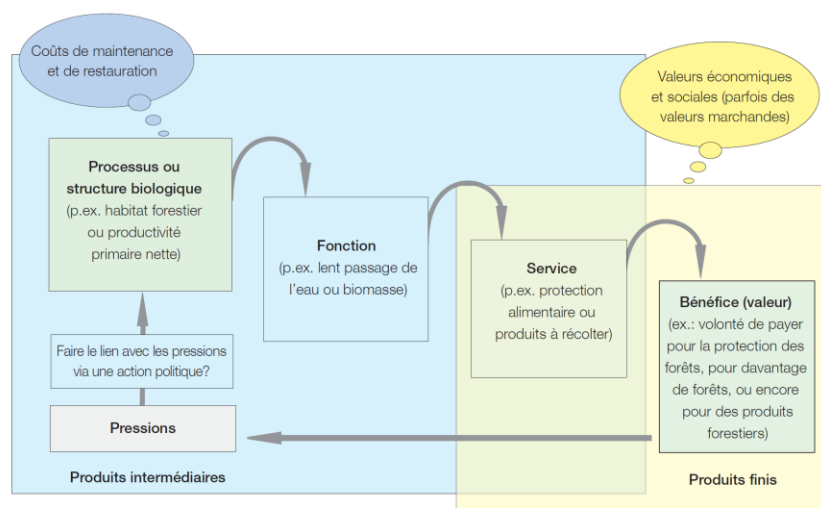


Figure 4. Lien entre l'organisation des écosystèmes, leur fonctionnement et la production des services par les écosystèmes.

Source : présentation par Jean-Louis Weber lors du séminaire « Global Loss of Biological Diversity, 5-6 mars 2008, Bruxelles (European Communities, 2008).

b) Les notions de structure, processus et bénéfice dans la définition de « service écosystémique »

Avant de passer à l'étape de catégorisation ci-dessous, il est important de définir précisément les notions de structure, processus, service et bénéfice qui interviennent dans la définition des services écosystémiques de Fisher *et al.* (2009).

La structure de l'écosystème constitue le support physique naturel à la surface ou au sein duquel se produisent les processus écologiques. La structure est considérée comme un service écosystémique par Fisher *et al.* dans le sens où elle fournit la plateforme sur laquelle les processus écologiques peuvent avoir lieu. Il est certain qu'une configuration minimum de structure et de processus est nécessaire pour assurer la fourniture de services écosystémiques. Turner (1999) estime que cette

structure et ces processus possèdent une valeur et constituent un service écosystémique en soi (qu'il appelle service d' « infrastructure ») puisque leur existence et leur maintien dans le temps sont nécessaires pour assurer la fourniture des autres services écosystémiques. C'est également l'idée développée dans le Millennium Ecosystem Assessment (2005) où les services d' « infrastructure » constituent une catégorie de services écosystémiques à part entière et sont dénommés « services d'auto-entretien ». Cependant, une incertitude élevée perdure concernant ce type de service puisqu'il est encore difficile aujourd'hui de chiffrer avec fiabilité la quantité minimum de services d'infrastructure nécessaire pour que la fourniture des autres services écosystémiques soit assurée (Turner *et al.*, 1998; Kremen, 2005).

Le terme processus englobe toute chaîne de causalité ou phénomène qui, en utilisant des ressources (matière et/ou énergie), aboutit à un résultat identifiable – par exemple le ruissellement de l'eau sur le sol avec pour résultat final possible l'érosion des sols. C'est l'existence de ce résultat qui permet de définir le processus écologique comme un service écosystémique. Par exemple, le cycle naturel de l'azote (Encadré 2) est un processus écologique qui, s'il n'est pas perturbé par les activités anthropiques, peut donner comme résultat une eau de surface propre à la consommation humaine (eau potable) et aux activités récréatives (eau de baignade). Le cycle de l'azote est donc un processus utilisé comme service par les êtres humains, bien qu'indirectement, puisqu'il sert à leur assurer un approvisionnement en eau potable et de baignade. L'approvisionnement en eau potable et de baignade est également un service écosystémique à part entière mais à usage direct. Ce service est le résultat d'une multitude de services indirects : les processus écologiques du cycle de l'azote, du cycle du phosphate, du cycle de l'eau (précipitations), de l'interaction entre le couvert végétal et le ruissellement de l'eau (Encadré 2), de l'interaction entre le couvert végétal et la pluviosité (dans certaines régions, l'évapotranspiration des arbres contribue à l'humidité atmosphérique à la base des précipitations), etc.

En ce qui concerne la notion de structure, les processus susmentionnés impliquent tous l'entrée en jeu d'un support physique. C'est précisément ce support physique qui fait office de structure permettant au processus écologique de se produire. Par exemple, dans le cycle de l'azote, le sol constitue une structure sur laquelle l'eau peut ruisseler et servir de vecteur de transport pour les molécules d'azote. Les arbres des ripisylves constituent un autre type de structure qui améliore la structure du sol de manière à retenir l'eau de ruissellement et les polluants qu'elle contient. La définition de Fischer *et al.* (2009) établit que ces structures constituent un service écosystémique à part entière autant que les processus qui se développent en leur sein. La catégorisation des services écosystémiques présentée ci-dessous utilise la combinaison « structure + processus » pour définir la catégorie à laquelle appartient une ressource. C'est ainsi qu'une même forêt pourra être classée dans deux catégories de services écosystémiques différentes si elle abrite à la fois deux processus écologiques en son sein qui fournissent chacun un résultat différent. Par exemple, l'exploitation d'une forêt peut à la fois participer au processus d'approvisionnement en ressources en bois et au processus de régulation des flux hydriques en favorisant la pénétration de l'eau dans le sol (ce qui diminue les risques d'inondations).

Il reste encore la notion de bénéfice à définir. Boyd et Banzhaf (2007) sont les premiers à introduire une distinction entre services et bénéfices. C'est en se basant sur eux que Fisher *et al.* sont amenés également à effectuer cette distinction. Il n'est généralement pas possible de tirer un bénéfice d'un service écosystémique seul. Le plus souvent il faut pour cela une conjonction de plusieurs inputs: services écosystémiques, capital humain (savoir-faire), capital technique (équipements, infrastructures techniques), etc. C'est ainsi que le bénéfice peut se définir comme le point de rencontre entre un élément de l'écosystème qui affecte directement le bien-être des gens et un capital humain ou technique nécessaire pour réaliser cette augmentation de bien-être.

Par exemple, nous avons vu ci-dessus que le processus du cycle de l'azote permettait l'approvisionnement en eau propre pour la consommation d'eau potable. Si l'on suit la définition de Ficher *et al.* (2009), l'approvisionnement en eau propre est ici un service écosystémique et sa consommation comme eau potable représente un bénéfice tiré du service écosystémique. Pour tirer profit de ce bénéfice, des infrastructures d'extraction d'eau sont nécessaires. Les auteurs donnent un exemple analogue avec la pollinisation. Ils donnent l'exemple de l'amandier : celui-ci est pollinisé par les insectes. Le processus de pollinisation est un service écosystémique indirectement utilisé par l'homme et le bénéfice en est la consommation d'amandes, rendue possible grâce au savoir-faire des agriculteurs et aux machines agricoles.

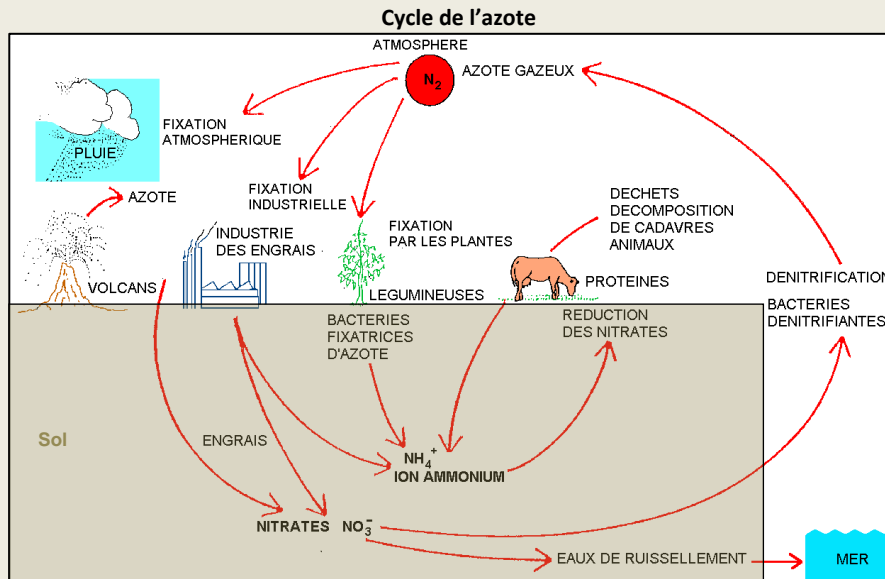
Notons toutefois que cette distinction entre services et bénéfices n'est pas universelle. Elle a cependant un sens pour les techniques d'évaluation monétaire des externalités environnementales, notamment utilisées en analyse coût-bénéfice (techniques des préférences déclarées, des préférences révélées, des coûts de remplacement, etc. – développées plus bas).

Encadré 2. Exemple de processus écologique : le cycle de l'azote.

La matière organique des sols agricoles (fumier, lisier, résidus de cultures précédentes) et les résidus d'engrais chimiques se décomposent en matières azotées absorbables par les plantes. La partie non absorbée ruisselle à la surface des sols et percole dans le sous-sol. Une partie est fixée, en chemin, sur les particules d'argile du sol, une autre est absorbée par des végétaux et micro-organismes, une partie s'évapore vers l'atmosphère, etc., pour arriver au final dans les nappes souterraines et les rivières. Tout ce cycle de l'azote peut être modulé par les activités anthropiques. Il peut s'agir par exemple d'une modification du couvert végétal qui accélère le ruissellement et empêche la fixation sur les particules d'argile, dans les plantes et les microorganismes. Au final, la quantité d'azote qui arrive dans les eaux de surface et souterraines peut s'en trouver augmentée avec pour conséquence le développement de bloom algaux qui consomment tout l'oxygène dissout dans l'eau et provoque l'asphyxie de la faune aquatique. Sans compter les risques pour la santé humaine liés au captage d'eaux souterraines polluées en nitrates (une des formes chimiques possible de l'azote) et le développement de mousses (parfois toxiques) produites par les algues, ce qui peut rendre difficile les activités de baignade.

Une des mesures destinées à réduire le ruissellement des polluants vers les rivières consiste à modifier le couvert végétal. Des bandes enherbées peuvent être plantées à l'aval des champs pour éviter le ruissellement des pesticides et résidus d'engrais. Cette pratique s'applique également aux berges des rivières. On y installe des bandes enherbées ou des ripisylves (bande d'arbres de quelques mètres de large) qui favorisent une meilleure structure du sol. L'eau concentrée en polluants en provenance de tout le bassin versant pénètre mieux dans la terre, ce qui réduit le ruissellement vers la rivière et favorise la fixation des polluants sur les particules de sol ainsi que par les microorganismes.

Toutefois, l'azote ne doit pas être considéré intrinsèquement comme un polluant. C'est son niveau de concentration dans le milieu naturel et sa forme chimique qui déterminent s'il pollue ou non. En quantité adéquate, c'est un élément essentiel à la vie des plantes, tant au niveau de cultures que des plantes aquatiques et des algues. Ces dernières étant elles-mêmes des éléments essentiels de la constitution des habitats et de la nourriture de la faune aquatique. C'est la raison pour laquelle le cycle de l'azote ne doit pas être perturbé afin qu'il y en ait suffisamment dans les compartiments terrestres et aquatiques mais sans excès.



Source : Beauchamp (2003).

Notes : N : symbole chimique de l'atome d'azote ; NH_4^+ : azote combiné à de l'hydrogène pour former un ion ammonium ; NO_3^- : azote combiné à de l'oxygène pour former du nitrate.

I.2. Catégorisation pour une meilleure évaluation

a) Les quatre catégories de services écosystémiques du Millennium Ecosystem Assessment

La catégorisation la plus courante des services écosystémiques est celle du Millennium Ecosystem Assessment (MA) déjà préfigurée par de Groot *et al.* (2002). Elle compte quatre catégories (MA, 2005) :

- Le service d’approvisionnement en ressources: il s’agit de la fourniture de produits obtenus de l’écosystème comme la nourriture, l’eau, le bois, les fibres, etc.
- Les services de régulation : il s’agit des bénéfices tirés de la modulation dans un sens favorable à l’homme des processus écologiques comme le climat, les inondations, la qualité de l’eau, l’assimilation des polluants par le milieu naturel, etc. L’écosystème est à la fois générateur et bénéficiaire de ces processus de régulation.
- Les services culturels : ce sont les bénéfices non monétaires tirés de l’écosystème au travers de l’enrichissement spirituel (ex. : hindouisme, peuples autochtones d’Australie, de Nouvelle-Zélande et d’Amérique), d’activités récréatives et éducatives, de l’esthétique du paysage, etc.
- Les services d’auto-entretien : cela couvre les fonctions de base de l’écosystème qui entretiennent sa fonctionnalité (Bielsa *et al.*, 2009). Cette catégorie englobe tous les services nécessaires à la production des autres services écosystémiques. Il s’agit par exemple de la formation des sols, la photosynthèse, le cycle des nutriments, etc. Les services d’auto-entretien diffèrent des trois autres étant donné que leur impact sur les individus est souvent indirect ou se produit sur de très longues échelles de temps alors que les autres services écosystémiques ont un impact relativement direct et à plus court terme. Certains services comme la régulation de l’érosion peuvent être classés dans les deux catégories à la fois, auto-entretien et régulation, selon que l’on considère leur effet à court ou à long terme et l’immédiateté de leur impact sur les hommes.

Cette catégorisation est illustrée à la Figure 5. Elle reprend les services fournis par le milieu naturel donnant lieu à des bénéfices qui profitent à l’homme, ce qui correspond bien aux définitions du concept de services écosystémiques données plus haut. En outre, cette catégorisation laisse place au concept de service indirect car comme l’illustre la Figure, les services d’auto-entretien regroupent l’ensemble des structures et des processus de l’écosystème qui assurent l’existence des services qui profitent directement à l’homme. Par exemple, sans formation naturelle des sols (service d’auto-entretien), il est impossible de cultiver et de fournir les populations humaines en nourriture (service d’approvisionnement en ressources).

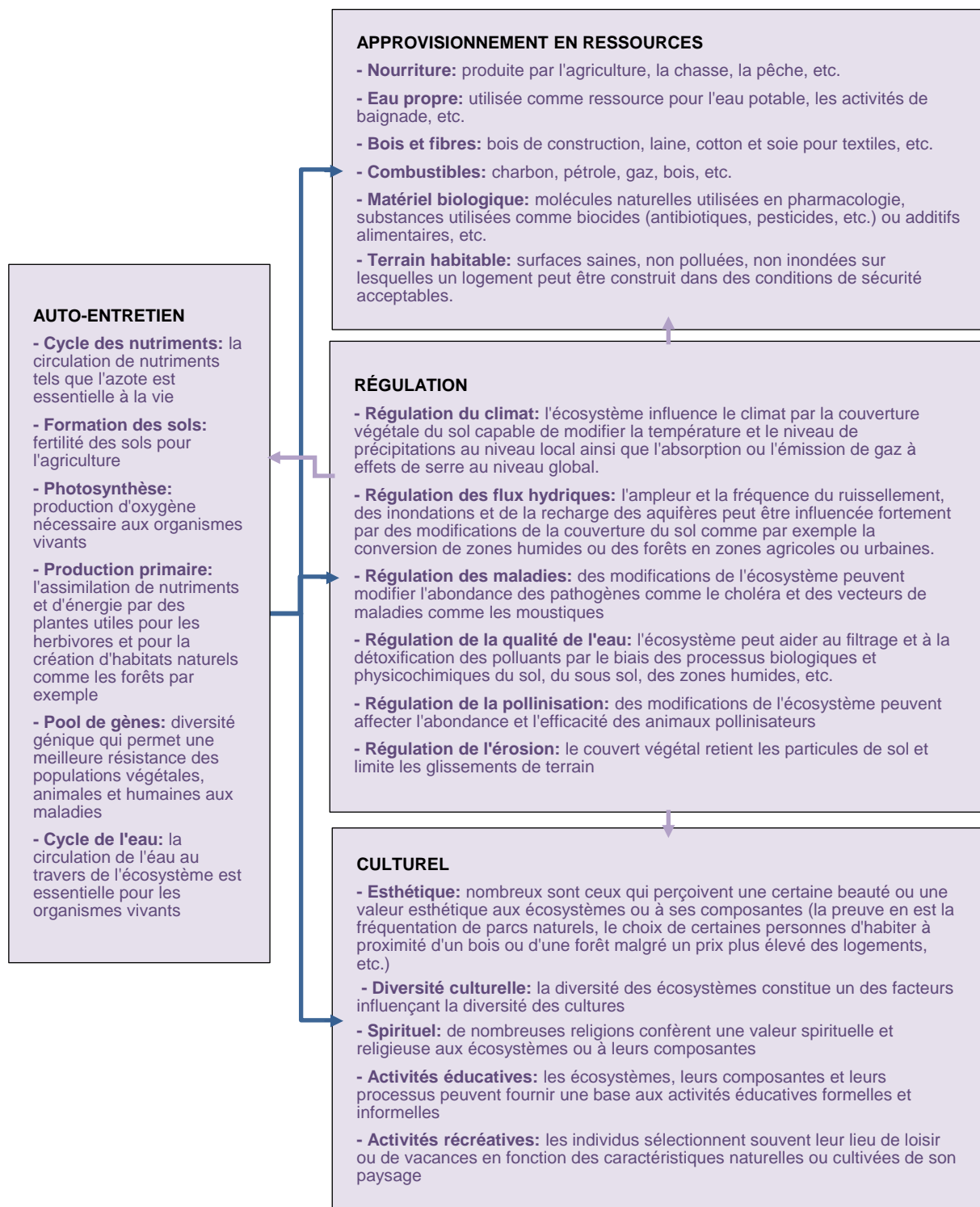


Figure 5. Catégorisation des services écosystémiques du Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005).

Note : nous avons modifié la figure du MA (2005) en rajoutant les flèches en mauve clair. Ces flèches illustrent le fait que les services d'auto-entretien ne sont pas les seuls à générer d'autres services écosystémiques. Les services de régulation peuvent également générer d'autres services écosystémiques au travers de relations d'interdépendance. Par exemple le service de régulation de l'érosion offert par une forêt en amont d'un bassin versant permet d'éviter les glissements de terrain et coulées de boue qui détruisent les sols en aval et rendent tout développement végétal difficile (et inhibe donc le service d'auto-entretien de production primaire).

b) Les catégories de services du MA ne sont pas adaptées aux outils d'évaluation économique

Le concept de valeur

Avant d'aborder le problème de cohérence entre le système de catégorisation du MA (2005) et l'évaluation économique, il faut aborder le concept de « valeur ».

Les économistes utilisent le terme « valeur » pour décrire en unités monétaires la quantité d'argent qui aurait un effet similaire sur le bien-être des gens à celui apporté par une modification des services écosystémiques (UEA-CSERGE *et al.*, 2008).

Les écologistes utilisent le terme « valeur » pour désigner ce qui est souhaitable, ce qui mérite qu'on lui confère de l'importance pour ses caractéristiques propres et intrinsèques (UEA-CSERGE *et al.*, 2008). On peut attribuer de l'importance aux choses sans forcément traduire cette importance en unités monétaires. Par exemple, si l'on accepte l'idée qu'il est nécessaire de maintenir l'existence des processus écologiques et l'usage des services écosystémiques qui en découlent, alors l'intégrité et la résistance des écosystèmes face aux perturbations anthropiques seront des caractéristiques écologiques auxquelles la société confèrera de l'importance. Et comme cette résistance ne peut être atteinte que par un certain niveau de biodiversité et de diversité d'habitats écologiques, de telles caractéristiques comportent une importance en soi (de Groot *et al.*, 2002).

On note cependant la difficulté de la notion de valeur intrinsèque puisqu'à partir du moment où elle est exprimée par des hommes, elle devient subjective voire même anthropocentriste. S'agit-il d'une valeur intrinsèque, donc inhérente à l'objet valorisé, ou d'une valeur créée par l'homme et donc inféodée à ses souhaits, ses désirs, ses angoisses, etc. ? Si l'on considère certaines caractéristiques écologiques comme possédant une valeur intrinsèque importante, n'est-ce pas parce que nous craignons qu'en leur absence, la survie de l'espèce humaine ou la qualité de ses conditions de vie ne soient fortement dégradées ? Et si ce n'est pas cela, n'est-ce pas en raison de notre éthique personnelle ou d'une philosophie de la nature qui nous plaît particulièrement ? On voit que la notion de valeur intrinsèque semble contradictoire dans son essence. Au lieu de parler de valeur intrinsèque, il vaut peut-être mieux parler d'éthique, de philosophie ou encore de la valorisation de tout ce qui permet d'assurer le maintien de la structure et des processus de l'écosystème qui sont à la base de la fourniture de fonctions et de services écosystémiques utiles aux activités et à la survie de l'espèce humaine (et des autres espèces). Cela est abordé plus bas avec la notion de services intermédiaires de Fisher *et al.* (2009) et de valeur primaire de Turner *et al.* (2004).

Besoin d'adapter le système de catégorisation du MA aux techniques d'évaluation économique

Le système de catégorisation du MA (2005) suit une logique cohérente et s'avère très utile, par exemple pour suivre l'évolution de la qualité environnementale au cours du temps. Cependant, quand il est appliqué à des outils d'analyse économique de l'environnement, il nécessite des adaptations afin de le rendre opérationnel. Nous abordons ci-dessous l'adaptation de Fisher *et al.* (2009) pour les méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales. Il s'agit d'une adaptation intéressante pour notre propos parce qu'elle conduit à distinguer clairement les services écosystémiques qui sont pris en compte par les évaluations monétaires de ceux qui ne le sont pas. Cela montre l'intérêt de développer des méthodes d'évaluation économique alternatives pour étudier les services omis. Or c'est précisément ce que nous proposons avec le modèle ECO développé dans cette étude (voir Partie II).

Le problème du double comptage

Fisher *et al.* (2009) estiment que le système de catégorisation du MA (2005) ne convient pas aux méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales. Cela est dû au fait qu'il existe de nombreuses connexions intra- et inter-catégories entre les services écosystémiques et que l'évaluation monétaire de chacune des catégories de services écosystémiques pourrait mener à un double comptage. Ce problème avait déjà été identifié auparavant par de Groot *et al.* (2002). En outre, ils estiment que certaines catégories ne peuvent pas être prises en compte par des unités monétaires. Ils les excluent d'emblée de l'évaluation économique. Le système de catégorisation de Fisher *et al.* (2009) rend plus apparent les services omis de l'évaluation monétaire.

Prenons l'exemple de trois services liés aux zones humides (marais, étangs, roselières, vasières intertidales²¹, etc.). Selon la catégorisation du MA (2005), la régulation de la qualité de l'eau est, comme son nom l'indique, un service de régulation, la production d'eau propre est un service d'approvisionnement en ressources, et les activités récréatives appartiennent à la catégorie des services culturels. Cependant, un décideur chargé d'étudier l'impact d'une mesure de conversion des zones humides et qui utiliserait une analyse coût-bénéfice incluant ces trois services, commettrait une erreur liée au double comptage. Cela est dû au fait que par leur capacité d'épuration naturelle (service de régulation), les zones humides contribuent à la fourniture d'eau propre (service d'approvisionnement en ressources). Et au final c'est cette fourniture d'eau propre qui permet d'assurer l'activité récréative de baignade (service culturel). Le double comptage vient donc du fait que deux services entrent en interaction pour fournir le service culturel. Fischer *et al.* (2009) estiment que pour éviter le double comptage en évaluation monétaire des externalités environnementales, ce service culturel doit être considéré comme un bénéfice tiré du service écosystémique d'approvisionnement en eau propre.

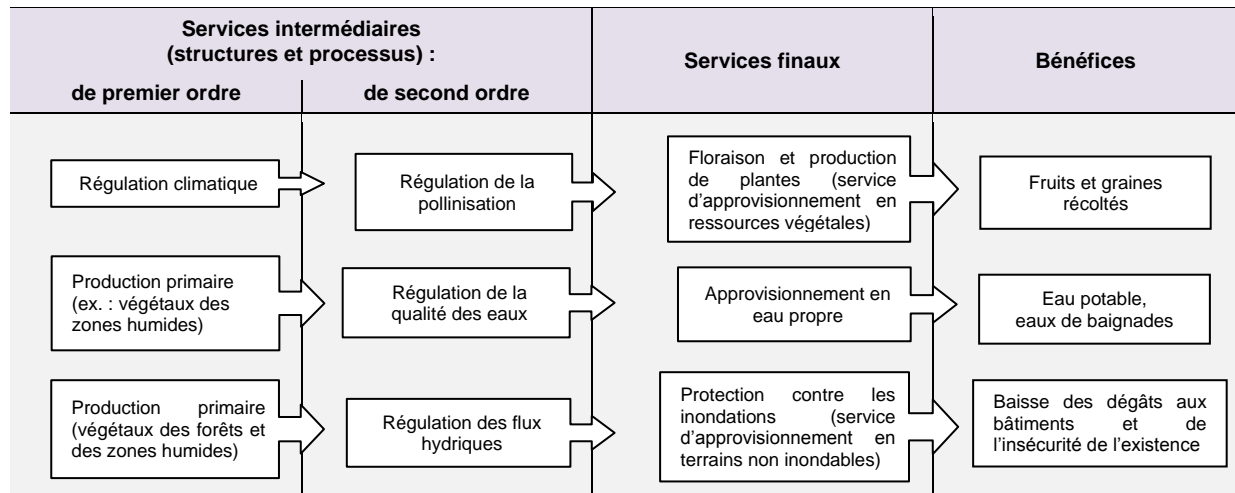
C'est ainsi que Fischer *et al.* (2009) utilisent un système de catégorisation basée sur la place des services écosystémiques du MA dans la chaîne de liens de cause à effet depuis la structure ou le processus écologique initial jusqu'au résultat final (c'est-à-dire le bénéfice qui profite directement aux individus). Les services écosystémiques sont sous-divisés en services intermédiaires et finaux selon leur degré de connexion avec le bien-être humain (Fischer *et al.*, 2009). C'est ainsi que le système de Fisher *et al.* regroupe les services écosystémiques en services intermédiaires, services finaux et bénéfiques (Tableau 2). Dans ce système de catégorisation, les structures de l'écosystème et les processus écologiques restent des services écosystémiques comme défini plus haut (voir définition n°5 de Fisher *et al.* à la Section I.1) mais ils appartiennent à la catégorie des services intermédiaires. Cette « infrastructure » possède une valeur intrinsèque dans le sens où son existence et sa maintenance sont nécessaires préalablement à la fourniture de services finaux dont l'homme tire des bénéfices. En ce sens, les structures de l'écosystème et les processus écologiques constituent un service écosystémique en soi (Turner, 1999). Tout comme les services d'auto-entretien au sens du MA (2005) sont des services écosystémiques de par leur rôle dans la production de l'ensemble des autres services écosystémiques qui profitent aux hommes. Cela montre qu'il y a une parfaite correspondance entre la catégorie des services d'auto-entretien du MA et celle des services intermédiaires de Fisher *et al.*

Notons que le système de catégorisation de Fisher *et al.* est relativement similaire au schéma de Jean-Louis Weber à la Figure 4. Là aussi il y a distinction entre produits intermédiaires et finis. Les produits intermédiaires rassemblent la structure et les processus comme chez Fisher *et al.* Cependant, Weber y ajoute la notion de fonction, qui est en réalité une sous-distinction au sein de la

²¹ Intertidale: dans un régime de mers à marées, la zone intertidale est la zone de balancement des marées, c'est-à-dire la zone comprise entre la plus haute mer et la plus basse mer de vive-eau (marée d'amplitude maximum correspondant aux périodes de pleine et nouvelle lune).

catégorie des services intermédiaires de Fisher *et al.* En effet, les fonctions écologiques d'un écosystème peuvent être définies comme un processus de bon fonctionnement du système (Bielsa *et al.*, 2009), à distinguer des services finaux qui sont le résultat du bon fonctionnement. Quant aux produits finis du schéma de la Figure 4, ils rassemblent ce que Weber appelle des services et des bénéfices et qui correspondent aux services finaux et aux bénéfices de Fisher *et al.* (Tableau 2).

Tableau 2. Relations conceptuelles entre les services écosystémiques intermédiaires et finaux ainsi que les bénéfices tirés par les individus.



Source : adapté de Fischer *et al.* (2009).

Les services de régulation

Concernant les services de régulation du MA, ils correspondent également à la catégorie des services intermédiaires de Fisher *et al.* car leur usage est toujours indirect ; l'homme en tire un bénéfice non pas directement mais au travers d'un service final produit par les services de régulation. Par exemple, le service intermédiaire de régulation de la qualité de l'eau fourni par les zones humides, sert à la fourniture du service final en eau propre dont l'être humain tire un bénéfice via une installation de captage d'eau potable. Le cas de la ville de New York illustre à merveille ce service rendu par la production primaire. La ville de New York a préféré acheter une forêt pour la préserver et extraire dans son sous-sol l'eau filtrée par le sol forestier plutôt que d'investir dans une installation de filtration de l'eau qui aurait coûté 6 milliards de dollars (de Groot *et al.*, 2002).

Un autre exemple concerne le service de régulation des flux hydriques offert par les dunes côtières. Alors que dans le système du MA, il est considéré que ce service contribue directement à une augmentation du bien-être en empêchant les inondations, le système de Fisher *et al.* estime que la protection contre les inondations est un service final en soi, distinct du service de régulation des flux hydriques. Et le bénéfice tiré de la protection contre les inondations est ressenti au travers d'infrastructures comme les bâtiments, les champs, ou les routes conservées intactes lors des tempêtes.

Services intermédiaires de premier et de second ordres

Nous avons introduit une sous-catégorisation supplémentaire au système de Fisher *et al.* (2009). Il s'agit de la notion de services intermédiaires de premier et de second ordres. Cela consiste simplement à montrer une division plus fine dans les étapes de la chaîne de causalité depuis la structure ou le processus écologique initial jusqu'au résultat final (le bénéfice). Cela permet de mettre en évidence les relations de causalité réciproques entre les services d'auto-entretien et de régulation, un aspect important qui n'est pas suffisamment mis en évidence par le système de

catégorisation du MA (2005) (version non modifiée de la Figure 5, c'est-à-dire sans les flèches mauves). Celui-ci ne montre pas clairement que ce ne sont pas toujours les services d'auto-entretien qui génèrent les services de régulation. L'exemple de la production primaire et de la régulation de la qualité des eaux est illustré ci-dessous.

Certes, dans un premier temps, la production primaire (service intermédiaire d'auto-entretien) est un préalable nécessaire à la fourniture du service de régulation de la qualité des eaux (Tableau 3). Il pourrait s'agir par exemple du développement d'un couvert végétal sous forme de zones humides le long des cours d'eau²². Cette production primaire constitue un service intermédiaire de premier ordre. Ce n'est qu'arrivé à un stade de développement abouti que la production primaire commence à assurer un service de régulation de la qualité des eaux (service intermédiaire de régulation). Ce service de régulation constitue un service intermédiaire de second ordre car il dépend du service de production primaire développé préalablement. Le service de régulation peut générer un service final de type « eau propre » et fournir les êtres humains en eau potable (bénéfice) comme au Tableau 2. Mais par ailleurs, il peut aussi contribuer à la génération d'un autre service d'auto-entretien. En effet, la qualité des eaux se trouvant améliorée, la biodiversité aquatique est susceptible d'augmenter et de nouvelles espèces d'organismes de coloniser les eaux. Dans ce cas, apparaissent d'abord des petits vers, mollusques et crustacés et ensuite des poissons qui s'en nourrissent. Une chaîne trophique s'installe et permet aux plus grosses espèces de se nourrir des plus petites. C'est ainsi que la biodiversité aux niveaux inférieurs de la chaîne trophique permet aux poissons des niveaux supérieurs de survivre. Or parmi ces poissons, certains peuvent être des espèces commerciales utiles à l'alimentation humaine. En ce sens, la biodiversité constitue un service d'auto-entretien. Si la biodiversité des niveaux inférieurs diminuait fortement, les ressources en poissons consommées par l'homme disparaîtraient. C'est là que les services de régulation de la qualité des eaux interviennent comme service intermédiaire à nouveau mais cette fois-ci, il s'agit d'un service de premier ordre car la régulation constitue ici, un service intermédiaire préalable à l'existence du service d'auto-entretien de type « biodiversité » (Tableau 3).

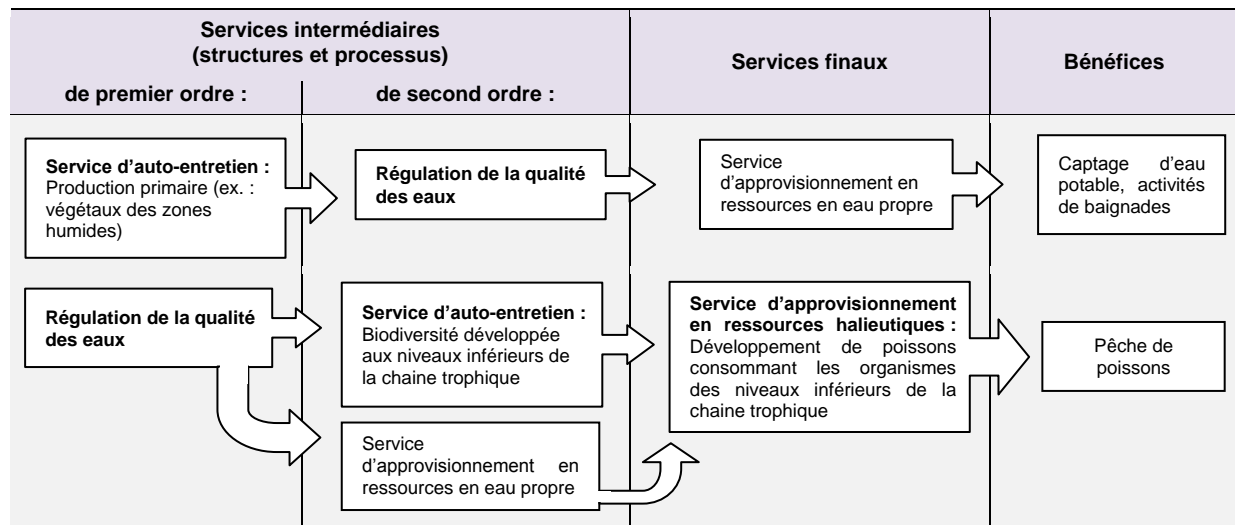
Par conséquent, il arrive que le rapport entre les services d'auto-entretien et de régulation soit réciproque dans les cas où ils s'engendrent mutuellement. Nous verrons plus loin, que la distinction entre services intermédiaires de premier et de second ordres qui en découle n'est pas anodine pour les méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales. Car si ces méthodes permettent de prendre en compte les bénéfices tirés des services finaux générés par les services de régulation de second ordre, ils omettent ceux de premier ordre.

Les services d'approvisionnement en ressources

En ce qui concerne la catégorie d'approvisionnement en ressources du MA, elle peut être classée comme service intermédiaire ou final selon le bénéfice en considération. Par exemple, le service de régulation de la qualité de l'eau est un service intermédiaire au service final d'approvisionnement en eau propre. Le bénéfice qui en découle est une eau de meilleure qualité pour la consommation humaine. Mais si l'on s'intéresse au service final d'approvisionnement en poissons, alors l'approvisionnement en eau propre ne sera plus catégorisé comme service final mais bien comme service intermédiaire (dernière ligne du Tableau 3). En conséquence, ce qui est considéré comme final ou intermédiaire variera selon ce qui est évalué, étudié ou mesuré ainsi qu'en fonction des bénéficiaires.

²² Les zones humides (marais, étangs, prairies humides, bandes enherbées, ripisylves, etc.) retiennent les eaux de ruissellement provenant de l'amont et éliminent les polluants qu'elles contiennent avant qu'elles n'atteignent les rivières.

Tableau 3. Catégorisation du service de régulation de la qualité des eaux comme service intermédiaire de premier et de second ordres.



Note : ces deux enchaînements de liens de cause à effet montrent que les services de régulation peuvent dans certains cas découler des services d'auto-entretien (production primaire) et dans d'autres cas les engendrer (biodiversité). Ils montrent également que les services d'approvisionnement en ressources peuvent soit être classés en services intermédiaires de second ordre soit en services finaux selon les cas.

Les services culturels

Quant aux services culturels du MA, ils seraient plutôt à catégoriser parmi les bénéfiques exclusivement. En effet, les bénéfiques sont définis par Fisher *et al.* (2009) comme l'étape à laquelle le bien être humain est directement affecté, le plus souvent en passant par l'intervention d'un capital (construit, technique, humain, social) nécessaire à la réalisation de l'augmentation du bien-être (Fisher *et al.*, 2009). Par exemple, pour bénéficier du service final d'approvisionnement en ressources halieutiques par la mer, un bateau et un port sont nécessaires à la capture et au déchargement des poissons pêchés. Or un service culturel tel qu'une activité récréative découle systématiquement d'un service final. Par exemple l'approvisionnement en eau propre (service final issu du service intermédiaire de régulation de la qualité de l'eau par les zones humides) fournit un bénéfice aux individus qui investissent une rivière comme lieu de baignade (service culturel de type récréatif au sens du MA). L'existence d'un habitat forestier (service intermédiaire) assurera un environnement protecteur propice aux populations de gibier (service final) qui fournira un service récréatif en pratiquant la chasse. Or ce service récréatif est à classer comme un bénéfice dans la catégorisation de Fisher *et al.* (2009) car on ne peut profiter des populations de gibier que moyennant un certain savoir-faire et l'équipement adéquats (fusils, chiens de chasse, etc.).

Se limiter à l'évaluation économique des bénéfiques qui découlent des services finaux

Cette catégorisation des services écosystémiques par leur place dans des chaînes de causalité montre que Fischer *et al.* (2009) reconnaissent pleinement toute la complexité de l'écosystème. Cependant ils reconnaissent aussi la difficulté de prendre en compte cette complexité. C'est pourquoi ils spécifient leur volonté, avec leur système de catégorisation, de se limiter aux bénéfiques qui découlent des services finaux. Ils ajoutent en outre qu'un tel système évite le problème du double comptage puisque seuls les bénéfiques sont évalués. Cela en fait un système qui convient beaucoup mieux aux méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales que le système de catégorisation du MA de la Figure 5.

L'étude de Ricketts *et al.* (2004) constitue un exemple d'application. Ils ont estimé l'importance du service intermédiaire (de 2^{ème} ordre) de pollinisation fourni par les insectes de zones forestières situées à proximité de cultures de café au Costa Rica. Pour ce faire, ils ont comptabilisé les bénéfices tirés de la hausse de rendement agricole imputable à la présence de populations d'insectes pollinisateurs dans les plantations de café au Costa Rica. En conséquence, seul le bénéfice a été évalué (récolte des graines de caféier), pas le service final (floraison et production de plantes) ni le service intermédiaire (processus de pollinisation par les insectes). Cette étude était destinée à montrer que des mesures de conservation de la biodiversité (ici les insectes des zones forestières) à proximité des zones agricoles pouvaient générer de grands retours financiers. Or, les auteurs estiment que la plupart des efforts actuels en conservation sont dirigés vers des sites éloignés des activités anthropiques.

c) La catégorisation de Fisher et al. et les services omis de l'évaluation monétaire

Premier argument : les services d'auto-entretien et de régulation sont indépendants des préférences individuelles

Si le système de catégorisation de Fischer *et al.* (2009) est particulièrement bien adapté aux outils d'évaluation monétaire des externalités environnementales, c'est parce qu'il cible exclusivement les bénéfices tirés des services écosystémiques finaux. En fait, leur système met en évidence une réalité déjà exprimée par Turner *et al.* (2004) : les méthodes d'évaluation monétaire ne semblent pas adaptées à l'évaluation des services intermédiaires, c'est-à-dire la structure et les processus de l'écosystème. La Figure 6 montre clairement la position de Turner *et al.* (2004). Dans ce schéma, ils placent les services intermédiaires, qu'ils dénomment valeur primaire (« Primary or glue value ») (Tableau 4), en dehors de la valeur économique totale (« Total economic value »). Or les composantes de la valeur économique totale (VET) sont précisément les externalités environnementales évaluées par les outils d'évaluation monétaire (voir Encadré 3 ci-dessous).

Turner *et al.* (2004) estiment que la valeur primaire n'est pas incluse dans la valeur économique totale mais qu'elle constitue une valeur additionnelle à la VET (Figure 6):

« [...] as indicated in [Figure 6], another set of values is supplementary to TEV. [...] It includes the value of services that stabilize natural systems and perform protective and supportive roles for economic systems. [...] They include the following (somewhat overlapping) categories of value:

- inherent value: the value of those services without which there would not be the goods and services provided by the system (Farnworth *et al.*, 1981),
- contributory value: this represents the economic-ecological importance of species diversity. Species that are not of use to humans are important because they contribute to increased diversity, which itself contributes to the generation of more species (Norton, 1986);
- [...]
- infrastructure value: this relates to a minimum level of ecosystem 'infrastructure' as a contributor to its total value (Costanza *et al.*, 1997).

[...] TEV does not give credit to this set of values and, therefore, is not exhaustive ».

Cet extrait montre que Turner *et al.* (2004) incluent dans la valeur primaire cette notion de valeur intrinsèque (« *inherent value* ») qui, à son tour, inclut les structures et les processus faisant tenir tout l'écosystème ensemble et permettent la production des services écosystémiques dont profitent les populations humaines. Or, selon Pearce *et al.* (2006), « La

valeur économique totale (VET) est par définition liée aux préférences individuelles des êtres humains, de sorte qu'elle ne peut englober la valeur intrinsèque si celle-ci est réputée indépendante de ces préférences ».

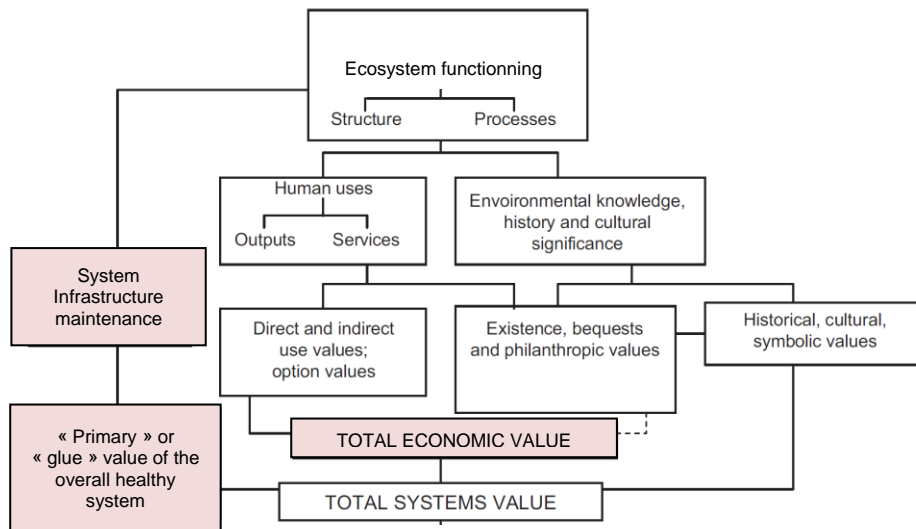


Figure 6. Valeur de la structure de l'écosystème (« Primary » or « glue » value) et valeur économique totale (Total Economic Value) de l'écosystème (Turner et al., 2004).

Note : ce schéma montre que la valeur de la structure de l'écosystème peut être exclue de la valeur économique totale.

Tableau 4. Table d'équivalence entre trois systèmes de catégorisation des services écosystémiques.

Fischer et al. (2009)	Millennium Ecosystem Assessment (2005)	Turner et al. (2004) et Gren et al. (1994)*
Services intermédiaires	Services d'auto-entretien Services de régulation Services d'approvisionnement en ressources	Valeur primaire (ou « glue value »)
Services finaux	Services d'approvisionnement en ressources	
Bénéfices	Services d'approvisionnement en ressources Services culturels	Valeur secondaire

*Note : les services intermédiaires de Fischer et al. (2009) correspondent à la valeur primaire de Turner et al. (2004) qui la définissent comme suit sur base de l'étude de Gren et al. (1994): « The primary value describes the system characteristics: the self-organizing capacity of the system including its dynamic evolutionary processes and capacity to absorb external disturbances. It relates to the aspects of the system that "hold everything together" and is consequently also referred to as "glue value". » Turner et al. et Gren et al. estiment également que c'est de cette valeur primaire que découlent tous les services écosystémiques qui profitent à l'homme. Ils les appellent « valeur secondaire »²³. En conséquence, la valeur secondaire correspond aux services finaux et aux bénéfices de Fischer et al. (2009), qui recouvrent eux-mêmes les services culturels et d'approvisionnement en ressources du MA (2005).

En conséquence, si l'on suit Turner et al. (2004) et Pearce et al. (2006), les services d'auto-entretien et de régulation du MA (2005) ne devraient jamais être évalués monétairement car à la différence des autres catégories de services, ils sont toujours inclus dans les services intermédiaires de Fischer et al. Or les méthodes d'évaluation monétaire sont destinées à chiffrer les composantes de la VET. Et

²³ Turner et al. et Gren et al. définissent la valeur secondaire comme suit : « Secondary value refers to the renewable flow of goods and services generated by the natural system. It is dependent on the continued operation, maintenance and 'health' of the system as a whole. »

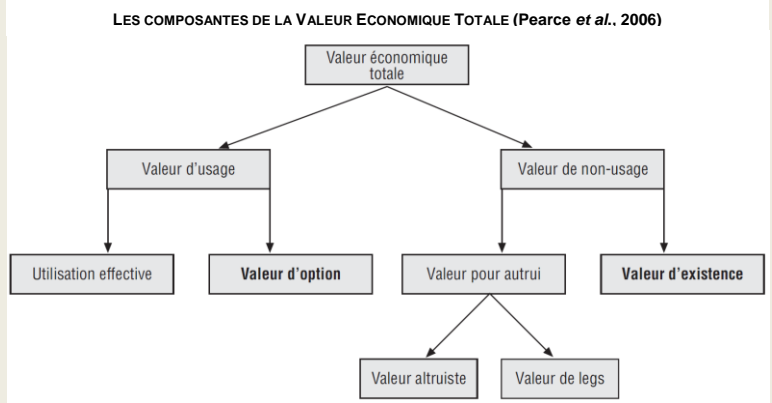
comme la VET exclut précisément les services intermédiaires (« primary value »), les méthodes d'évaluation monétaire ne peuvent pas les évaluer.

Le SEEA²⁴ 2003 suit également cette logique. Ce document des Nations Unies (United nations *et al.*, 2003, pp. 300-303) consacré à la comptabilité économique et environnementale suggère le recours à l'évaluation monétaire uniquement pour les services écosystémiques d'approvisionnement en ressources fournis par les ressources minérales (minerais métalliques...), énergétiques (charbon, pétrole...), biologiques (poissons, plantes médicinales, bois...), les ressources en eau, ainsi que les terrains et les sols. Quand ces ressources fournissent aussi des services culturels, ils peuvent également être évalués – le SEEA reprend l'exemple des activités récréatives en forêts et de la valeur esthétique d'une forêt qui se ressent dans le prix des habitations. Cependant, le SEEA reconnaît la grande difficulté d'évaluer, ce qu'il nomme par le vocable général « les écosystèmes » : *Les écosystèmes, de par leur nature, se prêtent moins à l'évaluation économique et monétaire et il est par conséquent extrêmement difficile (voire même trompeur) d'établir un jugement sur la durabilité écologique d'une action sur base de la comptabilité économique* (traduit par l'auteur). C'est sur base de cet argument que le SEEA estime qu'il n'est pas toujours possible et parfois même non souhaitable d'évaluer monétairement certains services écosystémiques comme par exemple les habitats. Ils suggèrent dans ce cas d'en rester aux unités physiques (des hectares d'habitat par exemple). Ce qui n'empêche pas les structures des écosystèmes qui fournissent plusieurs types de services d'être valorisés en unités multiples. Par exemple, s'il s'agit d'un habitat aquatique qui abrite des espèces commerciales de poissons, la valeur de son service d'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons) peut être exprimée en unités monétaires (au prix du marché du poisson par exemple), et la valeur de son service intermédiaire en termes d'habitat peut être exprimée en unités physiques (hectares d'habitat aquatique ou biomasse de poissons vivant au sein de cet habitat).

²⁴ SEEA : System of Integrated Environmental and Economic Accounts.

Encadré 3. La valeur économique totale (Extrait de Pearce *et al.*, 2006)

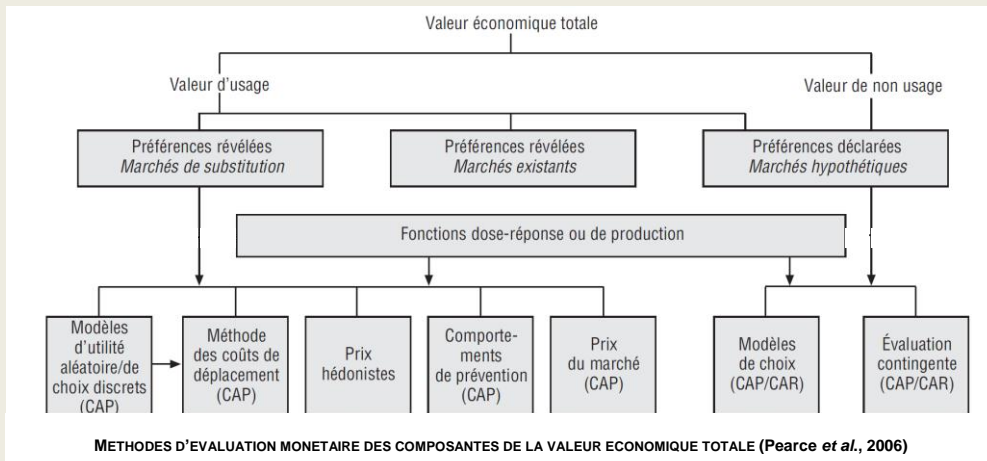
« La *valeur économique totale* (VET) est par définition liée aux préférences individuelles des êtres humains, de sorte qu'elle ne peut englober la valeur intrinsèque si celle-ci est réputée indépendante de ces préférences (Pearce *et al.*, 2006) ». Les préférences individuelles sont estimées par le consentement à payer (CAP) et le consentement à recevoir une compensation (CAR)²⁵. Ils sont tous les deux mesurés par les méthodes d'évaluation monétaire présentées dans le schéma au bas de cet encadré (ces méthodes sont détaillées à la Section III.3).



« La somme nette de tous les CAP et CAR pertinents pour l'aboutissement d'un projet ou pour l'obtention d'un changement induit par une politique est égale à la VET de l'éventuelle variation du bien-être entraînée par la mise en œuvre de ce projet ou de cette politique. La définition de la VET [...] englobe généralement les valeurs d'usage et de non usage [...] »

Les valeurs d'usage correspondent à l'utilisation effective (par exemple, visite d'un parc national), envisagée (visite prévue à l'avenir) ou possible du bien en question. Les utilisations effective et envisagée sont des concepts assez évidents, mais la notion d'« utilisation possible » peut aussi être importante en fonction de la disposition des individus à payer pour sauvegarder un bien afin de conserver la *possibilité* de l'utiliser à l'avenir. Cette *valeur d'option* est donc une forme de valeur d'usage.

« La valeur de non usage est égale au consentement à payer pour préserver un bien que l'on n'utilise pas effectivement, que l'on ne peut envisager d'utiliser ou qu'il est impossible d'utiliser. [...] il est commode de les répartir en trois catégories : a) valeurs d'existence, b) valeurs altruistes, et c) valeurs de legs. Les valeurs d'existence correspondent au consentement à payer d'un individu pour la sauvegarde d'un bien qu'il n'utilise pas effectivement ni ne destine à un quelconque usage ni pour lui-même ni pour personne d'autre. Les motivations peuvent varier et aller d'un intérêt pour le bien lui-même (espèce menacée, par exemple) jusqu'à un souci de protection conduisant à se sentir responsable de ce bien ». Les valeurs altruistes reflètent la volonté de permettre que d'autres personnes de la génération présente puissent disposer du bien en question. Les valeurs de legs sont du même ordre mais il s'agit alors d'assurer à la prochaine génération et aux suivantes la possibilité d'utiliser ce bien (Pearce *et al.*, 2006).



²⁵ Le consentement à payer (CAP) est la part maximale de son revenu qu'un individu consentirait à payer pour recevoir un avantage découlant par exemple d'un projet ou d'une politique (cela peut être mesuré par enquête auprès des individus). Le CAP est généralement utilisé pour mesurer la valeur conférée par les individus à un avantage environnemental alors que le consentement à recevoir une compensation (CAR) est employé pour les coûts liés à une dégradation environnementale. Cependant, les notions de CAP et de CAR peuvent être élargies afin qu'elles incluent respectivement le consentement à payer pour éviter un coût et le consentement à recevoir une compensation pour renoncer à un avantage (Pearce *et al.*, 2006). Plus de détails sur le CAP et le CAR dans la Section III.3 consacrée à l'analyse coût-bénéfice et aux méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales.

Second argument : les services d'auto-entretien et de régulation sont des facteurs de production

Pour retirer les services d'auto-entretien et de régulation de l'évaluation monétaire, nous avons argué qu'ils étaient indépendants des préférences individuelles (cf. ci-dessus). Peut-être qu'une seconde argumentation basée sur une analogie avec la valeur ajoutée, sera plus parlante pour le lecteur. La valeur ajoutée est un concept bien connu dans le système de comptabilité nationale. Elle est la composante essentielle du PIB, indicateur qui représente la richesse produite en une année par une nation.

Le concept de valeur ajoutée en économie :

La valeur ajoutée est la valeur de la rétribution des facteurs de production, c'est-à-dire des éléments de base nécessaires pour produire : le capital et le travail (Common et Stagl, 2005). Le capital comprend ici le « capital fixe ». Le capital fixe englobe tout bien tangible ou intangible, produit par une activité économique et utilisé de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an (Eurostat, 2008). La rétribution du capital fixe couvre donc les frais de location d'équipements, de bâtiments et de terrains, et l'amortissement des machines et équipements usagés ou obsolètes. La notion de capital couvre également le capital financier (actions, obligations, capitaux propres formés quand tous les bénéfices ne sont pas distribués aux actionnaires, etc.). La rétribution du capital financier couvre les intérêts payés sur les emprunts bancaires, les dividendes versés aux actionnaires, etc. Un deuxième facteur de production important est le travail. Le travail est rétribué par le paiement d'un salaire aux travailleurs, les primes payées aux managers pour la prise de risque, etc.

A aucun moment, la valeur ajoutée, ou autrement dit la richesse produite permettant de rétribuer les individus qui ont mis à disposition de l'économie un facteur de production, n'inclut dans son calcul la valeur de ces facteurs de production. Elle n'inclut que leur rétribution. Si la valeur des facteurs de production était incluse, cela signifierait qu'en plus du salaire des travailleurs, il faudrait y ajouter la valeur des êtres humains qui fournissent leur force de travail ; en plus du loyer payé pour la location d'un bâtiment, il faudrait y inclure la valeur de vente du bâtiment ; etc. Or ce n'est pas le cas. En comptabilité nationale, les facteurs de production sont plutôt considérés comme des outils permettant de produire de la richesse. Autrement dit, les facteurs de production sont une condition nécessaire à la production de richesse mais ils ne constituent pas cette richesse²⁶ en soi. En tous cas, pas la richesse couverte par le concept de valeur ajoutée.

Le concept de valeur ajoutée adapté à l'écosystème :

C'est dans un tout autre cadre que Hannon (2001) applique à l'écosystème le concept de valeur ajoutée habituellement utilisé en économie. Cependant, si nous appliquons cette analogie au

²⁶ Il est vrai qu'étant donné l'importance des facteurs de production, il serait légitime de les dénommer « richesse » également. La connaissance n'est-elle pas une richesse (capital humain)? Une nature verdoyante et abondante ne constitue-t-elle pas une richesse (capital naturel) ? C'est ce que considèrent Stiglitz *et al.* (2009) dans leur rapport remis au Président français. Ils prennent le parti de dénommer « richesse » les facteurs de production manufacturés (machines, bâtiments, savoirs, etc.) et naturels (poissons, sols, zones humides, etc.). Il s'agit cependant d'un autre type de richesse que celle mesurée par la valeur ajoutée. Alors que les facteurs de production manufacturés et naturels sont des richesses qui prennent la forme de stocks (stock de main d'œuvre, stocks de terres agricoles, stocks de poissons marins, etc.), les richesses couvertes par la valeur ajoutée prennent la forme de flux (ex. : flux de poissons puisés dans les stocks de poissons marins). Il existe une relation de causalité entre ces deux formes de richesses. Les richesses sous forme de stocks produisent les richesses sous forme de flux. Ces flux sont ensuite utilisés pour rétribuer les détenteurs de facteurs de production. Par exemple, les flux de poissons pêchés sont ensuite vendus pour rémunérer la force de travail des pêcheurs et les détenteurs de capitaux qui ont investis dans les bateaux et équipements de pêche.

problème considéré ici, elle offre une justification de l'exclusion des services écosystémiques d'auto-entretien et de régulation de la valeur économique totale (Encadré 3).

Ces deux services écosystémiques sont, comme nous l'avons déjà mentionné plus haut, des services écosystémiques intermédiaires qui offrent une infrastructure nécessaire pour produire des services finaux dont l'homme tire des bénéfices (c'est-à-dire une production de richesses) (Turner, 1999 ; MA, 2005 ; Fischer *et al.*, 2009 ; de Groot *et al.*, 2002). La similitude de cette définition avec le concept de valeur ajoutée est frappante. On retrouve deux notions qui sont à la base du concept de valeur ajoutée : « élément nécessaire pour produire » et « production de richesse ». La définition de la valeur ajoutée est donnée plus haut : la valeur ajoutée est un indicateur de la richesse produite en une année par une nation, richesse qui permet de rétribuer les facteurs de production, à savoir, les éléments de base nécessaires pour produire (Common and Stagl, 2005). Or, les services d'auto-entretien et de régulation constituent les facteurs de production de l'écosystème, tout comme les machines et la force de travail constituent les facteurs de production de l'économie. Sans facteurs de production (économiques et écosystémiques), il n'y a pas de production des intrants indispensables au bon fonctionnement de l'économie (exemples d'intrants issus des services écosystémiques: production de ressources énergétiques, de bois de construction, de fibres textiles, de sites qui permettent l'installation d'infrastructures industrielles à l'abri des inondations, etc.). On peut donc arguer que si l'on applique à l'écosystème la logique du concept de richesse du système de comptabilité nationale, les facteurs de production écosystémiques doivent être exclus du calcul des richesses qu'ils permettent de produire. Cela au même titre que les facteurs de production économiques sont exclus de la valeur ajoutée. Cela implique qu'ils soient exclus de toute tentative d'évaluation monétaire des bénéfices tirés des services écosystémiques.

Les exclure du calcul de la richesse produite ne diminue pas pour autant leur importance, au contraire (à condition qu'ils soient évalués par ailleurs en unités physiques). Cela leur confère une importance d'autant plus grande car cela implique qu'il faille s'assurer qu'une quantité minimum de ces facteurs de production soit maintenue pour que la production de richesse soit assurée. Cela, indépendamment de la valeur monétaire qu'on pourrait leur attribuer. Se pose cependant la question d'inclure la rémunération des facteurs de production écosystémiques. Toutefois, étant donné que les services d'auto-entretien et de régulation ne sont pas rémunérés par l'écosystème pour le facteur de production qu'ils mettent à disposition, nous pencherions pour ne pas évaluer monétairement une rémunération qui dans la réalité est égale à zéro puisqu'elle n'existe pas. D'autres auteurs ont fait le choix inverse (entre autres Hannon, 2001). Cette approche est expliquée à la Section III.7.

Pas d'évaluation monétaire des services d'auto-entretien. Mais les services de régulation ?

En ce qui concerne les services d'auto-entretien, on comprend aisément que Fisher *et al.*, Turner *et al.* et le SEEA 2003 les excluent de toute valeur monétaire. Ils représentent pleinement cette valeur inhérente, cette plateforme à la surface de laquelle les processus écologiques ont lieu et permettent la production de services utiles à l'homme, c'est-à-dire cette « valeur intrinsèque » présumée indépendante des préférences des individus. A titre d'information, cette vision de l'évaluation économique n'a pas toujours fait l'unanimité. Par exemple, de Groot *et al.* (2002), semblent reconnaître la possibilité de quantifier monétairement les habitats de nourriceries et autre habitats naturels par la méthode des prix du marché. Pour notre part, et plus précisément dans le cadre de l'intégration des résultats des évaluations monétaires au modèle ECO, nous nous y refusons (Cf. Section III.7 et Chapitre IV).

En ce qui concerne les services de régulation, les exclure de toute tentative d'évaluation monétaire semble prêter encore plus à discussion. Certes, l'existence des services de régulation est nécessaire à la fourniture d'autres services écosystémiques mais pourtant, il semble a priori qu'ils fassent

couramment l'objet d'évaluations monétaires. C'est le cas par exemple des inondations, un processus lié au service de régulation des flux hydriques (Figure 5). Il est couramment évalué monétairement par la méthode des coûts de remplacement ou du dommage évité (dommage causé par la perte du service en question). C'est ce que montre le Tableau 54 de de Groot *et al.* (2002) à l'Annexe B (se référer dans le tableau à « *Disturbance regulation* » qui correspond à ce que nous appelons « régulation des flux hydriques » et « *Replacement cost* » pour « méthode des coûts de remplacement »). Par exemple, le service de régulation des flux hydriques pourrait être évalué par la méthode des coûts de remplacement en chiffrant la valeur des digues et des bassins d'orage qu'il faudrait installer pour remplacer le service offert par les forêts. Celles-ci sont capables de réduire les inondations par rétention de l'eau dans les interstices et les capillaires de leur sol bien structuré.

Cependant, dans le système de catégorisation de Fisher *et al.* (Tableau 2), les services écosystémiques se décomposent en trois composantes : service intermédiaire (de premier et second ordres), service final et bénéfique. En conséquence, il est considéré que ce n'est pas le service intermédiaire de régulation des flux hydriques qui est évalué monétairement mais bien le bénéfique (réduction des dommages aux infrastructures urbaines et agricoles) tiré du service final (protection contre les inondations). Notons en outre que le service final de protection contre les inondations peut être envisagé comme un service d'approvisionnement en sols agricoles ou urbains à l'abri de tout risque de destruction par les inondations. C'est, en conséquence, le bénéfique tiré d'un service d'approvisionnement en ressources qui est évalué monétairement, ce qui est plus aisé que de mettre une valeur monétaire sur un processus écologique de régulation.

En fait, la plupart des services de régulation de second ordre génèrent des services finaux d'approvisionnement en ressources. Il nous semble que cette distinction entre services intermédiaires de premier ordre et de second ordres est importante car elle souligne l'importance des services de régulation dans la maintenance et la cohésion du système lorsque ceux-ci jouent un rôle de service intermédiaire de premier ordre²⁷. Par exemple, le Tableau 3 montre très bien qu'un service de régulation de la qualité de l'eau n'a pas pour seul objectif d'approvisionner les êtres humains en eau propre pour leurs besoins alimentaires et récréatifs. Il est également utile en tant que service intermédiaire de premier ordre pour assurer la fourniture d'une eau propre qui permet le développement d'une biodiversité abondante. Or cette biodiversité est elle-même un facteur de cohésion et de bon fonctionnement de l'écosystème sans laquelle certains services finaux utiles aux êtres humains ne pourraient pas être produits. En effet, l'existence d'espèces non consommées par l'homme est importante car elles contribuent à augmenter la biodiversité qui contribue elle-même à engendrer plus d'espèces dont certaines présentent une utilité dans l'alimentation humaine (Norton, 1986).

Notre argumentation nous conduit à la conclusion suivante : si la littérature considère que les services de régulation peuvent être évalués monétairement (Tableau 54 de l'Annexe B), c'est un raccourci car cela ne se peut qu'au travers des bénéfices tirés du service final (d'approvisionnement en ressources) qu'ils génèrent. En outre, les services de régulation, quand ils assurent un service intermédiaire de premier ordre, eux, ne sont absolument pas évaluables monétairement par l'intermédiaire des bénéfices tirés des services finaux. En effet, à la différence des services de régulation de deuxième ordre, la fonction des services de régulation de premier ordre n'est plus

²⁷ Le MA (2005) conçoit lui aussi que les services de régulation puissent assurer une fonction de premier ordre dans les cas où le service fourni s'étend sur des échelles de temps plus longue et que son lien de causalité avec le bien-être humain est plus indirect. Une seule différence toutefois mais qui n'est qu'une question de vocabulaire : au lieu de ranger ces services de régulation dans la catégorie des « services intermédiaires de premier ordre » comme nous le faisons, le MA les classe dans la catégorie des services d'auto-entretien de la Figure 5.

d'assurer la production d'un service final. Il s'agit plutôt d'assurer la pérennité des services intermédiaires de second ordre.

En conséquence, au même titre que les services intermédiaires de premier ordre, les services intermédiaires de second ordre assurent une autre fonction que celle qui consiste à fournir des bénéfices aux individus. Ils font tous les deux partie de l'infrastructure et des processus de l'écosystème sans lesquels il n'y aurait pas de production de services finaux utiles aux individus. C'est-à-dire qu'ils constituent la valeur primaire qui n'est pas incluse dans la valeur économique totale (Figure 6). Aucune méthode d'évaluation monétaire, pas même le recours à la méthode des coûts de remplacement ne permet d'évaluer les services intermédiaires de premier et second ordres car leur fonction consiste à faire en sorte que toutes les composantes de l'écosystème tiennent ensemble (avec les interactions réciproques à l'origine du fait que les services intermédiaires s'engendrent les uns les autres). Leur fonction ne consiste aucunement à fournir un bénéfice aux individus comme c'est le cas des services finaux (Cf. services finaux des Tableau 2 et Tableau 3). Ils constituent une sorte de capital, de facteur naturel de production sans lequel l'écosystème se dégrade et n'est plus capable de fonctionner correctement pour produire des services finaux utiles aux hommes. C'est pour cette raison que Turner *et al.* (2004) les excluent de l'évaluation monétaire. En ce sens, ils possèdent des caractéristiques propres, une valeur propre et intrinsèque (comme les services d'auto-entretien) indépendante des préférences individuelles. Ils ne peuvent pas être évalués par les préférences individuelles (la base de l'évaluation monétaire – voir Encadré 3) puisqu'ils ne sont pas sujets à ces préférences.

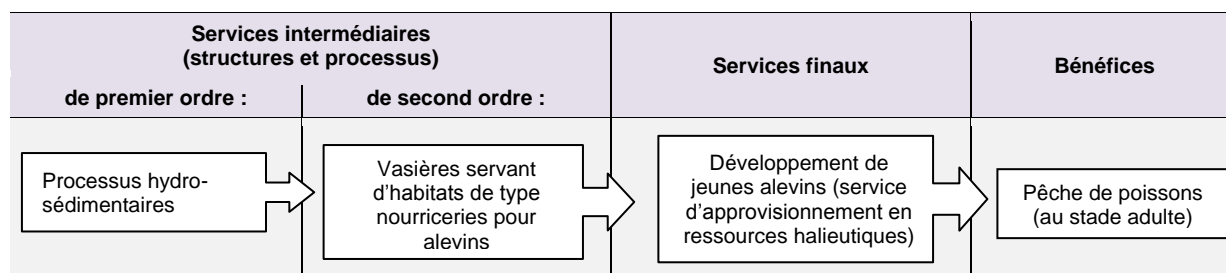
Omission de services écosystémiques : une solution au double comptage ou un problème ?

Du strict point de vue de l'évaluation monétaire, le fait que les services intermédiaires ne soient pas pris en compte dans la VET ne pose pas de problème. Au contraire, c'est un atout puisque l'omission des services intermédiaires et finaux de l'évaluation monétaire est voulue et ce dans le but d'éviter le double comptage. Cependant du point de vue de l'aide à la décision, ce manquement doit être comblé par des approches non monétaires capables de prendre en compte les services intermédiaires. Cette catégorie de services ne peut en effet pas être omise vu son importance. La définition des services intermédiaires de Fischer *et al.* montre bien cette importance. Il en ressort qu'il s'agit là de services essentiels à la production de l'ensemble des services écosystémiques dont les hommes bénéficient (bénéfices tirés des services finaux tels que les services d'approvisionnement en ressources et les services culturels). Or des effets de seuil peuvent intervenir. Les services intermédiaires peuvent, pendant un temps, être dégradés progressivement sans que cela n'affecte la fourniture des services finaux et des bénéfices que les individus en retirent. Cependant, dépassé un certain seuil, il se pourrait que les services finaux ne soient plus fournis faute de services intermédiaires de qualité. Ce problème est relativement analogue à celui des facteurs de production en économie. Si on laisse le capital fixe (machines, équipements, connaissances, etc.) s'user sans le renouveler, la production de l'entreprise continuera un temps jusqu'à ce que ses machines et équipements se dégradent tellement que la production verra sa qualité dangereusement décroître et finira par s'arrêter complètement. Il semble donc essentiel de compléter les méthodes d'évaluation monétaire par des approches économiques qui prennent en compte les services intermédiaires. Sans quoi, le risque est grand de ne pas anticiper la diminution drastique de certains bénéfices sur le moyen ou le long terme.

Prenons par exemple le cas des nourriceries intertidales de l'estuaire de la Seine formées par des processus hydro-sédimentaires. Il s'agit de vasières peu profondes (plaines côtières recouvertes de sédiments fins : vases et sables) situées dans la zone de balancement des marées. Ces nourriceries servent d'habitats pour le développement des jeunes alevins de neuf espèces de poissons commerciaux en estuaire de Seine : sole commune (*Solea solea sp.*), bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*),

merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) (Ifremer, 1999). Dans ce cadre-là, on peut catégoriser les processus hydro-sédimentaires de formation de vasières comme un service intermédiaire ou d'auto-entretien qui assure la formation d'un habitat (service intermédiaire également) propice au développement des jeunes alevins (service final ou d'approvisionnement en ressources) dont l'homme tire un bénéfice en les pêchant à leur stade adulte de développement (Tableau 5).

Tableau 5. Services écosystémiques liés à l'interaction entre les vasières et les poissons.



Or, depuis 1834, ces vasières subissent une destruction lente et progressive en raison du développement des ports de Rouen et du Havre, de la construction de digues pour la navigation maritime et de la construction du pont de Normandie (Rochette *et al.*, 2010 et Cuvillez *et al.*, 2009). Entre 1834 et 2004, un tiers de la surface sous eau dans l'estuaire a été convertie en terres, ce qui aurait conduit à la perte de 75% de sédiments vaseux (Lesueur, 1999 ; Rochette *et al.*, 2010). Cette diminution des surfaces d'habitats constitue un facteur supplémentaire qui vient renforcer la pression exercée sur les stocks de poissons par la pêche. Ces deux facteurs expliquent que la zone de pêche où est située l'estuaire de la Seine (zone VIId du CIEM – Figure 15) a vu sa biomasse totale des stocks de morues, de soles et de merlans diminuer de 43% entre 1978 et 2008²⁸. Cette évolution n'est pas anecdotique car si l'on considère une plus grande échelle géographique, soit l'ensemble des zones de pêche européennes du CIEM, 16 stocks de poissons marins ont vu leur biomasse totale diminuer de 44% entre 1978 et 2008 sur un total de 32²⁹.

Pourtant, sur la même période, les déchargements de poissons pêchés dans les zones de pêche européennes ont augmenté de 68% (ICES, accédé en 2009). Cela s'explique par le fait que sur le total des 32 stocks, la moitié a augmenté entre 1978 et 2008 conduisant même à une hausse de 159% de la biomasse totale de poissons en mer. Cependant, ne faut-il pas s'interroger sur la lente diminution de l'autre moitié ? D'autant plus que les constats du CIEM (ICES, 2008) ne sont pas des plus rassurants. Ils estiment que 32% des stocks de poissons marins en Europe voient leur capacité de régénération mise en danger³⁰. Cela ne signifie pas que le restant soit hors de danger car pour 57% des stocks européens, les connaissances scientifiques sont insuffisantes pour statuer sur leur état.

Cet exemple montre qu'il est possible dans certaines problématiques environnementales de voir les services finaux (biomasse du stock total de poissons marins) et les bénéfiques qui en découlent (déchargements au port de poissons pêchés) augmenter alors que les services intermédiaires de type auto-entretien sont en train de diminuer (surfaces de nourriceries). En outre, on peut également considérer que les stocks des espèces de poissons qui sont en baisse fournissent un service

²⁸ Bien qu'un total de 14 stocks de poissons soit répertorié dans la zone VIId, il nous est cependant impossible d'analyser l'évolution des 11 autres stocks faute de données produites par le CIEM (ICES, accédé en 2009).

²⁹ 50 stocks sont répertoriés dans les données du CIEM, cependant des séries temporelles de 30 ans n'étaient disponibles que pour 32 stocks.

³⁰ Dans l'estuaire de la Seine et plus globalement en Manche Est, ce problème concerne 3 des 9 espèces de poisson commerciales présentes (la sole, la plie, et le merlan) (ICES, 2008).

intermédiaire car par leurs relations dans l'écosystème, il se pourrait que l'existence de certaines espèces en diminution soit nécessaire à la survie des espèces en augmentation. Or le risque est grand qu'un jour, un seuil soit atteint et que les pertes en surfaces de nurseries et en biodiversité ne permettent plus d'assurer la production des espèces actuellement en hausse.

C'est la raison pour laquelle une approche comme celle de Fischer *et al.* (2009), centrée exclusivement sur les bénéfices tirés des services finaux, doit être complétée par des approches capables de prendre en compte les services intermédiaires et d'auto-entretien. Cela, afin d'éviter de devoir attendre une baisse dans la fourniture de bénéfices et de services finaux pour prendre les mesures qui s'imposent. Et comme le souligne de Groot *et al.* (2002), ces outils doivent pouvoir prendre en compte les nombreuses interactions entre les différents processus écologiques et la complexité de l'écosystème au sein duquel ces interactions se produisent. Ils doivent pouvoir analyser les interactions entre les différentes étapes de la chaîne de causalité (Figure 4 et Tableau 2), depuis les processus écologiques (services intermédiaires), en passant par les services finaux, jusqu'aux bénéfices qu'ils génèrent. Une telle analyse requiert la création d'approches holistiques (voir Chapitre suivant). Cependant cela ne peut s'opérer sans accroître le degré de difficultés car les services intermédiaires et leur lien avec la production de services finaux et de bénéfices sont par essence complexes. Cette complexité constitue une source d'incertitude intrinsèque importante.

A cette incertitude inhérente aux écosystèmes s'ajoute un deuxième type d'incertitude qui prend sa source dans la fragilité des connaissances actuelles sur le fonctionnement des écosystèmes et leur interaction avec les activités anthropiques. C'est la raison pour laquelle des approches capables de gérer ces hauts niveaux d'incertitude doivent être développées. C'est ce à quoi nous nous attachons dans la section suivante.

II. APPROCHES HOLISTIQUES ET GESTION DES INCERTITUDES

II.1. L'incertitude naît de la complexité des écosystèmes

a) Complexité et incertitudes : généralités

Si les outils holistiques présentent l'avantage de mieux refléter la complexité des écosystèmes que les approches à indicateurs uniques (PIB vert, épargne véritable, empreinte écologique, ratio coût-bénéfice, etc.), l'inconvénient provient du fait que la complexité génère un haut niveau d'incertitude (Munda *et al.*, 2004; Gallopin *et al.*, 2001).

Trois catégories d'incertitude

On peut recenser au moins trois catégories d'incertitude (Funtowicz et Ravetz, 1994) : la précision, l'exactitude et l'indéterminisme. Commençons par les deux premières catégories.

La précision d'une valeur donnée par le modèle est d'autant plus grande que sa marge d'erreur est faible. L'exactitude d'une valeur est le fait de donner une réponse qui sera juste, mais pour laquelle la marge d'erreur peut être non nulle, parfois même importante. Pour comprendre ces deux concepts, utilisons l'analogie du tireur d'élite qui utilise un pistolet pour tirer sur une cible (Lepla, accédé en 2011). Dans cette analogie, le pistolet est l'outil (de manière analogue au modèle ECO qui est notre outil de modélisation) et les résultats sont déterminés par la localisation des trous de la balle dans la cible. Bien que dans la réalité, la valeur vraie soit souvent difficile à identifier exactement, imaginons que dans cette analogie, la valeur vraie du résultat soit le centre de la cible. A la Figure 7 (a), l'outil du tireur d'élite est tout à fait précis puisque les résultats sont uniformes. Cependant, l'instrument n'a pas fourni des résultats exacts puisque les projectiles n'ont pas été portés sur le centre de la cible. A la Figure 7 (b), les résultats sont exacts, car localisés dans le centre de la cible mais ils sont imprécis car leurs marges de variation autour de la valeur vraie restent importantes. A la Figure 7 (c), les résultats sont exacts et précis, ils sont localisés dans le centre de la cible et les marges de variation sont faibles.

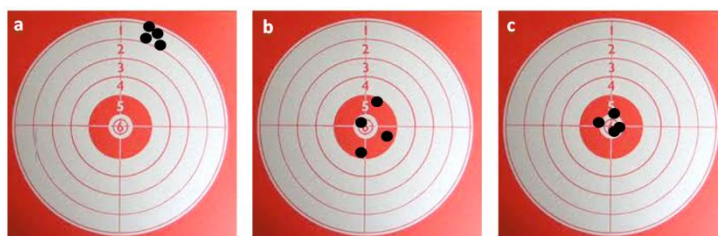


Photo de la cible adaptée de : http://mastigaston.blogspot.com/2009/06/chaire-joystick_03.html

Figure 7. Exactitude et précision, l'analogie de la cible.

(a) Tir précis mais inexact ; (b) Tir exact mais imprécis ; (c) Tir exact et précis.

L'imprécision des résultats (Figure 7 (b)) est issue d'erreurs aléatoires (Funtowicz et Ravetz, 1994). Un scientifique se retrouve face à une erreur aléatoire lorsque, d'une mesure à l'autre, la valeur obtenue peut être surévaluée ou sous-évaluée par rapport à la valeur réelle. *Un exemple d'erreur aléatoire est la mesure du temps avec un chronomètre. L'erreur vient du temps de réaction de l'expérimentateur au démarrage et à l'arrêt du chronomètre. Comme ce temps de réaction n'est pas toujours le même, la valeur mesurée peut être surévaluée ou sous-évaluée* (FUNDP, accédé en 2011).

L'inexactitude des résultats (Figure 7 (a)) tire sa source des erreurs systématiques (Funtowicz et Ravetz, 1994). Une erreur est systématique lorsqu'elle contribue à toujours surévaluer (ou toujours sous-évaluer) la valeur mesurée. Un exemple d'erreur systématique est celle où l'on utiliserait une règle dont il manque le premier centimètre : toutes les mesures seraient surévaluées (FUNDP, accédé en 2011).

La troisième catégorie d'incertitude identifiée par Funtowicz et Ravetz (1994) concerne la situation où il n'existe pas de cible du tout, c'est-à-dire pas de valeur vraie. Dans pareil cas, personne ne sait ce qui peut arriver ni quelles sont les évolutions possibles. L'incertitude est si élevée qu'elle prend la forme d'un indéterminisme. Cela signifie qu'il est impossible de prédire l'état futur du système et la théorie des statistiques et des probabilités devient inapplicable (Giampietro *et al.*, 2006). Dans certains cas, la collecte de séries de données et l'amélioration des outils d'analyse (statistiques, modèles, etc.) permettent de réduire l'indéterminisme. On parle alors d'indéterminisme réductible. Quand ce n'est pas le cas, on parle d'indéterminisme irréductible (Wheaton, 2004).

Les différentes catégories d'incertitude et les causes qui permettent de les expliquer sont représentées à la Figure 8. Les causes à l'origine des différents types d'incertitude rencontrés dans le cas des nourriceries de l'estuaire de la Seine sont présentées ci-dessous.

b) L'origine des incertitudes dans le cas des nourriceries de l'estuaire de la Seine

Généralités

L'incertitude peut prendre sa source dans la compréhension limitée que nous avons des processus écologiques complexes. Elle peut s'expliquer par un manque de données ou l'absence de bases de données appropriées. Elle peut également s'expliquer par les biais inhérents aux outils d'analyse (ex. : architecture inadéquate d'un modèle).

L'incertitude peut aussi résulter de l'indéterminisme intrinsèque des dynamiques écologiques complexes, et ce d'autant plus que ces dynamiques entrent en interaction avec les activités anthropiques pour former un anthropo-écosystème (Gallopain *et al.*, 2001). La complexité de ces dynamiques résulte de la non-linéarité des processus naturels, c'est-à-dire que l'ampleur de l'effet n'est pas proportionnelle à l'ampleur de la cause. Elle résulte également de la multiplicité des échelles de temps et spatiales.

Le manque de connaissances et de données ainsi que la complexité peuvent générer un tel degré d'incertitude qu'il devient impossible de distinguer la contribution de chaque cause à un effet (Maxim *et al.*, 2009; Gobin *et al.*, 2004; Refsgaard *et al.*, 2006). En pareil cas, l'incertitude est si élevée qu'elle prend la forme d'un indéterminisme (Cf. ci-dessus). Il est tentant pour les scientifiques d'exclure de leur champ d'analyse les problématiques souffrant d'un tel indéterminisme. Pourtant, prendre en compte les problématiques à haut degré d'incertitude est essentiel car l'indéterminisme est plutôt la règle que l'exception en matière environnementale (Munda *et al.*, 1994 ; Refsgaard, 2006 ; Stirling, 2001 ; Giampietro *et al.*, 2006).

L'application du modèle ECO au cas de l'estuaire de la Seine est sujette au problème de la complexité et de l'incertitude. Ce problème limite les possibilités de chiffrage *ex-ante* des impacts environnementaux et économiques des mesures politiques.

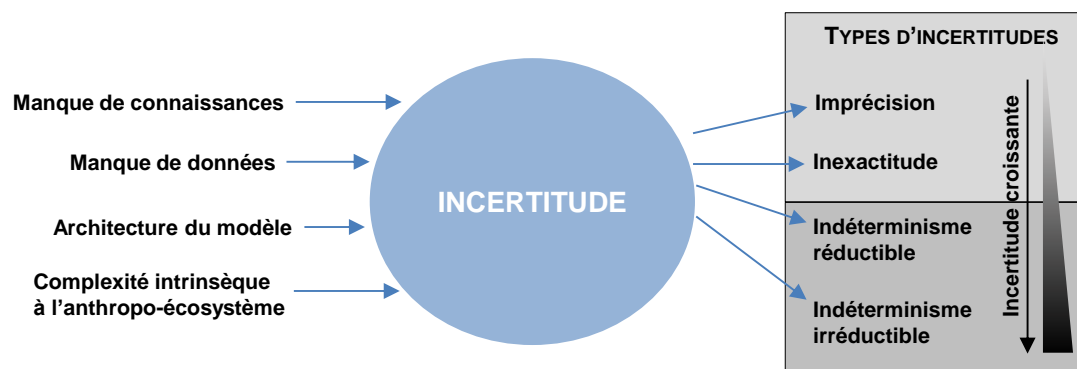


Figure 8. Les différents types d'incertitudes et leurs origines dans le cas du modèle ECO appliqué à l'estuaire de la Seine.
Sources : Adapté de Wheaton (2004).

Incertaince I : « imprécision » liée au manque de connaissance et à la variabilité chaotique

Dans le cadre du modèle ECO, l'imprécision des résultats découlant d'erreurs aléatoires est liée à la variation des paramètres du modèle (voir l'analyse de sensibilité à la Section X.6). Nous ne connaissons pas la valeur vraie de chacun des paramètres. En conséquence, nous les faisons varier aléatoirement entre des marges minimum et maximum tirées de données observées qui reflètent la variation des paramètres à travers le temps (mois, années) et l'espace (régions, communes, amont et aval du bassin versant, etc.). C'est une des origines des barres d'erreur apparaissant sur les graphiques des résultats au Chapitre X.

Illustrons ce problème par un exemple précis. Un des paramètres du modèle représente la part de la contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de poissons en Manche-Est. Cette part a été estimée pour la sole (*Solea solea sp.*) à 14,2% pour 2004 (Rochette *et al.*, 2010). Cependant, on sait que cette part évolue en fonction de nombreuses variables physico-chimiques qui régulent la taille des populations de poissons : la qualité chimique de l'eau et des sédiments, la nature des sédiments (vaseux, sableux, graveleux) qui varie au gré des dynamiques hydro-sédimentaires, la modification des surfaces d'habitats aquatiques liés aux activités humaines ou aux changements climatiques, le nombre d'œufs pondus et fécondés les années précédentes, la température de l'eau, etc. (Rijnsdorp *et al.*, 1992 ; Rochette *et al.*, 2010). Faute de connaissances sur les dynamiques naturelles pour pouvoir chiffrer l'évolution de cette part à l'horizon de modélisation (2015), nous sommes contraints de supposer que cette part pourrait varier dans des marges similaires à celles observées dans le passé. Nous avons donc fait varier aléatoirement la valeur du paramètre représentant la contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de soles en Manche-Est entre une valeur de 13% et de 15%. C'est là, une des sources d'erreur aléatoire des résultats donnés par le modèle. Il est cependant probable qu'une meilleure connaissance du lien qui existe entre cette part et les variables physico-chimiques permettrait de réduire cette source d'erreur.

Il n'y a pas que le manque de connaissances qui est responsable de l'imprécision. L'incertitude de type imprécision peut également naître de la variabilité chaotique des données observées au sein de l'écosystème. Par exemple, la taille de la population annuelle de poissons dans l'estuaire entre 2000 et 2005 varie énormément en fonction du nombre d'œufs pondus et fécondés les années précédentes, de la température de l'eau et de sa qualité chimique, etc. (Rijnsdorp *et al.*, 1992). Il est donc difficile de choisir une année de référence représentative pour construire le modèle. Le choix d'une année peut influencer fortement les estimations de stocks de poissons données par le modèle

pour un scénario particulier. C'est pourquoi dans le modèle ECO, l'analyse de sensibilité fait varier la valeur de stock de l'année de référence entre les marges observées pour tenir compte de cette variabilité chaotique.

Incertitude II : « indéterminisme » lié au manque de données

Il manque des données d'observation³¹ pour élaborer une régression statistiquement significative ou construire un modèle permettant de quantifier le lien entre, d'une part, la croissance du secteur portuaire et du transport maritime (avec la construction de digues qui s'ensuivent) et, d'autre part, la destruction des surfaces de nourriceries. Il s'agit là typiquement d'un cas d'indéterminisme résultant d'un manque de données. Il est difficile de déterminer avec un niveau de fiabilité correct l'impact de la croissance de ces deux secteurs sur les surfaces de nourricerie, et ce, bien que plusieurs auteurs mettent clairement en cause la construction de digues et l'extension des ports dans la destruction des surfaces de nourriceries dans l'estuaire de la Seine (Ducrotoy et Dauvin, 2008; Rochette *et al.*, 2009; Cuvilliez *et al.*, 2007 et 2009).

Un problème analogue se pose pour les espèces de poissons. Bien qu'il existe neuf espèces de poissons commerciales dans l'estuaire de la Seine (Ifremer, 1999) – sole commune (*Solea solea sp.*), bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*), merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) –, des données appropriées de stock et d'abondance en estuaire de Seine n'existent que pour la sole commune. L'indéterminisme est à son comble puisque, face à une telle absence de données, l'application de notre modèle au cas de l'estuaire de la Seine ne peut estimer l'impact écologique et économique des scénarios de mesures politiques que pour une seule espèce sur un total de 9 espèces commerciales existantes. Il en résulte une forte sous-estimation de l'impact. Cela explique pourquoi les résultats présentés au Chapitre X doivent être considérés comme une valeur plancher plutôt que comme une valeur totale de l'impact. Toutefois, on peut raisonnablement penser que cet indéterminisme pourrait aisément se réduire si une collecte de données conséquente était entreprise pour les 9 espèces de poissons susmentionnées. Si cette assertion est correcte, cela signifie que nous sommes là en présence d'un indéterminisme réductible (Figure 8).

Incertitude III de type « inexactitude » liée à l'architecture du modèle

Refsgaard *et al.* (2006) mettent en évidence le problème de l'architecture des modèles, une cause importante d'incertitude, outre celle qui porte sur les paramètres du modèle, c'est-à-dire sur les données qu'il faut introduire dans le modèle pour qu'il puisse délivrer des résultats. Dans le cas du modèle ECO, une inexactitude est engendrée par des erreurs systématiques, elles-mêmes générées par l'architecture du modèle, c'est-à-dire par les relations linéaires supposées entre la demande finale et la production d'outputs industriels ainsi que par les coefficients techniques statiques (alors qu'on sait bien qu'en réalité les coefficients se modifient en parallèle avec l'évolution de la structure de l'économie).

Le problème de l'architecture du modèle et des erreurs systématiques qu'elle engendre est présenté à la Section VIII.2 consacrée à la validation du modèle. Les calculs de validation montrent que, généralement, les erreurs systématiques restent suffisamment faibles pour être considérées comme acceptables. En effet, pour ce qui est des résultats macroéconomiques, en termes de valeur ajoutée,

³¹ Il existe deux séries temporelles de données de surfaces de nourriceries, l'une présente l'avantage de couvrir une grande échelle de temps et spatiale mais ne comporte que 5 observations (Rochette *et al.*, 2010) et l'autre couvre 12 points d'observation – voir l'étude de Cuvilliez *et al.* (2007) et Ruellet *et al.* (2008) – mais sur une échelle spatiale et de temps considérablement réduite.

d'emploi total et de PRB, les résultats donnés par le modèle diffèrent des résultats observés d'un pourcentage d'erreur de -5% à +17%. En ce qui concerne les résultats sectoriels, les erreurs sur la valeur ajoutée varient entre -20% et +30% selon les secteurs. Seul le secteur des véhicules à moteur présente un pourcentage d'erreur systématique très élevé : +22% à +91%. Cependant, cette erreur pourrait être réduite en passant en revue les opérations de régionalisation de la table I-O nationale mises en œuvre pour construire la table régionale à la Section VII.4. Les pourcentages d'erreur susmentionnés ne comprennent que les erreurs systématiques liées à l'architecture du modèle, pas les erreurs aléatoires liées à la variabilité des paramètres du modèle.

Incertitude IV de type « indéterminisme irréductible » liée à la complexité de l'écosystème

Il n'y a pas que le problème d'absence de données d'observation, de manque de connaissances et d'architecture de modèles. La complexité des dynamiques hydro-sédimentaires rendrait probablement toute tentative de régression statistique inutile même si nous possédions un plus grand nombre de données pour quantifier le lien entre, d'une part la croissance du secteur portuaire et du transport maritime, et d'autre part la destruction des surfaces de nourriceries. Il est cependant possible que des modèles biophysiques puissent résoudre en partie ce problème mais non sans difficultés. Prévoir l'impact de l'extension future d'un port et de la construction de nouvelles digues reste difficile en raison de la haute complexité de la relation de cause à effet entre les digues et les dynamiques hydro-sédimentaires, entre ces dynamiques et la formation de nourriceries potentielles, et entre les nourriceries et les populations de poissons qu'elles abritent. Cuvilliez *et al.* (2009) donnent un aperçu de la complexité de cet enchaînement de liens de cause à effet. Ils expliquent que dans l'estuaire de la Seine, le réajustement sédimentaire qui se produit après l'installation d'une infrastructure peut prendre entre 1 et 10 ans avant d'atteindre l'équilibre sédimentaire. Cela dépend du type d'infrastructure et de sa position par rapport au courant (digues parallèles au courant, digues perpendiculaires au courant et digues en épi comme dans le cas de Port 2000). Les auteurs ajoutent que le rythme constant des nouvelles constructions depuis 2001 complique l'étude des impacts morpho-sédimentaires. Cela est dû au fait que le temps entre deux constructions est plus court que le temps de l'équilibre morphologique. Outre la construction permanente de nouvelles infrastructures, deux autres facteurs augmentent la complexité du problème : l'influence de la hausse du niveau marin causée par les changements climatiques (Waels, 2005, in Cuvilliez *et al.*, 2009) et les activités de dragage dans le chenal de navigation. Ces trois facteurs interagissent pour former au final un système hydro-sédimentaire avec une multiplicité de causes interconnectées et aux propriétés physiques chacune différentes (échelles de temps, seuils, temps de stabilisation avant l'atteinte de l'équilibre hydro-sédimentaire, etc.). C'est ce qui explique que le système soit non linéaire et en conséquence, relativement difficile à prédire. Nous sommes là en face d'une incertitude de type indéterminisme et probablement même d'un indéterminisme irréductible.

Un autre problème de complexité qui ne pourrait pas être résolu par l'augmentation du nombre de données d'observation concerne le lien entre les polluants rejetés dans les eaux et la taille de la population de soles dans l'estuaire. Malheureusement, cet effet n'a pas pu être intégré au modèle ECO car il est impossible de quantifier l'impact de chaque polluant sur la taille du stock de soles, sur la mortalité des soles et leur capacité de reproduction. Les polluants impliqués ainsi que leurs interactions sont trop nombreux.

Si l'on fait abstraction de la difficulté de quantifier le lien entre les polluants émis dans les rivières et la taille du stock de poissons dans l'estuaire, un autre problème se pose malgré tout. Dans le cadre des scénarios simulés avec le modèle ECO, la restauration de surfaces de nourriceries, il faudrait idéalement pouvoir quantifier le service écosystémique de détoxification des rivières (service de régulation) assuré par les sédiments fins des nourriceries (sables fins et vases). Ce service écosystémique est hautement complexe car la concentration en polluants dans les rivières dépend non seulement de l'action de détoxification des nourriceries mais aussi de la nature de sédiments, de

la température et du pH de l'eau, de la concentration en chlorophylle dans la rivière, de la quantité de polluants émise par les activités anthropiques, etc. Sans compter que tous ces paramètres varient dans l'espace et dans le temps, ce qui explique que le service de détoxification souffre d'un haut degré d'incertitude. C'est pourquoi le service écosystémique de détoxification serait difficile à quantifier en termes de réduction de la concentration en polluants dans la rivière dans le cadre d'un scénario de restauration de surfaces de nourriceries.

Ces quelques exemples illustrent des cas d'indéterminisme très prononcés, voire même irréductibles malgré l'amélioration des connaissances et des données. Funtowicz et Ravetz (1994) expliquent qu'au contraire des méthodes scientifiques conventionnelles comme les analyses de risque basées sur les probabilités (voir Encadré 4), ce genre de problématiques environnementales ne se prête pas à une évaluation de l'incertitude par un seul chiffre. Certes nous sommes parvenus à chiffrer deux catégories d'incertitude, la précision et l'exactitude. Elles se retrouvent dans les barres d'erreur des graphiques du Chapitre X. Cependant, la troisième catégorie d'incertitude, l'indéterminisme, ne peut par définition pas être pris en compte dans les barres d'erreur puisque les paramètres et variables auxquelles elles se rapportent n'ont pas pu être intégrés au modèle ECO en raison du manque de données et de la complexité de l'écosystème. C'est ce qui fait la différence entre la Science Post-Normale développée par Funtowicz et Ravetz (1994) et les sciences dites normales (pour reprendre les termes de Kuhn (1962)), c'est-à-dire les sciences appliquées à des domaines aux niveaux d'incertitude et d'enjeux suffisamment faibles pour que l'on puisse raisonnablement penser que toute l'incertitude peut être chiffrée au sein d'une variable quantitative (voire Encadré 4).

II.2. Les hauts degrés d'incertitude: inclure plutôt qu'exclure

Les paragraphes précédents illustrent le problème du haut niveau d'incertitude concernant plusieurs éléments de la chaîne de causalité entre les activités anthropiques et les stocks de poissons. Cela couvre l'incertitude sur les effets des dynamiques hydro-sédimentaires sur les surfaces de nourriceries, le manque de données sur les huit espèces de poissons commerciales autres que la sole, l'incertitude concernant l'impact des polluants sur les populations de poissons, et l'incertitude portant sur la fonction de détoxification des nourriceries. Ces exemples montrent qu'il est difficile de prédire l'impact de mesures politiques sur l'état futur du stock de poissons en termes quantitatifs. Malheureusement, un tel niveau d'incertitude est relativement commun pour les services écosystémiques d'auto-entretien et de régulation en général (MA, 2005), comme par exemple l'habitat fourni par les nourriceries aux jeunes alevins et la détoxification naturelle des rivières par les nourriceries. C'est la raison pour laquelle les scientifiques pourraient être tentés d'exclure d'emblée ce type de problématiques de leur champ d'étude. Pourtant, traiter des thématiques souffrant d'indéterminisme est essentiel quand on sait que le haut degré d'incertitude est plutôt une règle qu'une exception en matière d'environnement (Munda *et al.*, 1994; Refsgaard, 2006; Stirling, 2001; Giampietro *et al.*, 2006). Une approche en ce sens est présentée ci-dessous. Elle place en son centre la participation des acteurs.

Pour éviter que les scientifiques ne soient tentés d'exclure les thématiques souffrant d'indéterminisme de leur champ d'analyse, la Science Post-Normale et la stratégie durable de gestion intégrée des zones côtières (GIZC) suggèrent des approches qui permettent la prise en charge des hauts degrés d'incertitude. Pour y parvenir, la Science Post-Normale et la GIZC appliquent comme principe de base l'usage systématique des outils d'aide à la décision au sein d'approches participatives qui incluent les acteurs. Cela, dans le but de prendre en compte la multiplicité des perspectives légitimes (Funtowicz and Ravetz, 1994; Ravetz, 2006; Stojanovic and Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O'Hagan and Ballinger, 2009). La perspective d'un seul acteur ne peut pas être « vraie » ni « correcte » car personne ne peut se targuer d'avoir vécu à lui tout seul l'ensemble de la réalité sociale. C'est pourquoi il est inévitable que des polémiques naissent et opposent les

perspectives des acteurs qui vivent dans des réalités sociales distinctes (O'Connor, 1999 ; Bremer, 2010). Tout au long de ce travail, le terme « acteur » sera employé pour désigner les parties prenantes à une problématique. Peut être considéré comme acteur tout individu ou groupe d'individus qui auraient un intérêt pour la problématique. Cela peut englober tant les associations de quartier, les associations de pêcheurs, des clubs de sport nautique, des organisations de défense de l'environnement ou des responsables du monde industriel. Dans cette étude, le terme « acteur » intègre également les scientifiques possédant une expertise dans la problématique en question et les représentants des autorités publiques ainsi que les parlementaires et autres élus.

Encadré 4. Science Post-Normale et Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC)

La Science Post-Normale

La Science Post-Normale est issue d'une critique des analyses de risques basées sur les probabilités. Ce champ d'analyse scientifique est né avec le développement du nucléaire à usage civil et applique des méthodes mathématiques standards aux problèmes pour lesquelles les incertitudes sont prépondérantes. Les analyses de risques basées sur les probabilités bénéficièrent dès le départ d'une grande crédibilité parce qu'elles étaient présentées comme une science, c'est-à-dire une approche objective et certaine, exempte de toute forme de biais et de doute. L'agenda politique était clair : un risque de un sur un million est considéré comme acceptable. Il serait donc prouvé scientifiquement qu'une installation (industrielle, nucléaire, etc.) comportant un tel niveau de risque serait sûre et qu'elle offrirait un bon niveau de sécurité. Cependant, tous les problèmes d'apparence scientifique ne se prêtent pas à une solution scientifique conventionnelle (Ravetz, 2006). Il existe des problèmes qui ne peuvent pas être réduits à la simple résolution d'un problème mathématique comme c'est le cas dans la science normale, pour reprendre les termes de Kuhn (1962). L'économie appliquée à l'environnement ne bénéficie pas du même degré de contrôle des incertitudes que la chimie analytique par exemple (Funtowicz et Ravetz, 1994). Les nouveaux problèmes de l'économie écologique auxquels la société doit faire face au 21^{ème} Siècle (ex. : les changements climatiques, les organismes génétiquement modifiés, etc.) impliquent que très souvent, les scientifiques ne peuvent pas apporter un input aux débats sociétaux sans interagir avec le reste de la société (autrement dit, en faisant intervenir des processus participatifs qui impliquent les acteurs). Ces nouveaux problèmes nécessitent l'application d'une Science Post-Normale (Giampietro *et al.*, 2006; Funtowicz et Ravetz, 1994).

Quand le degré d'incertitude et les enjeux sont faibles, nous nous situons dans le champ de la science académique « normale », un champ dans lequel il est fiable de se reposer sur une expertise codifiée sans trop de discussion. Par exemple, n'importe quel bon ingénieur peut concevoir et construire un ascenseur pour autant que le savoir-faire codifié soit appliqué correctement.

Quand l'incertitude ou les enjeux atteignent un niveau moyen, l'application de techniques standardisées et de connaissances généralisées n'est plus suffisante. Dans pareille situation, les compétences, l'habileté, les facultés de jugement et parfois du courage sont nécessaires pour ajuster les connaissances générales existantes à des situations particulières. Une interaction avec d'autres membres de la société est nécessaire. Giampietro *et al.* (2006) et Funtowicz et Ravetz (1994) illustrent ce besoin d'interaction par l'exemple du chirurgien. Le résultat d'une opération chirurgicale n'est pas complètement déterminé par des faits scientifiques. Il en découle que le patient doit avoir son mot à dire dans les choix opérés par le chirurgien puisque ces choix vont déterminer le résultat final. Or de ce résultat final vont découler des enjeux très importants (ex. : un certain degré d'incapacité voire un handicap possible) et des incertitudes (ex. : le chirurgien peut ne pas être très sûr du degré exact d'incapacité ou du handicap ni de son caractère temporaire ou permanent).

Quand le niveau d'incertitude ou les enjeux sont encore plus grands et n'englobent pas uniquement un patient mais également le reste de la société, les choix sont conditionnés par les valeurs des nombreux groupes d'acteurs concernés. Dans une telle situation, des discussions partisans et des tactiques de défense sont mises en place pour prendre parti et remettre en question chaque argument scientifique (ex. : le déni de l'existence des changements climatiques par les compagnies pétrolières). Nous sommes à présent dans le domaine de la Science Post-Normale (Giampietro *et al.*; 2006). Dans ce domaine, la science ne cherche plus à délivrer une vérité. Elle se structure autour d'un nouveau principe de base, celui de la qualité. Ce principe permet de traiter des problématiques environnementales souffrant d'indéterminisme irréductible (Figure 8) et de problèmes éthiques très complexes, deux éléments centraux dans la résolution des problèmes sociétaux qui relèvent du champ de la Science Post-Normale. Ce champ vise à garantir un processus d'assurance qualité qui passe par la démocratisation des savoirs. Pour ce faire, les comités de tiers experts sont élargis au reste des acteurs concernés par une problématique. En plaçant à son cœur l'implication de tous les acteurs au sein de processus de décision participatifs, la Science Post-Normale cherche à couvrir la multiplicité des perspectives légitimes (Funtowicz et Ravetz, 1994 ; Ravetz, 2006).

La Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC)

La pratique de la Gestion Intégrée remonte au moins à 1965, date à laquelle le premier programme de gestion côtière intégrée est mis en place par la *San Francisco Bay Conservation and Development Commission*. Cette pratique s'est progressivement propagée dans le monde à tel point qu'en 2002, 145 Etats avaient déjà démarré des efforts de gestion intégrée des zones côtières (Sorensen, 2002). La GIZC est entrée en Europe pour la première fois en 1992 avec la signature de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (convention OSPAR), convention entrée en vigueur en 1998. Elle fut suivie par 35 projets de démonstration mis en œuvre entre 1996 et 1999 dans les zones côtières européennes, projets qui jetèrent les bases de la GIZC dans l'Union Européenne (Shipman and Stojanovic, 2007; Belfiore, 2000).

La GIZC reflète le mouvement en cours qui tend à promouvoir des approches aux perspectives plus larges et plus holistiques alors que par le passé, les approches privilégiées ciblaient plutôt des secteurs, des individus ou des ressources particulières (O'Hagan and Ballinger, 2009; Cheong, 2008). La GIZC constitue une stratégie qui englobe l'ensemble du processus de récolte de données, de planification, de prise de décision, de mise en œuvre de mesures et de leur suivi. Cette stratégie recherche à atteindre la durabilité par la mise en place d'une approche intégrée de la planification et de la gestion des activités humaines. Le terme « intégré » se rapporte à cinq grands domaines d'intégration qui consistent à rassembler différents éléments au sein d'une stratégie unique: l'intégration intergouvernementale (départements, régions, national, etc.), intégration spatiale (terre-océan, amont-aval des rivières, etc.), intégration interrégionale et internationale (problématiques transfrontalières), intégration entre connaissances scientifiques et gestion, intégration intersectorielle (mise en œuvre d'analyses et d'actions sur plusieurs secteurs économiques en prenant compte des interactions entre secteurs) (Cheong, 2008). Pour rendre possible cette stratégie, les principes de base de la GIZC préconisent que les acteurs soient impliqués dans la stratégie via des processus participatifs (Stojanovic et Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O'Hagan et Ballinger, 2009).

La reconnaissance de l'importance de la participation des acteurs prend racine dans la conviction en Science Post-Normale qu'il est impossible de définir en termes absolus le niveau de connaissance scientifique nécessaire et suffisant pour pouvoir prendre une décision. La complexité inhérente aux écosystèmes et notre compréhension limitée des dynamiques écologiques explique que la connaissance sera toujours incomplète (Munda *et al.*, 2004; Gallopin *et al.*, 2001). Par exemple, les scientifiques qui étudient l'environnement éprouvent régulièrement des difficultés à distinguer la contribution de chaque cause à un effet ou les multiples effets d'une même cause (Maxim *et al.*, 2009, Gobin *et al.*, 2004; Refsgaard *et al.*, 2006). En outre, même lorsque la relation de cause à effet peut être chiffrée, l'évaluation individuelle des impacts causés par les mesures politiques reste subjective (Stirling, 2001). Il en résulte qu'une certaine part de jugement individuel et de bon sens resteront toujours les seuls outils d'aide à la décision à notre disposition. En conséquence, il est important que les points de vue des différents groupes d'acteurs et leurs jugements de valeur soient inclus de manière transparente. Une technique intéressante développée en ce sens concerne les « évaluations sociales multicritères » abordées par Giampietro *et al.* (2006) et Stirling (2006). Cette approche consiste en une évaluation multicritère, multiacteur, multiscénario au sein de laquelle les acteurs donnent des points à différents scénarios de mesures politiques en fonction de chaque critère d'évaluation. Cette évaluation est, en outre, combinée à une procédure d'assurance qualité en deux étapes pour garantir la fiabilité du résultat final. Elle est détaillée succinctement ci-dessous.

Séparer l'évaluation multicritère en deux étapes permet d'éviter que l'on ne passe directement à l'étape normative et que des décisions soient déjà intrinsèquement intégrées à la méthode d'analyse sans que l'ensemble des perspectives légitimes des acteurs aient pu s'exprimer. Par exemple, étant donné que les résultats de l'analyse coût-bénéfice sont influencés en partie par la répartition des revenus dans la population ainsi que par certaines valeurs de marché, passer directement à l'analyse coût-bénéfice pour prendre une décision empêcherait certaines catégories d'acteurs d'exprimer leur désaccord sur la manière dont sont répartis les revenus (et par extension leur désaccord sur le système fiscal)³².

C'est pourquoi l'évaluation sociale multicritère développée par Giampietro *et al.* (2006) comporte deux étapes. A la première étape, les scientifiques développent, sur le conseil des acteurs, un kit d'outils destiné à une analyse descriptive. Il s'agit d'outils tels que des indicateurs comme l'empreinte écologique par exemple, des méthodologies d'évaluation comme l'analyse coût-bénéfice ou les études de risque, des modèles biophysiques, etc. Les auteurs spécifient bien que dans cette

³² Par exemple, les valeurs monétaires collectées par évaluation contingente (voir Section III.3) dépendent fortement de la répartition des salaires au sein de la population. A même niveau de Produit Intérieur Brut, une répartition moins égalitaire du PIB pourrait mener à une valeur monétaire plus faible. En effet, il est probable que le petit pourcentage de personnes concentrant les revenus les plus élevés ne sera pas rencontré lors de l'enquête menée auprès des individus pour récolter leur consentement à payer (CAP) pour préserver un service écosystémique (le CAP représente la valeur monétaire estimée par l'évaluation contingente). A l'inverse si la quantité de richesses est répartie plus égalitairement au sein de la population, une plus grande proportion des personnes interviewées auront un salaire plus élevé et pourront en conséquence se permettre d'exprimer un CAP plus grand. En conséquence, les méthodes d'évaluation monétaire utilisées en analyse coût-bénéfice avalisent en quelque sorte le système actuel de répartition des richesses puisque la valeur monétaire qu'elles produisent est directement influencée par cette répartition. On peut donc dire que de ce point de vue-là, les méthodes d'évaluation monétaire sont normatives. C'est dire que par leur difficulté à discuter la répartition des richesses, elles véhiculent l'idée que la répartition actuelle est la bonne et c'est celle qui doit être appliquée. Toutefois, cette remarque est à nuancer légèrement car la répartition des richesses peut être prise en compte (de manière plus ou moins satisfaisante) dans l'analyse coût-bénéfice par des coefficients de pondération placés devant les CAP des personnes plus pauvres et qui bénéficient donc d'une plus grande utilité (1 € n'a pas la même utilité pour une personne qui vit sous le salaire médian que pour quelqu'un qui gagnerait 10 ou 100 fois ce niveau de salaire).

première étape, il faut éviter l'hégémonie d'un seul indicateur. La diversification est importante. L'analyse descriptive qui sera réalisée à l'aide de ces indicateurs doit montrer, pour chaque alternative de mesure politique, qui sera avantagé ou désavantagé, quelle ressource environnementale sera dégradée ou préservée voire restaurée (Munda *et al.*, 1994; Giampietro *et al.*, 2006). Lors de la seconde étape, cela aidera les acteurs à construire leur propre jugement et à sélectionner le scénario de mesures qu'ils jugent le plus souhaitable. Cela permettra en outre aux décideurs d'identifier clairement les compromis à faire, c'est-à-dire quel acteur et quelles ressources seront avantagés ou défavorisés. A la première étape descriptive, les acteurs sont à considérer comme des consultants qui assurent que les outils d'aide à la décision décrivent leurs problèmes de manière adéquate.

La seconde étape couvre le côté normatif du processus de décision. Autrement dit, il s'agit de décider ce qui doit être fait et ce qui doit être limité ou interdit. Le kit d'outils développés à la première étape est utilisé pour construire une description qualitative et quantitative des différents scénarios de mesures politiques. Ensuite les acteurs doivent choisir le scénario qui représente, selon eux, la solution la plus souhaitable sur base de la connaissance scientifique existante. Munda *et al.* (1994) proposent un outil pour arbitrer ce choix.

Cet outil consiste en une analyse multicritère dans laquelle les acteurs donnent un score à chaque scénario pour chaque critère d'évaluation. Par exemple, un scénario d'extension portuaire pourrait être évalué en fonction du critère « création d'emploi » et du critère « surfaces de nourriceries ». Sur une échelle de 1 (scénario non souhaitable) à 10 (scénario excellent), il est probable que les acteurs donneront au premier critère des valeurs entre 6 et 10 (puisque la création d'emploi est quelque chose de relativement souhaitable) alors que le second critère se verra octroyer des valeurs plutôt entre 1 et 5 (car la destruction de nourriceries naturelles peut difficilement être envisagée comme une action positive). Ensuite, les scores de chaque critère sont agrégés pour donner une valeur globale au scénario, ce qui permet de choisir le scénario au score global le plus élevé. Le problème provient du fait que des conflits peuvent surgir au sujet de la fiabilité des outils développés à la première étape. Certains acteurs pourraient remettre en question le choix des données, des modèles, des indicateurs ou du poids donné à chaque critère quand ces choix semblent désavantager certains groupes d'intérêts en faveur d'autres groupes. Munda *et al.* (1994) suggèrent une méthode pour réduire ces conflits :

« Une région d'alternatives satisfaisante pour les acteurs peut être obtenue en définissant un intervalle de valeurs acceptables et réalistes pour chaque critère [plutôt qu'une valeur unique]. D'un point de vue opérationnel, dans les processus de décision publics, une solution à valeur unique (ex. : poids donnés aux critères) tend à mener à des impasses dans l'évolution du processus de décision parce que cela impose des conditions trop rigides pour qu'un compromis soit possible. A l'inverse, quand un plus haut degré de flexibilité est permis, la détermination d'une région contenant plusieurs solutions satisfaisantes peut en principe laisser une ouverture pour un consensus mutuel. »

(Traduit de l'anglais par l'auteur).

Bien qu'il soit impossible de résoudre les conflits avec le seul support d'une évaluation sociale multicritère, cette approche permet cependant de rendre les compromis plus transparents pour les décideurs et les acteurs, c'est-à-dire de bien identifier les acteurs et les ressources avantagés et désavantagés (Munda *et al.*, 1994). Cela se révèle particulièrement intéressant dans les problématiques complexes car rendre les compromis plus transparents apporte les avantages suivants:

1. Rendre les compromis plus transparents au sein de processus de décision participatifs, pour certains, trouvent son sens dans l'application de valeurs démocratiques (Stirling, 2006). Cela part du principe qu'une démocratie n'est pleinement aboutie que quand les citoyens participent à l'organisation de la cité et ne sont pas réduits au seul rôle d'électeurs (Dryzek, 2002 ; Bremer, 2010).
2. Cela permet également à la société civile de bien comprendre les arbitrages en présence, les catégories d'acteurs défavorisés par le scénario de mesures et les ressources naturelles dégradées. S'ils ressentent un désaccord avec le scénario de mesures, cela permettra aux citoyens de faire fonctionner les rouages de la démocratie en se mobilisant via des actions en justice, les médias ou des actions de contestation sociale (manifestations, grèves, etc.).
3. Dans une perspective plus pragmatique, Munda *et al.* (1994) et Van den Bergh et Nijkamp (1991) estiment que rendre les compromis clairs et apparents aux acteurs est nécessaire si l'on souhaite que les mesures de gestion environnementale soient opérationnelles. Des législations environnementales imposées par la force sans gagner en légitimité sociale ne fonctionnent pas bien. Quand elles ne sont pas contournées légalement par les acteurs, elles sont carrément enfreintes ou encore modifiées sans cesse par les groupes de pression importants.
4. Cela permet aussi d'identifier les secteurs défavorisés par le scénario de mesures en vue de les compenser pour éviter que leur activité économique ne périclite (exonération fiscale, subsides compensatoires, etc.) ou de ne pas les compenser, par exemple parce que les décideurs estimerait qu'ils génèrent suffisamment de bénéfices pour encaisser le choc,
5. Rendre les compromis plus apparents permet d'identifier les catégories sociales déjà défavorisées à la base et dont la précarité serait accentuée par le scénario de mesures, le but étant pour les autorités publiques de protéger ces catégories sociale tant pour leur bien être que pour éviter tout risque de mouvements sociaux.
6. Cela permet également d'identifier les ressources naturelles qui pourraient être dégradées par le scénario de mesures en vue éventuellement d'adapter le programme de mesures (en y adjoignant des activités de protection ou de restauration environnementale par exemple).

III. LES OUTILS D'ANALYSE ECONOMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

III.1. Des outils d'analyse au service des processus de décision

a) Intégration des outils d'analyse économique dans les processus de décision

Cette section n'a pas pour objectif de présenter une liste exhaustive des différents outils d'analyse économique de l'environnement avec le détail de leurs avantages et inconvénients. Il s'agit plutôt de dresser un tableau général destiné à situer les modèles input-output (I-O) parmi les outils principaux d'aide à la décision en matière d'analyse économique de l'environnement. L'objectif visé consiste également à mettre en évidence les complémentarités et les possibilités de combinaison entre ces outils et les modèles I-O. Les analyses coût-efficacité et coût-bénéfice sont particulièrement ciblées car la première a été combinée au modèle input-output développé dans cette étude et la seconde pourrait aisément l'être pour peu que certaines règles soient respectées si l'on souhaite que les principes de la Science Post-Normale et de la GIZC soient respectés.

La Figure 9 représente une manière d'intégrer les outils d'analyse économique dans les processus de décision politique qui respecte pleinement la recommandation formulée par Giampietro *et al.* (2006) : la partie normative de l'évaluation (évaluation des scénarios et élaboration d'options de mesures politiques) doit être distincte de la partie descriptive (construction de scénarios, choix d'indicateurs et d'outils d'analyse). Cette distinction entre étapes normative et descriptive a été conçue pour assurer la qualité des processus de décision participatifs (voir Chapitre II). La participation des acteurs aux processus de décision constitue un des principes de base de la Science Post-Normale et de la GIZC, deux approches sur lesquelles le modèle ECO s'appuie. C'est pourquoi la recommandation de Giampietro *et al.* se révèle importante pour cette étude.

Voici comment nous envisageons l'intégration des outils d'analyse aux processus de décision. La Figure 9 montre qu'après qu'une problématique politique à étudier ait été choisie, des acteurs représentant les différents groupes d'individus touchés par la problématique sont sélectionnés. Il s'agit tant de représentants de la société civile (citoyens, associations, ONG, etc.) que du monde industriel, des autorités publiques ou d'équipes de recherche scientifique. A ce stade, le choix de la problématique politique, et éventuellement une idée préalable sur le type de mesures politiques à envisager, peut conditionner la sélection des acteurs.

Ensuite, les scientifiques proposent au panel d'acteurs des méthodes d'évaluation économique (analyse coût-bénéfice, analyse coût-efficacité, etc.) ainsi que des indicateurs écologiques, sociaux et environnementaux pour communiquer de façon synthétique les résultats produits par les méthodes d'évaluation. Les acteurs sélectionnent les méthodes et indicateurs qu'ils jugent pertinents pour leur problématique (représentation à la Figure 9 par la flèche rouge qui relie le cercle « acteurs » à

l'accolade). Les scientifiques les orientent dans ce choix parfois difficile étant donné le haut niveau de technicité de certaines méthodes.

Une fois ce choix effectué, les acteurs participent à la construction de scénarios de description des problématiques politiques sélectionnées, de leur évolution à court, moyen et/ou long terme et des mesures existantes pour les infléchir vers la trajectoire souhaitée. Ensuite, l'étape suivante consiste à évaluer les impacts primaires qui pourraient se produire dans chaque scénario. Il s'agit d'impacts liés à des modifications dans la fourniture de services écosystémiques par l'environnement à la suite des évolutions possibles des activités économiques dans le futur ou des mesures environnementales entreprises pour les contrer. Ces modifications peuvent par exemple concerner la fourniture de services de régulation des flux hydriques par les zones humides côtières, la fourniture d'habitats aquatiques pour les jeunes alevins des estuaires ou encore la fourniture de services d'approvisionnement en ressources comme les stocks de poissons marins. En conséquence, avant de pouvoir passer à l'évaluation sociale et économique, il est nécessaire d'effectuer des recherches biophysiques, de collecter des données liées aux différents services écosystémiques (données liées aux processus écologiques, aux structures de l'écosystème, aux stocks et aux flux de matières en présence) et, si possible, de quantifier des relations dose-réponse (ex. : relation entre les émissions de polluants et des changements d'état de l'environnement) qui se produisent dans la zone d'étude prise en considération. Ce n'est que par le biais de ce travail que les impacts écologiques pourront être évalués, c'est-à-dire identifiés et analysés qualitativement et quantitativement (c'est-à-dire en unités physiques : tonnes de poissons, surfaces de zones humides, nombre d'inondations par an, etc.).

L'étape suivante consiste à évaluer les impacts secondaires, c'est-à-dire les impacts économiques et sociaux des impacts écologiques. Il faut également évaluer l'impact économique et social des options de mesures politiques en dehors de leur impact écologique (d'où la flèche qui relie le cercle « Options de mesures politiques » aux rectangles « Evaluation économique » et « Evaluation sociale »). Par exemple, le coût des mesures environnementales peut avoir des impacts économiques pour certaines firmes si le principe du pollueur-payeur est appliqué. Et un impact social est aussi à envisager si ces firmes sont tentées de licencier certains de leurs salariés pour réduire les pertes de bénéfices.

En ce qui concerne l'impact économique, il peut être évalué à l'aide des outils mentionnés dans le rectangle « évaluation économique » : analyse coût-bénéfice, analyse coût-efficacité, comptabilité verte, analyse des filières, modèles I-O et modèles d'équilibre général calculables. Toutes les modifications de la fourniture des services écosystémiques ne peuvent pas être évaluées en termes monétaires. Ce problème peut se poser pour des raisons morales : par exemple, mettre une valeur monétaire sur la vie humaine pourrait prêter à discussion. Il peut aussi se poser pour des raisons pratiques : par exemple quand il s'agit d'un service écosystémique appartenant à la catégorie des services intermédiaires exclus des valeurs monétaires (cf. discussion au Chapitre I). Ces services écosystémiques ne doivent pas pour autant être omis dans l'analyse économique. Plus bas, nous expliquons comment les modèles I-O hybrides peuvent intégrer ces services écosystémiques dans une modélisation economico-écologique. En outre, ces services écosystémiques sont dans tous les cas pris en compte au sein de l'évaluation sociale multicritère finale en termes écologiques et sociaux. Pour l'évaluation sociale des études de genre peuvent être menées ou des analyses de la répartition des revenus à l'aide de l'indicateur de Gini (mesure les inégalités dans la répartition des revenus au sein de la population d'un pays). Nous ne développons cependant pas les méthodes d'évaluation sociale et écologique car cela dépasse le propos de notre étude. Nous nous concentrons ici sur les méthodes d'évaluation économique de l'environnement.

A la Figure 9, le cercle des « Acteurs » est relié par une flèche à l'analyse d'incertitude. Cela se justifie dans certains cas quand il est impossible d'effectuer des calculs de probabilité classiques, soit qu'il

manque de données sous forme de séries temporelles pour en calculer la probabilité d'occurrence, soit qu'il s'agisse d'événements futurs encore jamais produits dans le passé et pour lesquels il n'existe évidemment aucune donnée. Dans ces cas, comme nous l'avons vu plus haut, des méthodes existent pour faire appel à l'avis d'experts. Les experts, qui sont aussi des acteurs, peuvent dans ce cas octroyer des probabilités subjectives à certains événements (Cf. méthodes de prospectives de type Delphi expliquée à l'Annexe A).

Ce n'est qu'ensuite que l'on passe à l'évaluation sociale multicritère, la partie normative du processus d'aide à la décision. Les acteurs ayant été informés des impacts, tant en termes de description qualitative que quantitative, sont à présent invités à évaluer le scénario de mesures politiques qu'ils jugent le plus souhaitable suivant une grille de critères d'évaluation (critères choisis préalablement par eux en concertation avec les scientifiques). Chaque acteur octroie une note à chaque critère pour chaque scénario. Toutes les notes sont ensuite agrégées pour obtenir un score global du scénario. Le score le plus élevé indique le scénario jugé le meilleur par les acteurs.

Bien que le schéma de la Figure 9 soit représenté de manière linéaire, en réalité il devrait s'agir, dans la mesure du possible, du temps et des moyens à disposition, d'un processus itératif. Cela signifie qu'idéalement, les acteurs et les scientifiques devraient avoir la possibilité d'adapter les étapes précédentes en fonction des avancées dans la compréhension de la problématique réalisées aux étapes ultérieures. A chaque itération les acteurs devraient justifier les points attribués pour chaque critère afin de favoriser la compréhension mutuelle des perspectives de chaque groupe d'acteur. Ce, pour dévoiler les intérêts cachés, mettre en évidence les avantages et désavantages et rendre les compromis plus apparents, un objectif important de la participation des acteurs (voir Chapitre II).

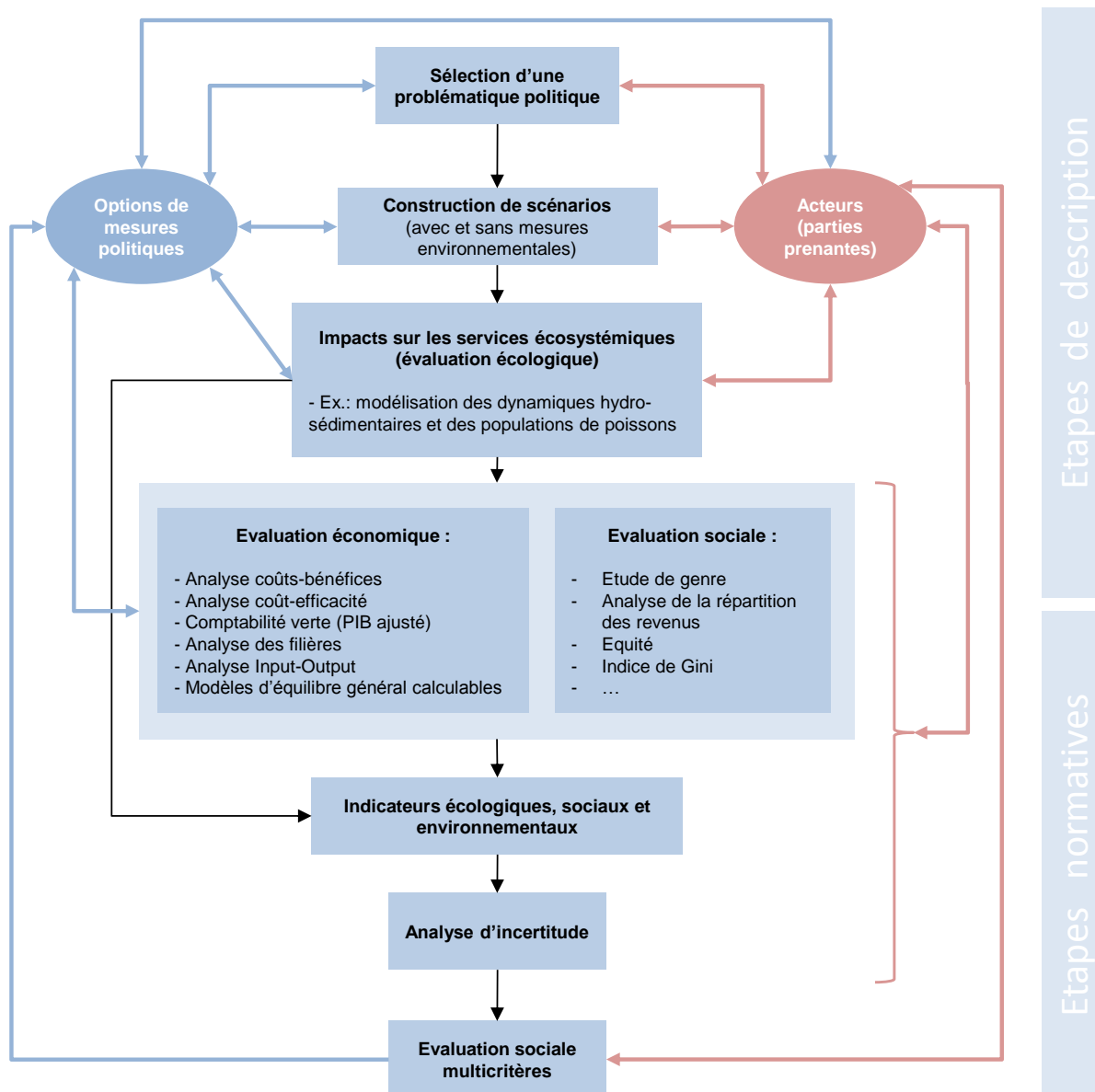


Figure 9. Les outils d'analyse économique de l'environnement dans les processus de décision politique.

Source : schéma adapté d'un rapport interne au projet de recherche européen SPICOSA (UEA-CSERGE, ULB-CEESE, IFREMER, 2008). NB : l'évaluation écologique et sociale sont tout aussi importante que l'évaluation économique. Si nous ne les détaillons pas plus c'est uniquement parce que cela sort du propos de notre étude.

b) Choix de la méthode d'évaluation économique appropriée

La Figure 9 montre qu'après l'identification des impacts induits par un changement dans la fourniture des services écosystémiques, des méthodes d'évaluation économique de ces impacts sont mises en œuvre. Il faut cependant sélectionner la ou les méthodes appropriées à la problématique politique choisie et aux scénarios élaborés.

Dans un premier temps, les impacts écologiques dont les conséquences économiques peuvent être chiffrées en termes monétaires sont sélectionnés. Pour ces impacts-là, deux méthodes sont envisageables : l'analyse coût-bénéfice ou l'analyse coût-efficacité (Figure 10). Le choix entre ces deux méthodes dépend de la problématique politique sélectionnée. S'il s'agit d'une problématique dans laquelle une loi impose d'atteindre certains objectifs environnementaux (ex. : limites d'émissions de gaz à effet de serre dans le cadre du protocole de Kyoto), il semble pertinent de

mettre en place une analyse coût-efficacité qui vise à identifier la mesure qui permettra d'atteindre cet objectif au moindre coût. En effet, il n'est pas question ici de discuter l'objectif environnemental visé puisqu'il est imposé par la loi. Par contre, si la problématique politique sélectionnée consiste à choisir une ou des actions parmi un panel de mesures politiques ou de projets envisageables sans aucune contrainte imposée d'en haut, dans ce cas, l'analyse coût-bénéfice est la plus appropriée des deux. Cependant, ces deux méthodes ne sont pas toujours indépendantes. Dans le chiffrage de scénarios de mesures environnementales, il est parfois demandé, par les autorités publiques commanditaires, que l'analyse coût-bénéfice intègre le coût des mesures mais pas n'importe lesquelles. Il doit s'agir des mesures les moins chères, ce afin de ne pas grossir artificiellement les coûts par rapport aux bénéfices (European Communities, 2009). Or identifier les mesures aux moindres coûts peut nécessiter une analyse coût-efficacité, du moins partielle.

Dans un second temps, il est possible de faire appel à un deuxième groupe de méthodes d'évaluation économique pour les problématiques et les options de mesures politiques qui génèrent des effets économiques indirects (Figure 10). Les méthodes d'évaluation économique envisageables sont alors les modèles input-output, la comptabilité verte ou encore les modèles d'équilibre général calculables. Ces méthodes couvrent les effets indirects sur d'autres secteurs et/ou d'autres régions que ceux visés directement par la problématique et les mesures concernées. De tels effets redistributionnels sur les autres secteurs de production ainsi que sur les ménages se produisent dès qu'une mesure est entreprise à l'échelle de l'ensemble d'un secteur économique ou d'une région. A ce niveau d'échelle méso- ou macroéconomique, c'est l'ensemble de l'écosystème qui est concerné. Or, étant donné les multiples interrelations entre les services écosystémiques et les activités anthropiques, sans compter les interrelations entre activités anthropiques elles-mêmes, il est difficile de toucher à un groupe de composantes du système (secteurs économiques ou services écosystémiques) sans que cela ait un impact indirect sur les autres composantes. C'est la raison pour laquelle nous avons développé un modèle I-O, précisément pour prendre en compte ces effets indirects, ces effets redistributionnels des mesures environnementales. Prendre ces effets en compte est important car en réalité, seules les mesures très locales prises à l'échelle d'un projet individuel (ex. : restauration des berges d'un étang, installation d'un grand bâtiment dans une zone de protection naturelle, installation d'une unité de traitement azote-phosphore spécifique dans la station d'épuration d'une grande ville, etc.) peuvent négliger les effets indirects et se limiter, pour ce qui est de l'évaluation économique, à une analyse coût-bénéfice ou coût-efficacité.

Chacune des méthodes d'évaluation économique est présentée ci-dessous avec leurs possibilités de combinaison les unes avec les autres. Par exemple, les résultats des méthodes d'analyse des impacts indirects peuvent être injectés dans l'analyse coût-bénéfice ou l'analyse coût-efficacité et inversement. Nous suggérons d'ailleurs à ce propos, certaines règles élémentaires de combinaison de l'analyse coût-bénéfice avec la modélisation I-O afin de garantir le respect des recommandations formulées par la Science Post-Normale et la GIZC.

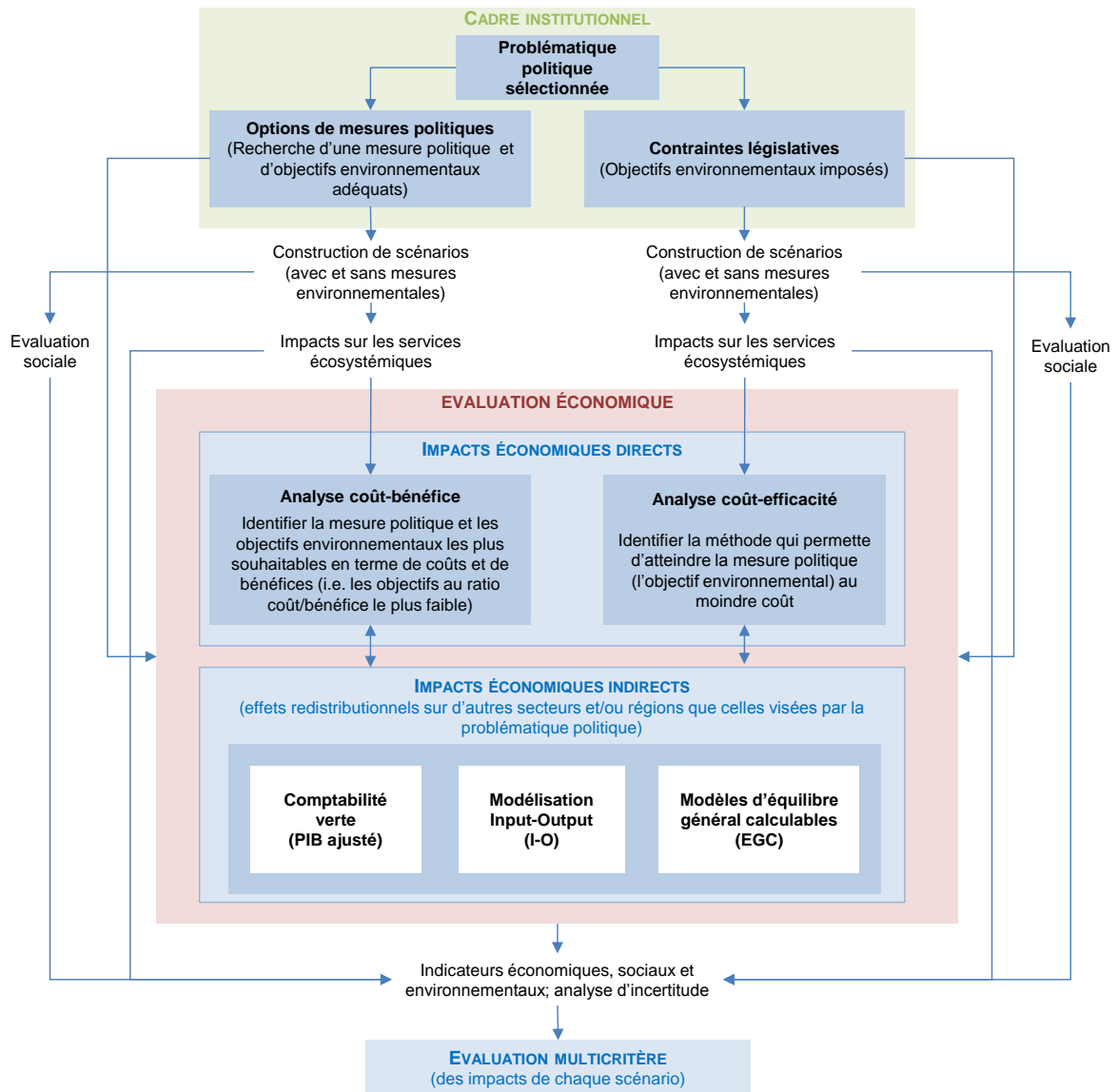


Figure 10. Choix de la méthode d'évaluation économique de l'environnement appropriée.

Source : schéma adapté d'un rapport interne au projet de recherche européen SPICOSA (UEA-CSERGE, ULB-CEESE, IFREMER, 2008).

III.2. L'analyse coût-efficacité

L'analyse coût-efficacité consiste à utiliser un indicateur d'efficacité de la mesure politique, E , et à le comparer au coût de la mesure, C , au sein d'un ratio C/E . Dans ce ratio, C est exprimé en unités monétaires et E en unités physiques. Par exemple il pourrait s'agir de milliers d'euros par hectare de zones humides restaurées, ou encore de milliers d'euros par tonne de métaux lourds traités dans les eaux usées. Cependant, ce ratio n'informe en rien sur la pertinence de la mesure de restauration de zones humides ou de traitement des métaux lourds (Pearce *et al.*, 2006). L'analyse coût-efficacité ne permet pas de statuer sur l'intérêt de la mesure. Est-ce que la restauration de zones humides permettra une amélioration de la biodiversité, est-ce qu'elle favorisera réellement les processus d'épuration naturelle des eaux de ruissellement chargées en phosphate et nitrate... ? L'analyse coût-efficacité ne peut pas répondre à ces questions.

Par contre, elle permet d'identifier, parmi un panel de méthodes alternatives, la méthode qui coûtera le moins cher si l'on souhaite mettre en place une mesure environnementale particulière

comme la restauration des zones humides. L'analyse coût-efficacité permet de classer un panel de mesures par ordre décroissant de coût de mise en œuvre par unité d'efficacité environnementale. Les limites de l'analyse coût-efficacité se retrouvent dans le fait qu'elle pourrait très bien classer un ensemble de mesures sans qu'aucune des mesures du classement ne soit intéressante d'un point de vue écologique (Pearce *et al.*, 2006). Pour pouvoir déterminer si une mesure est réellement intéressante, il faut pouvoir en faire le bilan des avantages et des inconvénients. Une technique utilisée par les pouvoirs publics qui permet de calculer le bénéfice net, c'est-à-dire les avantages (bénéfices) tirés de la mesure après soustraction des inconvénients (coûts), c'est l'analyse coût-bénéfice (ex. : European Communities, 2008 et 2009).

III.3. L'analyse coût-bénéfice et les outils d'évaluation monétaire

a) Cadre théorique général de l'analyse coût-bénéfice

Nous nous attardons plus en détail sur l'analyse coût-bénéfice dans le but de bien comprendre ses objectifs et les limites des différentes techniques d'évaluation monétaire des services écosystémiques marchands et non marchands utilisées dans cette approche. Cela permettra de mieux comprendre les propositions que nous formulons plus bas pour cadrer l'intégration des techniques de monétarisation à la modélisation input-output. Avant d'aller plus loin, précisons qu'un service marchand englobe tout service écosystémique commercialisé (accès payant à un parc naturel, poissons vendus à l'étalage, etc.). À l'inverse, un service non marchand couvre tout service écosystémique qui n'est pas commercialisé et pour lequel il n'existe, par conséquent, pas de prix de vente ou d'achat.

En matière d'environnement, l'objectif de l'analyse coût-bénéfice consiste à quantifier l'impact d'un changement dans la fourniture des services écosystémiques sur les bénéfices qu'en tire la société et les coûts qui en découlent – étant entendu que ce changement est provoqué par un projet, un programme de mesures ou une politique.

Le terme « bénéfices » englobe tout type d'augmentation du bien-être humain (Pearce *et al.*, 2006). Plus particulièrement, cela comprend les résultats positifs directement attendus du projet, du programme ou de la politique, incluant les améliorations du niveau de protection de l'environnement ainsi que l'augmentation de la qualité de l'environnement lui-même. Enfin, les bénéfices incluent également tous les effets positifs qui découlent du projet même s'ils n'en constituaient pas les objectifs visés à la base : coûts évités (économies) et bénéfices sociaux comme par exemple une amélioration des conditions de travail ou de la santé de la population (European Commission, 2003). En ce qui concerne les coûts, dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Eau par exemple, la Commission européenne y inclut : i) les coûts financiers directs liés à la mise en œuvre du projet, du programme ou de la politique ; ii) les dommages causés par le projet aux services écosystémiques marchands (ex. : services d'approvisionnement en ressources halieutiques) et non marchands (ex. : réduction de la surface de forêts à usage récréatif) ; iii) les coûts d'opportunité, c'est-à-dire les bénéfices que l'on aurait pu tirer si au lieu de mettre en place le projet, on aurait pu profiter de l'opportunité d'en faire un autre usage (European Commission, 2003) – étant entendu que ce coût est déterminé par l'usage au bénéfice le plus élevé parmi tout le panel d'usages possibles.

Pour pouvoir comparer un coût à un bénéfice, il faut qu'ils soient tous les deux exprimés dans la même unité. Pour ce faire, la valeur monétaire est utilisée. Cette valeur est attribuée aux bénéfices et aux coûts. Les coûts et les bénéfices sont agrégés chacun de leur côté. La méthode d'agrégation ne

consiste pas en une simple somme. Par exemple, des coefficients de pondération plus élevés sont attachés aux bénéfices et aux coûts dans le cas des catégories défavorisées ou à faible revenu. Une des raisons en est que l'utilité marginale du revenu est variable et s'avère plus élevée pour les catégories à faible revenu (Pearce *et al.*, 2006). Ensuite, l'ensemble des bénéfices agrégés est comparé à l'ensemble des coûts agrégés. Si les bénéfices sont inférieurs aux coûts, cela informe les décideurs que du point de vue de l'analyse économique, le projet, le programme de mesures ou la politique apporte plus d'inconvénients à la société que d'avantages. Etant donné qu'il n'est pas toujours possible de placer une valeur monétaire sur un avantage, en particulier pour les services écosystémiques non marchands, la condition « coûts > bénéfices » n'est pas toujours jugée suffisante pour décider de la rejeter. Dans certains cas, la règle fixée est « coûts >> bénéfices », c'est-à-dire qu'une mesure sera écartée par l'analyse économique uniquement si les coûts sont fortement supérieurs aux bénéfices. C'est le cas pour les règles de mise en œuvre de la Directive Cadre Eau établies par la Commission européenne (European Communities, 2009; Rinaudo *et al.*, 2007). Celle-ci reconnaît la difficulté de chiffrer certains services écosystémiques en unités monétaires. En conséquence, elle recommande de prendre une marge de sécurité car les bénéfices pourraient, dans certains cas, être sous-estimés par rapport aux coûts. En outre, dans le cadre des règles de mise en œuvre de la Directive Cadre Eau, il est demandé de toujours joindre à l'analyse coût-bénéfice, une évaluation qualitative des bénéfices qui n'auraient pas pu être quantifiés. Cela peut parfois amener à conclure à un impact potentiel positif d'une mesure bien que l'analyse coût-bénéfice ait abouti à la conclusion que les coûts excèdent largement les bénéfices.

Pour pouvoir élaborer un cadre d'intégration des évaluations monétaires dans la modélisation input-output (réalisé à la Section III.7), il faut d'abord comprendre comment les valeurs monétaires sont estimées et les services écosystémiques que chacune des techniques incluent et omettent. C'est pourquoi les techniques de monétarisation sont présentées succinctement ci-dessous.

b) Techniques d'estimation de la valeur économique des services écosystémiques

Les bénéfices tirés de l'amélioration de la qualité d'une ressource environnementale sont estimés par les préférences des individus pour un projet ou une mesure politique à l'origine de cette amélioration (Turner *et al.*, 2004). Les préférences individuelles sont estimées sur base du montant maximal que les individus consentent à payer pour recevoir une unité supplémentaire d'un produit, d'une ressource naturelle ou de sa qualité, ou de tout autre type d'avantage découlant par exemple d'un projet ou d'un programme de mesures politiques (Pearce *et al.*, 2006 ; Turner *et al.*, 2004). Ce montant maximal qu'un individu serait prêt à payer est appelé de manière équivalente « valeur économique » ou « bénéfice ».

Plusieurs techniques existent pour estimer le consentement à payer (ou le consentement à recevoir une compensation), c'est-à-dire la valeur monétaire des bénéfices et des coûts. Elles peuvent être regroupées en deux catégories (Turner *et al.*, 2004 ; Bielsa *et al.*, 2009). La première catégorie englobe les techniques basées sur des marchés existants pour inférer sur la valeur monétaire que les individus confèrent aux bénéfices et aux coûts, ou autrement dit aux avantages et aux inconvénients découlant de modifications de l'environnement (approches indirectes). La seconde catégorie concerne des techniques qui visent à déduire le consentement à payer³³ des gens pour un bénéfice en effectuant des enquêtes directement auprès des individus concernés (approches directes). Les questionnaires peuvent également porter sur le consentement à recevoir³⁴ une compensation pour

³³ Le consentement à payer = la part maximale de son revenu qu'un individu consentirait à payer pour recevoir un avantage découlant par exemple d'un projet, d'un programme de mesures ou d'une politique (Pearce *et al.*, 2006).

³⁴ Le consentement à payer (CAP) est généralement utilisé pour un avantage alors que le consentement à recevoir une compensation (CAR) est employé pour les coûts. Cependant, les notions de CAP et de CAR peuvent être élargies afin qu'elles incluent respectivement le consentement à payer pour éviter un coût et le consentement à recevoir une compensation pour renoncer à un avantage (Pearce *et al.*, 2006).

un dommage, ce qui permet d'évaluer la valeur monétaire des coûts. Les approches indirectes incluent les techniques suivantes³⁵ :

- observations basées sur les prix de marché,
- méthode des coûts de remplacement,
- préférences révélées : méthode des coûts de déplacement, prix hédonistes, comportements de prévention et dépenses de protection,
- méthode du coût des dommages évités : c'est une approche indirecte qui peut consister en un mélange des approches susmentionnées (elle peut aussi parfois inclure des approches directes).

Quant aux approches directes, elles incluent les techniques de préférences déclarées, à savoir, les évaluations contingentes et les modèles de choix tels que l'analyse conjointe et le classement contingent.

Approche des prix de marché

L'approche indirecte qui est basée sur les prix du marché ne peut s'appliquer, par définition, qu'aux biens et services qui possèdent une valeur marchande (Turner *et al.*, 2004). Cela concerne l'ensemble des biens et services produits par les activités économiques ainsi que les services écosystémiques qui sont échangés sur les marchés. Il s'agit des services écosystémiques appartenant aux catégories suivantes : approvisionnement en ressources (ex. : extraction de sable et de pétrole) et certains services culturels (ex. : visites payantes de parcs naturels). Cette méthode peut être utilisée pour évaluer les bénéfices tirés des résultats directs d'un projet. Il pourrait s'agir par exemple des bénéfices tirés d'un projet de restauration de plusieurs hectares de forêts destinés à une exploitation durable. Les bénéfices peuvent ensuite être évalués par la vente des arbres coupés et revendus sur les marchés. Cette méthode peut également être utilisée pour évaluer le coût d'opportunité, une des trois catégories de coûts à prendre en compte pour la Directive Cadre Eau (European Commission, 2003) – à condition que ces coûts concernent des biens et services qui possèdent une valeur monétaire. La technique des prix du marché présente l'avantage d'être relativement simple à mettre en œuvre. Cependant, son inconvénient réside dans le fait que les prix du marché ne représentent qu'une valeur partielle de la valeur économique conférée par les individus. En effet, le prix des produits donne la quantité d'argent payée sur le marché. Cependant, certains individus seraient prêts à payer un montant supérieur au prix du marché (même après correction des prix pour tenir compte de l'effet des subsides, des taxes et des distorsions de marché) – cf. surplus du consommateur (Turner *et al.*, 2004). C'est la raison pour laquelle le prix du marché ne correspond qu'à une approximation partielle du consentement à payer (CAP) c'est-à-dire de la valeur économique.

L'approche indirecte des coûts de remplacement et des préférences révélées, et l'approche directe des préférences déclarées offrent une solution pour les services écosystémiques non échangés sur les marchés et qui, par conséquent, ne possèdent aucune valeur monétaire.

Technique des coûts de remplacement

La technique des coûts de remplacement vise à estimer la valeur d'un service écosystémique par le prix que cela coûterait de remplacer ce service naturel par une installation produite par l'homme capable de fournir le même service. Cela concerne par exemple une zone humide qui fournit une protection naturelle contre les inondations que l'on pourrait évaluer monétairement au prix de la construction de digues de protection d'efficacité équivalente. L'utilisation de cette technique présuppose que l'infrastructure de substitut permette un remplacement total du service

³⁵ Liste de techniques non exhaustive.

originellement fourni par la ressource environnementale. Or, cette supposition n'est pas souvent rencontrée (Turner *et al.*, 2004). En outre, il est possible que les bénéfices qui étaient tirés de la ressource environnementale dépassent largement les coûts encourus pour son remplacement par une infrastructure artificielle. Si à cela on ajoute la possibilité de sous-estimation de la valeur économique quand les prix du marché se situent sous le montant maximal que les consommateurs seraient prêts à payer, le risque de sous-estimation est important lorsque l'on utilise la méthode des coûts de remplacement. C'est la raison pour laquelle Turner *et al.* (2004) recommandent d'utiliser cette technique exclusivement lorsque les bénéfices ne peuvent pas être estimés facilement d'une autre manière.

L'OCDE (2002) donne trois conditions à remplir pour pouvoir utiliser la méthode des coûts de remplacement:

- l'ingénierie écologique est réellement capable de produire des systèmes assurant les mêmes fonctions en quantité et en qualité ;
- l'ingénierie écologique est la solution la moins coûteuse pour assurer ces fonctions ;
- son coût est inférieur au consentement collectif à payer pour maintenir ces services.

Autrement dit, les coûts de remplacement ne constituent une mesure acceptable de la valeur des services écosystémiques que si la solution du remplacement est jugée économiquement pertinente (Bielsa, 2009).

Technique du coût du trajet (ou du coût du « déplacement »)

Les méthodes des préférences révélées consistent à utiliser un marché de substitution pour évaluer les services écosystémiques exempts de toute transaction sur les marchés. Par exemple, la technique du coût du trajet peut être utilisée pour estimer la valeur économique du service récréatif offert par les ressources naturelles comme les lacs ou les rivières utilisées comme site de baignade ou de sport nautique. Le coût (trajet plus valeur du temps) payé par les vacanciers pour se rendre jusqu'à la ressource naturelle est utilisé comme un prix implicite pour estimer la valeur monétaire d'un changement dans la qualité du service écosystémique fourni par la ressource. La méthode du coût du trajet est généralement limitée à la valeur des services récréatifs fournis par la ressource (Turner *et al.*, 2004).

Technique des prix hédoniques

Toujours dans les méthodes de préférences révélées, un autre type de marché de substitution consiste à travailler sur base des prix de l'immobilier, une pratique dénommée « technique des prix hédoniques ». La différence de prix entre des biens immobiliers relativement similaires mais localisés sur des sites différents permet d'évaluer la valeur que les individus sont prêts à payer pour bénéficier par exemple, d'un environnement exempt de pollution sonore ou atmosphérique, localisé près d'une forêt ou à proximité d'un lac propre, etc. Par l'achat de ces biens immobiliers, les consommateurs expriment implicitement la valeur économique qu'ils confèrent à des services écosystémiques intangibles, valeur que la technique des prix hédoniques doit isoler de la valeur totale d'un bien immobilier par le biais de méthodes statistiques. Par exemple, deux propriétés localisées à proximité de deux lacs distincts, tous les deux réputés pour leurs activités récréatives de baignade, pourraient différer dans leur prix de vente sur le marché de l'immobilier uniquement en raison de la différence dans la qualité de l'eau du lac. L'étude de Leggett et Bockstael (2000) montre par exemple qu'une diminution des coliformes fécaux dans la rivière Chesapeake aux Etats-Unis pourrait bien augmenter le prix de l'immobilier de 2%. Une limite importante à la technique des prix hédoniques réside dans le fait qu'elle n'est applicable qu'aux services écosystémiques susceptibles de se refléter dans le prix des biens immobiliers (Turner *et al.*, 2004). Il s'agit essentiellement des services culturels de type

récréatifs et esthétiques du paysage et des services d'approvisionnement en air, sol et en eau de qualité sans danger pour la santé (ex. : dégringolade des prix des logements localisés à proximité d'une décharge ou de fumées industrielles).

Dépenses de protection et d'évitement

Une autre méthode de préférence révélée consiste à prendre en compte les dépenses des ménages pour se protéger contre une nuisance ou pour éviter la nuisance. Les dépenses de protection concernent par exemple les dépenses liées à l'installation de matériaux d'isolation sonore pour lutter contre la pollution par le bruit (logements à proximité de gares et d'aéroports). Concernant les dépenses d'évitement, Bresnahan *et al.* (1997) étudient par exemple la manière dont les individus modifient leur comportement (en passant moins de temps dehors) en réponse à une augmentation de la pollution de l'air à Los Angeles.

Fonctions doses-réponses

La dernière méthode de préférence révélée que nous aborderons concerne les fonctions doses-réponses. Certaines modifications dans la qualité de services écosystémiques intangibles peuvent, via un chemin complexe de liens successifs de cause à effet, générer un impact économique mesurable en termes monétaires. Des fonctions doses-réponses peuvent par exemple être calculées pour l'impact de la pollution de l'air (la dose) sur la hausse des coûts médicaux liés aux maladies respiratoires (Resosudarmo, 2003), voire même sur des pertes de salaires et de profits ou encore de rendements en agriculture (la réponse). L'évaluation économique est alors réalisée en multipliant la fonction physique dose-réponse par le prix d'une unité d'impact. Cela donne une fonction dose-réponse monétarisée (Turner *et al.*, 2004). S'il s'agit d'une baisse des rendements agricoles, l'unité sera par exemple exprimée en termes de tonnes de blé récoltées en moins par unité de polluant atmosphérique supplémentaire. Cette technique est par contre limitée dans ses possibilités d'application car il est souvent difficile voire impossible de prouver un lien entre l'émission d'un polluant et son impact physique en termes d'effet sur la santé, la production ou l'agriculture. L'étape de l'évaluation économique de cet impact ne peut donc même pas démarrer.

Méthode du coût des dommages évités

Cette méthode de préférence révélée consiste à évaluer les services écosystémiques non marchands en estimant leur valeur économique sur base du coût des dommages qui résulteraient de la perte de ces services. Par exemple, pour évaluer monétairement le service de protection contre les inondations côtières fourni par les dunes, cette méthode consiste à évaluer la fréquence et l'impact des inondations qui se produiraient en l'absence de dunes et à en chiffrer les coûts liés aux destructions des champs, des bâtiments et autres infrastructures rurales et urbaines. Ce dommage évité est considéré comme un bénéfice, c'est-à-dire un coût négatif, une perte d'argent qui aurait pu avoir lieu en l'absence du service écosystémique mais qui a été évitée grâce à sa présence. Cette méthode consiste à utiliser conjointement les différentes approches d'évaluation pour évaluer l'ensemble des dommages à prendre en considération. Par exemple, l'impact sur les terrains agricoles peut être étudié en analysant la variation des prix de location ou de vente des terrains agricoles en fonction de la fréquence des inondations (méthode des prix hédoniques). Il est probable que les prix seront d'autant plus bas que les événements d'inondation seront élevés et violents. L'impact sur la perte de rendements agricoles causée par la destruction des sols peut quant à lui, être évalué par une fonction dose-réponse qui chiffre les pertes de rendement en fonction du type de sol agricole et de plantes cultivées ainsi que de la profondeur, de l'étendue et de la durée de l'inondation.

Cependant Turner *et al.* (2004) soulignent que la méthode des dommages évités sous-estiment souvent le dommage car parmi les trois types de coût des dommages à prendre en compte (coûts, directs, indirects et intangibles), les coûts intangibles sont extrêmement difficiles à chiffrer. En effet, la méthode peut aisément prendre en compte les coûts directs : impact résultant du contact direct entre les eaux issues de l'inondation et les infrastructures rurales et urbaines. Elle peut également considérer les coûts indirects : coût des mesures d'urgence pour venir en aide aux victimes, réduction de la production découlant de la destruction des infrastructures dans certains secteurs et effet indirect sur leurs fournisseurs et sous-traitants, impact sur le secteur des transports et augmentation du coût de la vie. Cependant, par définition les impacts intangibles ne sont pas directement quantifiables. Il s'agit, par exemple, des effets psychologiques (stress causé par l'inondation et l'angoisse liée aux événements futurs) et des problèmes sur la santé causés par l'inondation. Or les coûts intangibles pourraient bien être plus élevés que les coûts directs (Green et Penning-Rowsel, 1989). Turner *et al.* (2004) estiment que la plupart des coûts intangibles peuvent être envisagés mais pas évalués monétairement. C'est la raison pour laquelle, ajoutent-ils, la méthode du coût des dommages évités sous-estime le coût total du dommage, et par extension, la valeur des services écosystémiques.

Méthode des préférences déclarées : évaluation contingente et modèles de choix

Une limite importante des méthodes de préférences révélées réside dans le fait qu'elles ne peuvent prendre en compte que la valeur économique des services écosystémiques faisant l'objet d'un usage direct et indirect par les individus (Turner *et al.*, 2004, Pearce *et al.*, 2006). En effet, un service qui n'est utilisé par personne, ni directement ni indirectement, peut difficilement voir sa valeur être reflétée dans un bien particulier vendu sur un marché existant. La méthode des préférences déclarées permet de pallier ce problème en partie et de couvrir tant les services écosystémiques possédant une valeur d'usage (directe et indirecte) que ceux qui n'en possèdent pas mais auxquels les citoyens confèrent une valeur malgré tout (valeur de non usage), que ce soit pour des raisons philosophiques, éthiques ou d'altruisme par exemple (voir Encadré 3).

L'évaluation contingente (approche directe) est une méthode de préférences déclarées basée sur la construction d'un marché hypothétique. Elle consiste à mener une enquête directement auprès des individus et à leur demander le montant maximum qu'ils seraient prêts à payer pour une amélioration de la qualité ou de la quantité d'un service écosystémique, ce service leur étant présenté dans le cadre d'un marché hypothétique (Bateman *et al.*, 2002). Cette technique permet d'estimer la valeur économique des services écosystémiques utilisés (directement ou indirectement) par les individus ainsi que ceux qui ne le sont pas (valeur de non usage). Cela peut couvrir par exemple les services récréatifs offerts par une rivière. Cela peut également concerner la biodiversité en général parce que certains individus y attachent une valeur philosophique ou que par altruisme, ils souhaitent transmettre une nature saine aux générations futures.

Outre l'évaluation contingente, il existe une seconde méthode des préférences déclarées, ce sont les modèles de choix. Cette méthode s'applique de la même manière que l'évaluation contingente si ce n'est qu'il est demandé aux répondants des questionnaires de choisir leur alternative préférée (modèle de choix de type *analyse conjointe*) ou de classer par ordre de préférence (modèle de choix de type *classement contingent*) plusieurs alternatives qui couvrent différentes combinaisons de services écosystémiques décrits en fonction de leurs caractéristiques diverses, de la quantité ou de la qualité disponible, etc. (Bielsa *et al.*, 2009). Hanley *et al.* (2006) ont par exemple appliqué cette technique pour évaluer les bénéfices tirés d'une amélioration de la qualité de l'eau des rivières Wear et Clyde au Royaume-Uni. Il a été demandé aux répondants de l'enquête de choisir entre différentes alternatives définies en fonction de caractéristiques écologiques (niveau de qualité écologique de la rivière, esthétique et état des berges) et de coûts associés aux mesures nécessaires pour atteindre ces différents niveaux de qualité écologique. La valeur économique (c'est-à-dire le consentement à

payer) d'un changement de ces attributs depuis un niveau acceptable vers un bon niveau de qualité écologique a été ensuite déterminée par une analyse statistique des choix effectués par les répondants. Les modèles de choix présentent l'avantage d'être plus flexibles que les évaluations contingentes car ils permettent d'évaluer les différentes caractéristiques d'un scénario plutôt que le scénario dans son entièreté. C'est donc intéressant pour les scénarios de mesures environnementales dont les conséquences sont multiples.

Services écosystémiques omis par l'évaluation monétaire

Si la série de techniques d'évaluation économique énumérées ci-dessus permet d'évaluer monétairement une quantité importante de services écosystémiques non marchands, une catégorie de services n'est cependant pas couverte. Il s'agit des services écosystémiques intermédiaires abordés plus haut au Chapitre I (Fischer *et al.*, 2009 ; Turner *et al.*, 2004). Cela couvre les services qui assurent l'existence de tous les autres services écosystémiques dont l'homme bénéficie, c'est-à-dire les services d'auto-entretien et de régulation (MA, 2005 ; de Groot *et al.*, 2002).

Pour faire le lien avec les catégories de valeurs utilisées en évaluation économique, les services écosystémiques intermédiaires couvrent les valeurs d'usage indirectes non marchandes (en effet, la valeur d'usage qui peut se diviser en usage direct et indirect, n'apparaît pas à l'Encadré 3). Le terme indirecte se réfère au fait que les individus ne peuvent jouir du service écosystémique concerné qu'au travers de l'usage d'un autre service écosystémique dont le premier dépend. Le terme non marchand spécifie que ce service indirect ne possède pas de prix, qu'il n'est pas commercialisé sur un marché. Le cas de la ville de New York mentionné plus haut donne un bon exemple de valeur d'usage indirecte non marchande. Le service de filtration offert par la forêt est un service intermédiaire de régulation de la qualité des eaux dont la population newyorkaise ne peut jouir qu'indirectement au travers du service final d'approvisionnement en ressources en eau.

On peut également considérer que certains services écosystémiques intermédiaires entrent dans la catégorie des valeurs de non usage. Il peut s'agir par exemple de la valeur altruiste ou de legs qu'un individu conférerait à une espèce de crevette dont il sait qu'elle joue un rôle important dans la chaîne trophique en tant que proie pour certaines espèces de poissons bien que l'individu en question ne consomme pas ces poissons. Cependant, il pourrait estimer que d'autres personnes ont le droit de continuer à pouvoir en consommer (valeur altruiste). S'il s'agit de poissons que personne ne consomme actuellement, il pourrait penser que les générations futures (valeur de legs) pourraient un jour les consommer (suite aux pressions sur les ressources alimentaires terrestres par exemple) ou découvrir des molécules aux propriétés intéressantes dans leur organisme.

L'omission des services écosystémiques intermédiaires par les méthodes d'évaluation monétaire constitue une faiblesse qui nécessite que ces méthodes soient complétées par des approches basées sur des unités physiques ou des approches hybrides (unités physiques et monétaires). Le modèle Eco développé dans cette étude est un modèle I-O hybride qui constitue une démarche en ce sens.

III.4. La modélisation input-output

a) Cadre théorique général

L'évaluation économique des impacts directs d'un projet ou d'une mesure politique peut être étudiée par le biais de l'analyse coût-efficacité ou de l'analyse coût-bénéfice, toutes deux présentées ci-dessus (Figure 10). Cependant, il arrive qu'un projet ou une mesure politique de taille importante génère des impacts indirects, c'est-à-dire des effets redistributionnels sur d'autres secteurs que ceux

visés directement par le projet ou la mesure concernée. C'est le cas de la mesure de restauration des nourriceries pour jeunes alevins simulée aux Chapitres IX et X. La restauration de nourriceries n'a pas seulement un effet sur les stocks de poissons et le secteur de la pêche. Son effet est également conséquent sur les recettes des secteurs qui participent aux coûts de restauration dans l'application du principe pollueur payeur, ce qui se traduit par une diminution des bénéfices et des salaires (ou du nombre d'emplois) dans certains secteurs. Cela diminue légèrement les investissements et la demande finale des ménages, provoquant une légère réduction de la production économique et du PIB. L'effet de la variation du revenu des ménages sur leur consommation finale est un effet indirect qui s'appelle, en modélisation I-O, un effet induit. Un autre effet indirect concerne les investissements importants en matériaux de constructions (digues spéciales, activités de dragages, etc.) pour la restauration. Cela génère des retombées positives pour tous les secteurs qui fournissent le secteur de la construction en matières premières, en produits semi-finis et en services.

Pour évaluer des impacts indirects tels que ceux présentés dans l'exemple ci-dessus, la modélisation I-O se révèle un outil très utile (Figure 10). En effet, tout modèle I-O est basé sur des tables de chiffres qui représentent les échanges commerciaux entre les différents secteurs économiques ainsi que ce qu'ils produisent pour la demande finale (des ménages entre autres), en ce inclus les investissements (équipements, machines, etc.). Ces tables permettent de construire des équations linéaires qui représentent les liens entre la production d'un secteur (output) et ses fournisseurs en inputs (tout type d'intrant dans la production d'un produit ou d'un service : matières premières, produits semi-finis et services). Une mesure qui réduirait la production du secteur considéré aura un effet indirect à la baisse sur la quantité d'inputs demandés à ses fournisseurs. Si l'on connaît l'impact économique d'un projet ou d'une mesure politique sur le secteur en question, l'impact chiffré peut être entré dans les tables I-O pour en évaluer l'effet redistributionnel sur les fournisseurs de ce secteur et sur les emplois directs et indirects.

Il existe plusieurs types de tables I-O. L'objectif étant ici d'expliquer le principe général de la modélisation I-O, nous présentons la table la plus simple. Il s'agit de la matrice I-O de Leontief (1936), du nom de son créateur, aussi appelée « industrie par industrie ». Les autres tables sont présentées dans le Chapitre VI. La structure de base de la matrice de Leontief est présentée au Tableau 6. Les colonnes représentent la destination des inputs et les lignes représentent la production des outputs. En d'autres mots il s'agit d'un tableau avec, d'une part, en ligne, les secteurs producteurs d'outputs et, d'autre part, en colonne, les secteurs qui consomment ces mêmes outputs sous forme d'inputs (d'intrants) qui entrent dans leur processus de production. Les matrices I-O sont construites selon l'idée relativement simple que les biens et services produits par un secteur économique devraient être enregistrés dans une table simultanément par origine et par destination. Des biens sont produits par un secteur (ex. : coton produit par l'agriculture) et sont utilisés comme « inputs » dans un autre secteur afin que ce dernier puisse assurer la production de son produit final aussi dénommé « output ». Il peut s'agir par exemple de la production de tissus par les industries textiles (« Manufactures » au Tableau 6). Ces industries utilisent comme input le coton produit par le secteur agricole. Ces échanges interindustriels d'inputs constituent ce qui est appelé la « demande intermédiaire » (quadrant A au Tableau 6). Ce terme englobe les transactions interindustrielles, soit l'ensemble des biens et services achetés par les entreprises à d'autres entreprises et utilisés dans leurs processus de production destinés, en bout de chaîne, à alimenter la demande finale (quadrant B). Celle-ci comprend les ménages (« *Private final consumption* » au Tableau 6), le gouvernement (et les ONG), les investisseurs (GFCF pour « *Gross Fixed Capital Formation* » ou « formation brute de capital fixe³⁶ » en français) et les consommateurs étrangers localisés en dehors du pays ou de la

³⁶ Ne pas confondre la formation brute de capitale fixe (GFCF) qui se situe dans le quadrant B (demande finale) et la rétribution des facteurs de production inclus dans la valeur ajoutée qui se situe dans le quadrant D. La formation brute de capitale fixe est un flux qui consiste à investir, acheter de nouveaux équipements pour augmenter le stock de capital fixe, c'est-à-dire à acheter de nouveaux facteurs de production. La rétribution

région (exportations). La terminologie « demande finale » indique simplement que le bien ou le service consommé ne sera pas utilisé dans un processus de production (Common and Stagl, 2005).

Outre des inputs intermédiaires, les entreprises consomment aussi des inputs primaires pour leurs besoins de production. Il s'agit de tous les composants de la valeur ajoutée (*Value Added* dans le quadrant D au Tableau 6), c'est-à-dire la rétribution des facteurs de production³⁷ (Common and Stagl, 2005) : rétribution de la force de travail (salaires payés aux travailleurs, primes payées aux managers pour la prise de risque, etc.), rétribution du capital financier (intérêts payés sur les emprunts bancaires, dividendes versés aux actionnaires, etc.), rétribution du capital fixe (frais de location d'équipements, de bâtiments et de terrains, amortissement des machines et équipements usagés ou obsolètes). Le capital fixe, aussi appelé « capital physique », englobe tout bien tangible ou intangible, produit par une activité économique et utilisé de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an (Eurostat, 2008).

C'est par le biais des inputs primaires (*Value Added* au Tableau 6) que le modèle I-O peut rendre compte de l'impact indirect de certains projets ou mesures politiques sur l'emploi et les salaires. Il est possible ensuite de calculer un lien entre les salaires et la matrice de la demande finale pour chiffrer l'impact des salaires sur la consommation. Et comme les équations I-O construites sur base du Tableau 6 relient directement la demande finale à la matrice de la demande intermédiaire, il est possible de calculer l'impact de la demande finale sur la production de chaque secteur avec un calcul final de l'effet sur le PIB (les équations sont détaillées au Chapitre VII.6). D'où l'intérêt de cet outil pour l'évaluation des impacts indirects.

Tableau 6. Représentation agrégée d'une matrice input-output de Leontief (industrie par industrie). Source : OECD (2006).

		Transaction matrix												
Suppliers	Users											Industry Output at basic prices		
		Agriculture	Mining	Manufactures	Utilities	Construction	Services	Private final consumption	Government final consumption	GFCF	Exports			
Agriculture	A	2731	3	8260	36	59	615	B	962	62	567	8568	C	21863
Mining		4	282	2013	3979	188	60		28	0	210	5528		12292
Manufactures		3322	291	40218	480	8004	16999		16896	2340	8573	113777		210900
Utilities		983	53	2400	4395	85	3458		6184	14	439	238		18249
Construction		121	70	565	135	14103	9509		405	530	33974	832		60244
Services		2884	1078	28400	1404	9339	106994		126180	87409	16752	55512		435953
Imports		1779	1029	71117	1878	7572	33964		24189	1085	17771	81863		
Net taxes on products		129	67	497	706	249	8651		22908	-152	10233	0		
TOTAL use at purchaser's prices		11953	2873	153470	13013	39599	180250		197752	91288	88519	266318		
Value Added at basic prices	D	9910	9419	57430	5236	20645	255703							
Industry Output at basic prices	C	21863	12292	210900	18249	60244	435953							

Légende : A = matrice de la demande interindustrielle (échanges interindustriels d'inputs). B = matrice de la demande finale. C = total output par secteur. D = valeur ajoutée = rétribution des facteurs de production. GFCF = *gross fixed capital formation* = formation brute de capital fixe.

des facteurs de production couvre les paiements inféodés au stock de capital fixe existant qui a été acheté les années précédentes (location de machines et bâtiments, etc.).

³⁷ Facteurs de production = éléments de base nécessaires pour produire : le capital et le travail. Le capital comprend ici le capital physique aussi dénommé « capital fixe » (machines, équipements, bâtiments, terrains, véhicules, etc.) et le capital financier (actions, obligations, capitaux propres formés quand tous les bénéfices ne sont pas distribués aux actionnaires, etc.).

b) Intégration des services écosystémiques

Utilité de l'intégration des services écosystémiques au modèle I-O

Un avantage de la modélisation I-O par rapport aux techniques d'évaluation monétaire des externalités environnementales réside dans le fait que les composantes environnementales peuvent être évaluées en unités physiques : des tonnes pour les polluants, des hectares ou des tonnes pour les ressources naturelles, etc. En outre cela n'empêche pas que les composantes économiques soient évaluées en unités monétaires : des millions d'euros pour les investissements verts, etc. Ce qui permet de couvrir à la fois les services écosystémiques intermédiaires (services d'auto-entretien et régulation de premier ordre) non évaluables par les techniques d'évaluation monétaire et ceux qui le sont (bénéfices issus des services finaux comme les services d'approvisionnement en ressources et les services culturels, ainsi que les bénéfices issus des services finaux fournis par les services de régulation de second ordre) (voir Section I.2).

Les possibilités d'application qui en découlent sont nombreuses. Pour n'en citer que quelques-unes (Leontief, 1970 et 1974) : calculer l'impact d'une mesure économique sur la quantité totale d'émissions d'un polluant dans une région ou un pays, évaluer l'impact d'une mesure environnementale sur l'emploi et sur les prix des biens et services, estimer l'impact indirect d'une mesure politique prise dans un secteur sur les autres secteurs qui y sont liés, calculer la part de responsabilité directe et indirecte de chaque produit de consommation dans le total des émissions d'un polluant (cela permet d'identifier des produits qui ne polluent pas par eux-mêmes mais dont les intrants intermédiaires nécessaires à leur fabrication génèrent une pollution importante), etc.

Opération d'environnementalisation de la matrice I-O

A la base, une matrice I-O représente uniquement le système économique. Pour y intégrer des caractéristiques des services écosystémiques, une première opération d'« environnementalisation » doit être réalisée. Cette première opération consiste à ajouter des colonnes pour prendre en compte les émissions polluantes (en tonnes par exemple) ou la consommation de ressources naturelles (en tonnes, en hectares, etc.). Les émissions polluantes sont considérées comme un nouvel output produit par les secteurs économiques. Cet output est utilisé comme input par un nouveau secteur : l'écosystème qui reçoit les émissions polluantes. Il est pris en compte en ajoutant une nouvelle colonne à la matrice. La consommation des ressources naturelles est considérée comme un output produit par le secteur écosystémique et consommé comme input par les secteurs économiques. Cet input est pris en compte en ajoutant une nouvelle ligne. Ensuite les équations I-O s'appliquent à ces nouveaux outputs et inputs écologiques exactement comme elles s'appliquent aux inputs primaires (composantes de la valeur ajoutée). Cela signifie que la quantité de polluants émis et de ressources consommées est calculée au prorata de l'output de chaque secteur. Cet output varie en fonction du scénario simulé dans la matrice.

Une seconde opération d'environnementalisation de la matrice concerne la modification de la demande finale pour prendre en compte les investissements verts (en millions d'euros). Par exemple, dans un scénario de réduction des émissions polluantes, les investissements dans une nouvelle technique d'épuration des effluents industriels et urbains devraient être comptabilisés dans la colonne de la formation brute de capital fixe (GFCF au Tableau 6). L'effet des investissements sur la production d'outputs de chaque secteur est pris en compte par le biais des équations I-O. Et l'effet sur les émissions polluantes est pris en compte en réduisant, dans la première opération d'environnementalisation, la quantité de polluant émis par unité d'output industriel.

Les opérations d'environnementalisation de la matrice I-O rendent possible l'étude des processus d'interaction et d'échanges entre le système économique et le système environnemental.

Premièrement, les modèles I-O permettent de quantifier ce qui se passe à l'interface entre l'écosystème et le système économique lorsqu'un changement est introduit dans le système économique suite à l'apparition d'une nouvelle activité ou de la mise en œuvre d'un projet ou d'une mesure politique. Il s'agit de la quantification de la consommation de ressources naturelles (services d'approvisionnement en ressources) et d'assimilation par l'environnement des polluants émis par les activités économiques (services de régulation de type puits). Deuxièmement, les modèles I-O permettent de quantifier ce qui se passe dans le système économique lorsqu'une modification est introduite dans l'écosystème, par exemple lorsqu'une mesure environnementale modifie la quantité de ressources naturelles disponibles pour la consommation ou impose des modifications des standards de production industrielle.

Au terme d'une modélisation I-O, le décideur obtient une série de chiffres. Par exemple, l'un concernant la production économique totale (le PIB), le second concernant l'emploi, un troisième sur les surfaces de zones humides perdues ou les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, un autre concernant les bénéfices engrangés par chaque secteur, etc. Ces chiffres donnent une vision quantitative de l'impact distributionnel du projet ou du programme de mesures étudié – distributionnel au sens d'une distribution de l'impact depuis le secteur directement touché vers les autres secteurs qui y sont liés directement et indirectement. L'impact peut également être distributionnel au sein des différentes composantes de l'écosystème si des boucles exogènes de modélisation bioéconomiques sont reliées à la matrice I-O. Quantifier cet impact distributionnel permet de rendre les compromis clairs et apparents aux décideurs et autres acteurs. Or, selon Munda *et al.* (1994) et Van den Bergh et Nijkamp (1991), cela est nécessaire si l'on souhaite que les mesures de gestion environnementale soient opérationnelles (voir Chapitre II). C'est ensuite aux décideurs de choisir les compromis qu'ils sont prêts à faire, c'est-à-dire les ressources et les secteurs qu'ils sont prêts à avantager et ceux qu'ils sont prêts à impacter négativement selon le scénario de mesures choisi.

En un sens, l'analyse coût-bénéfice participe également à ce type de description en quantifiant pour chaque groupe d'acteurs visés par la mesure, les pertes ou les gains de bénéfice encourus suite à la mise en œuvre d'une mesure environnementale. Sauf que les impacts distributionnels ne sont pas pris en compte au sein du système économique. Concernant les impacts distributionnels au sein du système environnemental, ils peuvent être pris en compte dans l'analyse coût-bénéfice pour autant qu'ils soient monétarisables. Cela exclut d'emblée les services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre, catégories de services les plus vitales de toutes puisque sans elles les services écosystémiques qui assurent la subsistance de l'homme n'existeraient pas (MA, 2005). C'est là un avantage de la modélisation I-O par rapport à l'analyse coût-bénéfice, les services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre, pour lesquelles aucune évaluation monétaire n'est possible, peuvent être étudiés en unités physiques (hectares, tonnes, etc.). Cette considération sera développée plus bas.

Les modèles I-O présentent toutefois des limites. Par exemple, ils ne permettent pas de capter l'impact d'un projet ou d'une mesure environnementale de faible ampleur car les paramètres du modèle sont trop agrégés. Ils représentent les caractéristiques des secteurs et non pas de chaque entreprise du secteur. En conséquence, une matrice I-O régionale ou nationale ne peut capter que les mesures ou les impacts qui se chiffrent en millions d'euros. Pour les montants inférieurs, il faudra donc se référer à l'analyse coût-efficacité ou aux techniques d'évaluation monétaire des externalités environnementales. En outre, si les pays développés possèdent en général tous une matrice I-O nationale, ce n'est pas le cas de tous les pays en développement, émergents ou en transition. Or, sans matrice I-O produite par l'institut national de statistique, aucune analyse économique n'est possible à moins de mettre en œuvre des techniques d'enquête ou d'enquêtes partielles (Round, 1983). Cependant ces techniques peuvent se révéler très lourdes et longues à mettre en œuvre (Miller et Blair, 1985). D'autres limites des modèles I-O sont abordées aux Sections II.1, III.6 et VIII.2.

III.5. PIB ajusté par rapport à l'environnement

Depuis les années 1960, les économistes réfléchissent à une méthode qui permette de prendre en compte l'environnement dans la comptabilité nationale. Plusieurs écrits de cette époque se basent sur l'idée que les dommages environnementaux et la perte de ressources environnementales causés par les activités économiques devraient être pris en compte comme un désinvestissement ou une perte de bien-être. Ils devraient en outre être inscrits dans la comptabilité nationale de façon à contrebalancer la valeur ajoutée générée par l'activité économique – valeur ajoutée mesurée par le PIB (O'Connor et Steurer, 2006). Deux approches ont été développées en ce sens. La première consiste à calculer un indicateur appelé l'épargne véritable. Il s'agit d'un calcul de l'investissement net qui consiste à retirer du montant des investissements bruts, non seulement les dépenses d'amortissement (partie de l'investissement qui sert à remplacer tant le capital fixe usagé ou obsolète que le capital humain) comme cela se fait classiquement mais aussi les montants dépensés pour remplacer le capital naturel épuisé (diminution des ressources pétrolières, des surfaces forestières, etc.). La seconde approche est assez similaire si ce n'est que ce ne sont plus les pertes de capital naturel qui sont soustraites mais les dépenses de protection face aux dommages causés par la dégradation de l'environnement. En intégrant ces investissements nets ajustés par rapport à l'environnement dans le calcul du revenu national, il est possible de calculer un PIB ajusté par rapport à l'environnement.

Les avantages et inconvénients des deux approches susmentionnées sont présentés ci-dessous ainsi que leurs relations possibles avec la modélisation I-O. Ces approches ne sont pas non plus sans lien avec les méthodes d'évaluation monétaire utilisées en analyse coût-bénéfice car certaines des critiques formulées à l'égard cette dernière s'appliquent également aux indicateurs de type PIB ajusté.

a) L'approche de Solow : l'épargne véritable

Description de l'approche

Une première réelle prise en compte de la durabilité environnementale est proposée dans les années 1980. Elle se base sur l'épargne nette ajustée (également connue sous le nom d'épargne véritable, d'investissement véritable, investissement net ajusté ou de « *genuine saving* » en anglais). Il s'agit d'un indicateur de soutenabilité qui s'appuie sur les concepts de la comptabilité nationale verte en les reformulant en termes de stocks et de richesses plutôt qu'en termes de flux de revenus ou de consommation. Le contexte théorique est l'idée selon laquelle la soutenabilité requiert un stock constant de « *richesse au sens large* » qui ne se limite pas aux ressources naturelles mais comprend également le capital physique productif, tel que mesuré dans la comptabilité nationale traditionnelle, et le capital humain (Stiglitz et al., 2009).

Sur base de cette logique, Solow (1986) établit la condition suivante pour déterminer si l'économie se trouve sur un sentier durable ou non : l'investissement net doit être supérieur ou égal à zéro pour garantir un revenu national toujours constant ou croissant, c'est-à-dire permettre à la population de consommer indéfiniment sans risquer un jour de devoir réduire sa consommation (et donc la production) ou y mettre fin. Ce raisonnement part de l'état de fait que l'investissement permet de renouveler le capital, un des deux facteurs de production essentiels (l'autre étant le travail) qui assurent le maintien de la production économique. Quand l'investissement net égale zéro (et que l'investissement brut est supérieur à zéro), cela signifie que tous les investissements ont été placés exclusivement dans le remplacement du capital usagé ou obsolète, qu'il s'agisse du capital fixe (machines, équipements, bâtiments, terrains) ou humain (formations, niveaux de connaissances,

etc.). Quand l'investissement net est inférieur à zéro, le capital usagé ou obsolète n'est pas renouvelé et la production chute graduellement à mesure que le capital se dégrade avec le temps.

C'est ainsi que dans cette perspective du maintien de l'investissement net à un niveau supérieur ou égal à zéro comme condition à la durabilité, Solow (1974 et 1993) estime que la durabilité dépend du maintien de la consommation (un proxy de l'utilité), c'est-à-dire le maintien du revenu national (PIB). Or ce dernier est fonction du niveau de production, lui-même fonction des investissements dans le renouvellement du capital total (Kestemont, 2010). Dans le calcul du PIB, ce revenu est calculé par la somme de la consommation (C)³⁸ et des investissements en capital fixe (I_m) à laquelle on soustrait les importations (Y) et on ajoute les exportations (X) (Eurostat, 2008)³⁹. Cependant, étant donné qu'une partie des investissements sert uniquement au remplacement du capital fixe usagé ou obsolète et non pas à augmenter la capacité de production de l'économie, il est intéressant de calculer un produit intérieur net (PIN) pour mesurer la richesse réellement produite⁴⁰. Le PIN est égal au PIB moins la dépréciation du capital usagé ou obsolète (D). Le calcul du PIN prend tout son sens dans l'élaboration d'un agrégat macroéconomique ajusté par rapport à l'environnement car si l'on introduit dans le calcul du PIN, la notion d'investissement net ajusté de Solow, on obtient un PIN ajusté par rapport à l'environnement :

$$\begin{aligned} PIN_{ajusté} &= C + I_{net\ ajusté} - Y + X \\ I_{net\ ajusté} &= I_m + I_n - D_m - D_n \\ \text{Condition durabilité: } I_{net\ ajusté} &\geq 0 \end{aligned} \quad \text{Eq. 13}$$

Nous retrouvons dans cette équation la consommation de produits manufacturés et naturels (C), les exportations (X) et les importations (Y), et l'investissement net ajusté par rapport à l'environnement ($I_{net\ ajusté}$). Ce dernier représente l'investissement en biens manufacturés ou « capital fixe » (I_m) et en ressources naturelles (I_n) déduction faite de la dépréciation du capital fixe (D_m) et naturel (D_n). La dépréciation du capital représente la valeur de la perte du capital avec le temps. Le capital fixe est perdu parce qu'il s'use ou devient obsolète avec le temps. La valeur de cette perte peut être estimée par le montant des investissements destinés à remplacer les équipements et machines usagés ou obsolètes. Le capital humain se perd avec les départs à la retraite ou il devient obsolète face à l'évolution des techniques et des connaissances. Cette perte peut être estimée par les dépenses de formation destinées à renouveler ou actualiser les connaissances des travailleurs. Le capital naturel est perdu par la consommation de ressources épuisables ou renouvelables. Cette perte est estimée par le montant des stocks consommés évalués aux prix du marché (cela couvre par exemple la consommation de minerais, du bois, des stocks de poissons, des stocks de pétrole, etc.).

Le PIN ajusté par rapport à l'environnement intègre les richesses naturelles dans la production du revenu national. Si la perte annuelle de richesses en ressources naturelles est supérieure à la croissance annuelle de la production de biens et services économiques, le PIN ajusté diminuera au cours du temps. Cet agrégat ajusté fonctionne suivant la règle de durabilité suivante : tant que l'investissement net ajusté ($I_{net\ ajusté}$) est supérieur à zéro, cela indique que la société poursuit un chemin durable. Inversement, un investissement net ajusté inférieur à zéro signifie que le capital

³⁸ Consommation = consommation des ménages, du gouvernement, des ONG, des stocks de marchandises dans les entreprises, de biens de valeur (métaux et pierres précieuses, pièces de monnaie de collections, etc.).

³⁹ Il s'agit là de l'approche de calcul du PIB par les dépenses. Cependant il peut aussi être calculé par la somme des revenus (somme des salaires, des rétributions des actionnaires, des locations de bâtiments, etc.). Cette égalité se base sur le principe, en comptabilité nationale, que tout ce que l'on gagne est dépensé – ou épargné, ce qui est pris en compte dans le calcul du PIB par les dépenses puisque l'investissement total est égal à l'épargne totale (Common et Stagl (2005).

⁴⁰ En effet, si le PIB augmentait simplement du fait que plus d'argent était dépensé pour maintenir le stock de capital en raison d'une dépréciation accrue, cela ne signifierait pas que le pays se serait enrichi. Il n'y aurait pas davantage de ressources disponibles pour la consommation. Il n'y aurait pas non plus davantage de production disponible pour l'avenir, parce que la taille du stock de capital n'aurait pas augmenté. D'où l'intérêt de calculer le produit intérieur net (PIN).

(naturel et non naturel) se dégrade plus vite qu'il n'est régénéré par les investissements. Cela signifie que la « richesse au sens large » diminue et constitue donc un message d'alerte d'insoutenabilité (Stiglitz *et al.*, 2009). En effet, cette richesse au sens large représente le capital (manufacturé et naturel). Or le capital constitue un des facteurs de production essentiels à la fabrication des biens et services consommés par la population, à la source de la rétribution des revenus de chacun.

Pearce et Atkinson (1993) et Hamilton (2000) ont tenté de calculer un investissement net ajusté. Pour ce faire, Hamilton retire de l'investissement national brut la consommation de capital fixe (dépenses d'amortissement) pour obtenir l'investissement national net. Il y soustrait ensuite le montant de la réduction de ressources énergétiques, minérales et forestières (évaluées aux prix du marché). Il soustrait également les dépenses pour l'éducation car il considère que cela fait partie des investissements dans un troisième type de capital, le capital humain (somme des connaissances et savoir-faire). Hamilton va même un pas plus loin que l'approche proposée par Solow et soustrait aussi le montant des dommages causés par les émissions de carbone. En cela, son indicateur constitue en quelque sorte une approche hybride qui mélange l'indicateur de Solow et de Huetting. Ce dernier est développé plus bas.

Faiblesses de l'approche

Cependant le calcul de l'investissement net ajusté présente deux faiblesses. Premièrement, les tentatives de calcul réalisées par Pearce et Atkinson (1993) ou Hamilton (2000), par exemple, ne couvrent qu'une quantité limitée de catégories de ressources naturelles comme le pétrole, les minerais et les forêts (O'Connor et Steurer, 2006). Le nombre de catégories exclues de l'indicateur dépasse le nombre de celles qui y sont incluses (Victor *et al.*, 1998). En effet, seules les ressources naturelles qui font l'objet d'une consommation sur un marché peuvent être prises en compte. Cela cantonne l'approche par l'investissement net ajusté de Solow à la catégorie de services écosystémiques d'approvisionnement en ressources et néglige complètement les trois autres catégories définies dans le MA (2005) : services culturels, de régulation et d'auto-entretien (Figure 5).

Une solution à ce manquement consisterait à estimer le coût de la pollution de l'eau, de l'air et sonore et à prendre également en compte la perte des zones humides, des terres agricoles et des forêts primaires, et l'épuisement des autres ressources naturelles, ainsi que les dommages résultant des émissions de carbone et de la dégradation de la couche d'ozone (Stiglitz *et al.*, 2009). Cette solution a été partiellement mise en œuvre par Hamilton (2000) car dans son investissement net ajusté, il retire également de l'investissement national brut le montant des dommages causés par les émissions de carbone. Cela permet de couvrir les bénéfices tirés du service écosystémique de régulation climatique. Cependant, comme le soulignent Stiglitz *et al.* (2009) et United Nations *et al.* (2003), cet ajustement environnemental reste toutefois un aspect très controversé du système de comptabilité économique de l'environnement et il est donc moins souvent mis en œuvre par les services des statistiques en raison des nombreux problèmes qu'il soulève. *La détermination de la valeur des intrants environnementaux dans le système économique est le point le plus facile (relativement). Étant donné que ces intrants sont intégrés dans des produits vendus sur le marché, il est possible (en principe) d'utiliser des moyens directs pour leur affecter une valeur sur la base des principes du marché. Par opposition, les émissions polluantes étant des outputs, il n'existe pas de manière directe de leur assigner une valeur. Toutes les méthodes indirectes de détermination de leur valeur dépendent en quelque sorte de scénarios hypothétiques [ex. : dommages futurs causés par les émissions de carbone estimés par Hamilton, 2000]. Ainsi, transposer la valeur de la dégradation de l'environnement en ajustements des agrégats macro-économiques nous conduit au-delà du domaine habituel de la comptabilité ex post, dans une situation encore plus hypothétique. La nature très spéculative de ce type de comptabilité explique la forte résistance de nombreux comptables à cette pratique avec laquelle ils ne sentent pas du tout à l'aise* (Stiglitz *et al.*, 2009). Cette critique vaut également pour l'ajustement de Huetting développé plus bas.

Deuxièmement, ce type d'indicateur confère à l'environnement un rôle limité puisque l'investissement net ajusté pourrait être supérieur à zéro même si les ressources naturelles sont dégradées et surexploitées par rapport à leur vitesse de régénération. Il suffit pour cela de compenser les pertes en capital naturel en investissant dans le capital non naturel (capital fixe tel que machines, équipements...). C'est là la base du concept de durabilité faible qui considère qu'il est possible de substituer une partie du capital naturel par du capital technique et humain capable de fournir des biens et des services équivalents à ceux fournis par les écosystèmes. Pour Solow (1992), le capital construit par l'homme peut remplacer tout le capital naturel, à l'exception de lieux uniques comme le Grand Canyon. En particulier, les services de la nature peuvent trouver un substitut qui ne sera éventuellement mis en œuvre que quand le différentiel de prix le justifiera. C'est, par exemple, le cas en ce qui concerne l'énergie : le bois a pu être remplacé par le charbon, puis par le pétrole, ensuite par le nucléaire, et quand les énergies fossiles et l'uranium viendront à manquer, il deviendra rentable d'exploiter des énergies alternatives comme le solaire ou à nouveau la biomasse (Kestemont, 2010). Cependant, il n'est pas dit que cela s'applique à toutes les ressources environnementales ni à tous les services écosystémiques.

C'est là une faiblesse des indicateurs de type investissement net ajusté. C'est ainsi que certains opposent à ce principe celui de la durabilité forte. Alors que pour les tenants de la durabilité faible, il n'y a pas de limite au développement car tous les biens et capitaux trouvent tôt ou tard des substituts, pour les tenants de la durabilité forte, c'est le contraire. Le développement est limité car certaines ressources naturelles dites « critiques » n'ont pas de substitut (Kestemont, 2010). « Le capital critique englobe tout capital naturel qui est essentiel à la survie des êtres humains et qui sont irremplaçables. Ces capitaux-là devraient être suivis séparément et mesurés en unités physiques » (United Nations *et al.*, 2003 – traduit de l'anglais par l'auteur). Pour les tenants de la durabilité forte, il n'est globalement et *in fine* (quand toutes les possibilités technologiques ont été exploitées) pas possible d'augmenter le capital manufacturé sans augmenter la mobilisation de ressources naturelles (Daly, 1997; Georgescu-Roegen, 1979).

Des exemples de capitaux critiques environnementaux planétaires sont le changement climatique, l'acidification des océans, l'ozone stratosphérique, les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, l'utilisation globale d'eau douce, le changement d'occupation du sol et la biodiversité (Rockström *et al.*, 2009). Il est certain que l'incertitude qui plane sur ces ressources et processus écologiques dits critiques pousse au principe de précaution. Qui peut garantir que l'on trouvera un substitut au climat quand celui-ci sera totalement dégradé ? Certes, augmenter le capital bâti en investissant dans le rehaussement des digues en réaction à la hausse du niveau marin peut substituer un climat sous lequel le niveau de la mer était auparavant plus bas (pour autant que les pays concernés en aient les moyens). Cependant, cela suffira-t-il pour contrer les autres effets des changements climatiques ? Par exemple, le GIEC (2007) projette avec un *degré de confiance élevé à très élevé* un risque croissant d'inondations éclair à l'intérieur des terres en Europe, une plus grande fréquence des inondations côtières et une érosion accrue (attribuable aux tempêtes et à l'élévation du niveau de la mer). Certes la construction de digues permettra de réduire l'impact des inondations. Cependant il n'est pas dit que cela sera aussi efficace que les défenses naturelles (dunes, zones humides côtières, etc.). En outre des effets secondaires sont à prévoir. Par exemple, dans l'estuaire de la Seine en France, il est démontré que l'endiguement de la Seine qui a eu cours entre 1850 et 2004 a mené à la destruction de 33% des surfaces de nourriceries potentielles (Rochette *et al.*, 2010). Or il s'agit d'un habitat essentiel au développement des jeunes alevins de la Manche-Est. Ce processus de destruction a réduit de 42% la production naturelle de juvéniles de soles par l'écosystème de l'estuaire (Rochette *et al.*, 2010). Au vu de l'incertitude qui plane sur les stocks de poissons marins en Europe (seuls 4% sont réputés hors de danger par ICES, 2008) il serait risqué de laisser les changements climatiques accentuer ce processus.

L'ajustement de Hueting, développé ci-dessous, apporte des corrections aux deux faiblesses de l'investissement net ajusté (nombre de catégories de services écosystémiques limité et valeur positive possible même en situation où le capital naturel décroît). Ces corrections ne sont cependant pas entièrement satisfaisantes.

b) L'approche de Hueting : l'ajustement par les dépenses environnementales

Description de l'approche

Roefie Hueting a travaillé sur le même type d'indicateur que Solow depuis les années 1970. Cependant, il poursuit une approche quelque peu différente. Hueting (1980) considère que la durabilité signifie le maintien des « fonctions environnementales » principales à travers le temps. Il affirme en outre, que cet objectif devrait être atteint par la fixation de restrictions sur l'extraction des ressources renouvelables, les émissions polluantes ainsi que sur les autres sources de dommages environnementaux, afin d'assurer le maintien de la qualité environnementale et sa capacité de support de vie (O'Connor et Steurer, 2006). Pour résumer, Hueting estimait que la durabilité signifiait le maintien du niveau de qualité et de quantité des services écosystémiques. Une économie ne respectant pas ce standard de durabilité pourrait être ajustée en adoptant des mesures comme le traitement des émissions polluantes, la substitution des ressources naturelles surexploitées, etc., afin de reprendre une trajectoire durable. De tels ajustements coûteraient de l'argent, plus particulièrement il s'agirait de redéployer les ressources au sein de l'économie. Ces dépenses de protection et de préservation environnementale peuvent être considérées comme une perte de ressources qui auraient pu servir à des investissements utiles pour la société (infrastructures publiques, rehaussement des pensions, amélioration de la couverture de soins de santé...) si la qualité de l'environnement n'avait pas été dégradée (Cullino, 1996). En conséquence, la valeur totale des biens et services produits est inférieure à une situation durable dans laquelle aucun ajustement environnemental n'aurait été nécessaire.

Cela a mené Hueting (1980, 1992, 2001) à émettre la proposition suivante : le revenu national d'une économie qui respecterait les standards de durabilité, c'est-à-dire qui assurerait le maintien des « fonctions environnementales » à travers le temps, pourrait être estimé en soustrayant les coûts d'ajustement du revenu national actuel :

$$\text{Produit Intérieur Net Durable} = \text{PIN} - \text{dépenses environnementales} \quad \text{Eq. 14}$$

Où :

PIN = produit intérieur net = PIB – dépenses d'investissements destinées au remplacement du capital fixe usagé et obsolète (machines, équipements, bâtiments, terrains)

La formule de Hueting ressemble à celle développée ci-dessus par Solow sur base de l'épargne véritable. Toutes les deux impliquent la soustraction de valeurs environnementales du PIN. Cependant, alors que la méthode de Solow, développée entre autres par Pearce et Atkinson (1993) est basée sur la soustraction de valeurs monétaires du capital naturel consommé dans l'économie actuelle, l'approche de Hueting consiste à soustraire des dépenses hypothétiques à l'économie actuelle pour l'ajuster aux standards de durabilité. Ces dépenses pouvant couvrir tout type d'activité de protection contre les dommages environnementaux, de restauration ou de préservation environnementale nécessaire pour convertir l'économie actuelle en une économie durable. Le point de référence des deux approches est donc différent (O'Connor et Steurer, 2006). Solow soustrait à l'économie actuelle le capital naturel perdu alors que Hueting y soustrait ce qu'on devrait dépenser pour récupérer le capital naturel perdu.

L'avantage par rapport au PIB ajusté calculé sur base de l'épargne véritable de Solow réside dans le fait que le nombre de catégories de services écosystémiques pris en compte augmente. Ce ne sont plus seulement les services d'approvisionnement en ressources à valeur commerciale (pétrole, charbon, bois, etc.) qui sont pris en compte mais aussi les services de régulation, culturels et d'auto-entretien. Ils sont tous évalués par les dépenses nécessaires à les préserver, les restaurer, voire les remplacer par du capital technique (part du capital fixe qui couvre les équipements et les machines) quand ceux-ci ont été totalement détruits.

Faiblesse de l'approche

Cependant la faiblesse de cette approche réside dans le fait que tous les services écosystémiques ne peuvent pas être remplacés par du capital technique ou en tous cas pas aussi efficacement que le service originellement fourni par l'écosystème. C'est le même reproche qui est fait à la technique d'évaluation monétaire par les coûts de remplacement utilisée notamment en analyse coût-bénéfice (Section III.3). L'infrastructure de substitut et autres dépenses de protection assimilées⁴¹ ne permettent pas souvent un remplacement total du service originellement fourni par la ressource environnementale (Turner *et al.*, 2004 ; Cullino, 1996). Elles ne parviennent généralement pas à éliminer totalement la dégradation (Cullino, 1996). En conséquence, utiliser le montant des dépenses d'investissement dans de telles infrastructures conduit à sous-estimer le niveau de dégradation environnementale. En outre, en ce qui concerne les ressources environnementales dégradées mais pas totalement détruites, les activités de restauration ne sont pas toujours efficaces. Par exemple, dans le cas des nourriceries estuariennes, il peut arriver que les zones restaurées s'ensablent et se détériorent petit à petit. Enfin, il existe des services écosystémiques qui une fois dégradés, ne peuvent plus être ni remplacés ni restaurés et contre lesquels on peut difficilement se protéger. Cela recouvre les capitaux critiques mentionnés par Kestemont (2010) et Rockström *et al.* (2009) – voir supra.

Ces critiques sont résumées dans la critique générale de Stiglitz *et al.* (2009), déjà évoquée ci-dessus pour l'approche de Solow corrigée⁴² mais également valable pour l'approche de Huetting. Finalement, le problème de tous ces ajustements (Solow corrigé et Huetting) c'est qu'il s'agit de méthodes indirectes de détermination de la valeur des émissions polluantes et de la perte des ressources naturelles non marchandes. En conséquence, elles dépendent en quelque sorte de scénarios hypothétiques de dommages qui pourraient être causés dans le futur ou de mesures à prendre pour que dans un avenir plus ou moins proche, la qualité environnementale soit rétablie (sans aucune certitude que ce soit bien le cas, la mesure pouvant se révéler peu efficace). La nature très spéculative et à haut degré d'incertitude de ce type de comptabilité explique la forte résistance de nombreux comptables à cette pratique avec laquelle ils ne se sentent pas du tout à l'aise (Stiglitz *et al.*, 2009).

Enfin, la mise en œuvre concrète de l'approche de Huetting pose des questions pratiques. De nombreuses difficultés apparaissent dès qu'il s'agit d'identifier les dépenses qui peuvent être considérées comme des dépenses de protection et celles qui ne le peuvent pas. La création d'un nouveau parc, par exemple, constitue-t-elle une dépense de protection face aux désagréments de la vie urbaine ou un service non protectif relevant des loisirs (Stiglitz *et al.*, 2009) ?

⁴¹ Exemple de dépenses de protection: remplacement du service de régulation des flux hydriques qui assure un niveau marin bas par la construction de digues contre les inondations et l'installation d'infrastructures côtières antiérosives (dépenses de protection contre les dommages environnementaux).

⁴² Correction qui prend en compte, outre la perte de ressources naturelles échangées sur les marchés, les dégradations qualitatives de l'environnement et des pertes de ressources non marchandes (coût de la pollution de l'eau et de l'air, dommages résultant des émissions de carbone, perte des zones humides etc.)

c) Critique des approches d'ajustement du PIB en général

L'approche de Hueting revient à imaginer une société où les entreprises doivent assurer la qualité environnementale à leurs frais. Dans une telle société, certaines dépenses environnementales deviennent une consommation de biens intermédiaires (ex. : consommation d'énergie pour le fonctionnement de nouveaux systèmes de traitement des effluents industriels). Or dans le système de la comptabilité nationale, la consommation d'inputs intermédiaires contribue à une réduction du PIB. En effet le PIB est égal à la somme des valeurs ajoutées de chaque secteur. Or la valeur ajoutée d'un secteur est égale à la valeur de son output total (chiffre d'affaires) moins la valeur de ses consommations d'inputs intermédiaires (c'est-à-dire services, matières premières et produits semi-finis utilisés dans les processus de production d'autres biens et services pour une durée inférieure à un an). Pour refléter cette baisse du PIB, il peut sembler logique que Hueting retire les dépenses environnementales du PIN.

Cependant la méthode de Hueting peut induire une erreur de calcul. En effet, les dépenses environnementales ne conduisent pas toutes à une diminution de la valeur ajoutée et du PIB car elles ne couvrent pas toujours des dépenses en inputs intermédiaires. Il peut aussi s'agir d'investissements dans la formation brute de capital fixe, c'est-à-dire dans des biens tangibles ou intangibles utilisés de manière répétée et continue dans des processus de production d'autres biens et services pour une durée supérieure à un an (Eurostat, 2008). Un exemple de dépense environnementale à ranger dans la catégorie des investissements en capital fixe est la construction d'infrastructures antiérosives. Dans ce cas, cela contribue à augmenter la valeur ajoutée et donc le PIB. En réalité c'est plus complexe que cela : il est probable qu'une entreprise contrainte, par une législation environnementale, d'investir dans des digues antiérosives diminuera la rétribution de ses actionnaires et/ou de ses employés. Dans ce cas, la demande finale diminuera, ce qui pourra induire un ralentissement de la production économique et donc de la valeur ajoutée (et du PIB). On voit donc qu'il y a un double effet d'augmentation et de diminution de la valeur ajoutée. Si la diminution l'emporte sur l'augmentation, retirer les dépenses en investissements environnementaux comme le suggère Hueting a un sens. Dans le cas contraire, il faudrait augmenter le PIB. C'est la raison pour laquelle on peut estimer que l'ajustement de Hueting sous-estime l'effet positif des dépenses environnementales, en omettant leur potentiel de création d'activité économique et d'emploi. Une manière de résoudre ce biais consiste à simuler l'impact de l'introduction de nouvelles dépenses environnementales via un modèle I-O qui prenne en compte cet effet simultané de diminution de la valeur ajoutée par le coût des dépenses et d'augmentation par la création d'activité et d'emploi. C'est l'approche que nous avons privilégiée dans le modèle ECO et nous la présentons succinctement plus bas à la Section e).

Une autre critique de l'ajustement du PIB concerne l'ajustement de Solow par soustraction des pertes en ressources naturelles. Il modifie la nature du PIB alors que celui-ci n'est qu'une estimation du revenu ainsi qu'une estimation de la valeur totale des biens et services produits et de l'investissement. Le PIB est une valeur purement économique, détachée de toute considération éthique. En conséquence, modifier son calcul revient à en modifier et à en étendre la signification, ce qui confère peut-être au PIB et à l'économie un pouvoir trop important. Le calcul du PIN classique (Produit Intérieur Net) n'a pas vocation éthique et sociétale comme le calcul d'un PIN ajusté par rapport à l'environnement. Le PIN a pour objet de calculer le revenu réel et tient compte, dans la valeur ajoutée brute produite par une entreprise, de la partie qui ne peut pas servir à rétribuer les facteurs de production (salariés, capitaux financiers, location de bâtiments et équipements...) puisqu'elle doit être mise de côté en prévision d'un remplacement futur de machines usées arrivées en fin de vie (amortissement). Déduire du PIB la dépréciation du capital naturel pour calculer le PIN ajusté par rapport à l'environnement revient à imputer au PIB des coûts qui n'ont pas réellement lieu car, en réalité, les entreprises dans l'économie actuelle ne doivent généralement pas amortir le

capital naturel détérioré en prévision d'un investissement futur pour le reconstituer, comme elles le font pour le capital fixe (c'est-à-dire machines, équipements, bâtiments, etc.).

C'est pourquoi certains comme Vanoli (2002) voient un danger au calcul de PIB ajusté (que ce soit selon la méthode de Solow ou de Hueting). L'auteur estime que déduire des valeurs environnementales de la consommation marchande (le PIB) repose implicitement sur l'idée que la contribution positive des produits au bien-être est entièrement mesurée par leur valeur marchande et qu'il va de soi qu'il faut en déduire les éventuels effets négatifs liés à leur production ou à leur utilisation, de façon à mesurer correctement le solde entre satisfaction et insatisfaction. Or, poursuit l'auteur, l'augmentation de l'espérance de vie ou de l'espérance de vie sans incapacité par exemple (incapacité causée par une quelconque pollution), n'est pas réductible à la valeur des consommations alimentaires, médicales, etc. Pour Vanoli, l'ajustement de Hueting et de Solow donnerait trop de poids à l'économie. L'économie n'a de sens que dans la mesure où elle sert la société, elle n'a pas de sens en soi et tout ne doit pas être mesuré à travers elle et ses indicateurs. En somme, Vanoli (2002) argumente qu'ajuster le PIB par rapport à l'environnement, c'est lui reconnaître une capacité à évaluer le bien-être (ou en tous cas la partie liée à l'environnement) alors que le PIB ne constitue en rien un indicateur de bien-être ou de qualité environnementale. En conséquence, ce serait une erreur méthodologique de procéder de la sorte.

d) Consensus international sur l'approche à suivre : « Beyond GDP »

Consensus général : pas de PIB environnementalement ajusté

Au début des années 2000, il n'existait toujours pas de consensus sur l'approche à préconiser pour l'ajustement du PIB par rapport à l'environnement et encore moins sur la question qui consiste à se demander si cet ajustement doit être réalisé ou non (cf. SEEA 2003 publié par United Nations *et al.*, 2003). En attendant que la communauté internationale tranche ces questions, le SEEA 2003 proposait une approche qui consistait à fusionner celle de Solow, de Hueting et de Hamilton. Trois types d'ajustement étaient alors envisagés ensemble : les ajustements liés à l'épuisement des ressources (approche de Solow), ceux qui concernent les dépenses dites « défensives » comme les dépenses de protection (approche de Hueting) et ceux qui ont trait à la dégradation de l'environnement (approche de Solow corrigée par Hamilton).

Vers la fin des années 2000, un consensus semblait s'être dégagé. Il consiste, pour le moment du moins, à ne pas ajuster le PIB par rapport à l'environnement. Cette position consisterait à maintenir l'usage du produit intérieur brut mais uniquement pour refléter l'évolution du système économique. Il serait, en outre, complété par des indicateurs environnementaux distincts qui renseigneraient sur l'évolution de l'écosystème. C'est en tous cas une conclusion importante de la conférence internationale « Beyond GDP »⁴³ organisée à Bruxelles en novembre 2007 (United Nations, 2008) et de la communication de la Commission européenne publiée à ce sujet (European Commission, 2009).

Le rapport Stiglitz (Stiglitz *et al.*, 2009) va dans le même sens. Il recommande également un usage bien distinct d'indicateurs économiques en unités monétaires et d'indicateurs écologiques en unités physiques. Cependant, au sein des indicateurs économiques et de manière complémentaire au PIB, il reconnaît l'intérêt de l'épargne véritable de Solow sous certaines conditions. Nous les détaillons ci-dessous.

⁴³ Conférence internationale organisée par la Commission européenne et le Parlement européen, le Club de Rome, l'OCDE et le WWF.

Deux indicateurs de soutenabilité : l'épargne véritable et des indicateurs environnementaux (basé sur Stiglitz *et al.*, 2009)

*Les aspects environnementaux de la soutenabilité méritent un suivi séparé [des aspects monétaires] reposant sur une batterie d'indicateurs physiques sélectionnés avec soin. [...] En bref, notre compromis pragmatique consiste à suggérer un petit tableau de bord, solidement ancré dans la logique de l'approche de la soutenabilité par les « stocks », lequel combinerait (Stiglitz *et al.*, 2009):*

- Un indicateur d'épargne véritable, environnementalisé autant que possible sur la base des connaissances actuelles, mais dont la principale fonction serait toutefois d'envoyer des messages d'alerte concernant la non-soutenabilité économique. Cette non-soutenabilité économique pourrait être due à un faible taux d'épargne ou un faible taux d'investissements dans l'éducation ou à un réinvestissement insuffisant des revenus engendrés par l'extraction de ressources fossiles (pour les pays fortement tributaires de cette source de revenus).
- Une batterie d'indicateurs physiques sélectionnés avec soin, axés sur des dimensions de la soutenabilité environnementale déjà importantes, ou susceptibles de le devenir à l'avenir, et qui restent difficiles à exprimer en termes monétaires.

Stiglitz *et al.* (2009) justifient ce choix comme suit :

Si nous voulons mesurer la soutenabilité, ce qu'il nous faut, c'est une comparaison entre la consommation actuelle et cette notion de production véritable ; la production véritable est analogue à l'investissement véritable de Solow, il s'agit d'une production qui tient compte de ce qui est produit mais aussi de ce qui a été perdu par l'usage du capital manufacturé et la perte de capital naturel. Tout cela s'apparente à un concept d'investissement ou de désinvestissement net et c'est précisément la démarche illustrée par la notion de richesse au sens large ou d'épargne nette ajustée (encore appelée *épargne véritable*, *investissement véritable*, *investissement net ajusté* ou *genuine savings*). Notons, qu'en employant le terme « richesse », Stiglitz *et al.* se réfèrent ici à une catégorie de richesses qui diffère de celle de la valeur ajoutée. Il s'agit des richesses qui se présentent sous forme de stocks (stocks de capitaux manufacturés, stocks de ressources naturelles, etc.). La valeur ajoutée, elle, mesure exclusivement les richesses qui se présentent sous forme d'un flux⁴⁴ (voir Section I.2).

L'argumentation est la suivante : la capacité des générations futures à bénéficier de niveaux de bien-être au moins égaux aux nôtres dépend de notre capacité à leur léguer des quantités suffisantes de tous les actifs importants pour le bien-être. Ces actifs couvrent tous les stocks de ressources nécessaires à la fourniture de biens et services économiques ainsi que de services écosystémiques catégorisés au Chapitre I. Mesurer la soutenabilité équivaut à étudier si ce stock global (l'investissement net ajusté, $I_{net\ ajusté}$, Eq. 13) ou certaines de ses composantes évoluent positivement ou négativement. Si certains de ces taux sont négatifs, cela signifie que des ajustements à la baisse en matière de consommation ou de bien-être seront nécessaires tôt ou tard. C'est précisément ce qu'il faut entendre par « non-soutenabilité » (Stiglitz *et al.*, 2009).

⁴⁴ En effet, la valeur ajoutée englobe la notion de richesse qui est basée sur les flux. Il s'agit de flux de matières (minerais puisés annuellement dans les stocks géologiques) et d'énergies (charbon puisé annuellement dans les ressources fossiles, force de travail annuelle fournie par le stock de main d'œuvre). Ces flux entrent dans les processus de fabrication des biens et services vendus pour produire un revenu régulier aux détenteurs de capitaux comme la force de travail, le capital financier et le capital physique (bâtiments, machines, etc.). Dans la valeur ajoutée, c'est la quantité puisée dans le stock qui crée de la richesse (c'est-à-dire de la valeur ajoutée) mais pas le stock en lui-même. Alors que dans la notion de richesse couverte par l'épargne nette ajustée de Stiglitz *et al.*, c'est le stock en lui-même qui est évalué en termes de richesse.

Cependant, mesurer la soutenabilité à l'aide d'un seul indice, l'investissement net ajusté, n'est possible que sous deux hypothèses fortes : l'une est que les évolutions en matière de technologies et leur capacité à remplacer les services écosystémiques dégradés puissent être parfaitement prédites, et la deuxième, que l'on sache parfaitement de quelle manière ces évolutions affecteront le bien-être. Or Stiglitz *et al.* (2009) soulignent que ces deux hypothèses ne cadrent visiblement pas avec notre réalité. Les débats sur les perspectives technologiques sont dominés par un degré élevé d'ignorance et d'incertitude quant aux interactions futures entre la technologie et l'écosystème.

En conséquence, l'épargne nette ajustée doit être complétée en parallèle par des indicateurs plus spécifiquement axés sur le renouvellement ou l'épuisement des actifs environnementaux. La question de la soutenabilité est complémentaire de celle du bien-être actuel ou de la performance économique et doit être examinée séparément. Pour reprendre une analogie de Stiglitz *et al.*, lorsque l'on conduit une voiture, un compteur qui agrégerait en une seule valeur la vitesse actuelle du véhicule et le niveau d'essence restant ne serait d'aucune aide au conducteur. Ces deux informations sont essentielles et doivent être affichées dans des parties distinctes. Pour mesurer la soutenabilité, il nous faut des indicateurs qui nous renseignent sur les changements intervenus dans les quantités des différents facteurs importants pour le bien-être futur. Exprimer la question de la soutenabilité en ces termes oblige à reconnaître qu'elle exige la préservation ou l'augmentation simultanées de plusieurs « stocks » : les quantités et qualités non seulement des ressources naturelles, mais aussi des capitaux humain, social et physique. Toute approche axée sur une partie seulement de ces éléments n'offre pas une vision exhaustive de la soutenabilité.

L'épargne nette ajustée permet, dans certaines conditions, d'anticiper de nombreuses formes de non-soutenabilité, mais ces conditions sont extrêmement restrictives. La raison en est que l'agrégation requise par cette approche ne peut se baser que sur des valeurs marchandes : il n'existe pas de prix de marché pour un grand nombre d'actifs importants pour le bien-être futur. Et même lorsqu'ils existent, rien ne garantit qu'ils reflètent correctement l'importance de ces différents actifs pour le bien-être futur. Tout cela incite à s'en tenir à une approche plus modeste, à savoir axer l'agrégation monétaire sur des éléments pour lesquels il existe des techniques d'évaluation raisonnables, tels que le capital physique, le capital humain et les ressources naturelles échangées sur des marchés. Nous devons essentiellement axer cet indicateur sur ce qu'il fait relativement bien, à savoir évaluer la composante économique de la soutenabilité, autrement dit évaluer si les pays consomment ou non une part excessive de leur richesse économique.

e) Troisième approche : PIB conventionnel pour une économie hypothétique ajustée

Une troisième approche existe pour pallier les critiques formulées à l'égard de l'ajustement de Solow et de Hueting. C'est celle qui a été mise en œuvre dans cette étude. Il s'agit non plus de modifier le calcul du PIB mais bien de simuler une économie hypothétique au sein de laquelle une législation environnementale imposerait aux entreprises de mettre une provision de côté pour investir dans le remplacement des ressources naturelles consommées au-delà de leur capacité de régénération naturelle (c'est-à-dire de manière non durable). La critique de Vanoli (2002) sur l'ajustement de Solow n'est alors plus d'application puisque dans cette approche, il est considéré que les entreprises amortissent effectivement le capital naturel dans le cadre de la simulation d'une économie hypothétique. Il est donc normal de soustraire ces amortissements du PIB comme on le fait classiquement avec les investissements dans le remplacement du capital fixe usagé ou obsolète (équipements, bâtiments, etc.) pour calculer le PIN.

Dans cette économie hypothétique, les entreprises et autorités publiques seraient également contraintes de mettre en œuvre des mesures environnementales pour restaurer le niveau de qualité écologique détérioré et se protéger contre les dommages environnementaux en cours. En

conséquence, les ressources naturelles possédant une valeur commerciale (et donc monétaire) ne seraient pas les seuls services écosystémiques pris en compte (ajustement de Solow) mais également les autres services écosystémiques (ajustement de Hueting). Cependant, à la différence de l'ajustement de Hueting, ces dépenses ne sont pas soustraites du PIB. Elles sont intégrées dans un modèle input-output afin de prendre en compte l'effet distinct des dépenses environnementales consacrées à l'achat d'inputs intermédiaires et aux investissements en capital fixe. En conséquence la critique liée à l'ajustement de Hueting, également valable pour celui de Solow, n'est plus d'application. En effet, l'effet d'entraînement lié aux dépenses environnementales (remplacement du capital naturel, restauration des ressources détériorées et protection contre les dommages environnementaux) est pris en compte. Certes de telles dépenses représentent un coût pour les secteurs chargés de les financer mais elles sont génératrices de recettes pour les entreprises chargées de les mettre en œuvre. Par exemple, lorsque le port du Havre a étendu ses infrastructures portuaires dans le cadre du projet Port 2000, il a dû restaurer 100 ha de vasières. Cela a représenté un coût de 277.367 €₂₀₀₇ par hectare pour le port du Havre (Port autonome du Havre, 2000), mais aussi une recette pour les entreprises de construction chargées d'assurer les travaux de restauration des vasières. Or, cette recette est créatrice d'activité et donc de valeur ajoutée. Cela est pris en compte dans le modèle ECO développé dans cette étude.

Si cette approche s'arrêtait là, le PIB ne serait plus sous-estimé comme dans l'approche de Hueting et de Solow mais les dégradations environnementales bien. En effet, il se pourrait qu'une activité de protection contre les dommages environnementaux génère une telle valeur ajoutée (sous forme d'emplois ou de bénéfices) que le PIB augmente, malgré les coûts engendrés. Cette augmentation pourrait donner l'image d'une amélioration globale à la fois économique et environnementale puisque le PIB aurait augmenté. C'est le risque des indicateurs uniques, ils ne montrent qu'un résultat net, pas les avantages ni les désavantages. Or il est important de distinguer les variations du système économique des variations du système écologique car le premier peut augmenter au détriment du second. Par exemple, rehausser les digues pour s'adapter aux changements climatiques est générateur d'activité et augmente le PIB alors que le service écosystémique de régulation du climat est pourtant en pleine dégradation. Pour opérer cette distinction, il est essentiel de compléter le PIB par des indicateurs écologiques en unités physiques. Cela est pris en compte dans le modèle ECO.

Notre approche va finalement dans le même sens que celle de la communauté internationale (United Nations, 2008 ; European Commission, 2009 ; Stiglitz *et al.*, 2009). Nous identifions deux similitudes. Premièrement, nous nous refusons à modifier le PIB pour le transformer en indicateur d'évaluation environnementale. Nous préférons le conserver pour ce qu'il est : un indicateur du niveau de production économique (mais aussi de consommation et de revenus de la nation puisque le PIB peut être calculé suivant les trois perspectives et donner toujours le même résultat⁴⁵). Deuxièmement, nous le complétons par des indicateurs de stocks des ressources environnementales, à savoir les surfaces de nourriceries et les stocks de poissons marins. Il s'agit de deux stocks importants à prendre en compte. Les surfaces de nourriceries sont essentielles puisqu'il s'agit d'une structure de l'écosystème (services intermédiaires)⁴⁶ à la source de la production de services écosystémiques utiles à l'homme, dont l'approvisionnement en ressources halieutiques et la protection contre les dégâts causés par les inondations. Et les stocks de poissons offrent un service écosystémique d'approvisionnement en ressources alimentaires sans compter la rente qu'ils procurent pour le secteur de la pêche.

⁴⁵ Cf. approche du calcul du PIB par les dépenses, les revenus et la production (Eurostat, 2008 ; Common et Stagl, 2005).

⁴⁶ Service intermédiaire de régulation de la qualité des eaux et des inondations, et de maintien d'un habitat permettant le développement de poissons.

III.6. Modèles d'équilibre général calculable

Il est intéressant de comprendre le fonctionnement des modèles d'équilibre général calculables (EGC) parce qu'ils permettent de mieux comprendre les atouts et les faiblesses des modèles I-O et en particulier du modèle ECO. Ils permettent également d'envisager des approches pour améliorer le modèle ECO, par exemple par une prise en compte de l'influence des prix des biens et services sur leur consommation par les ménages. C'est la raison pour laquelle nous présentons ci-dessous une description générale des EGC qui reprend leurs avantages. Ensuite, nous résumons brièvement leurs limites, en tous cas celles qui nous intéressent par rapport à la modélisation I-O.

a) Description générale et avantages des EGC

Les décideurs doivent pouvoir anticiper la réaction des entreprises et des consommateurs aux mesures politiques à visée environnementale comme par exemple des technologies de production et de consommation d'énergie moins émettrices de gaz à effet de serre. Il existe pour cela deux types⁴⁷ de modèles (Bataille *et al.*, 2006 ; Hourcade *et al.*, 2006) :

- Les modèles « bottom-up » : ils décrivent en détail les technologies actuelles et futures ainsi que leur impact environnemental, tant du point de vue de la production que de la consommation. Ils permettent par exemple d'estimer comment l'utilisation de nouvelles sources d'énergie primaire (ex. : gaz à la place du charbon) et un changement dans l'efficacité énergétique des technologies consommatrices de combustibles peuvent modifier la consommation d'énergie et les impacts environnementaux qui en découlent. Ces modèles sont utilisés fréquemment par les ingénieurs, physiciens et environnementalistes. Cependant, ils manquent de réalisme concernant la décision microéconomique des entreprises et des consommateurs au moment de faire le choix de la technologie. Ils ne réussissent en outre pas à représenter les effets rétroactifs macroéconomiques des différentes options technologiques et politiques en termes de changement que ces options pourraient induire dans la structure de l'économie, dans la productivité et le commerce, autant de changements qui auraient une influence sur la croissance économique et sa répartition sectorielle.
- Les modèles « top-down » : ces modèles décrivent les conséquences des mesures politiques et technologiques en termes de finances publiques, de compétitivité économique et d'emploi. Ils approchent les marchés de façon globale. Dès lors, ils considèrent l'ensemble des interactions entre les agents économiques. Cela signifie que tous les échanges sont pris en compte et que les effets directs et indirects sont analysés. Ils pallient le manque de réalisme économique des modèles « bottom-up » en représentant les effets macroéconomiques rétroactifs susmentionnés. Quand cela est possible, ils estiment aussi les paramètres de changements technologiques sur base de données observées de réponse du marché à des changements de prix ainsi qu'à des changements indépendants des prix (évolutions technologiques autonomes). Ces modèles sont plutôt utilisés par les économistes. Leur défaut réside dans le manque de détails au niveau technologique, ce qui ne permet pas une bonne estimation des évolutions technologiques causées par des facteurs indépendants des prix.

Les modèles d'Equilibre Général Calculable (EGC) appartiennent à la deuxième catégorie : les modèles « top-down ». Ces derniers peuvent être classés en deux groupes (Uyterlinde *et al.*, 2004) :

⁴⁷ Un troisième type de modèle existe. Il s'agit des modèles hybrides. Ils ont été développés pour combiner les avantages des modèles bottom-up et top-down ainsi que pour compenser leurs inconvénients respectifs. Pour plus de détails à ce sujet, se référer à la littérature mentionnée dans cette section.

- Les modèles macroéconomiques : ces modèles simulent les comportements d'investissement et de consommation dans différents secteurs économiques. Ils sont généralement basés sur des équations économétriques élaborées à partir de séries temporelles de données mais les modèles input-output constituent une exception puisque ces derniers sont basés sur des équations linéaires établies à partir d'une seule année de référence (détaillés plus haut à la Section III.4).
- Les modèles d'Equilibre Général Calculable (EGC) : bien qu'en partie basés sur des données macroéconomiques, ces modèles prennent en compte le comportement microéconomique des entreprises et des consommateurs en fonction des prix. Autrement dit, ces modèles utilisent les prix comme variables de contrôle. Par exemple, les EGC peuvent prendre en compte l'influence des prix sur la consommation des ménages (Bouët, 2008). Le fonctionnement et les limites des EGC sont détaillés ci-dessous.

Les EGC descendent des modèles I-O élaborés par Leontief. De manière similaire aux modèles I-O, les EGC utilisent des données économiques actuelles pour estimer la manière dont une économie pourrait réagir à des changements politiques, technologiques ou à d'autres facteurs externes. Cependant, il existe une différence essentielle par rapport aux modèles I-O : dans les EGC, les coefficients techniques sont flexibles et déterminés par les prix (Bergman, 2005). Cela signifie que la quantité d'inputs intermédiaires consommée par unité d'output produit par le secteur j peut évoluer en fonction de l'évolution des prix. Par exemple, pour fabriquer une tonne de tissu, le secteur textile pourrait utiliser plus de fibres synthétiques et moins de fibres naturelles si le secteur agricole augmente le prix du lin et du coton, deux sources de fibres naturelles. Le modèle ECO et les modèles I-O statiques en général ne permettent pas ce degré de liberté. Il est important d'en tenir compte dans la discussion des résultats. Par exemple, si les mesures de restauration des nourriceries sont prises en charge exclusivement par les ports et que ceux-ci augmentent leurs prix pour intégrer ce coût de production supplémentaire, une substitution pourrait s'opérer et certains secteurs pourraient, pour produire une unité d'output, consommer moins d'inputs portuaires et plus d'inputs offerts par le chemin de fer et le secteur du transport par camion. Cependant, nous ne pouvons pas aller plus loin alors qu'un EGC aurait pu chiffrer cette substitution et donc la diminution de la consommation des services portuaires par les industries à la suite de la hausse des prix. Toutefois, nous verrons plus bas que cela repose sur des équations qui ne sont pas toujours vérifiées empiriquement (Serban Scriciu, 2007 ; Bergman, 2005).

Les EGC sont utilisés pour estimer l'effet d'un changement initié dans une partie de l'économie sur le reste de celle-ci. Par exemple il peut s'agir d'une taxe sur les émissions polluantes du secteur de l'aviation. Le modèle prendrait alors en compte l'effet de la taxe sur la hausse du prix des billets d'avion, l'impact subséquent sur les coûts de production pour les entreprises qui utilisent l'aviation comme mode de transport (exportateurs, consultants internationaux, etc.) et l'effet à la baisse probable sur les salaires et l'emploi dans ces entreprises.

Un EGC est constitué, d'une part, d'équations qui décrivent les relations entre les variables du modèle et, d'autre part, d'une base de données qui comporte les paramètres du modèle entrés dans les équations. La base de données des EGC est constituée d'une table I-O de structure identique à celle présentée au Tableau 6. Elle couvre les transactions intersectorielles d'une région, d'un pays ou du monde (ex. : la valeur monétaire de la quantité de charbon utilisée par le secteur de la sidérurgie pour produire du métal), l'approvisionnement de la demande finale (ex. : les ménages) et la rétribution des inputs primaires (facteurs de production : emploi et capital). La base de données est aussi constituée de coefficients d'élasticité. Ce sont des paramètres sans dimensions, qui capturent les comportements de consommation. Par exemple l'élasticité-prix de la demande en produits d'exportation spécifie de combien la quantité de marchandises exportées pourrait chuter si les prix augmentent. L'élasticité-revenu de la demande des ménages spécifie, quant à elle, de combien la consommation des ménages pourrait augmenter si leurs salaires augmentent.

L'intégration de l'influence des prix constitue un atout des EGC par rapport aux modèles I-O. Par exemple, là où une modélisation I-O fixe le nombre d'emplois nécessaires pour produire une tonne de fer (et estime le nombre d'emplois créés au prorata de la quantité de fer produite), un modèle d'équilibre général calculable ajoutera un degré de liberté et laissera varier l'emploi non seulement en fonction des tonnes de fer produites mais aussi en fonction des niveaux de salaires. Par exemple si les salaires augmentent, le nombre d'emplois diminuera suivant une équation comportant un coefficient d'élasticité qui traduit la proportion dans laquelle les entreprises diminuent leur nombre d'employés en fonction de la hausse des coûts salariaux. Le modèle I-O développé dans cette étude est cependant quelque peu adapté pour laisser un certain degré de liberté à l'estimation des salaires et de l'emploi. Néanmoins, il pourrait être amélioré en lui ajoutant des coefficients d'élasticité pour éviter de devoir poser l'hypothèse simplifiée que l'emploi varie de manière directement et inversement proportionnelle aux coûts salariaux à charge des entreprises ou que la demande des ménages varie de manière directement proportionnelle aux niveaux de salaires et autres revenus comme ceux tirés de dividendes (après soustraction de la part épargnée et taxée).

b) Limites communes aux modèles I-O et aux EGC en général

Etant donné que tant les modèles I-O que les EGC se structurent autour d'équations dont les paramètres sont calculés à partir des données observées dans le passé, cela ne permet pas de capter l'évolution future de ces paramètres. C'est le problème bien connu des coefficients techniques statiques en modélisation I-O calculés pour une année de référence particulière (généralement la dernière année pour laquelle des données sont disponibles) – voir Section III.4. C'est la raison pour laquelle nous considérons qu'il est prudent de ne pas dépasser une période de plus de 10 ans entre l'année de référence de la table I-O utilisée et l'horizon de modélisation. Cela explique que dans les scénarios simulés à l'aide du modèle ECO (Chapitre IX), cette période est fixée à 8 ans, c'est-à-dire la période entre 2007 (l'année de référence propre à la table I-O utilisée) et 2015 (l'horizon de simulation).

La difficulté de capter les évolutions futures se pose également pour les EGC, puisque leurs coefficients d'élasticité, par exemple l'élasticité-prix de la demande, sont calculés sur base de données de prix et de consommation observés dans le passé. Il en va de même pour les coefficients d'élasticité de substitution entre différents inputs intermédiaires (Hourcade *et al.*, 2006). Par exemple aujourd'hui, la production d'électricité peut être effectuée en utilisant comme ressource minière du charbon ou du gaz. Mais ceux-ci peuvent être substitués par certains déchets urbains et industriels selon que le secteur de production d'électricité investisse plus ou moins dans des infrastructures capables de brûler ces déchets. Cela introduit un biais car les EGC manquent de flexibilité technologique au-delà des pratiques actuelles. Si les élasticités de substitution des inputs sont déterminées sur base de données observées dans le passé, comment prendre en compte que dans le futur, les évolutions technologiques permettront peut-être que le gaz ou le charbon soient plus aisément remplacés par des déchets urbains et industriels ? Les modèles hybrides peuvent cependant atténuer ce problème en fusionnant l'approche top-down avec une approche bottom-up qui prendrait en compte le détail technique (et ses données de coûts) des technologies du futur (sur base des prototypes existant par exemple). Les évolutions technologiques peuvent également être plus ou moins endogénéisées (c'est-à-dire données par le modèle lui-même).

Un autre problème des EGC réside dans le fait qu'ils n'utilisent en général pas de séries temporelles de donnée pour chiffrer, par exemple, la baisse de la consommation en fonction de la hausse des prix du pétrole sur base de données observées dans le passé (Serban Scriciu, 2007). Cette critique est également valable pour le modèle input-output ECO qui a été développé dans cette étude. Il ne se base pas sur des séries temporelles pour chiffrer la baisse de la consommation en fonction de la diminution des salaires causée par la hausse des coûts de production liée aux mesures

environnementales. Sans compter que tant les modèles I-O que les EGC se basent sur des paramètres qui décrivent la structure de l'économie telle qu'elle existait durant l'année de référence choisie (en général, la dernière année pour laquelle des données sont disponibles). Cela peut facilement induire une mauvaise représentation de l'économie étudiée et introduire des erreurs importantes dans des simulations même à court terme (Serban Scriciu, 2007). Alors qu'au contraire, l'information contenue dans des séries temporelles de données observées offrirait une représentation plus fine du fonctionnement de l'économie. Malheureusement, les séries temporelles de données ne sont généralement pas disponibles au niveau de détail économique couvert par les variables sur lesquelles reposent les modèles I-O et EGC

Le modèle LowGrow développé par Peter Victor (2007, 2008, 2010) et Rosenbluth et Victor (2004) constitue un pas en ce sens. Il s'agit d'un modèle macroéconomique basé abondamment sur des régressions linéaires élaborées sur base de séries temporelles de données sur 30 ans. Il s'agit donc d'un modèle fondé en grande partie sur des données observées et des équations construites sur base d'observation du fonctionnement réel de l'économie. Cependant, l'usage de séries temporelles de données a été rendu possible en travaillant avec des variables économiques peu détaillées. C'est la raison pour laquelle le modèle n'offre des résultats que très agrégés. Il ne fonctionne qu'à l'échelle macroéconomique et nationale. Il n'y a pas non plus de désagrégation possible en différents secteurs. En ce sens il souffre des mêmes critiques que celles formulées par Serban Scriciu (2007) concernant la prise en compte de la dimension environnementale des EGC (voir plus bas). Par contre, LowGrow s'affranchit de la critique concernant la modélisation du comportement des individus sur base du paradigme de l'homo oeconomicus.

c) Limites des EGC dans la modélisation du comportement des consommateurs et des producteurs

La manière dont le comportement des consommateurs est modélisé pose question en ce sens que les équations utilisées ne sont pas toujours prouvées empiriquement (Serban Scriciu, 2007). Les EGC sont construits sur base du paradigme de l'homo oeconomicus, c'est-à-dire que les consommateurs cherchent à maximiser leur utilité dans les limites de leurs contraintes budgétaires et les producteurs cherchent à maximiser leur profit (Bergman, 2005 ; Maréchal, 2007 ; Lofgren *et al.*, 2002 ; Serban Scriciu, 2007). Or ce paradigme est fortement discuté quand il n'est pas complètement remis en question par les études empiriques qui étudient le comportement réel des agents économiques (*inter alia*, Fehr and Gächter, 2000; Henrich *et al.*, 2001). D'autres études montrent que les décisions économiques sont guidées par une composante émotionnelle (Camerer et Loewenstein, 2004), ce qui peut mener à des comportements de consommation qui constituent de réelles « anomalies économiques » (Cohen, 2005). En effet, un individu est limité par sa capacité, ses habitudes, et ses réflexes inconscients, ses valeurs et son concept de l'objectif à atteindre, enfin par sa connaissance et l'information imparfaite à laquelle il a accès. La non-prise en compte de tout cela constitue un inconvénient majeur des EGC (Maréchal, 2007). Il est donc essentiel de pallier cette faiblesse par des études complémentaires pour identifier les paramètres autres que les prix et le profit, à l'origine du comportement des consommateurs.

Le problème de la modélisation du comportement des individus, ne s'applique pas tellement aux modèles I-O car les prix n'y interviennent pas et donc le paradigme de l'homo oeconomicus y est moins prégnant⁴⁸. Les seules hypothèses formulées dans le modèle ECO développé dans cette étude

⁴⁸ En réalité, la modélisation I-O basée sur la matrice inverse de Leontief revient à poser l'hypothèse implicite que l'élasticité-prix de la demande est égale à 0 (demande parfaitement inélastique). En effet, on suppose que la demande finale (ménages, exportations, etc.) répond toujours à l'offre. La production est toujours écoulee, quel que soit le prix des produits.

consistent à supposer que les consommateurs achètent au prorata de leurs revenus (salaires, dividendes, etc.) déduction faite de la part épargnée et taxée. Cela revient à poser l'hypothèse implicite que l'élasticité-revenu de la demande est égale à 1 (élasticité unitaire : quand le revenu diminue de 15%, la demande finale des ménages diminue de 15% également). Quant aux producteurs, nous avons supposé qu'ils font varier l'emploi au prorata de la quantité produite et des coûts de production (qui peuvent varier en fonction de l'instauration de nouvelles législations environnementales). Dans tous les cas, il est sage de compléter les modèles I-O (ainsi que toute autre sorte d'analyse) par des outils complémentaires si l'on veut assurer une analyse holistique et éviter l'hégémonie d'un outil en particulier.

En outre, les fonctions de production sur lesquelles reposent les EGC posent aussi question car elles ne se fondent pas sur des réalités économiques observées. Ces fonctions prennent la forme générale suivante (Bergman, 2005) :

$$X_j = f_j(K_j, L_j, M_j, E_j), \quad \text{Eq. 15}$$

Où X représente l'output produit par le secteur j , K le capital, L la force de travail, M les inputs intermédiaires non énergétiques, E la consommation d'énergie et d'électricité et f la fonction qui établit la relation entre l'output à ces quatre variables.

A l'origine, ce type de fonctions de production (Eq. 15) fut développé pour modéliser la substitution des inputs intermédiaires énergétiques (E_j) par les facteurs de production (capital, travail) et les inputs intermédiaires non énergétiques (M) au sein d'EGC basés sur des régressions économétriques (Jorgenson, 1998). En théorie, les régressions économétriques permettent de fonder la modélisation sur des séries de données observées qui reflètent la réalité des comportements des producteurs et des phénomènes de substitution qui s'opèrent en fonction du prix des inputs intermédiaires et des facteurs de production. Cependant le manque de données empêche souvent d'effectuer des estimations économétriques des fonctions de coûts sectoriels. A la place, des élasticités de substitution entre différents inputs sont généralement estimées de manière très approximative sans reposer sur aucun fait solide ni aucune base statistique (Bergman, 2005). Elles sont ensuite intégrées à la fonction de production (Eq. 15). La structure de la fonction de production, non plus, n'est pas basée sur des séries de données observées dans la réalité. Elle est élaborée en combinant les coefficients d'élasticité de substitution trouvés dans la littérature à des équations de Cobb-Douglas (il calcule la production d'output en fonction du capital et du travail) et des fonctions de production de Leontief (équations input-output qui décrivent la production d'output d'un secteur en fonction de la demande finale pour les outputs des autres secteurs). Ce type d'approche, appelée *guesstimate* en anglais, consiste à élaborer la structure de la fonction de production ainsi que la valeur numérique de ses paramètres sur base de la littérature économétrique. C'est pourquoi les EGC posent question : comme déjà mentionné, les équations utilisées ne sont pas toujours prouvées empiriquement (Serban Scriciu, 2007).

La modélisation I-O n'utilise que la fonction de production de Leontief, sans prendre en compte la substitution des inputs intermédiaires des facteurs de production en fonction des prix ni combiner avec une équation de Cobb-Douglas. En outre, la fonction de production de Leontief est basée sur des paramètres propres à la zone d'étude modélisée qui reflète la réalité économique durant l'année de référence. Il s'agit presque d'une « photo » de la structure de l'économie lors de l'année de référence à ceci près que deux hypothèses sont posées et introduisent un biais par rapport à la réalité : i) la production d'output évolue linéairement par rapport à la demande finale suivant la fonction de production de Leontief (voir modèle de Leontief au Chapitre VI) et ii) le caractère statique des coefficients techniques. Toutefois, l'erreur introduite par ces deux hypothèses reste relativement légère si l'on effectue des simulations à un horizon de temps inférieur à 10 ans (voir Section VIII.2).

d) Limites des EGC dans la modélisation de la dimension environnementale

Les EGC sont limités dans leur capacité à traiter les problématiques environnementales. Tout comme les modèles I-O, les EGC réduisent la complexité environnementale à des facteurs d'émissions de polluants et de consommation de ressources naturelles par unité d'output économique produit (Serban Scrieciu, 2007). Utilisés isolément, ils ne peuvent traiter que des services écosystémiques d'approvisionnement en ressources naturelles et de puits (service de régulation par l'assimilation des polluants émis dans le milieu naturel). Ils ne sont pas capables d'analyser l'impact des activités anthropiques sur les services écosystémiques culturels, de support de vie et de régulation (autre que le service de puits). Par exemple aucune analyse n'est possible concernant le lien entre les activités économiques et la dégradation de la qualité des habitats naturels avec effet subséquent sur la biodiversité.

En outre, le développement d'EGC requiert beaucoup de moyens. Ils sont donc difficiles à mettre en œuvre à l'échelle régionale (Agenais et Valette, non daté), en tous cas dans des régions de petite envergure avec un budget limité ou de poids économique et politique faible. C'est pourquoi les EGC sont généralement appliqués à une échelle spatiale nationale voire supranationale alors que de nombreux impacts environnementaux se produisent à une échelle régionale voire même locale (Serban Scrieciu, 2007). Par exemple, il peut s'agir de la pollution au sein des eaux de surface d'un bassin versant, de la perte de biodiversité dans une région particulière, des effets des changements climatiques sur une zone côtière, etc. Autant d'aspects qui dépendent de phénomènes d'interdépendance entre les différents secteurs de production économique, entre un secteur et un service écosystémique, entre les processus hydro-sédimentaires et les stocks de poissons marins, etc. Autant de relations entre composantes de l'anthropo-écosystème importantes se produisant à des échelles intermédiaire (échelles régionales) et qui sont importantes à prendre en considération si nous voulons respecter deux des principes de base de la Science Post-Normale et de la gestion intégrée des zones côtières : i) assurer une analyse holistique qui prenne en compte les éléments du système et leurs interactions, ii) utiliser les outils d'analyse scientifique pour éclairer les acteurs impliqués dans un processus de décision participatif. Or, concernant ce dernier point, il est important d'avoir un niveau de désagrégation intermédiaire pour identifier et quantifier les avantages et désavantages entre secteurs ainsi qu'entre les différents services écosystémiques. Sans cela, il serait impossible de rendre les compromis plus transparents pour les décideurs et les acteurs. Certains auteurs estiment que c'est une condition essentielle si l'on souhaite que les mesures de gestion environnementale soient opérationnelles (Munda *et al.*, 1994 ; Van den Bergh et Nijkamp, 1991) – voir Chapitre II.

e) Limites et avantages du modèle input-output ECO par rapport aux EGC

Le modèle ECO est un modèle I-O régional vert qui a été construit grâce à un travail conséquent de régionalisation et d'environnementalisation de tables I-O nationales. Le travail de régionalisation a rendu possible l'application de la modélisation I-O à des problématiques environnementales se produisant à l'échelle de l'estuaire de la Seine. Le travail d'environnementalisation a permis de couvrir des services écosystémiques autres que les services habituellement pris en compte en modèles I-O et dans les EGC : les services écosystémiques d'approvisionnement en ressources (ex. : consommation de ressources énergétiques) et les services de puits (ex. : accumulation de gaz à effet de serre émis dans l'atmosphère).

En un sens, tout ce travail de régionalisation et d'environnementalisation nous permet d'affranchir le modèle ECO d'une des critiques de Serban Scrieciu (2007) sur la prise en compte de la dimension environnementale par les EGC. Normalement, cette critique s'applique également aux modèles I-O, du moins dans une certaine mesure. C'est la raison pour laquelle nous avons tenté de développer un

modèle I-O corrigé. Premièrement, pour s'amender de la critique sur l'échelle spatiale, nous avons développé un modèle régional sur base de données nationales. Cela permet de passer d'une échelle macro (nationale) à une échelle méso (régionale) qui recouvre presque entièrement la surface du sous-bassin versant Seine aval. Cela permet de prendre en compte l'impact des activités anthropiques sur la zone côtière ou sur les eaux de surface du sous-bassin par exemple. En second lieu, nous avons couplé le modèle I-O à des équations extérieures au modèle pour modéliser les liens d'interdépendance entre les activités économiques et les processus hydro-sédimentaires qui ont lieu dans l'estuaire. Des équations construites avec l'aide de biologistes spécialisés en halieutique nous ont permis de quantifier également le lien entre ces processus hydro-sédimentaires et les stocks de poissons dans l'estuaire de la Seine. Cela nous permet de rendre mieux compte de la complexité de l'écosystème et de ne pas seulement traiter des services écosystémiques d'approvisionnement en ressources et de puits (assimilation des émissions polluantes par le milieu naturel). Enfin, nous maintenons les résultats finaux sous forme de résultats sectoriels ce qui permet de prendre également en compte les désavantages subis par les divers secteurs ainsi que les avantages dont ils bénéficient.

Etant donné que les EGC sont basés sur des tables I-O, tout ce travail peut s'envisager comme une étape préliminaire nécessaire si l'on souhaite construire un EGC qui couvrirait les problématiques environnementales à l'échelle de l'estuaire de la Seine. Cependant, construire un EGC n'est pas forcément une voie à suivre, et ce pour plusieurs raisons :

- Certes, les EGC poussent plus loin que les modèles I-O la prise en compte du comportement des consommateurs et des entreprises en fonction des prix. Cependant, ce n'est pas sans problème car les centaines d'équations modélisant ces comportements ne sont pas toutes prouvées empiriquement (Serban Scriciu, 2007 ; Bergman, 2005) et ne reflètent pas toujours la réalité (paradigme de l'homo oeconomicus et coefficients d'élasticité de substitution basés sur des *guesstimate*). A l'inverse, les modèles I-O ne posent pas d'hypothèse sur les comportements des individus et la substitution des facteurs de production. Ils ne font que représenter la réalité sur base d'une « photo » de la structure de l'économie lors de l'année de référence. Seules deux hypothèses posent question : i) la linéarité entre la demande finale et la production d'output et ii) le caractère statique des coefficients techniques. Toutefois, les erreurs introduites par ces deux hypothèses sont chiffrées à la Section VIII.2 où l'on voit qu'elles restent dans des ordres de grandeur généralement acceptables.
- Les EGC ne peuvent pas toujours être développés faute de moyens. De par leur complexité, leur développement coûte cher et prend de plusieurs mois à plusieurs années. Est-ce réalisable à l'échelle d'une région comme la Haute-Normandie ? Cette échelle est néanmoins importante à prendre en compte au vu des problématiques environnementales importantes qui se déroulent dans l'estuaire de la Seine.
- Alors que les EGC sont constitués de centaines d'équations, le modèle ECO tient, lui, en un total d'une trentaine d'équations. Cette simplicité le rend plus adéquat pour un usage dans des processus de décision participatifs avec les acteurs. Les principes et les équations principales du modèle ECO pourraient être aisément expliqués aux acteurs afin de les impliquer pleinement dans le processus de décision qui garantisse une assurance qualité comme la méthode d'évaluation sociale multicritère de Giampietro *et al.* (2006) (voir Chapitre II sur les processus participatifs).

III.7. Trois approches d'intégration monétaire des services écosystémiques dans les modèles I-O

Les cinq outils d'aide à la décision présentés ci-dessus ont été abordés indépendamment mais ils peuvent être intégrés les uns aux autres. Cette section couvre l'intégration de deux outils au modèle input-output : l'analyse coût-efficacité et les outils d'évaluation monétaire des externalités environnementales utilisés entre autre en analyse coût-bénéfice. Des suggestions sont formulées pour assurer que l'intégration de ces outils respecte les principes de la Science Post-Normale et de la gestion intégrée des zones côtières (Chapitre II) : propriétés holistiques, inclusion des thématiques à haut degré d'incertitude et participation des acteurs (ce qui sous-entend implicitement la mise en évidence des compromis à réaliser).

a) L'analyse coût-efficacité dans la modélisation Input-output

L'intégration de résultats issus d'analyses coût-efficacité dans une matrice I-O ne prête pas réellement à discussion : c'est une étape nécessaire et essentielle. Elle permet de chiffrer les impacts économiques directs, indirects et induits⁴⁹ liés aux coûts des mesures environnementales. Il faut juste veiller à l'intégrer correctement, c'est-à-dire comme un investissement s'il s'agit de capital fixe ou comme un input intermédiaire s'il s'agit d'un bien ou d'un service consommé dans l'année par les processus de production. Il faut aussi veiller à prendre en compte l'effet de ces coûts sur les excédents bruts d'exploitation, les salaires et l'emploi avec répercussion sur la demande finale et l'effet subséquent sur la production globale de l'économie (effet induit). Le ratio coût-efficacité est essentiel à la simulation des impacts économiques de scénarios de mesures environnementales. Par exemple, dans l'application du modèle I-O au cas de l'estuaire de la Seine développé dans Cordier *et al.* (à paraître), le ratio coût-efficacité a été calculé comme suit. Entre 2002 et 2004, le port du Havre a étendu ses infrastructures portuaires dans le cadre du projet Port 2000. Cette extension ayant conduit à la destruction de surfaces de vasières (habitat estuarien naturel pour les jeunes alevins qui leur sert de zone de nourricerie), les gestionnaires du port ont été contraints par les autorités publiques d'en restaurer 100 ha. La liste des coûts détaillés liés à la mise en œuvre du projet Port 2000 montre que le coût total de l'action de restauration des 100 ha de vasière s'élève à 27,74 millions €₂₀₀₇ – prix de l'année 2007 (Port autonome du Havre, 2000). Nous avons ramené ce coût total à un coût unitaire en le divisant par la surface restaurée ce qui donne un ratio *Coût/Efficacité* de 277.367 €₂₀₀₇/hectare de vasière restaurée. Ce ratio a ensuite été multiplié par la surface de restauration considérée dans le scénario, à savoir 73,74 km². Cela donne un montant total de 2045 millions €₂₀₀₇. Ce montant a ensuite été divisé par 11 car le scénario simulé envisage une mesure de restauration étalée sur une période de 11 ans entre 2004 et 2015, ce qui donne une valeur de 185,9 millions €₂₀₀₇/an. Pour simuler l'effet de ce coût annuel en 2015, cette valeur a été entrée dans le modèle I-O (le modèle ayant été préalablement actualisé à 2015 sur base des projections de l'OCDE) dans la case correspondant à la colonne des investissements et à la ligne relative aux produits et services de construction. Certes nous n'avons pas nous-mêmes effectué une analyse coût-efficacité complète mais nous pouvons poser l'hypothèse que les gestionnaires du port du Havre l'auront fait afin de sélectionner la technique de restauration la moins chère. Il y va de leur intérêt.

⁴⁹ Effet direct: impact sur le secteur qui prend en charge le coût de la mesure environnementale ; effet indirect : impact sur les secteurs qui fournissent celui qui assume les coûts ; effet induit : effet d'une réduction de la demande finale sur la production globale de l'économie (réduction causée par une baisse des salaires en raison de la hausse des coûts de production résultant des mesures environnementales).

b) Trois approches d'intégration de valeurs monétaires dans la modélisation I-O

Introduction

L'intégration de résultats issus de techniques d'évaluation monétaire des services écosystémiques prête plus à discussion que l'analyse coût-efficacité. Cela provient du fait qu'une discussion existe sur les services écosystémiques mesurables par les méthodes d'évaluation monétaire de ceux qui ne le sont pas (voir Chapitre I et Section III.3). En outre, si l'on considère que certains services sont mal pris en compte par les techniques d'évaluation monétaire, il devient nécessaire de discuter des méthodes d'évaluation en unités physiques (tonnes, joules, hectares, etc.) et la manière de les articuler avec les techniques d'évaluation monétaire. C'est ce à quoi nous nous attachons ci-dessous.

Plusieurs auteurs ont proposé d'intégrer la valeur de la nature à l'économie en "environnementalisant" la comptabilité économique (Hartwick, 1990; Mäler, 1991; Aronsson et Löfgren, 1995 ; El Serafy, 1997; Heal and Kriström, 1998; Vincent, 2000). Ces comptes modifiés doivent nous aider à répondre à deux questions (Grêt-Regamey et Kytzia, 2007) : i) quelle quantité de services écosystémiques utilisons-nous dans la production économique (évaluation monétaire) et ii) comment les différentes activités économiques en bénéficient (allocation de l'usage des services écosystémiques). Une série de techniques d'évaluation monétaire ont été suggérées pour répondre à la première question (ex. : Pearce, 1993 ; Heal, 2000 ; de Groot *et al.*, 2002). La seconde question, l'allocation, est souvent résolue en ayant recours à la modélisation I-O (Grêt-Regamey et Kytzia, 2007). L'analyse peut être utilisée pour allouer les coûts de traitement des émissions polluantes et des déchets aux activités économiques qui en sont responsables. L'objectif visé consiste à augmenter ainsi la transparence des coûts et des responsabilités dans l'utilisation de l'environnement (Leontief, 1970). Il s'agit en particulier ici de l'utilisation du service de puits, c'est-à-dire la capacité du milieu naturel à assimiler les polluants. Une deuxième approche consiste à allouer la consommation des ressources naturelles et les émissions polluantes aux secteurs économiques et à la demande finale (ménages, etc.) en unités physiques (sans les convertir en unités monétaires) comme proposé par Ayres et Knees (1969), Isard (1972), Costanza et Neill (1981), et Perman *et al.* (1999). Ces auteurs abandonnent l'idée de générer des valeurs monétaires qui intègrent aux données purement économiques l'usage des services écosystémiques nécessaires à la production économique. Ils préfèrent distinguer les données monétaires propres au système économique conventionnel et les données physiques propres à l'écosystème. A l'inverse, certains auteurs incluent l'écoystème comme un nouveau secteur dans la matrice input-output et expriment les inputs de l'écosystème qui entrent dans l'économie en unités monétaires (Schaffner, 2002 ; Hannon, 2001).

Le modèle ECO développé dans cette étude s'apparente plutôt aux approches de Leontief (allocation des coûts de traitement) et de Ayres et Knees, Isard, Costanza et Neil, et Perman *et al.* mentionnées ci-dessus (distinction entre unités physiques et monétaires). Ci-dessous, nous présentons trois approches qui se distinguent de la nôtre par leur volonté de traiter l'environnement en unités monétaires. Si certaines d'entre elles passent par des unités physiques, ces trois approches finissent toujours par les convertir en unités monétaires dans leurs résultats finaux. Ces approches constituent trois tentatives d'intégrer l'évaluation monétaire aux modèles I-O. Il s'agit de l'approche de Cumberland (1966), Hannon (2001) et Grêt-Regamey et Kytzia (2007).

Cumberland (1966)

Description du modèle :

Cumberland (1966) est réputé être le premier à avoir développé une extension environnementale aux modèles I-O (McDonald, 2005 ; Victor, 1972a,b). Il a développé un modèle standard « industry by industry » de type Leontief (Tableau 6). Il y a ensuite ajouté trois lignes (Q, C et A) et une colonne (B)

afin de prendre en compte la production d'externalités associées aux activités économiques dans le cadre d'une politique de développement. La ligne Q contient les bénéfices environnementaux exprimés en unités monétaires associés à la production de chaque secteur ainsi qu'à la consommation de la demande finale. De manière similaire, la ligne C contient les coûts environnementaux exprimés en unités monétaires et la ligne A calcule la valeur nette par la différence entre la ligne C des coûts et la ligne Q des bénéfices ($A = Q - C$). Dans la colonne B, sont enregistrés les coûts par secteur liés aux mesures de restauration de la qualité environnementale au niveau atteint avant la mise en œuvre de la politique de développement. Cumberland estime qu'au minimum, une politique de développement a un impact sur les thématiques suivantes : l'eau, l'air, les espaces ouverts et éventuellement des considérations esthétiques et de sécurité des individus. Autant d'impacts pris en compte dans les lignes C, Q et A.

Critique du modèle :

L'approche développée par Cumberland constitue une approche coût-bénéfice conventionnelle intégrée à un modèle I-O même si, à l'époque, le modèle de Cumberland n'avait pas été formalisé. Il en était resté au cadre conceptuel car il ne spécifiait pas la technique à appliquer pour évaluer les coûts et les bénéfices environnementaux des lignes Q, C et A. Il semble cependant que les coûts et les bénéfices environnementaux ne peuvent être évalués autrement que par les techniques d'évaluation monétaire des externalités environnementales couramment utilisées en analyse coût-bénéfice. Une critique que l'on peut formuler à l'égard de cette approche réside dans la difficulté des évaluations des coûts et des bénéfices environnementaux non marchands. En effet, son modèle ressemble plus à une évaluation coût-bénéfice qu'à un modèle input-output (Richardson, 1972). En conséquence, il souffre de tous les inconvénients liés à l'analyse coût-bénéfice et des techniques d'évaluation monétaire qui y sont inféodées. En outre, le modèle I-O de Cumberland ne prête aucune attention aux flux depuis l'environnement vers l'économie (consommation de ressources) et vice versa (émissions de polluants et déchets) évalués en unités physiques. En conséquence, rien ne vient pallier les problèmes de la monétisation des services intermédiaires abordés à la Section I.2. Si l'on suit la perspective de Fisher *et al.* (2009) et de Turner *et al.* (2004) (Figure 6 et Tableau 2), cela signifie que les services de régulation de premier ordre et les services d'auto-entretien (Figure 5) sont exclus du modèle I-O de Cumberland. Il s'agit pourtant de deux services vitaux puisqu'ils constituent l'infrastructure de l'écosystème nécessaire à la production de l'ensemble des services utiles aux activités anthropiques et à l'existence des êtres-humains.

Hannon (2001)

Description du modèle :

L'approche de Hannon (2001) est intéressante car elle ne vise pas seulement à intégrer les méthodes d'évaluation monétaire des externalités environnementales à un modèle I-O, elle y intègre également l'approche du PIB ajusté par rapport à l'environnement.

Le modèle I-O développé par Hannon (2001) vise à combiner « les processus naturels et économiques dans un cadre commun pour parvenir à formaliser les liens entre l'homme et la nature – entre les activités anthropiques et leurs répercussions environnementales » (traduit par l'auteur). Si son objectif converge avec le nôtre, c'est par la méthode employée que le modèle de Hannon diffère du modèle ECO. Sa méthode consiste d'abord à chiffrer en unités physiques les échanges de matière et d'énergie entre l'environnement et l'économie ainsi que les échanges internes à l'environnement (échanges qu'il considère comme partie constituante du métabolisme de l'écosystème). Ensuite il les convertit en unités monétaires. Or, dans notre approche, la conversion en unités monétaires n'est pas systématique. Elle dépend de la catégorie de service écosystémique (Figure 11).

Dans l'exemple développé par Hannon, ces échanges couvrent par exemple les échanges de minéraux avec les secteurs économiques (ex. : sable de carrière) et des échanges d'animaux et de végétaux avec le secteur agricole (ex. : élevage, pêche, céréales) ou encore les échanges de minéraux du sol avec les plantes (ex. : assimilation de l'azote et du phosphore des sols par les arbres) et les échanges de végétaux avec les animaux (ex. : consommation de plantes par les herbivores). Hannon estime que ces échanges sont analogues à la valeur ajoutée. Alors que dans le système économique, la valeur ajoutée est composée des coûts des facteurs de production nécessaires au fonctionnement de l'économie (travail, rétribution du capital technique et financier, etc.), dans l'écosystème, le métabolisme est le coût de fonctionnement, de maintenance et de remplacement du capital naturel. En effet, sans échanges minéraux entre les sols et les plantes, la croissance végétale est impossible et les herbivores des élevages bovins ne peuvent pas se nourrir pour assurer la production de viande. C'est pourquoi Hannon considère ces échanges comme une rémunération du biocapital, par analogie avec la rétribution du capital utilisé comme facteur de production. En effet, à tout usage d'un capital comme facteur de production est associé un coût : le capital travail est rémunéré par les revenus payés aux travailleurs ; le capital financier est rétribué par les intérêts payés aux banques et les dividendes payés aux actionnaires ; le capital physique est rémunéré par le loyer payé aux propriétaires immobiliers ou la location payée pour le prêt d'une machine ; le capital humain est entretenu en finançant des formations régulières pour que le savoir-faire des travailleurs ne devienne pas obsolète face à l'évolution des techniques et ne s'amenuise pas avec les départs à la retraite, une provision est mise de côté (amortissement) pour financer le remplacement du capital physique (machines et équipement) usagés ou obsolètes. C'est dans ce cadre que Hannon considère le métabolisme comme un coût de production, au même titre que la valeur ajoutée. Cependant, dans l'écosystème, le biocapital n'est pas rétribué. Personne ne paye pour le métabolisme, c'est-à-dire pour tous ces échanges de matière et d'énergie nécessaires au bon fonctionnement de l'écosystème et à la fourniture de services écosystémiques à l'économie. Hannon résout ce problème en ayant recours à l'évaluation contingente pour estimer le métabolisme⁵⁰.

Hannon est conscient qu'avoir recours aux individus pour mettre une valeur monétaire sur la biomasse des végétaux ou sur les minéraux du sol peut sembler absurde aux écologistes. Comment cette valeur pourrait-elle résumer avec fiabilité toutes les fonctionnalités assurées par la biomasse végétale ou les minéraux des sols ? Hannon avance deux arguments pour justifier son choix de l'évaluation contingente. Premièrement, il estime que l'idée de la valeur économique est une activité humaine importante. « Nous sommes régulièrement, indirectement et inconsciemment en train de mettre des valeurs sur les arbres, par exemple, dans le cadre transactions immobilières [la valeur d'un bien immobilier peut augmenter quand il est situé aux abords d'un bois] ou de l'achat de produits en bois en provenance de forêts tropicales » (Hannon, 2001 ; traduit par l'auteur). A mesure que la conscience environnementale augmente dans la société, ces valeurs vont se modifier. Cela justifie que ce type d'évaluation monétaire doit être continuellement répété pour prendre en compte ces changements dans l'échelle de valeur des individus. En outre, Hannon estime que la précision des techniques d'évaluation monétaire va s'améliorer, ce qui permettra de corriger les problèmes rencontrés actuellement. Enfin, l'auteur n'exclut pas d'avoir recours également aux autres techniques d'évaluation monétaire (coûts de remplacement, prix hédoniques, coût des dommages évités, etc.) pour produire des prix cohérents.

⁵⁰ Hannon n'envisage pas de demander aux individus d'évaluer directement le métabolisme : il se rend bien compte de la difficulté de leur demander d'évaluer un flux de matière ou d'énergie. C'est trop abstrait, cela n'aurait pas beaucoup de sens pour eux. C'est pourquoi il leur demande d'évaluer le biocapital et, ensuite, pour convertir une valeur monétaire d'un stock (le biocapital) en un flux (le métabolisme généré par le biocapital), il multiplie le montant obtenu par évaluation contingente par un certain pourcentage estimé en considérant que le biocapital génère une proportion fixe de métabolisme – par exemple, qu'une biomasse totale de x tonnes de forêts est nécessaire pour produire y tonnes de végétaux pour l'alimentation annuelle du gibier.

Outre les flux de matières et d'énergies liés au métabolisme, Hannon ajoute une deuxième composante environnementale à la matrice I-O. Il s'agit des pertes irrévocables de matière ou d'énergie (ou en tout cas non récupérables à des échelles de temps humaines). Cela couvre la perte de biocapital tel que les sols érodés, l'énergie perdue (ex. : la chaleur perdue dans les moteurs des voitures et électriques), la perte de matière (ex. : les containers métalliques usagés jetés en décharge), la diminution des stocks de certains poissons, etc. Ces pertes réduisent la capacité du biocapital à générer le métabolisme à la source des services écosystémiques utiles aux hommes et génèrent parfois des dommages qui présentent un coût réel pour la société. Par exemple la diminution des stocks de poissons réduit les possibilités d'activité économique dans le secteur de la pêche ainsi que les sources d'alimentation saines riches en protéines et pauvres en graisses insaturées ; l'érosion des sols réduit la surface de terres capables d'assurer une croissance végétale (agriculture, forêts) tout en générant une accumulation de sédiments dans les canaux et rivières, ce qui augmente la quantité à draguer pour assurer leur navigabilité, etc. Or aucune de ces pertes n'est comptabilisée dans les matrices I-O conventionnelles. Pourtant il s'agit d'une perte de capital au même titre que les pertes liées aux machines et équipements usagés ou obsolètes. C'est pourquoi Hannon tient à les prendre en compte dans la matrice. Pour ce faire, il suggère de les évaluer par exemple aux prix de marché (pour les ressources naturelles qui possèdent une valeur marchande comme le bois de construction, le sable de carrière ou le pétrole) ou encore par la méthode des coûts de remplacement.

In fine, Hannon introduit toutes ces valeurs dans son modèle I-O et calcule deux PIB ajustés par rapport à l'environnement. Tous les deux prennent en compte les flux de matières et d'énergies liées au métabolisme exprimés en valeur monétaire. Cependant le premier, le GSP (Gross System Product ou « Produit Brut du Système » en français) est calculé par l'approche des dépenses finales (en sommant toutes les composantes de la demande finale). Or dans ces dépenses finales, Hannon a ajouté une colonne pour tenir compte des pertes irrévocables de biocapital. Le second PIB ajusté par rapport à l'environnement est calculé par la méthode des revenus (en sommant les composantes de la valeur ajoutée : salaires, taxes, dividendes, etc.). Or Hannon ne tient pas compte des pertes en biocapital au niveau de la valeur ajoutée. Dans une matrice I-O conventionnelle, le PIB calculé par l'approche des revenus est strictement égal au PIB calculé par l'approche des dépenses finales. C'est parce que les pertes en biocapital ne sont pas comptabilisées. Cependant, dans le système de Hannon, ces pertes sont comptabilisées au niveau des dépenses finales, ce qui explique que le premier PIB ajusté (le GSP) soit systématiquement inférieur au second. Il calcule ensuite un pourcentage d'efficacité de l'économie en divisant le premier par le second. Ce ratio est toujours inférieur à 1. Une économie qui réduirait fortement ses pertes verrait son ratio tendre vers 1.

Critique du modèle :

L'approche de Hannon consiste donc à monétariser d'une part les pertes irrévocables de biocapital ainsi que les flux de matières et d'énergies générés par ce biocapital, flux qu'il dénomme métabolisme. Il définit ce dernier comme suit: « In the ecosystem, the metabolism is the cost of operating, maintaining and replacing natural capital », « [metabolism is] the biological costs of provisioning the biocapital ». Hannon envisage le biocapital comme un stock qui fournit des services tant à l'écosystème qu'aux activités anthropiques. Il inclut dans ce stock des ressources comme les sols, les forêts, les stocks de poissons, etc. Ce biocapital est entretenu et maintenu dans le temps grâce au métabolisme qui le renouvelle continuellement. Outre le service de renouvellement du biocapital usé, le métabolisme est un processus écologique qui fournit également des services aux hommes. Il en résulte que les concepts de métabolisme et de biocapital traités par Hannon (2001) se rapprochent fortement de celui des services intermédiaires de Fisher *et al.* (2009) (Tableau 2) et de celui de valeur primaire de Turner *et al.* (2004) et de Gren *et al.* (1994) (Figure 6). En effet, les services intermédiaires et la valeur primaire couvrent également les processus écologiques et les

structures de l'écosystème qui remplissent cette double fonction d'assurer le bon fonctionnement de l'écosystème et de fournir indirectement des services écosystémiques utiles à l'homme. Or, en mettant une valeur monétaire sur le métabolisme ainsi que sur la part du biocapital irrévocablement perdue, Hannon (2001) en vient à monétariser les services intermédiaires et la valeur primaire. Une telle approche va à l'encontre de celle développée par Fisher *et al.* (2009) et Turner *et al.* (2004). En effet, ces auteurs estiment que les services intermédiaires possèdent une valeur intrinsèque indépendante des préférences individuelles puisqu'ils n'engendrent pas d'amélioration de bien-être directement. Ils possèdent une valeur intrinsèque dans le sens où leur existence et leur maintenance sont nécessaires préalablement à la fourniture de services finaux dont l'homme tire des bénéfices. En ce sens, les structures de l'écosystème (le biocapital de Hannon) et les processus écologiques (le métabolisme de Hannon) constituent un service écosystémique en soi (Turner, 1999). Ils constituent une sorte de capital, de facteur de production sans lesquels l'écosystème se dégrade et n'est plus capable de fonctionner correctement pour produire des services finaux utiles aux hommes. C'est pour cette raison que Turner *et al.* (2004) les excluent de l'évaluation monétaire (voir Section I.2). Certains pourraient argumenter que l'usage du capital (capital travail et capital physique, financier et humain) a un coût dans le système économique, le capital y est rétribué. Par exemple, le paiement des salaires permet de rétribuer le capital travail. Sans cette rétribution, la force de travail ne peut plus s'alimenter, elle ne peut plus travailler et la production s'arrête. Cependant dans l'écosystème, personne ne rétribue la forêt qui offre ses arbres comme habitat pour le gibier qu'elle abrite. Et ce n'est pas parce qu'on lui confère une valeur monétaire dans un modèle, que la forêt fournira un meilleur service d'habitat au gibier⁵¹. D'où l'intérêt d'exclure ce type de service intermédiaire de la valeur économique comme le suggèrent Fisher *et al.* (2009) et Turner *et al.* (2004).

Quand Hannon (2001) justifie les raisons de son recours à l'évaluation monétaire pour évaluer le biocapital et le métabolisme, il invoque cet argument déjà énoncé plus haut, basé sur l'idée que la valeur économique est une activité humaine importante : « Nous sommes régulièrement, indirectement et inconsciemment en train de mettre des valeurs sur les arbres, par exemple, dans le cadre de transactions immobilières ou de l'achat de produits en bois en provenance de forêts tropicales » (traduit par l'auteur). Cet exemple est frappant car il y mentionne en réalité deux services écosystémiques qui relèvent de la catégorie des bénéfices de Fisher *et al.* (2009). Ils relèvent également des catégories des services culturels (récréatif et esthétique) et d'approvisionnement en ressources (en bois de construction) définies par le MA (2005). Ils relèvent aussi de la valeur secondaire de Turner *et al.* (2004). Or, toutes ces catégories sont réputées évaluables monétairement par Fisher *et al.* et Turner *et al.* Par conséquent, avec son exemple, Hannon semble tomber d'accord avec eux. Pourtant ce n'est pas le cas puisqu'il suggère de monétariser également des processus métaboliques de l'écosystème qui relèvent des services intermédiaires. En procédant de la sorte, Hannon (2001) semble implicitement rejeter cette notion d'une valeur intrinsèque à l'écosystème, réputée indépendante des préférences individuelles (Pearce *et al.*, 2006). A moins qu'il ne fasse simplement preuve de pragmatisme : il sait que toute approche est empreinte de subjectivité, qu'elle soit basée sur des unités physiques ou monétaires. Or à un moment, il faut bien développer une méthode, aussi imparfaite qu'elle soit, pour trancher et prendre des décisions.

Une composante subjective importante dans l'approche de Hannon provient du fait que son ratio d'efficacité environnementale de l'économie (plus ce ratio est inférieur à 1 moins l'économie est réputée soutenable) est basé sur les méthodes d'évaluation monétaire pour chiffrer le métabolisme et le biocapital irrévocablement perdu. Or les méthodes d'évaluation monétaire sont elles-mêmes basées sur les préférences individuelles. En conséquence, la valeur monétaire conférée au métabolisme et au biocapital dépend fortement de la structure sociale et de la mentalité actuelle de

⁵¹ Notons que cette remarque n'est plus tout à fait correcte si la valeur monétaire estimée est utilisée pour faire participer les citoyens à une taxe qui servirait à financer la préservation du biocapital et des services qu'il fournit. Nous envisageons cette option dans l'approche I-O que nous développons plus bas.

la société. Hannon en est bien conscient puisqu'il précise lui-même que ce type d'évaluation doit être répété régulièrement pour tenir compte de l'évolution de la sensibilité de la société aux problématiques environnementales.

Par exemple, les valeurs monétaires collectées par évaluation contingente (pour le métabolisme) dépendent fortement de la répartition des salaires au sein de la population. A même niveau de revenu national, une répartition moins égalitaire pourrait mener à une valeur monétaire plus faible puisqu'il est probable que le petit pourcentage de personnes concentrant les revenus les plus élevés, ne seront pas rencontrés lors de l'enquête menée auprès des individus pour récolter leur consentement à payer pour préserver un service écosystémique. A l'inverse si la quantité de richesses est répartie plus égalitairement au sein de la population, une plus grande proportion des personnes interviewées aura un salaire plus élevé et pourra en conséquence se permettre d'exprimer un consentement à payer (CAP) plus grand.

Il en est de même pour le recours à la méthode des coûts de remplacement pour le biocapital irrévocablement perdu. Il est probable que dans un futur proche, la législation environnementale soit plus contraignante qu'aujourd'hui. En conséquence, les entreprises ou les communautés urbaines responsables de la destruction du biocapital seront contraintes d'utiliser des technologies de remplacement plus performantes et en plus grand nombre qu'aujourd'hui (ex : systèmes d'épuration des effluents urbains et industriels plus performants, installation systématique de bandes enherbées le long des cours d'eau, etc.). La demande pour ces techniques risque donc d'augmenter fortement, ce qui pourrait avoir un effet sur leur prix. Un équilibre devrait s'opérer selon les techniques considérées entre :

- 1) la loi de l'offre et de la demande qui devrait influencer les prix à la hausse (ex. : une hausse de la demande en matériaux de construction pour la restauration des nourriceries estuariennes),
- 2) l'évolution des prix des technologies qui tend généralement à baisser à mesure qu'elles pénètrent le marché et que leur usage se répand,
- 3) l'augmentation des performances environnementales imposées par la législation environnementale qui pourrait influencer les prix à la hausse (ex. : en matière d'épuration, cela coûte souvent beaucoup plus cher de traiter les derniers 15% de polluants restants dans un effluent industriel que les premiers 85%).

En conséquence, il est probable qu'à niveau de qualité environnementale et de biocapital constant, des économistes qui calculeraient la valeur du biocapital irrévocablement perdu obtiennent un résultat différent en 2030 qu'en 2010. S'il devait s'avérer que ce sont les facteurs 1) (loi de l'offre et de la demande) et 3) (performances demandées élevées) qui prévalent sur l'évolution des prix, le ratio de Hannon serait donc plus faible en 2030 que celui calculé en 2010⁵². C'est-à-dire que la société en 2030 serait estimée moins durable que celle en 2010 alors que l'environnement ne se serait pas détérioré. Cela montre toute la subjectivité de la méthode puisque la valeur monétaire du biocapital dépend de la sensibilité environnementale des législateurs qui, par les normes qu'ils instaurent, influencent les prix du marché.

Nous voyons donc que les biais liés à la subjectivité des préférences individuelles pourraient mener le ratio de Hannon à sous-estimer l'importance des services écosystémiques par rapport à celle que nous pourrions leur donner dans un futur plus ou moins proche quand la sensibilité

⁵² Le ratio serait plus faible car le biocapital irrévocablement perdu, évalué par la méthode des coûts de remplacement, prendrait une valeur supérieure en 2030 par rapport à 2010. En conséquence, dans le ratio de Hannon, le numérateur (GSP) serait plus faible en 2030 par rapport à 2010 pour un dénominateur (PIB ajusté calculé par l'approche des revenus) qui, lui, n'aurait pas diminué.

environnementale de la société sera plus grande. Cependant, malgré ces biais, il est indéniable que le modèle de Hannon reste une démarche intéressante. Le calcul d'un indicateur d'efficacité environnementale de l'économie fait du modèle de Hannon un outil très utile aux stades précoces des processus de décision. Il agit comme un signal d'alarme soulignant l'urgence de prendre des mesures environnementales en fonction de l'éloignement de l'économie par rapport à la trajectoire durable. Cependant, il faut garder à l'esprit qu'au vu des biais liés aux préférences individuelles, ce type d'indicateur agit probablement avec un temps de retard. Lorsqu'il nous avertit d'une urgence, celle-ci est probablement déjà dépassée depuis un certain temps. C'est la raison pour laquelle des méthodes complémentaires doivent être développées pour pallier ce biais. Les approches en unités physiques constituent une opportunité en ce sens, même si elles ne sont pas non plus exemptes de biais liés à la subjectivité de la définition de seuils minimum de fourniture en services intermédiaires et d'impacts que l'on souhaite éviter (abordé plus bas). Dans tous les cas, utiliser plusieurs approches permet de compenser les biais propres à chacune d'elles.

Grêt-Regamey et Kytzia (2007)

Description du modèle :

Grêt-Regamey et Kytzia (2007) partent du constat qu'en planification régionale, les approches sont plus souvent basées sur l'offre que sur la demande. Plus particulièrement, elles sont ciblées sur ce que la région peut apporter au développement économique. Dans cette perspective, l'environnement est un fournisseur de services pour l'économie régionale. La planification régionale vise alors à assurer un approvisionnement de services écosystémiques adéquats pour une utilisation optimale par les secteurs économiques afin de garantir le plus grand bénéfice économique possible.

La première étape de l'approche de Grêt-Regamey et Kytzia (2007) passe par une sélection des services écosystémiques à évaluer monétairement. Pour tester leur approche, ils ont ciblé trois services écosystémiques sur un site d'étude alpin en Suisse : la protection naturelle contre les avalanches que fournissent les arbres (service final produit par le service intermédiaire de régulation des flux hydriques), la séquestration du CO₂ par les puits de carbone que sont les arbres (service intermédiaire de premier ordre de régulation de la concentration en carbone dans l'atmosphère) et la production de biomasse végétale (service intermédiaire de production primaire, service final de production de ressources naturelles et de zones récréatives). Dans une seconde étape, ils quantifient en unités physiques les paramètres physiques qui sous-tendent ces trois services écosystémiques. Enfin, dans une troisième étape, ils convertissent ces données physiques en unités monétaires sur base de différentes méthodes d'évaluation. Pour les avalanches, ils utilisent la méthode du coût des dommages évités. Les quantités de neige calculées à l'étape précédente leur permettent de chiffrer la quantité de biens matériels (bâtiments et voitures) et de vies humaines détruits en cas d'avalanche. Il ne leur reste plus qu'à convertir ces destructions en chiffrant la valeur monétaire des biens et des vies détruits. La séquestration du CO₂ est chiffrée sur base de la quantité de carbone fixée dans les arbres. Cette quantité est ensuite multipliée par le prix d'une tonne de CO₂ tel que fixé par le marché européen d'échange de quotas d'émissions (EU-ETS). Quant à la biomasse végétale (forêts, champs, prairies, etc.), elle est chiffrée sur base des coûts de production en agriculture et foresterie.

A la différence de Hannon, leur objectif ne vise pas à calculer un PIB ajusté par rapport à l'environnement mais à montrer comment varie la demande en services écosystémiques, exprimée en valeur monétaire, lorsque la production économique est modifiée. Cela est étudié dans le cadre de différents scénarios d'évolution environnementale et économique à l'horizon 2050. Ces scénarios prennent en compte la diminution du tourisme lié au ski alpin en raison du réchauffement climatique, la croissance des surfaces forestières qui découle du réchauffement, la réduction des surfaces agricoles (champs, prairies) lié à une diminution des subsides, etc. Leur modèle permet de

calculer également de combien une hausse du tourisme permettrait d'accroître la quantité de services écosystémiques (exprimée en valeur monétaire) en raison d'une demande accrue de protection des infrastructures touristiques contre les avalanches et pour la séquestration du carbone. Leur modèle leur permet également de chiffrer l'importance directe et indirecte des services écosystémiques pour chaque secteur (toujours en valeur monétaire). Enfin, leur modèle leur permet de chiffrer le produit régional brut et de le comparer à la valeur totale des services écosystémiques consommés annuellement. Selon les auteurs, cela leur permet d'évaluer l'importance des services écosystémiques pour l'économie régionale. Ils reconnaissent toutefois que leur modèle omet de nombreux services écosystémiques, ce qui explique que leur part dans le revenu régional annuel soit très faible (4%).

Critique du modèle :

Grêt-Regamey et Kytzia reconnaissent cependant que le recours à une évaluation monétaire est controversé. Ils le justifient néanmoins en invoquant les arguments avancés par Hannon (2001) (voir plus haut). Cependant cela ne change rien au fait que leur approche souffre des mêmes biais que celle de Hannon. Le recours à l'évaluation monétaire est empreint de subjectivité. Le service de séquestration du carbone étant évalué sur base du prix de marché des quotas de CO₂, la valeur économique de ce service écosystémique dépend de la sensibilité environnementale des autorités publiques nationales (qui émettent les plans d'allocation de quotas de CO₂) et de la Commission européenne (qui avalise ces plans, la quantité de quotas initialement émise et la part allouée gratuitement). Lorsqu'ils allouent les quotas de CO₂, la quantité initiale attribuée gratuitement affectera de beaucoup les prix de marché. Or on sait que durant la première phase (2005-2007) du système communautaire d'échange de quotas d'émissions (SCEQE) en Europe, les prix sont tombés très bas parce que les quotas avaient été alloués en trop grande quantité par rapport aux émissions industrielles effectives (Hintermann, 2010). Et les prix n'ont jamais vraiment augmenté par la suite. Outre le fait que cela biaise la valeur monétaire du service de séquestration évalué par Grêt-Regamey et Kytzia (2007), cela n'incite pas les entreprises à investir dans des technologies plus propres étant donné qu'elles peuvent en grande partie utiliser les quotas qu'elles possèdent ou facilement acheter des quotas à bas prix pour couvrir leurs émissions.

Outre ce problème de subjectivité, comment savoir quel est le service final et le bénéfice (Tableau 2) qui sont inclus dans cette valeur de marché ? Par exemple, inclut-elle la capacité des puits de CO₂ à réduire la hausse du niveau marin et des dégâts occasionnés par les inondations subséquentes ? Ou encore, est-ce que cette valeur de marché couvre la capacité des puits de CO₂ à limiter la fréquence et la violence des ouragans avec les destructions d'infrastructure et de vies humaines que ces événements impliquent ? Est-on bien sûr de savoir ce que l'on mesure avec cette valeur de marché ? Est-on bien certain, en outre, que ce prix est suffisamment élevé par rapport aux coûts des dommages qui seraient occasionnés si le carbone n'était pas séquestré ?

Dans la même veine, évaluer la biomasse végétale sur base des coûts de production agricole et forestière revient à réduire la biomasse végétale à un service écosystémique final d'approvisionnement en ressources. Mais qu'en est-il des services intermédiaires qu'elle fournit en régulation de l'érosion et des flux hydriques, en production primaire pouvant servir d'habitat pour la biodiversité, etc. ? La méthode de Grêt-Regamey and Kytzia (2007) omet complètement ces catégories de service-là.

D'où, encore une fois, l'utilité d'approches hybrides qui conservent les unités physiques jusque dans les résultats du modèle et ne les convertit pas en cours de route en unités monétaires.

IV. UNE APPROCHE D'INTEGRATION HYBRIDE DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES DANS LE MODELE « ECO »

IV.1. Différences par rapport à l'intégration par le biais de valeurs purement monétaires

Le modèle ECO développé dans cette étude, est un modèle I-O hybride qui se distingue de l'approche de Cumberland, Grêt-Regamey et Kytzia, et Hannon dans le sens où il se veut aussi holistique que possible, c'est-à-dire qu'il vise la couverture d'une variété importante de catégories de services écosystémiques en prenant compte des interactions. Il s'agit là d'un principe de base important de la Science Post-Normale et de la GIZC (gestion intégrée des zones côtières) abordé au Chapitre II. Or, si l'on suit la logique de Fisher *et al.* (2009) (Tableau 2) et Turner *et al.* (2004) (Figure 6), sur quatre catégories de services, seuls deux sont couverts par les méthodes d'évaluation monétaire : les services culturels et d'approvisionnement en ressources. Certes, on peut considérer que les services de régulation rangés dans la catégorie des services intermédiaires de deuxième ordre sont couverts au travers du service final d'approvisionnement en ressources qu'ils fournissent (ex. : approvisionnement en sols à faible risque d'inondations) et du bénéfice qui en découle (absence de dégâts matériels liés aux inondations). Cependant la fonction qu'ils assurent en tant que service de premier ordre ne l'est pas. Or il s'agit là d'une catégorie de service vitale au même titre que les services d'auto-entretien (Figure 5).

Il est vrai que l'approche de Hannon (2001) diffère de celle de Cumberland (1966) et Grêt-Regamey et Kytzia (2007) dans le sens où elle prétend couvrir les services écosystémiques intermédiaires en plus des services finaux et des bénéfiques. Pour les raisons déjà évoquées plus haut, il nous semble que cela est discutable car fortement biaisé et empreint de subjectivité liée aux préférences individuelles (la base de toute valeur monétaire). Le risque est grand que cette valeur monétaire laisse de côté ou sous-évalue certains services écosystémiques intermédiaires vitaux pour la survie de l'espèce humaine et pour le maintien de ses activités.

Une solution consiste à recourir aux unités physiques pour les services intermédiaires, à utiliser conjointement avec des unités monétaires pour les services finaux et les bénéfiques qui en découlent. Toutefois, cette solution ne signifie pas, comme déjà mentionné plus haut, que l'usage d'unités physiques est exempt de subjectivité. Cependant, alors que pour l'évaluation monétaire, la subjectivité concerne la quantité de service écosystémique (en unités monétaires), pour l'évaluation en unités physiques, la subjectivité concerne le seuil à partir duquel la quantité de services écosystémiques (en unités physiques) doit être considérée comme dangereusement faible.

Dans le cas de méthodes dont les résultats sont exprimés en unités physiques, la subjectivité est inhérente à la détermination d'un seuil minimum de services intermédiaires en dessous duquel on estime que les activités anthropiques ainsi que la survie de l'espèce humaine sont mises en danger. Hannon est bien conscient qu'un minimum de services intermédiaires est nécessaire à la fourniture des services finaux, qui sont eux-mêmes essentiels aux activités anthropiques ainsi qu'à la survie de

l'espèce humaine. Le problème réside dans le fait qu'il est difficile de chiffrer la quantité minimum de services intermédiaires nécessaire à notre survie. Déterminer un seuil minimum en dessous duquel la dégradation de l'environnement serait considérée comme dangereuse implique un jugement normatif sur la façon dont les sociétés choisissent de gérer le risque et l'incertitude (Rockström *et al.*, 2009). D'autant plus que de tels seuils minimum ne sont pas souvent connus et quand ils le sont, des incertitudes persistent sur le niveau exact de ce seuil. Là où Hannon décide de chiffrer la tendance de la société à s'éloigner d'un chemin soutenable sur base des préférences individuelles, d'autres comme Rockström *et al.* proposent des approches basées sur les unités physiques. Pour les changements climatiques, ces derniers prennent par exemple le seuil minimum de concentration de CO₂ dans l'atmosphère (350-550 ppm) à ne pas dépasser si l'on veut éviter la destruction complète de la calotte glaciaire aux pôles. Cependant, Rockström précise que tant la fixation du seuil de 350-550 ppm que la fonte des calottes glaciaires comportent une part de subjectivité. Nous l'avons vu plus haut, l'incertitude est telle que pour chiffrer la probabilité d'occurrence de la fonte des glaces lorsque la concentration atteint 350-550 ppm, les modélisateurs du GIEC (IPCC, 2007a,b) (voir Chapitres II et IV) ont en partie recours à des probabilités subjectives sur base d'avis d'experts. Enfin, déterminer que la fonte des calottes glaciaires est un impact que l'on souhaite éviter peut apparaître comme subjectif également. Pourquoi cet impact-là et pas un autre ? – Comme le mentionne Stirling (2001), l'évaluation individuelle des impacts causés par les mesures politiques reste subjective. Certaines personnes seront sensibles aux impacts rares mais très violents alors que d'autres seront plus touchés par de petits impacts fréquents mais dont l'effet devient réellement significatif à l'issue de plusieurs dizaines d'années. Cela montre que le recours aux unités physiques n'est pas moins subjectif que le recours aux unités monétaires.

Le recours aux unités physiques présente cependant l'avantage de ne pas occulter la réalité environnementale derrière un ratio unique. Les compromis à réaliser sont clairs et apparents. C'est-à-dire que l'usage d'unités physiques multiples permet de montrer les arbitrages à opérer entre les objectifs environnementaux et économiques. Or certains auteurs estiment que cela est essentiel si l'on veut que les mesures environnementales soient opérationnelles et atteignent leurs objectifs (Chapitre II). Cela montre la complémentarité des deux méthodes. Des ratios uniques comme celui de Hannon (ou l'empreinte écologique par exemple) sont séduisants car ils sont simples à prendre en compte. En effet, un seul chiffre doit être considéré. Il peut en conséquence sensibiliser et alerter très vite les acteurs et les décideurs sans que ceux-ci ne doivent y consacrer du temps pour acquérir le bagage théorique nécessaire à leur compréhension. C'est pourquoi les ratios uniques peuvent être utilisés dans un premier temps pour tirer la sonnette d'alarme sur l'urgence de la dégradation environnementale. Cependant, des méthodes en unités multiples, comme le modèle ECO, sont nécessaires pour agir dans un second temps. Ces méthodes expriment la réalité à un niveau de détail plus développé. Or ce niveau de détail est nécessaire pour comprendre les problématiques complexes et élaborer les grands types de mesures à prendre pour répondre à l'urgence identifiée préalablement. Il faut toutefois veiller à ce que ce « second temps » ne vienne pas trop tard après avoir tiré la sonnette d'alarme : en effet, comme nous l'avons déjà souligné plus haut, le ratio de Hannon reflète la réalité des dégradations environnementales avec un certain temps de retard en raison des catégories de services écosystémiques qu'il omet (voir Section III.7).

IV.2. Intégration des valeurs monétaires au modèle ECO

a) Généralités

La Figure 11 suggère un cadre à respecter pour l'intégration des méthodes d'évaluation monétaire des services écosystémiques au modèle ECO. Ce cadre est basé sur le respect du principe holistique de la Science Post-Normale et de la GIZC. Dans ce cadre, une distinction claire est opérée entre, d'une part, les services écosystémiques intermédiaires (auto-entretien et régulation) non monétarisables car réputés indépendants des préférences individuelles et, d'autre part, les services écosystémiques finaux monétarisables au travers des bénéfices qu'en retirent les individus et donc totalement dépendants des préférences individuelles (Section I.2).

Dans ce cadre, une distinction claire est opérée entre les approches basées sur des marchés réels (approches indirectes), en ce y compris les marchés de substitution, et celles qui sont basées sur des marchés hypothétiques pour pallier l'absence de marché (approches directes). Les valeurs monétaires tirées des approches basées sur un marché réel sont intégrées au modèle au niveau de la matrice de la demande finale (des ménages, en investissement, etc.) ou de la demande intermédiaire d'inputs. L'objectif consiste à évaluer l'impact d'une amélioration ou d'une dégradation des services écosystémiques sur les secteurs économiques et la demande finale.

Les valeurs monétaires exemptes de marché et par conséquent, tirées des approches basées sur des marchés hypothétiques sont intégrées au modèle sous forme d'une taxe hypothétique à la ligne correspondante de la matrice I-O. A la différence des approches de Cumberland, Hannon et Grêt-Regamey et Kytzia, l'objectif ne consiste pas à évaluer l'impact d'une variation des services écosystémiques mais l'impact d'une mesure de taxation à finalité environnementale sur les secteurs de production et sur la consommation finale (via l'effet d'une hausse des coûts de production et/ou d'une baisse du pouvoir d'achat des ménages).

b) Définir et catégoriser les services écosystémiques

Pour distinguer les externalités environnementales positives – autrement dit, les services écosystémiques – monétarisables de celles qui ne le sont pas, il faut déterminer ce qu'est un service écosystémique et les catégoriser. Cinq définitions et trois systèmes de catégorisation ont été présentés plus haut à la Section I.1. Un service écosystémique est défini dans cette étude comme tout processus ou structure de l'écosystème qui apporte, directement ou indirectement, un bénéfice à l'homme. Nous avons vu que l'évaluation monétaire ne semble pas pouvoir englober les services écosystémiques intermédiaires (au sens de Fischer *et al.*, 2009), c'est-à-dire les services d'auto-entretien et de régulation au sens du MA (2005) (Tableau 2 et Figure 5). Ces services sont à ranger dans la catégorie des valeurs primaires définies par Turner *et al.* (2004) et Gren *et al.* (1994) (Figure 6). Il s'agit de valeurs intrinsèques des structures et des processus écologiques qui font en sorte que l'écosystème tient ensemble et fonctionne de manière à pouvoir assurer la fourniture de valeurs secondaires, c'est-à-dire de services finaux qui bénéficient directement aux individus. Or Turner *et al.* (2004) estiment que cette valeur primaire n'est pas incluse dans la valeur économique totale (Figure 6) et est donc par définition exclue des méthodes d'évaluation monétaire. En effet, « La *valeur économique totale* (VET) est par définition liée aux préférences individuelles des êtres humains (voir Encadré 3), de sorte qu'elle ne peut englober la valeur intrinsèque si celle-ci est réputée indépendante de ces préférences (Pearce *et al.*, 2006) ».

En conséquence, le premier critère décisionnel consiste à se demander si la structure ou le processus de l'écosystème considéré apporte un bénéfice aux hommes, qu'il soit direct ou indirect. Si ce n'est

pas le cas, les méthodes d'évaluation économique des services écosystémiques ne s'appliquent pas. Au contraire, si c'est le cas, le second critère décisionnel utilisé pour déterminer la méthode d'évaluation économique appropriée consiste à se demander si le service considéré est, dans le cadre de la thématique environnementale étudiée, un service intermédiaire ou pas (Figure 11). C'est un service intermédiaire s'il s'agit d'une structure ou d'un processus de l'écosystème qui intervient dans la production d'un service final (Tableau 2). Il s'agit par contre d'un service final si les individus peuvent en retirer un bénéfice direct, le plus souvent grâce à un équipement ou une infrastructure (ex. : installation de captage permettant de pomper l'eau propre d'une rivière ou d'une nappe pour la distribution d'eau potable) ou un savoir-faire (ex. : techniques de pêche à la ligne).

Services intermédiaires

S'il s'agit d'un service intermédiaire, il doit être exclu de toute tentative de monétarisation et évalué en unités physiques, c'est-à-dire évalué en tant que tel, pour sa valeur intrinsèque. Dans ce cas, ces unités physiques peuvent être entrées dans le modèle comme paramètres. C'est ce que l'on appelle une opération d'environnementalisation de la matrice I-O. La façon de procéder à cette opération est expliquée plus bas dans les Sections IV.3 et IV.4. La Section VII.7 donne quant à elle un aperçu détaillé des opérations et des équations d'environnementalisation.

Services finaux et bénéfiques évalués par les approches indirectes (marchés réels)

Dans le cas où le service étudié n'est pas un service intermédiaire, cela signifie que c'est un service final ou un bénéfice. S'il s'agit d'un service final, avant de mettre en œuvre une approche d'évaluation monétaire, il faut identifier précisément le bénéfice que l'on souhaite évaluer. Car pour rappel, dans le système de Fisher *et al.* ce ne sont pas les services finaux qui sont évalués monétairement mais les bénéfices qui en découlent (Tableau 2). Un troisième critère décisionnel intervient alors. La valeur monétaire que l'on souhaite insérer dans le modèle I-O a-t-elle été calculée sur base d'une approche directe ou indirecte ?

Nous abordons ici le cas où l'impact d'une variation des services écosystémiques (en quantité ou en qualité) sur les activités économiques et la consommation a été évalué par une approche indirecte⁵³ d'évaluation monétaire. Les approches indirectes rassemblent toutes les méthodes d'évaluation monétaire basées sur des marchés réels. Les résultats des approches indirectes d'évaluation monétaire, basées sur des marchés réels, peuvent être intégrés dans le modèle I-O. A la différence de l'utilisation de ces méthodes pour l'analyse coûts-bénéfices, il ne s'agit pas ici de les utiliser pour estimer la valeur économique d'une modification dans la fourniture d'un service écosystémique. L'objectif vise plutôt à insérer dans le modèle I-O un impact économique direct (qui touche un secteur ou un groupe d'individus) pour en mesurer les effets indirects sur le reste de l'économie à travers les liens qui lient un secteur à ses fournisseurs, à ses sous-traitants et aux consommateurs finaux.

S'il existe une technologie efficace pour remplacer le service final ou le bénéfice considéré, une méthode intéressante relevant des approches indirectes est la méthode des coûts de remplacement qui peut éventuellement être utilisée. Cette méthode permet par exemple de couvrir les services finaux d'approvisionnement en ressources issus des services de régulation de second ordre (ex. : approvisionnement en sols protégés contre les inondations par des dunes ou une zone humide ; voir Tableau 2, Tableau 3 et Tableau 5). Ses résultats en unités monétaires peuvent être intégrés comme

⁵³ Approches indirectes : observations basées sur les transactions de marché, la méthode des coûts de remplacement et les préférences révélées (méthode des coûts de déplacement, prix hédonistes, comportements de prévention et dépenses de protection, fonctions dose-réponse), approche du coût des dommages.

paramètres dans le modèle I-O. Cependant, cette intégration n'a pas pour but de chiffrer la valeur d'une modification du service étudié mais plutôt de simuler les impacts économiques directs et indirects d'une mesure de remplacement d'un service par une infrastructure artificielle. En parallèle, le service en question peut être pris en compte en unités physiques dans le modèle I-O pour pallier les faiblesses de la méthode des coûts de remplacement. En effet, les services écosystémiques peuvent être sous-estimés étant donné qu'une infrastructure artificielle ne permet pas toujours de recréer le service originel aussi efficacement que l'écosystème. En outre, des effets secondaires peuvent se produire et dégrader d'autres ressources environnementales. Cela doit être pris en compte dans les résultats exprimés en unités physiques. Il ne faut pas oublier non plus le risque important de sous-estimation des techniques basées sur les prix du marché. En effet, quand les prix du marché se situent sous le montant maximal que les consommateurs seraient prêts à payer, le risque de sous-estimation du CAP⁵⁴ (et donc de la valeur économique) est important lorsque l'on utilise la méthode des coûts de remplacement (toutefois, cette critique n'est pas réellement d'application ici car notre volonté n'est pas d'évaluer le CAP mais plutôt d'évaluer l'impact économique d'une technologie de remplacement d'un service écosystémique). Ce sont les raisons pour lesquelles Turner *et al.* (2004) recommandent de n'utiliser cette technique que lorsque les bénéfices ne peuvent pas être estimés facilement d'une autre manière.

Quand les bénéfices tirés des services finaux peuvent être facilement évalués autrement ou que le service écosystémique considéré n'est pas remplaçable efficacement, les autres méthodes d'approche indirecte peuvent entrer en jeu. Par exemple, l'effet de la dégradation de l'environnement sur le marché de l'immobilier pourrait être pris en compte en intégrant dans le modèle I-O, les résultats de la méthode des prix hédoniques. Ou encore, les effets de la pollution sur la hausse des dépenses en soins de santé pourraient être pris en compte en intégrant dans le modèle une fonction dose-réponse qui chiffre l'effet de la hausse de la pollution de l'air sur la fréquence des maladies respiratoires dans la population et l'impact subséquent sur la hausse des dépenses des individus en soins de santé.

Services finaux et bénéfices évalués par les approches directes (marchés hypothétiques)

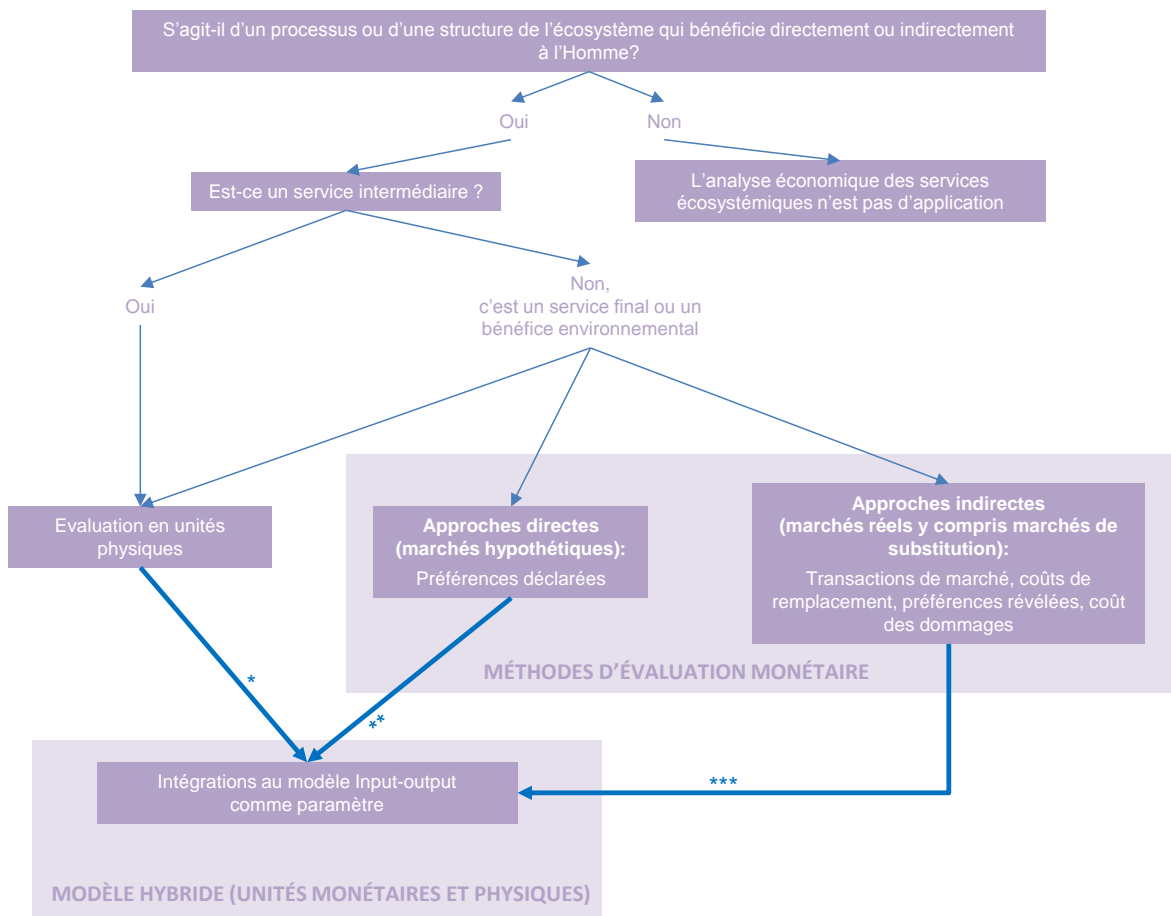
Les résultats des approches directes⁵⁵, basées sur un marché hypothétique mais qui ne possède aucune existence dans la réalité, peuvent également être intégrés dans le modèle I-O. Cependant, à la différence des approches indirectes, il ne s'agit pas ici d'évaluer l'impact économique d'une variation des services écosystémiques mais plutôt d'estimer l'impact économique direct et indirect de mesures d'internalisation des externalités négatives. Il peut s'agir par exemple de l'introduction d'une nouvelle taxe pour faire contribuer les citoyens aux mesures de restauration des zones humides. Cela présuppose que le montant de la taxe doit équivaloir au montant que les individus ont déclaré être prêts à payer lors des enquêtes réalisées par évaluation contingente ou analyse conjointe. Or il est possible que la restauration des zones humides nécessite une participation financière plus élevée. Dans tous les cas, cette intégration ne sera pas destinée à mettre une valeur sur un service mais plutôt à simuler l'impact de nouvelles mesures environnementales sur les activités économiques et la consommation.

Dans tous les cas, que l'on applique une approche directe ou indirecte, toute évaluation monétaire du bénéfice tiré d'un service final peut toujours être accompagnée d'une évaluation en unités physiques intégrée au modèle I-O. Utiliser deux approches en parallèle permet de pallier leurs faiblesses respectives. Et en ce qui concerne les services intermédiaires, la modélisation I-O (ou tout autre approche en unités physiques) est essentielle car elle cible des services écosystémiques

⁵⁴ CAP : consentement à payer.

⁵⁵ Approches directes : les techniques des préférences déclarées (évaluations contingentes et analyses conjointes).

(services d'auto-entretien et de régulation) qui ne sont pas pris en compte dans la valeur économique totale par les méthodes d'évaluation monétaire.



* Paramètre (ha, t, kW, etc.) = flux entrant ou sortant de matière ou d'énergie à l'interface du système économique et écosystémique (cf. opérations d'environnementalisation des matrices I-O) ; ** Paramètre (€) = taxe hypothétique (avec effet sur la consommation des ménages) pour simulation de scénarios de mesures environnementales ; *** Paramètre (€) = demande finale (ménages, investissements, etc.) ou demande intermédiaire d'inputs pour simuler l'impact économique indirect de variations dans les services écosystémiques.

Figure 11. Arbre de choix décisionnel pour l'intégration des évaluations monétaires et unités physiques dans un modèle input-output reposant sur le principe holistique de la Science Post-Normale et de la GIZC.

Note : Ce schéma montre que les résultats des méthodes d'évaluation monétaire peuvent être intégrés comme paramètres au sein d'un modèle I-O qui respecte le principe holistique de la Science post-Normale et de la GIZC à condition d'appliquer une double dichotomie. Il s'agit d'opérer une première distinction entre service intermédiaire et final et une seconde distinction entre les méthodes directes (basées sur un marché hypothétique étant donné l'absence de marché réel) et les méthodes indirectes (basées sur un marché réel, en ce y compris les marchés de substitution).

IV.3. Intégration des unités physiques au modèle ECO

Fisher *et al.* (2009) ont dû adapter les catégories de services écosystémiques du MA (2005) aux méthodes d'évaluation monétaire pour que ces catégories soient opérationnelles. De manière similaire, la prise en compte des services écosystémiques au sein du modèle ECO nécessite également une adaptation du système de catégorisation de ces services. Premièrement, nous reprenons l'adaptation de Fisher *et al.* (2009) que nous couplons aux considérations de Turner *et al.* (2004). Cela nous permet d'identifier les services écosystémiques à évaluer exclusivement en unités physiques. Toutefois, cela n'empêche pas d'évaluer en unités physiques les services évaluable en unités monétaires. Deuxièmement nous ajoutons une composante supplémentaire. Il s'agit d'identifier les flux de matières et d'énergies (paramètres physiques) entrant en jeu dans la

fourniture de chaque service écosystémique. Troisièmement, nous quantifions ces flux, ce qui nécessite de pouvoir calculer les relations de causalité au sein de la chaîne DPSIR (*Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses*). Ces trois points sont détaillés ci-dessous.

a) Sélectionner les services écosystémiques

Une première étape consiste à identifier les services écosystémiques exclus de l'évaluation monétaire sur base du système de catégorisation de Fisher *et al.* (Figure 11). La distinction entre services intermédiaires d'une part et services finaux et bénéfiques d'autre part permet de cibler les services à évaluer exclusivement en unités physiques (les services intermédiaires). Toutefois, ce n'est pas parce que les services finaux sont inclus dans l'évaluation monétaire (par le biais des bénéfiques qu'ils génèrent) qu'ils ne peuvent pas être parallèlement évalués en unités physiques. Le modèle I-O sera d'autant plus holistique qu'un même service est mesuré en différentes unités, chaque unité capturant une part différente de la réalité de l'anthropo-écosystème. C'est d'ailleurs un des principes de la Science Post-Normale (voir Chapitre II) que d'éviter l'hégémonie d'un indicateur unique (Giampietro *et al.*, 2006) et par extension, d'une unité unique. En outre, utiliser plusieurs unités pour un même service écosystémique permet d'étudier les interactions entre les différentes parties du système, ce qui rejoint la définition d'holistique donnée par Gallopin *et al.* (2001) : des propriétés holistiques confèrent à une approche la capacité d'offrir une perspective globalisante au sein de laquelle différents éléments, habituellement considérés individuellement, sont rassemblés pour être étudiés ensemble en incluant leurs interactions à l'intérieur du système auquel ils appartiennent. Par exemple, le service final d'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons) peut être évalué en unités monétaires au travers du bénéfice que l'on en retire par la pêche mais il peut également être évalué en unités physiques pour refléter son rôle en termes de service intermédiaire d'auto-entretien lié à la biodiversité (la biodiversité génère de la biodiversité et par là-même des espèces potentiellement exploitables par l'homme) (Tableau 3). Grâce à ces unités hybrides, le modèle ECO permet de quantifier l'interaction entre la croissance des stocks de poissons (en unités physiques) et la croissance du bénéfice tiré de la pêche (en unités monétaires), soit une interaction entre l'écosystème et le système économique.

b) Identifier les paramètres physiques à inclure en unités physiques dans le modèle ECO

Pour l'insertion des unités physiques dans le modèle, nous avons appliqué la méthode suivante. La zone d'étude considérée est passée en revue afin de lister les services écosystémiques existant pour chaque catégorie du MA (2005).

Une fois listés, ils sont décomposés à la manière de Fisher *et al.* (2009), suivant leur place dans la chaîne de causalité, en services intermédiaires (de premier et de second ordres), services finaux et bénéfiques. Cela permet d'identifier plus facilement les processus écologiques qui interviennent dans la fourniture de services. Ensuite, les paramètres physiques qui entrent en jeu dans les processus écologiques sont identifiés. L'approche I-O requiert que l'on cible uniquement les paramètres liés à des flux de matières ou d'énergies qui transitent à l'interface entre l'écosystème et le système économique. Cette exigence est liée à la méthode d'intégration de l'environnement au modèle I-O par le calcul de coefficients techniques (opération d'environnementalisation de la matrice I-O). Ces coefficients donnent la quantité de matière ou d'énergie consommée (unités physiques) par unité d'output industriel produit (unité monétaire). Un coefficient pour les émissions polluantes ou de déchets peut être calculé de manière analogue. En multipliant l'output sectoriel total calculé par le modèle par les coefficients techniques, on obtient la quantité de matière ou d'énergie consommée et la quantité de polluants ou de déchets émis pour chaque secteur de production. Les flux à l'interface entre deux compartiments internes à l'écosystème peuvent dans certains cas également

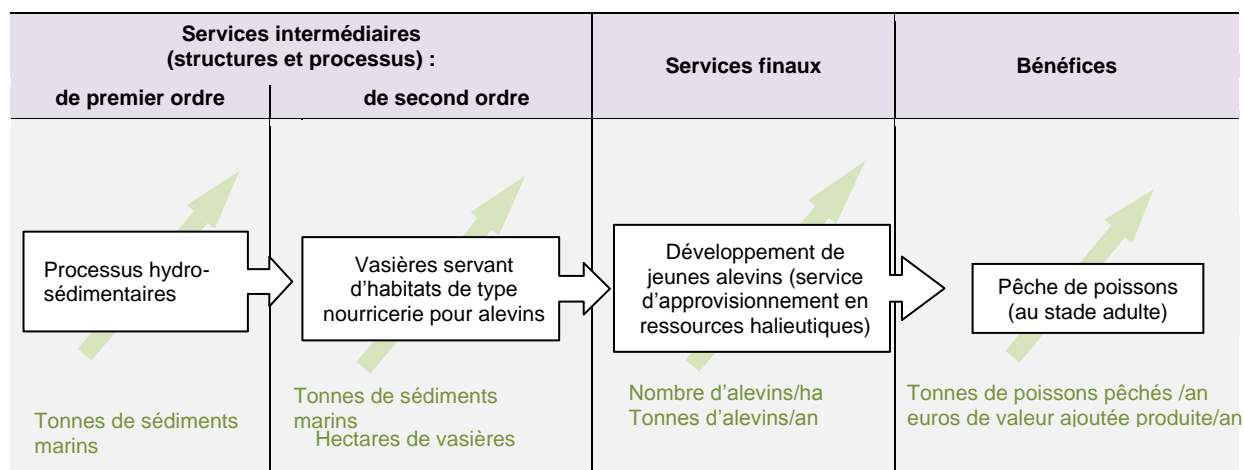
être pris en compte mais cela nécessite d'ajouter des équations exogènes au modèle I-O et d'intégrer leurs résultats dans le modèle.

Prenons par exemple le cas de l'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons). Si l'on décompose ce service d'approvisionnement en ressources en ses différentes étapes dans la chaîne de causalité suivant la méthode de Fisher *et al.* (2009), on obtient quatre services (Tableau 7). Pour chacun de ces services écosystémiques, des flux de matières peuvent être identifiés. Pour les bénéfiques, il s'agit de tonnes de poissons pêchés par an ou de valeur ajoutée produite en une année par le secteur de la pêche exprimée en euros. S'il est possible de tirer profit de ces deux bénéfiques, c'est grâce au service final de développement de jeunes alevins (service final d'approvisionnement en ressources halieutiques). Ce processus de développement est nécessaire pour qu'ils arrivent à maturité sexuelle et puissent se reproduire afin de maintenir l'existence de la population. Il est également nécessaire que les alevins atteignent le stade adulte car c'est le stade auquel ils sont pêchés. La matière impliquée dans ce service peut se mesurer en nombre d'alevins par hectares de nourricerie ou en tonnes d'alevins par an par exemple. Le service final de développement de jeunes alevins est assuré grâce à l'existence de vasières qui fournissent un service d'auto-entretien sous forme d'habitat de type nourricerie de poissons. Ce service intermédiaire d'auto-entretien peut être évalué par le nombre d'hectares de vasières existantes. Un autre service intermédiaire, de premier ordre celui-ci, permet l'existence des vasières. Il s'agit des processus hydro-sédimentaires, un service d'auto-entretien également qui conduit à apporter des sédiments fins (vases et sables) à des niveaux de faibles profondeurs dans l'estuaire de la Seine. La finesse du diamètre des particules des sédiments et la faible profondeur (moins de 8m cmh)⁵⁶ sont deux conditions pour former un habitat de nourricerie de qualité. Ce service peut être mesuré en tonnes de sédiments marins.

Les services finaux et les bénéfiques du Tableau 7 font intervenir des flux de matières qui transitent à l'interface entre l'économie et l'écosystème alors que les services intermédiaires concernent des flux à l'interface entre des compartiments internes à l'écosystème. Une difficulté provient du fait que si la plupart des services du Tableau 7 font intervenir exclusivement des flux, le service intermédiaire de premier ordre fait intervenir un stock en plus de flux. Les processus hydro-sédimentaires peuvent en effet être envisagés à la fois comme des flux et des stocks. Il existe un stock de sédiments marins qui est là, année après année et fournit son service d'auto-entretien (formation d'habitats nécessaires au développement de la vie). Mais ce stock peut augmenter ou diminuer au cours des années en fonction de l'évolution des dynamiques hydro-sédimentaires d'origine naturelle et anthropique. Cela génère des variations annuelles de tonnes de sédiments fins, constituants essentiels des nourriceries. Or ces variations représentent des flux, c'est-à-dire que des tonnes de sédiments transitent dans l'estuaire. Si les flux peuvent être traités par les coefficients techniques (bien que tous les flux ne s'y prêtent pas – voir discussion plus bas), les stocks, eux, ne le peuvent pas. Là aussi, des équations exogènes aux matrices I-O doivent intervenir si l'on veut prendre en compte les stocks de services intermédiaires de premier ordre. En outre, le même problème se pose pour les flux internes à l'environnement comme c'est le cas pour le service intermédiaire de second ordre. Les variations de la répartition des sédiments fins au sein de l'estuaire amènent les surfaces de nourriceries à varier également. Quand des sédiments fins s'accumulent en un endroit, ils finissent par former un banc de sable et la nourricerie disparaît. Ce processus est engendré par un flux de matières échangées entre le compartiment marin estuarien et le compartiment terrestre de l'écosystème. Là aussi des équations exogènes sont nécessaires car une matrice I-O ne peut pas simuler des échanges internes à l'écosystème. Elle ne traite que des échanges internes au système économique ainsi qu'à son interface avec l'écosystème (pour peu que la matrice subisse une opération d'environnementalisation).

⁵⁶ cmh : cote marine du Havre.

Tableau 7. Flux de matières (en vert) entrant en jeu dans le service écosystémique d’approvisionnement en ressources halieutiques sur base du système de catégorisation de Fisher *et al.* (2009) adapté.



c) Quantification des interactions dans la chaîne de causalité : l’approche DPSIR

Utiliser la catégorisation des services écosystémiques du MA (2005) et replacer ensuite les services au sein de la chaîne de causalité de la catégorisation de Fisher *et al.* (2009) permet de cerner les processus écologiques qui interviennent. Il est ensuite plus aisé d’identifier les flux de matières et d’énergies impliqués dans ces processus (Tableau 7). Cette identification est une étape préalable importante pour l’opération d’environnementalisation de la matrice I-O car ce sont ces flux qui sont introduits dans la matrice.

Une fois que ces flux ont été identifiés et quantifiés, une seconde étape peut être effectuée, dans la mesure du possible, avant de passer à l’opération d’environnementalisation. Il s’agit de quantifier les interrelations entre les différents flux. Cette étape ne peut cependant pas être effectuée pour tous les services écosystémiques car la complexité inhérente aux processus écologiques génère de hauts degrés d’incertitude (Cf. Chapitre II).

Cibler les flux d’interface

La Figure 12 représente les services écosystémiques du Tableau 7 en mettant l’accent sur les interfaces entre les systèmes économique et écosystémique. Il s’agit d’un tableau origine-destination des matières qui transitent d’un système à l’autre. Ce tableau couvre : (1) les flux internes à l’économie (ex. : consommation de biens importés par bateaux, fourniture de services portuaires au secteur de la pétrochimie), (2) les flux depuis l’économie vers l’écosystème (ex. : production d’infrastructures portuaires installées sur les zones de nourricerie et destruction subséquente de surfaces de nourriceries), (3) les flux internes à l’écosystème (ex. : effet de la destruction de surfaces de nourriceries sur l’état du stock de nourriceries existantes) et (4) les flux depuis l’écosystème vers le système économique (ex. : influence de la diminution du stock de nourriceries sur le développement des jeunes alevins et sur la taille de la population totale de poissons avec effet subséquent sur le nombre de captures de pêche). Une intégration de paramètres en unités physiques à la matrice I-O ne peut être envisagée que pour les flux (1) et (2) (cellules foncées en vert au Tableau 7). Les flux (4) peuvent également être intégrés à la matrice en unités physiques (et monétaires) mais uniquement pour ce qui concerne les bénéfices⁵⁷ car les services finaux, eux, sont produits par le biais de flux internes à l’écosystème que la matrice I-O ne peut pas représenter. D’autres flux

⁵⁷ Le terme « bénéfice » est employé ici dans la terminologie de Fisher *et al.* (2009) et signifie le bénéfice tiré d’un service final par l’intermédiaire d’un savoir-faire, d’un équipement ou d’une infrastructure.

internes à l'écosystème, qui ne peuvent pas être pris en compte à l'intérieur de la matrice, sont représentés dans la cellule blanche (n°3).

		REPONSES Ex.: restauration de nurseries estuariennes, taxe environnementale sur le transport maritime, etc.	
		DESTINATION	
		Economie	Ecosystème
ORIGINE	Economie	1. DRIVING FORCES Ex.: croissance du transport maritime et des activités portuaires (mesuré par la valeur ajoutée en euros)	2. PRESSIONS (Δ Services écosystémiques <u>intermédiaires</u>) Ex. : destruction des habitats de nurseries pour jeunes alevins (service intermédiaire) causée par l'extension des infrastructures portuaires (mesuré en hectares de nurseries détruits)
	Ecosystème	4. IMPACTS (Δ Services écosystémiques <u>finaux et bénéfiques</u>) Ex. : la diminution du stock total de nurseries génère une baisse du nombre d'alevins arrivant à l'âge adulte et <i>in fine</i> , une diminution de la taille de la population de poissons (service final) (mesurée en tonnes de poissons). Cela conduit à une baisse du nombre de captures de pêches (bénéfiques) (mesurés en tonnes pêchées et en valeur ajoutée du secteur de la pêche en euros).	3. ETAT (State en anglais) (Δ Services écosystémiques <u>intermédiaires</u>) Ex. : état du stock total de nurseries existant (mesuré en hectares de nurseries restants)

Figure 12. Flux de matières et d'énergies aux interfaces entre des systèmes économiques et écosystémiques intégrés à la matrice input-output. Exemple pour le service final d'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons).

Notes: les cellules foncées en vert (n° 1, 2) couvrent les flux intégrés dans la matrice Input-output. La cellule n°4 est également intégrée dans la matrice I-O mais uniquement pour ce qui concerne les bénéfiques. La cellule blanche (n°3) concerne les flux internes à l'écosystème modélisés par des équations exogènes externes à la matrice Input-output. Les termes « services écosystémiques intermédiaires », « finaux » et « bénéfiques » se réfèrent à la terminologie de Fisher *et al.* (2009) du Tableau 2.

Représenter les flux dans la chaîne de causalité DPSIR

Le système de catégorisation de Fisher *et al.* (Tableau 7) n'est autre qu'une chaîne de causalité DPSIR dans laquelle il manque le D et le R. En ciblant les flux d'interfaces intervenant au Tableau 7, nous montrons comment ils s'insèrent dans la chaîne de causalité complète.

La chaîne DPSIR peut être décrite comme suit :

- **Driving forces** : tendances économiques générales (ex. : croissance du transport maritime et du secteur portuaire).
- **Pressions** : activités humaines avec effet direct sur l'écosystème (ex. : destruction des habitats estuariens pour poissons par la construction d'infrastructures de transport maritime et la colonisation des habitats estuariens par les extensions portuaires et urbaines).
- **Etat (State en anglais)** : résultat de changements observables dans l'état de l'écosystème (ex. : effet de la destruction des habitats estuariens sur l'état du stock total de nurseries restant).
- **Impacts** : effets des changements d'état qui se sont produits dans l'écosystème (ex. : effet de la diminution du stock total de nurseries sur la baisse du nombre d'alevins arrivant à l'âge adulte capables de se reproduire, ce qui produit, au final, une diminution de la taille de la population totale de poissons. Cela conduit à une baisse du nombre de captures de pêches).

- **Réponses** : réponses de la société pour résoudre les problèmes causés par les impacts liés aux changements de l'écosystème (ex. : restauration d'habitats estuariens, réduction de la pêche, taxes environnementales sur le transport maritime et le secteur portuaire).

Nous l'avons déjà mentionné ci-dessus, il n'est pas possible de quantifier au sein de la matrice I-O les étapes de la chaîne de causalité DPSIR correspondant aux changements d'états de l'écosystème (S), soit les flux internes à l'écosystème. Le schéma de la Figure 13 montre la place de la matrice I-O au sein de la chaîne DPSIR. Elle montre que les étapes S (Etat) et I (Impact) sont évaluées par des équations exogènes à la matrice tirées d'études menées dans le domaine des sciences naturelles. Nous n'excluons pas non plus le recours aux avis d'experts quand les études appropriées n'existent pas, soit en raison d'un manque de données soit parce que la complexité inhérente aux écosystèmes génère un tel niveau d'incertitude qu'il n'est pas possible de quantifier certaines relations de causalité (Chapitre II).

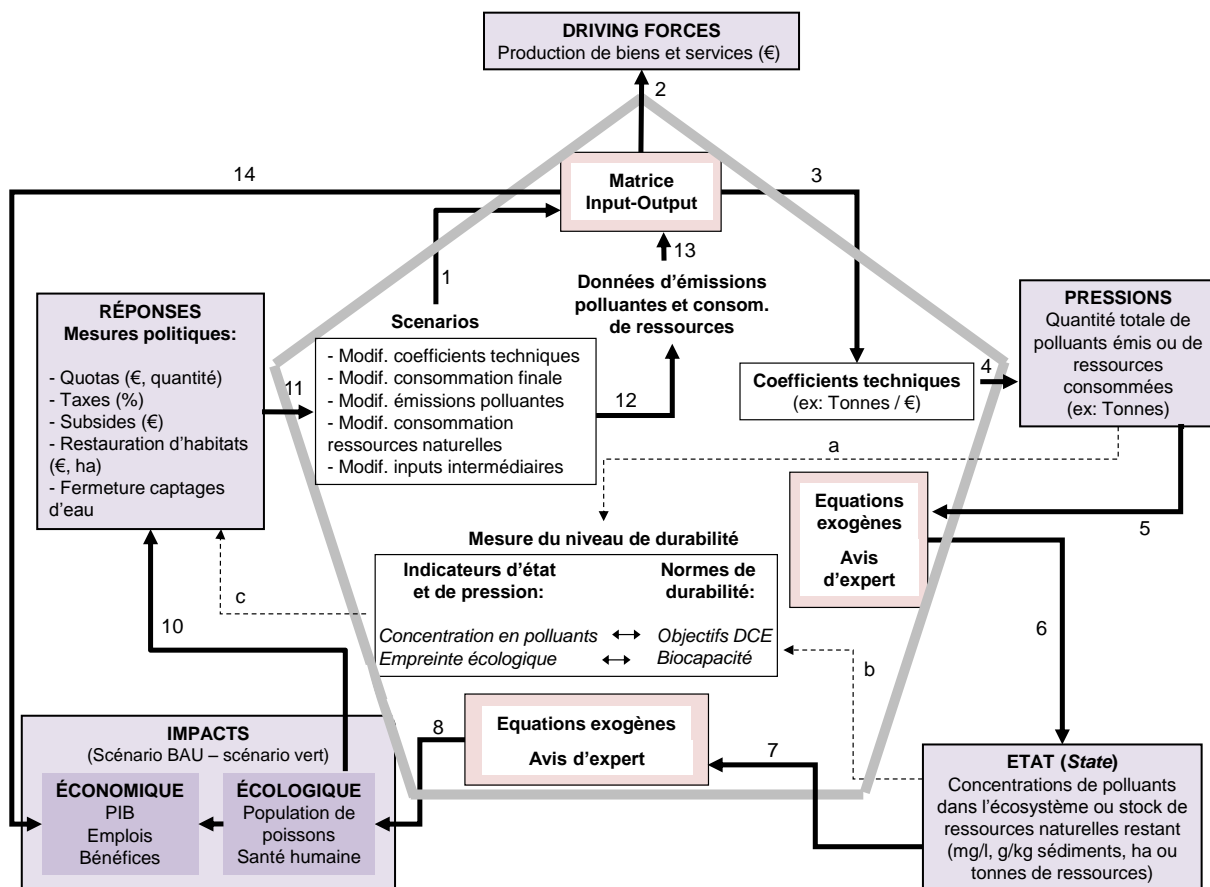


Figure 13. Place de la matrice input-output au sein de la chaîne de causalité DPSIR.

Note : DCE : Directive Cadre Eau ; PIB : Produit Intérieur Brut ; BAU : *business as usual*.

La Figure 13 se lit comme suit :

Un scénario tendanciel (BAU)⁵⁸ et quelques scénarios de mesures environnementales (scénarios verts) sont élaborés pour simuler l'évolution de l'économie et de l'écosystème à l'horizon de temps choisi (2015) avec et sans mesures. Ils sont introduits dans la matrice chacun séparément (1) en opérant une première modification qui concerne les coefficients techniques propres aux biens et services économiques (pas encore les coefficients techniques environnementaux), la consommation finale, les émissions de polluants, la consommation de ressources naturelles et la consommation

⁵⁸ BAU : *business as usual*

d'inputs intermédiaires. La matrice I-O donne la production de biens et de services en unités monétaires (2), ce qui représente les *Driving forces*, c'est-à-dire les grandes tendances de production et de consommation de la société. A ce stade, elles ne reflètent pas encore pleinement l'évolution future du système économique et de l'écosystème. D'autres modifications de la matrice doivent être prises en compte.

La seconde modification de la matrice concerne les coefficients techniques environnementaux (3). Etant donné que les émissions de polluants et la consommation de ressources naturelles ont été modifiées, les coefficients techniques environnementaux le sont également. Ils permettent de calculer les pressions (4) en fonction des variations de la production de chaque secteur économique à l'horizon 2015 envisagées dans chaque scénario. Ils sont calculés en divisant la quantité totale de polluants émise par chaque secteur par l'output total sectoriel. De même pour la consommation de ressources naturelles. Dans le cas d'étude de l'estuaire de la Seine, ces coefficients techniques concernent la quantité de surfaces de vasières (habitats naturels pour jeunes alevins) détruite par le secteur portuaire, du transport maritime et du transport par la route (Pont de Normandie). Notons toutefois que vu la complexité de la dynamique de destruction des surfaces de vasières, nous n'avons pas pu travailler avec de simples coefficients techniques. Ils ont dû être remplacés par des avis d'experts et des données de surfaces de vasières observées dans le passé. Le recours aux avis d'expert constitue une façon de gérer le haut niveau d'incertitude (voir Chapitre II et Section IV.4).

Après avoir calculé les *Driving forces* et les Pressions à l'aide de la matrice I-O, il s'agit de passer aux changements d'état de l'écosystème. Cependant, cela ne peut pas être effectué à l'aide de la matrice étant donné que sa structure ne permet de traiter que des flux à l'interface entre l'économie et l'écosystème ainsi que des flux internes à l'économie, pas des flux internes à l'écosystème. C'est pourquoi la quantification du lien entre les Pressions et l'Etat (5 et 6) doit se faire par des équations exogènes extraites de la littérature scientifique relevant du domaine des sciences naturelles. Cependant, parfois, l'incertitude générée par la complexité, ou tout simplement le manque de données et d'études, ne permet pas de quantifier ce lien à l'aide d'équations. Il faut alors avoir recours aux avis d'experts. Dans le cas d'étude de l'estuaire de la Seine nous avons eu recours à des données observées dans le passé pour estimer l'effet de l'évolution tendancielle de la production économique entre 2007 et 2015 sur la destruction de surfaces de vasières. Cependant, le nombre de données d'observation étant très faible (n=5 sur une période s'étalant entre 1834 et 2004) nous avons dû corriger la prolongation des tendances du passé sur base de l'avis d'experts pour tenir compte de l'évolution récente des dynamiques estuariennes et des infrastructures portuaires. Au final, cela mène au stock de surfaces de vasières restant en 2015, c'est-à-dire à l'état de l'écosystème modifié par les pressions.

Une fois l'état de l'écosystème chiffré pour un scénario donné, l'impact écologique peut être quantifié (7 et 8). Ici aussi cela doit être géré en dehors de la matrice I-O à l'aide d'équations exogènes ou d'avis d'experts (pour les problématiques complexes à trop haut degré d'incertitude). Pour le cas de l'estuaire de la Seine, nous avons pu chiffrer ce lien à l'aide d'équations développées par des biologistes spécialisés en halieutique (Rochette *et al.*, 2010). Ces équations nous ont permis de chiffrer l'impact écologique de la modification du stock de surfaces de vasières (State) sur la population de poissons (*solea solea sp.* ; sole commune) (Impact écologique).

La variation de la population de poissons impacte le système économique. Cela peut être pris en compte au sein de la matrice au travers du flux de poissons commerciaux qui transitent depuis l'écosystème marin vers le système économique par l'intermédiaire du secteur de la pêche. Cela est réalisé par une modification des coefficients techniques ainsi que de la consommation d'inputs intermédiaires et finaux dans la matrice (12 et 13).

Les politiques peuvent répondre à la variation de la population de poissons en prenant des mesures (Réponses) pour limiter l'impact, c'est-à-dire pour empêcher une baisse des stocks de poissons marins (10). Pour ce faire ils peuvent avoir recours à un panel de mesures : quotas de pêche, taxes, subsides, restauration d'habitats aquatiques, etc. Dans le cas de pollutions, certains captages d'eau peuvent être fermés ainsi que des zones de baignades. Des interdictions de pêche peuvent également être imposées pour certaines espèces de poissons bioaccumulatrices. Ces mesures sont prises en compte dans la matrice en modifiant la consommation finale (ex. : coûts d'investissement liés à la restauration de vasières estuariennes), les émissions de polluants, la consommation de ressources naturelles et la consommation d'inputs intermédiaires (11). Ces paramètres modifiés sont entrés dans la matrice (12 et 13). Le modèle I-O est ensuite exécuté et l'impact économique lié au coût des mesures environnementales ainsi qu'à leur effet (sur la hausse des stocks de poissons et par conséquent, des captures de pêche) est pris en compte. Cet impact est ensuite mesuré en soustrayant les résultats obtenus par le modèle dans le scénario vert par les résultats du scénario BAU (14). On peut aussi exprimer cette différence en base 100 comme suit : $100 \times (\text{Scénario}_{\text{vert}} / \text{Scénario}_{\text{BAU}})$. Toute valeur supérieure à 100 signifie que le scénario vert représente une amélioration par rapport au scénario BAU, c'est-à-dire par rapport à une situation sans mesures environnementales. Ce calcul peut être effectué pour différents paramètres écologiques (population de poissons en tonnes, surfaces de vasières en hectares, etc.) et économiques (PIB et bénéfices sectoriels en euros, emplois en nombre d'individus, etc.).

IV.4. Inclure les thématiques à haut degré d'incertitude

Nous l'avons déjà mentionné ci-dessus, le schéma DPSIR de la Figure 13 présente des points de faiblesse. Toutes les étapes de la chaîne de causalité DPSIR ne sont pas aisément quantifiables, cela pour des raisons d'incertitude relativement élevée ; ces raisons sont détaillées au Chapitre II. C'est pourquoi un recours aux avis d'experts s'avère nécessaire, notamment pour adapter l'approche des coefficients techniques utilisés habituellement en modélisation I-O mais qui ne se prête pas au phénomène de destruction de surfaces de vasières par les activités économiques (activités portuaires et de transport routier également avec le Pont de Normandie qui traverse l'estuaire). Cela concerne les étapes 5, 6, 7 et 8 de la Figure 13, c'est-à-dire l'estimation de l'impact des pressions anthropiques (destructions de nourriceries) sur les changements d'état de l'écosystème (diminution du stock de nourriceries) et de l'impact de ce dernier sur l'écosystème (baisse du stock de poissons) avec effet subséquent sur les activités anthropiques (diminution des captures de pêche).

a) Avis d'experts

Le recours aux avis d'experts pour chiffrer le lien de causalité entre les pressions et l'état, ainsi qu'entre l'état et les impacts est une première approche pour inclure les thématiques à haut degré d'incertitude dans l'analyse économique de l'environnement comme cela est recommandé par la Science Post-Normale (Chapitre II). Sans cela, les problématiques trop incertaines devraient être exclues du champ d'analyse. Cela présente toutefois un inconvénient : la subjectivité des résultats du modèle augmente. Cependant, cette faiblesse n'est en rien spécifique à la modélisation I-O ni au cas de l'estuaire de la Seine. Par exemple, dans le domaine des changements climatiques, qui sont une thématique bien connue et abondamment étudiée, les scientifiques du GIEC rencontrent les mêmes problèmes par rapport aux projections de concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Etat) et des changements climatiques qui pourraient en découler (Impacts).

Comme le confirme le GIEC lui-même (IPCC, 2007a,b), l'incertitude ne peut pas toujours être quantifiée, soit parce qu'il manque de données pour estimer des probabilités d'occurrence soit parce que l'incertitude d'événements futurs ne permet pas de calculer leur probabilité d'occurrence sur base des expériences du passé. En conséquence, à défaut d'autres possibilités plus fiables, il faut

bien recourir à des méthodes d'estimation de probabilités subjectives sur base d'avis d'experts (IPCC, 2007a,b ; Lutz et Sanderson ; 2001). Les méthodes d'impacts croisés probabilistes (voir Annexe A) sont utilisées par les scientifiques du GIEC pour affecter des probabilités aux scénarios en matière de changements climatiques (Lempert *et al.*, 2003). C'est la méthode mise en œuvre par le GIEC (IPCC, 2007a,b), Webster *et al.* (2002, 2003) et O'Neill (2004). Tous chiffrent la probabilité de leurs scénarios en ayant recours à des jugements d'experts combinés, quand cela était possible, à des pourcentages d'erreurs calculés. Ces pourcentages d'erreurs sont calculés à l'aide d'une des deux premières méthodes mentionnées ci-dessous par Lutz et Sanderson (2001) parmi les trois possibles pour chiffrer l'incertitude d'un scénario :

- (1) **Chiffrage ex-post** : il s'agit d'une méthode rétrospective qui consiste à calculer l'erreur sur les projections futures en exécutant le modèle pour chiffrer un événement passé. La différence entre la valeur réelle observée et celle donnée par le modèle donne le pourcentage d'erreur possible (méthode employée pour la validation du modèle ECO à la Section VIII.2).
- (2) **Séries temporelles de données** : se baser sur des séries de données temporelles pour chiffrer la probabilité d'occurrence de certains événements et prolonger les tendances du passé.
- (3) **Avis d'experts** : chiffrer les probabilités d'événements sur base d'avis d'experts.

Dans le cadre de l'application du modèle « ECO » au cas de l'estuaire de la Seine (voir Partie III), nous avons appliqué les trois méthodes mentionnées par Lutz et Sanderson (2001) comme suit. Pour chiffrer l'incertitude des variables économiques (PIB, emploi, etc.) projetées à l'horizon 2015, nous avons utilisé la première méthode (chiffrages *ex-post*). En ce qui concerne l'incertitude inféodée aux variables écologiques (tonnes de poissons marins, surfaces de vasières, etc.), nous avons appliqué la deuxième méthode (séries temporelles de données). Cela nous a permis d'utiliser des taux de variation annuels les plus probables possibles en nous basant sur les tendances du passé. En répercutant ces variations annuelles aux valeurs de 2004 (année de référence) pendant 11 ans, nous obtenons les projections à l'horizon 2015. Cependant, nous avons dû corriger ces tendances par la troisième approche (avis d'experts) car la série temporelle ne comporte pas assez de données (n=5) et ne prend pas en compte les évolutions récentes du système. Enfin, pour calculer un taux d'incertitude (c'est-à-dire une marge au sein de laquelle les valeurs données par le modèle peuvent varier), nous nous sommes basés sur les taux de variation annuels maximum apparaissant dans la série temporelle de données.

Cependant, pour certaines thématiques environnementales, le degré d'incertitude est si élevé que certains préfèrent ne pas quantifier le lien de causalité entre les pressions et l'état, ni entre l'état et les impacts. C'est pourquoi des voies parallèles sont également envisagées à la Figure 13 (flèches *a*, *b* et *c*). Elles peuvent être utilisées lorsqu'il est impossible de quantifier l'étape des Impacts et/ou de l'Etat.

b) Impossibilité de quantifier l'Etat ou l'Impact

Dans les cas où l'on choisit de stopper la modélisation au stade des Pressions (parce que l'Etat n'est pas quantifiable) ou de l'Etat (parce que l'Impact n'est pas quantifiable), des indicateurs de Pression et d'Etat peuvent être respectivement utilisés pour évaluer le degré de durabilité de l'économie. Par exemple, l'empreinte écologique est un indicateur de Pression (flèche *a* à la Figure 13). Elle est basée sur la consommation des ressources naturelles et les émissions polluantes. Si le niveau d'incertitude n'est pas trop élevé et que l'on peut aller jusqu'à la quantification du lien entre les pressions et l'état, on peut avoir recours à des indicateurs d'Etat comme la concentration en polluants dans les eaux de surfaces (flèche *b* à la Figure 13). Des standards de comparaison sont cependant nécessaires pour vérifier la durabilité de l'économie. Pour l'empreinte écologique, ce standard est la biocapacité de la

planète Terre ou d'un territoire donné. C'est-à-dire la quantité de ressources disponibles renouvelables en une année et sa capacité à accumuler des polluants. Tout ce qui dépasse cette capacité est considéré comme non durable. Pour les concentrations en polluants dans les eaux de surface, elles peuvent être comparées aux objectifs environnementaux fixés dans le cadre de législations environnementales (ex. : la Directive Cadre Eau (DCE)). Dans ce cas, l'indicateur de durabilité consiste à calculer la distance entre les résultats du modèle pour un scénario donné et l'objectif à atteindre (en supposant que cet objectif puisse être considéré comme durable).

Sur base de ces indicateurs de Pression et d'Etat, les décideurs peuvent apporter des réponses en mettant en œuvre des mesures environnementales (flèche c). Ensuite sur base de ces mesures, l'impact économique lié au coût des mesures peut être chiffré. Certes, les impacts économiques des modifications de l'écosystème ne sont pas pris en compte faute de possibilité de les chiffrer. Cependant, des mesures peuvent quand-même être prises à la lumière des indicateurs de pression et d'état.

c) Participation des acteurs

La nécessité de recourir aux avis d'experts ou de contourner l'étape de quantification des Impacts ou de l'Etat (Figure 13) illustre la situation d'incertitude dans laquelle les décideurs peuvent parfois se trouver. Ce qui nous ramène au constat de la Science Post-Normale (Chapitre II) :

Il est impossible de définir en termes absolus le niveau de connaissance scientifique nécessaire et suffisant pour pouvoir prendre une décision. La complexité inhérente aux écosystèmes et notre compréhension limitée des dynamiques écologiques explique que la connaissance sera toujours incomplète (Munda *et al.*, 2004; Gallopin *et al.*, 2001). La problématique des changements climatiques ou de l'estuaire de la Seine illustre bien que le lien de causalité Pression-Etat-Impact ne peut pas toujours être calculé complètement. En outre, même lorsque la relation de cause à effet peut être chiffrée, l'évaluation individuelle des impacts causés par les mesures politiques reste subjective (Stirling, 2001). Il en résulte qu'une certaine part de jugement individuel et de bon sens resteront toujours les seuls outils d'aide à la décision à notre disposition. En conséquence, il est important que les points de vue des différents groupes d'acteurs et leurs jugements de valeur soient inclus de manière transparente.

D'où l'intérêt d'inclure les acteurs, en ce y compris des experts, dans des processus participatifs de décision tels que les « évaluations sociales multicritères » de Giampietro *et al.* (2006) et Stirling (2006) abordées au Chapitre II. Cette inclusion s'opère à la fois aux stades de sélection d'outils d'aide à la décision (approches monétaires, modèles I-O, empreinte écologique, etc.) et de leur élaboration mais aussi au moment de leur utilisation pour éclairer la décision.

Le modèle ECO vise précisément à s'intégrer dans des processus participatifs, si les acteurs jugent utile de sélectionner un tel outil. En ce qui concerne l'élaboration du modèle ECO, pour la première étape de l'évaluation sociale multicritère développée par Giampietro *et al.* (2006) (Chapitre II), nous nous sommes abondamment reposés sur des études de prospective participative réalisées par le Bipe et Gerpa (2007) et l'AESN-DIREN Haute-Normandie (2004b,c) pour l'horizon 2025. Dans ces études, les acteurs ont sélectionné ensemble les problématiques écologiques qu'ils jugent importantes pour l'estuaire de la Seine d'ici 2025. Ils ont également mis les interactions en évidence tant entre les différents processus écologiques qu'entre ces processus et les activités anthropiques. Cela a beaucoup aidé à la construction du modèle ECO et plus particulièrement à l'intégration des services écosystémiques à la matrice I-O. Les acteurs (représentants politiques, associations environnementales, citoyens, industriels, équipes de recherche scientifiques, etc.) ont ensuite élaboré des scénarios de programmes de mesures sur base d'objectifs écologiques et économiques sur lesquels un consensus avait été atteint. C'est cette base qui nous a permis d'assurer une certaine

pertinence au modèle ECO dans le choix des services écosystémiques intégrés au modèle ainsi que dans les scénarios de mesures simulés.

Nous avons en outre consulté des acteurs (Tableau 8) pour nous assurer que les variables et paramètres écologiques entrés dans le modèle ECO reflètent bien la vision des acteurs, les problèmes qu'ils jugent importants et leur réalité de terrain. Ces acteurs ont également participé à la construction proprement dite du modèle ECO en nous transmettant des données que nous avons intégrées à la matrice I-O pour simuler les flux d'interface économie/environnement. Enfin, certains d'entre eux nous ont aidés à construire les équations exogènes pour les flux d'interfaces internes à l'écosystème. Toutefois, la participation des acteurs devrait idéalement prendre la forme d'un processus itératif. A présent que le modèle est finalisé, il serait bon de le soumettre à nouveau aux acteurs pour qu'ils puissent le voir dans sa globalité et y apporter des corrections. Cela pourrait être envisagé dans le cadre de recherches ultérieures.

Tableau 8. Acteurs consultés pour la construction du modèle Input-output hybride « ECO ».

ACTEURS CONSULTÉS	CONTRIBUTION AU MODÈLE ECO	PERSONNES DE CONTACT	ADRESSE
Universités et organismes de recherche scientifique			
<p>GIP Seine aval</p> <p>Ifremer-Brest et Ifremer-Toulon</p> <p>Pôle halieutique AGROCAMPUS OUEST</p> <p>UFR Sciences et Techniques, Université du Havre (spécialiste en dynamique des systèmes sédimentaires estuariens et côtiers)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Compréhension des interrelations entre composantes écosystémiques et économiques de l'estuaire de la Seine (ex. : rôle des ports et du Pont de Normandie). - Compréhension des phénomènes de pollution dans l'eau et les sédiments de l'estuaire et du rôle du bouchon vaseux. - Quantification des coûts de restauration des nourriceries subtidales. - Quantification des dynamiques de population de poissons avec effet de la mortalité naturelle, de la pêche et des surfaces d'habitats de nourriceries. - Quantification de l'interrelation entre deux composantes écosystémiques : les habitats de nourriceries et la population marine de soles. - Quantification de l'effet de la pollution dans l'estuaire (dans l'eau et les sédiments) sur les populations de soles en 2004 en comparaison à une situation en absence de pollution telle qu'elle prévalait au début du 19^{ème} siècle (inclus au modèle ECO par l'analyse de sensibilité sur le paramètre de la capacité d'accueil des nourriceries influencé par le niveau de pollution). - Quantification de l'évolution des surfaces de nourriceries à l'horizon 2015 	<p>Loïc Guezennec: lquezennec@seine-aval.fr Cédric Fisson: cfisson@seine-aval.fr Nicola Bacq: nbacq@seine-aval.fr Céline Dégremont: cdegremont@seine-aval.fr Stéphanie Moussard : smoussard@seine-aval.fr</p> <p>Axel Romana: Axel.Romana@ifremer.fr José A. Pérez Agundez: jose.perez@ifremer.fr</p> <p>Sébastien Rochette : Sebastien.Rochette@agrocampus-ouest.fr Olivier Le Pape : Olivier.Le_Pape@agrocampus-ouest.fr</p> <p>Antoine Cuvilliez : antoine.cuvilliez@univ-lehavre.fr</p>	<p>12 Avenue Aristide Briand, 76000 Rouen, France Tel. : 02 35 98 08 55 http://www.seine-aval.fr</p> <p>Centre IFREMER de Toulon-La Seyne, BP 330, 83507 LA SEYNE-SUR-MER Cedex Tél : 04 94 30 49 02 Fax : 04 94 06 55 29 Centre IFREMER de Brest – UMR AMURE Technopole de Brest-Iroise, BP 70 29280 Plouzané FRANCE</p> <p>65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes cedex, France Email : halieut@agrocampus-ouest.fr Tél. : 33 (0)2 23 48 55 36 - Fax : 33 (0)2 23 48 55 35 ; Tel S. Rochette : Tel : 02 23 48 55 37 Tel. O. Le Pape : Tel : 02 23 48 55 31</p> <p>UFR Sciences et Techniques – Université du Havre, 25 rue Philippe Lebon – 76058 Le Havre cedex. Tel. A. Cuvilliez: +33 (0)2 32 74 43 23 ; Fax: +33 (0)2 32 74 43 14</p>
Associations de protection de l'environnement			
<p>La Maison de l'estuaire</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Compréhension des effets indirects des infrastructures portuaires sur les surfaces de nourricerie. - Quantification des coûts de restauration des nourriceries intertidales 	<p>Christophe Bessineton: bessineton.christophe@neuf.fr Thomas Lecarpentier : thomaslecarpentier@maisondelestuaire.org</p>	<p>20 Rue Jean Caurret, 76 600, Le Havre, France www.maisondelestuaire.net Tel. standard: 02-35-24-80-00 Tel. Thomas Le Carpentier: 02-35-24-80-02 / 06-72-99-73-67</p>
Secteurs industriels			
<p>Grand Port Maritime de Rouen</p> <p>Société de Dragage International SDI-DEME</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Quantification des coûts de restauration des nourriceries subtidales - Quantification des coûts unitaires de dragage (non inclus dans le modèle ECO) - Compréhension de la problématique de l'accumulation de polluants dans les sédiments. - Compréhension des effets des infrastructures de transport maritime (digues du chenal) et des activités de dragage sur les dynamiques hydro-sédimentaires avec effet rétroactif sur les surfaces de nourriceries. - Quantification des coûts unitaires de dragage (non inclus dans le modèle ECO) 	<p>Charles Bizien : charles.bizien@rouen.port.fr Sandrine Sanson: env@rouen.port.fr Patrice Tournier : scan@rouen.port.fr</p> <p>Jan Vandebroek : Vandebroek.jan@sdi-deme.fr</p>	<p>5 Boulevard de Croisset, 1013 Canteleu, France</p> <p>Parc du Pont Royal, 251 avenue du Bois, Bâtiment i, F-5913 Lambersart, France. Tel. : +33 (0)3 20 10 87 30, URL : www.deme.be</p>
Station d'épuration urbaine			
<p>SIAAP (station d'épuration d'Achères)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Compréhension de la problématique de l'accumulation des polluants dans les boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines et de la pollution de l'estuaire de la Seine liée au rejet des effluents traités partiellement (car les rendements d'épuration sont généralement inférieurs à 100%). - Quantification des coûts unitaires de traitement des eaux usées urbaines et des boues résiduelles (non inclus dans le modèle ECO) 	<p>Ronan Nédélec : Ronan.NEDELEC@siaap.fr</p>	<p>82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France</p>

V. CONCLUSION

V.1. Exclure deux services écosystémiques de l'évaluation monétaire

En s'appuyant sur le système de catégorisation des services écosystémiques de Fisher *et al.* (2009) et de Turner *et al.* (2004) exposé au Chapitre I, nous avons montré que les services d'auto-entretien et de régulation devaient être exclus de toute tentative d'évaluation monétaire. Cette position est soutenue par trois arguments :

- i) Exclure les services d'auto-entretien et de régulation de l'évaluation monétaire permet d'éviter le problème du double comptage (Tableau 2) : un décideur chargé d'étudier l'impact d'une mesure de conversion des zones humides et qui utiliserait une analyse coût-bénéfice incluant les trois services écosystémiques assurés par les zones humides (régulation de la qualité de l'eau, approvisionnement en eau propre et services culturels récréatifs), commettrait une erreur liée au double comptage. Cela est dû au fait que par leur capacité de régulation de la qualité de l'eau, les zones humides contribuent à la fourniture d'un service final : la production de ressources en eau propre sans risque pour la santé. C'est grâce à ce service final que les individus peuvent tirer un bénéfice par le biais d'activités de baignade (service culturel récréatif) ou de captage d'eau potable. Le double comptage vient donc du fait que deux services entrent en interaction pour fournir un service final dont on peut tirer des bénéfices. Fischer *et al.* (2009) estiment que pour éviter le double comptage en évaluation monétaire seuls les bénéfices tirés des services finaux doivent être évalués.
- ii) Les techniques d'évaluation monétaire consistent à évaluer une variation dans la fourniture des services écosystémiques sur base des préférences individuelles, préférences exprimées au travers des prix. Or, les services d'auto-entretien et de régulation peuvent être jugés indépendants des préférences individuelles (Turner *et al.*, 2004). Si l'on estime les services d'auto-entretien et de régulation indépendants des préférences individuelles (Figure 6), c'est parce qu'ils englobent les processus écologiques et les infrastructures de base nécessaires aux services finaux dont les individus tirent des bénéfices. Or, c'est uniquement pour les bénéfices tirés des services finaux que les individus ressentent des préférences. Dans ce cadre, les services d'auto-entretien et de régulation peuvent être envisagés comme des facteurs de production permettant de fabriquer des services utilisés par les individus. Cependant, les facteurs de production ne sont pas eux-mêmes utilisés directement par les individus en raison d'une impossibilité physique évidente. Par exemple, dans le service d'approvisionnement en eau potable (service final) assuré par les processus de filtration naturelle au travers des sols forestiers, les individus n'expriment pas réellement de préférence pour le processus de filtration en lui-même ni pour la formation du sol forestier et la croissance des arbres (facteurs de production)⁵⁹ qui rendent cette filtration

⁵⁹ Dans cet exemple, il y a deux facteurs de production à l'origine de la production d'eau potable : le service de régulation de la qualité de l'eau assuré par le sol forestier et le service d'auto-entretien de formation des sols forestiers et de croissance des arbres et de leurs racines (production primaire) qui rend possible le processus de filtration.

possible. Leurs préférences s'expriment pour l'eau potable qu'ils peuvent consommer par l'intermédiaire d'une installation de captage (bénéfice). Cette analogie avec les facteurs de production est développée dans le troisième et dernier argument.

iii) Par analogie avec l'économie, les services d'auto-entretien et de régulation peuvent être envisagés comme des facteurs de production (aussi appelés « capitaux »). En économie, et plus précisément dans le système de comptabilité nationale, la richesse produite par un pays en une année est mesurée par le PIB, c'est-à-dire par la valeur ajoutée⁶⁰. Or cette dernière représente la rétribution des facteurs de production, c'est-à-dire la rémunération des éléments sans lesquels aucune production n'est possible : les salaires payés aux travailleurs (capital travail), le fermage payé par un agriculteur au propriétaire de son champ (capital physique), le loyer payé par un restaurateur au propriétaire du bâtiment de son restaurant (capital physique), les dividendes payés aux investisseurs (capital financier), le montant mis de côté pour financer le rachat des machines et équipements usagés ou obsolètes (capital technique), etc. La valeur du facteur de production n'est jamais incluse dans la valeur ajoutée. Seule la rémunération de la personne détentrice de capitaux est prise en compte. Si l'on étend le concept de valeur ajoutée à l'écosystème⁶¹, on peut argumenter que les facteurs de production ne doivent pas être inclus dans l'évaluation de la richesse produite car ils sont à envisager comme des outils de production de richesse (les bénéfices tirés des services finaux) et non pas comme une richesse en soi. En effet, une quantité minimum de services intermédiaires de type auto-entretien et régulation est nécessaire pour assurer la production de services écosystémiques finaux dont les individus tirent des bénéfices (Figure 5 et Tableau 2). L'exclusion du calcul de la richesse produite ne diminue pas pour autant leur importance, au contraire (à condition qu'ils soient évalués par ailleurs en unités physiques). Cela leur confère une importance d'autant plus grande car cela implique qu'il faille s'assurer qu'une quantité minimum de ces facteurs de production soit maintenue pour que la production de richesse soit assurée, indépendamment de la valeur monétaire qu'on pourrait leur attribuer. Se pose cependant la question d'inclure la rémunération des facteurs de production écosystémiques. Toutefois, étant donné que les services d'auto-entretien et de régulation ne sont pas rémunérés par l'écosystème pour le facteur de production qu'ils mettent à disposition, nous pencherions pour ne pas évaluer monétairement une rémunération qui dans la réalité est égale à zéro puisqu'elle n'existe pas. Cela permet premièrement d'éviter de monétariser des services remplissant la fonction de facteurs de production, jugés indépendants des préférences individuelles ; deuxièmement cela permet la mise en évidence des avantages et des désavantages, cette mise en évidence représentant un élément essentiel dans les processus de décision participatifs et le renforcement de l'application des mesures environnementales (développé Section II.2).

Avoir choisi d'exclure de l'évaluation monétaire deux catégories de services écosystémiques sur l'ensemble des quatre catégories identifiées à la Figure 5 par le MA (2005) et de Groot *et al.* (2002) influe sur la construction du modèle ECO développé dans cette étude. Il découle de ce choix que le modèle ECO est un modèle hybride. C'est-à-dire qu'il a été construit pour pouvoir fournir des résultats en unités multiples, tant monétaires que physiques. Les résultats concernant l'évolution des services d'auto-entretien et de régulation sont exprimés en unités physiques exclusivement. Quant aux résultats concernant les deux autres services (culturels et approvisionnement en ressources en ce y compris les services finaux d'approvisionnement en ressources découlant de services de régulation de deuxième ordre), ils sont exprimés en unités physiques avec possibilité d'usage

⁶⁰ Le PIB peut être calculé en sommant la valeur ajoutée (taxes nettes sur la production incluses) aux taxes sur les produits moins les subsides sur les produits (approche de calcul du PIB par les revenus).

⁶¹ Cette analogie a déjà été opérée par Hannon (2001) mais dans une perspective et une argumentation différentes.

d'unités monétaires en parallèle s'ils possèdent un prix sur un marché existant ou si un prix peut leur être conféré aisément par les techniques d'évaluation monétaire.

Toutefois, l'objectif du modèle ECO ne consiste pas à déterminer une valeur monétaire de l'environnement. C'est la raison pour laquelle ces valeurs sont toujours insérées dans le modèle pour simuler des flux monétaires qui aurait effectivement lieu dans la réalité si le scénario simulé était mis en œuvre. Par exemple, la valeur d'une zone humide déterminée par la technique des préférences déclarées est uniquement incluse sous forme d'une taxe hypothétique dans le but de modéliser l'effet d'une taxe sur la consommation des ménages et l'impact subséquent sur la production. C'est ce qui différencie notre approche de celle de Hannon (2001). Nous ne modifions pas les valeurs monétaires utilisées dans le système de comptabilité nationale (valeur ajoutée, inputs intermédiaires, demande finale, etc.) pour y inclure des valeurs monétaires environnementales qui ne pourraient pas être réellement échangées sur un marché. Par exemple, nous n'ajoutons pas dans le calcul de la valeur ajoutée, la valeur monétaire qui serait attribuée par préférences déclarées au processus d'échanges de minéraux entre les sols et les végétaux (échanges, certes essentiels à la production d'un couvert végétal, de forêts ou de cultures agricoles, mais qui dans la réalité ne possèdent pas de valeur monétaire). Sauf si c'est pour la considérer comme une taxe que les citoyens seraient prêts à payer pour préserver ces processus naturels. Dans ce cas, un montant peut réellement être échangé sur un marché réel (à condition que le scénario de taxation soit mis en œuvre).

Exprimer les résultats du modèle ECO en unités multiples contribue à lui donner la capacité de couvrir les relations d'interdépendance entre services écosystémiques (quand les données, l'architecture du modèle et la complexité de l'écosystème le permettent). Cela confère au modèle des propriétés holistiques⁶², un des deux principes de bases de la Science Post-Normale et de la GIZC sur lequel repose le modèle ECO. Cependant, cela n'est pas sans poser de problème. La complexité des interrelations entre d'une part, les services écosystémiques finaux et, d'autre part, les services d'auto-entretien et de régulation dont ils dépendent, constitue une source d'incertitude relativement importante. En outre, à cette incertitude inhérente aux écosystèmes complexes, s'ajoute un deuxième type d'incertitude qui prend sa source dans la fragilité des connaissances actuelles sur le fonctionnement des écosystèmes et leur interaction avec les activités anthropiques. C'est la raison pour laquelle le modèle ECO a dû être développé et son usage envisagé dans le cadre d'une approche qui permette de gérer ces hauts niveaux d'incertitude. Il s'agit de la Science Post-Normale et de la stratégie durable de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC).

V.2. Modèles holistiques et gestion de hauts degrés d'incertitude

Un des objectifs de cette étude vise à tester la contribution qu'un modèle input-output hybride peut fournir aux principes de bases invoqués par la Science Post-Normale et la GIZC. Le premier principe considéré concerne les propriétés holistiques des outils d'aide à la décision en environnement et le second couvre la capacité de ces outils à traiter les problématiques à haut degré d'incertitude habituellement mises de côté (Chapitre II). Pour tester cette contribution, le modèle ECO a été développé et appliqué au cas des nourriceries de poissons de l'estuaire de la Seine. Dans ce cas d'étude, trois grands types d'incertitudes ont été identifiés. Ils doivent faire l'objet d'un traitement spécifique.

⁶² Des propriétés holistiques confèrent à une approche la capacité d'offrir une perspective globalisante au sein de laquelle différents éléments, habituellement considérés individuellement, sont rassemblés pour être étudiés ensemble en incluant leurs interactions à l'intérieur du système auquel ils appartiennent (Gallopín *et al.*, 2001).

Le premier type d'incertitude concerne l'imprécision causée par un manque de données de qualité et la variabilité chaotique des données observées au sein de l'écosystème. Elle est gérée par une analyse de sensibilité. Cette analyse montre que bien que les valeurs précises des paramètres du modèle ne soient pas connues, quelle que soit la valeur choisie au sein de marges de variation observées, les résultats du modèle restent acceptables (voir Sections II.1 et X.6).

Le deuxième type d'incertitude concerne l'exactitude. Elle est causée par l'architecture des tables input-output, tables qui constituent la base du modèle ECO. L'exactitude est gérée par une rétrovalidation du modèle. Cela consiste à entrer dans le modèle des valeurs de variables observées dans le passé (valeurs de demande finale essentiellement) et à comparer les résultats qui sortent du modèle à des données observées de valeur ajoutée, d'emploi et d'excédent brut d'exploitation. Cette opération de validation montre que le modèle produit des résultats dont les inexactitudes se situent dans des limites raisonnables (voir Sections II.1 et VIII.2).

Le troisième type d'incertitude relève de l'indéterminisme. Cela signifie qu'il est impossible de prédire l'état futur du système et la théorie des statistiques et des probabilités devient inapplicable (Giampietro *et al.*, 2006). Dans certains cas, la collecte de séries de données et l'amélioration des outils d'analyse (statistiques, modèles, etc.) permettent de réduire l'indéterminisme. On parle alors d'indéterminisme réductible. Quand ce n'est pas le cas, on parle d'indéterminisme irréductible (Wheaton, 2004). Par exemple, en raison du manque de données adéquates sur les populations de poissons, mis à part la sole, il est difficile d'étudier l'évolution future des populations des 8 autres espèces commerciales identifiées dans l'estuaire. Probablement que cet indéterminisme pourrait être levé en finançant des programmes de collecte de données précises et détaillées concernant ces espèces. Toutefois, dans certains cas, l'indéterminisme peut être irréductible. C'est le cas sans doute de l'effet de chacun des centaines voire des milliers de polluants sur la taille de la population de poissons dans l'estuaire. Il s'agit là d'une chaîne de causalité au sein de laquelle les interrelations sont multifactorielles et dépendent d'un nombre gigantesque de paramètres. Le niveau de complexité est tel qu'il est probable que quelle que soit la quantité de données récoltées et de connaissances produites, on ne parvienne jamais à chiffrer ces interrelations.

Face à des niveaux d'incertitude trop élevés, que ce soit en raison d'un indéterminisme irréductible ou de niveaux d'imprécision et d'inexactitude encore en attente de données pour être réduits, les scientifiques pourraient être tentés d'exclure certaines problématiques de leur champ d'étude. Pourtant, traiter ces problématiques est essentiel car les degrés élevés d'incertitude sont plutôt la règle que l'exception en environnement (Munda *et al.*, 1994 ; Refsgaard, 2006 ; Stirling, 2001 ; Giampietro *et al.*, 2006). Afin d'éviter tout risque d'exclusion de ces thématiques du champ des études scientifiques, la Science Post-Normale et la GIZC suggèrent une approche cadre qui permet la prise en charge de hautes degrés d'incertitude. Cette approche repose sur l'usage systématique des outils d'aide à la décision au sein de processus de décision participatifs qui incluent les acteurs dans le but de prendre en compte la multiplicité des perspectives légitimes (voir Encadré 4). Cela part du principe suivant. Etant donné qu'en matière environnementale, l'incertitude est plutôt la règle que l'exception une certaine part de jugement individuel et de bon sens resteront toujours les seuls outils d'aide à la décision à notre disposition. En conséquence, il est important que les points de vue des différents groupes d'acteurs et leurs jugements de valeur soient inclus de manière transparente. Les approches de décision participatives permettent cela, en rendant les compromis plus transparents pour les décideurs et les acteurs, c'est-à-dire en identifiant les acteurs et les ressources avantagés et désavantagés (Munda *et al.*, 1994).

Les processus de décision participatifs, pour certains, trouvent leur sens dans l'application de valeurs démocratiques (Stirling, 2006). Cela part du principe qu'une démocratie n'est pleinement aboutie que quand les citoyens participent à l'organisation de la cité. Cependant, les processus de décision participative se révèlent également très utiles dans un sens purement pragmatique. Par exemple

Munda *et al.* (1994) et Van den Bergh et Nijkamp (1991) estiment que rendre les compromis clairs et apparents aux acteurs est nécessaire si l'on souhaite que les mesures de gestion environnementale soient opérationnelles. Des législations environnementales imposées par la force sans gagner en légitimité sociale ne fonctionnent pas bien. Quand elles ne sont pas contournées légalement par les acteurs, elles sont carrément enfreintes ou encore modifiées sans cesse par les groupes de pression importants.

V.3. Place du modèle ECO parmi les outils d'analyse économique de l'environnement

L'approche participative envisagée par la Science Post-Normale et la GIZC implique les acteurs à toute les étapes du processus de décision, depuis l'analyse des problèmes et le choix de mesures destinées à les résoudre, en passant par la sélection et la construction d'outils d'analyse destinés à identifier les mesures adéquates, jusqu'à leur mise en œuvre. Plusieurs outils d'analyse économique de l'environnement peuvent être utilisés pour éclairer la décision dans le cadre de processus participatifs (Figure 9). Deux groupes d'outils peuvent être identifiés. Le premier groupe concerne les méthodes d'évaluation monétaire inféodées à l'analyse coût-bénéfice et coût-efficacité. Elles peuvent être utilisées dans un premier temps pour évaluer les impacts économiques directs d'un scénario de mesures sur le secteur ou l'acteur visé par la mesure. Le deuxième groupe englobe les outils capables d'évaluer les impacts économiques indirects, c'est-à-dire les effets redistributionnels sur les autres secteurs ou régions non visées par la mesure. Il s'agit par exemple de la modélisation input-output (I-O), des modèles d'équilibre général calculable (EGC) et de la comptabilité verte pour le calcul de PIB ajusté par rapport à l'environnement (liste non exhaustive).

Nous avons montré que les méthodes d'ajustement du PIB par rapport à l'environnement (Section III.5) et l'analyse coût-bénéfice (Section III.3) étaient toutes les deux basées sur l'évaluation monétaire de l'environnement. Or, on peut considérer que la valeur monétaire est par essence limitée aux services écosystémiques finaux dont l'homme tire des bénéfices directs : les services culturels et d'approvisionnement en ressources en ce y compris les services finaux d'approvisionnement en ressources issus des services de régulation de deuxième ordre (Section I.2). Cette dernière catégorie concerne par exemple, les services de régulation des flux hydriques qui génèrent un service final d'approvisionnement en ressources en sols à bâtir sans risque d'inondations. Les individus tirent des bénéfices de ce service final du fait que des dégâts matériels et humains sont évités. Cependant, deux autres services écosystémiques doivent être évalués car leur importance n'est pas négligeable. C'est d'eux que dépendent tous les services écosystémiques dont l'homme tire des bénéfices. Il s'agit des services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre déjà mentionnés plus haut. En conséquence, des approches complémentaires aux techniques d'évaluation monétaire doivent être mises en oeuvre pour couvrir ces deux catégories de services omises par les valeurs monétaires. C'est ce à quoi s'attache le modèle ECO. Pour ce faire, il s'appuie sur la modélisation input-output hybride.

Un avantage des modèles input-output hybrides par rapport aux techniques d'évaluation monétaire des externalités environnementales réside dans le fait que les composantes environnementales peuvent être évaluées en unités physiques : des tonnes pour les polluants, des hectares ou des tonnes pour les ressources naturelles, etc. En outre cela n'empêche pas que les composantes économiques soient évaluées en unités monétaires : des millions d'euros pour les investissements verts, etc. Ce qui permet de couvrir à la fois les services monétarisables et ceux qui ne le sont pas.

En ce qui concerne les EGC, comprendre leur fonctionnement est intéressant pour le modèle ECO. Cela permet de mieux cerner les atouts et les faiblesses de la modélisation I-O. Par exemple, la modélisation I-O permet de travailler à des échelles sous-nationales (opérations de régionalisation de

matrices nationales), ce qui n'est pas aussi aisé avec un EGC (Section III.6). En outre, la modélisation I-O est moins lourde et nécessite donc moins de moyens pour sa mise en œuvre, ce qui en fait une approche plus abordable pour des petites structures ou des autorités publiques régionales aux budgets plus limités. De plus, la simplicité de la modélisation I-O en fait un outil plus adéquat pour éclairer la décision dans le cadre de processus participatifs dans lesquels les acteurs seraient impliqués à tous les stades y compris dans le choix et la construction des outils d'analyse (cf. approche de Giampietro *et al.*, 2006 – Chapitre II). Enfin, les modèles I-O ne posent pas autant d'hypothèses sur le comportement des consommateurs et des producteurs comme c'est le cas dans les EGC. Ces derniers modélisent ces comportements sur base d'équations pas toujours prouvées empiriquement (Ex. : fonctions de production de Cobb-Douglas combinées aux équations de Leontief et des coefficients d'élasticité de substitution). Cependant, les EGC ne sont pas dénués d'avantages. Par exemple, ils prennent en compte l'impact de l'évolution des prix sur la demande. Or cela est complètement omis dans la modélisation input-output. L'insertion de coefficients d'élasticité pourrait pallier ce problème aisément sans augmenter la complexité du modèle, et donc leur coût et le temps nécessaire à leur développement.

Les cinq outils d'aide à la décision susmentionnés ne s'excluent pas mutuellement. Ils peuvent être intégrés les uns aux autres quand cela n'est pas déjà automatiquement le cas (les tables I-O sont par exemple un des constituants de base des EGC). L'intégration des outils d'évaluation monétaire utilisés en analyse coût-bénéfice a retenu plus particulièrement notre attention. Leur intégration au modèle I-O vise à répondre à deux questions essentielles (Grêt-Regamey et Kytzia, 2007) : i) quelle quantité de services écosystémiques utilisons-nous dans la production économique ? et ii) comment les différentes activités économiques en bénéficient ?

Certains auteurs répondent à ces deux questions en allouant les coûts de traitement des émissions polluantes et des déchets aux activités économiques qui en sont responsables. L'objectif visé consiste à augmenter ainsi la transparence des coûts et des responsabilités dans l'utilisation de l'environnement (Leontief, 1970). Il s'agit ici en particulier de l'utilisation du service de puits, c'est-à-dire la capacité du milieu naturel à assimiler les polluants. D'autres estiment la valeur monétaire de l'utilisation des services écosystémiques sur base des techniques d'évaluation monétaire mentionnées plus haut (préférences déclarées, etc.). Par exemple, Grêt-Regamey et Kytzia (2007) évaluent le capital naturel constitué par la biomasse végétale aux prix équivalents aux coûts de production forestières et agricoles qu'ils incluent ensuite dans la matrice I-O. Hannon (2001) aussi évalue les pertes de capital naturel au prix du marché, par exemple la biomasse de forêt pourrait être évaluée au prix du bois ou aux bénéfices tirés par les personnes habitant à proximité d'une zone boisée (chiffrée par la hausse du prix des logements – méthode des prix hédoniques). Or, évaluer la biomasse végétale sur base des coûts de production agricole et forestière revient à réduire la biomasse végétale à un service écosystémique final d'approvisionnement en ressources. Il en est de même pour la biomasse de forêts chiffrée au prix du bois. En ce qui concerne la méthode des prix hédoniques, elle ne couvre que le service culturel d'esthétique paysagère ou d'activité récréative offert par une forêt. Mais qu'en est-il des services de régulation que la biomasse végétale fournit en modulant l'érosion et les flux hydriques ? Qu'en est-il du service d'auto-entretien de production primaire servant d'habitat à la biodiversité, etc. ? Les méthodes de Hannon (2001) et de Grêt-Regamey and Kytzia (2007) omettent complètement ces catégories de services-là.

Notre critique des approches de Hannon (2001) et de Grêt-Regamey et Kytzia (2007) porte moins sur leur méthode que sur leur prétention à pouvoir couvrir l'entièreté des catégories de services écosystémiques à l'aide de valeurs monétaires. Or, ce n'est pas le cas puisque les valeurs monétaires, et par là même leur approche, omettent les deux catégories de services écosystémiques les plus vitales : les services de régulation et d'auto-entretien.

Pour éviter cet écueil au modèle ECO, nous avons développé un cadre d'intégration précis des techniques d'évaluation monétaire à la modélisation I-O. Il est détaillé ci-dessous.

V.4. Intégration des services écosystémiques dans le modèle ECO

Le cadre d'intégration des valeurs monétaires à la modélisation I-O découle directement de l'exclusion des services d'auto-entretien et de régulation de toute tentative d'évaluation monétaire. Ce cadre peut être représenté par un arbre décisionnel à dichotomie double (Figure 11). Le premier choix décisionnel est basé sur la dichotomie suivante : est-on en présence d'un service intermédiaire (auto-entretien ou régulation de premier ordre) ou d'un service final et du bénéfice que l'on peut en tirer (services culturels, services d'approvisionnement en ressources et services finaux issus d'un service de régulation de deuxième ordre)? Dans le premier cas, seule l'évaluation en unités physiques est permise, dans le second cas, un recours à l'évaluation monétaire peut avoir lieu (tout en laissant la possibilité d'un recours en parallèle à des unités physiques).

Quand l'on a recours à une évaluation monétaire, un second choix décisionnel permet de définir à quel endroit des tables I-O sera intégrée la valeur monétaire. Ce choix est basé sur la dichotomie suivante : la valeur monétaire a-t-elle été estimée sur base d'un marché réel, en ce inclus les marchés de substitut des techniques de préférences révélées (approches indirectes) ou par un marché hypothétique (approches directes)? Les valeurs monétaires tirées des approches basées sur un marché réel sont intégrées au modèle au niveau de la matrice de la demande finale (des ménages, en investissement, etc.) ou de la demande intermédiaire d'inputs. L'objectif consiste à évaluer l'impact d'une amélioration ou d'une dégradation des services écosystémiques sur les secteurs économiques et la demande finale. Quant aux valeurs monétaires exemptes de marché et, par conséquent, tirées des approches basées sur des marchés hypothétiques, elles sont intégrées au modèle sous forme d'une taxe hypothétique à la ligne correspondante de la matrice input-output. A la différence des approches I-O de Cumberland (1966), Hannon (2001) et Grêt-Regamey et Kytzia (2007), l'objectif de cette taxe hypothétique ne consiste pas à évaluer l'impact d'une variation des services écosystémiques mais celui d'une mesure de taxation à finalité environnementale sur les secteurs de production et la consommation finale (via l'effet d'une hausse des coûts de production et/ou d'une baisse du pouvoir d'achat des ménages).

Quand l'on a recours à une évaluation en unités physiques, le service écosystémique est intégré dans le modèle I-O par l'intermédiaire des flux de matières ou d'énergies qui entrent en jeu aux interfaces (Tableau 7, Figure 12 et Figure 13):

- (1) Flux depuis l'écosystème vers le système économique : consommation de ressources naturelles,
- (2) Flux depuis le système économique vers l'écosystème : émissions de polluants,
- (3) Flux depuis un compartiment de l'écosystème vers un autre compartiment de l'écosystème : processus écologiques internes à l'écosystème qui couvrent généralement des services d'auto-entretien et de régulation.

La troisième catégorie de flux d'interface est hautement complexe, méconnue et souffre d'un manque de données, trois facteurs générateurs de hautes incertitudes qui s'apparentent à de l'indéterminisme (voir plus haut). C'est la raison pour laquelle les données quantitatives récoltées doivent souvent être complétées par des avis d'experts.

Dans le cas de l'application du modèle ECO aux nourriceries de l'estuaire de la Seine, nous avons rencontré cet indéterminisme dans le cadre du lien entre les processus hydro-sédimentaires et la formation d'habitats de nourriceries. Intervient là un flux de sédiments internes à l'écosystème complexe à prévoir. Nous avons géré cet indéterminisme en travaillant sur base de deux approches

pour simuler les surfaces de vasières à l'horizon 2015 : l'usage d'un petit nombre de données observées dans le passé (peu de données disponibles) et l'avis d'experts (Chapitre IV). En faisant reposer une partie du modèle ECO sur l'avis d'experts (Figure 13), nous nous situons dans la droite ligne d'un principe de base de la Science Post-Normale et de la GIZC qui consiste à faire participer les acteurs à tous les niveaux y compris aux stades de construction des outils et modèles d'analyse. Or il faut considérer les experts comme des acteurs à part entière. Leur statut d'experts ne signifie pas que leur avis ne peut pas être discuté et remis en question par les autres acteurs impliqués dans le processus participatif. Bien que par manque de temps cela n'ait pas été effectué dans cette étude, il aurait été bénéfique de confronté les dires de nos experts au savoir des autres acteurs et experts de l'estuaire de la Seine. Ce dans le but d'assurer un certain niveau de qualité.

Les résultats du modèle ECO comportent donc une part de subjectivité en raison du recours à l'avis d'experts. Cependant, sans cela, il n'aurait pas été possible d'étendre la modélisation I-O aux services d'auto-entretien. Cette extension présente l'inconvénient de perdre en précision mais d'un autre côté les propriétés holistiques sont améliorées. Or c'est là un avantage important et constitue un point original de ce travail. Il faut en outre avoir conscience que le recours à l'avis d'expert n'a rien d'exceptionnel. Vu le haut degré d'incertitude, c'est un recours fréquent en environnement. C'est le cas par exemple pour un champ d'étude bien connu, celui des changements climatiques. Les méthodes d'impacts croisés probabilistes (voir Annexe A) sont utilisées par les scientifiques du GIEC pour chiffrer la probabilité de leurs scénarios en ayant recours à des jugements d'experts (IPCC, 2007a,b ; Lempert *et al.*, 2003 ; Webster *et al.* 2002 et 2003 ; O'Neill, 2004 ; Lutz et Sanderson, 2001).

**PARTIE II – METHODOLOGIE : DEVELOPPEMENT
DU MODELE INPUT-OUTPUT « ECO »**

INTRODUCTION

La Partie II est consacrée au développement de la méthodologie sur laquelle reposent les résultats présentés au Chapitre X. Cette méthodologie repose principalement sur la modélisation input-output (I-O). Celle-ci fut développée initialement par Wassily Leontief dans les années 1930 (McDonald, 2005). Bien qu'à l'origine, les modèles I-O reposaient uniquement sur des données exprimées en unités monétaires, des auteurs comme Daly (1968), Isard (1968), Kneese *et al.* (1970), Leontief (1970) et Victor (1972a) ont démontré que des données environnementales telles que la consommation de ressources naturelles et le rejet d'émissions polluantes ou de déchets pouvaient également être introduites dans les modèles I-O. Or, étant donné que les modèles I-O représentent le système économique de manière intégrée (prise en compte de l'ensemble de l'économie, des relations intersectorielles ainsi que des relations entre les secteurs de production et la demande finale), l'intégration de données environnementales permet le développement d'un modèle complet capable de représenter le fonctionnement de l'anthropo-écosystème dans son ensemble, c'est-à-dire les interrelations entre l'entièreté du système économique et les composantes du système environnemental sélectionnées.

L'introduction de données environnementales dans un modèle I-O conduit à produire un modèle de type « hybride » qui mélange des données monétaires et des données environnementales exprimées en unités physiques. Le modèle ECO développé dans cette Partie est un modèle de ce type. Il repose sur les développements méthodologiques de Victor (1972a). Son développement se décline en deux grandes opérations : une opération de régionalisation et une opération d'environnementalisation. L'opération de régionalisation consiste à adapter la table I-O nationale produite par l'institut national de la statistique et des études économiques (Insee) à l'échelle de la zone d'étude considérée (l'estuaire de la Seine). Quant à l'opération d'environnementalisation, elle consiste à introduire les données environnementales dans la table I-O pour pouvoir étudier les interrelations entre le système économique et le système environnemental (autrement dit l'écosystème). Cette opération a déjà été succinctement présentée au Chapitre IV. Cependant, la Partie II présente un développement formel du modèle exprimé en langage mathématique. Ce développement est destiné à permettre une réplique des opérations pour rendre possible une application générique à d'autres zones d'études que l'estuaire de la Seine.

La Partie II est structurée comme suit. Le Chapitre VI présente les différents modèles I-O environnementaux existants depuis leur création par Wassily Leontief en 1930 jusqu'à Peter Victor en 1972. Les avantages et les limites des approches I-O en général y sont rendus explicites. Le Chapitre VII met en exergue les différences entre la modèle ECO et les modèles I-O environnementaux existants (Section VII.2). Dans ce chapitre, la délimitation du système économique et de l'écosystème modélisé est également présentée (Section VII.3). Enfin des aspects plus techniques sont développés concernant les méthodes et les opérations de régionalisation utilisées pour obtenir un modèle à l'échelle de l'estuaire de la Seine (Sections VII.4 et VII.5). La formalisation mathématique des relations entre le système économique et l'écosystème est également abordée de manière approfondie (Sections VII.6 et VII.7). Le Chapitre VIII offre une vue de synthèse des équations développées pour formaliser les interrelations entre les composantes économiques et écosystémiques de l'estuaire de la Seine. La validation des composantes économiques du modèle y est également présentée.

VI. LES MODELES INPUT-OUTPUT ENVIRONNEMENTAUX : CADRE METHODOLOGIQUE

VI.1. Introduction

Le modèle ECO développé dans cette étude repose sur les tables input-output. Celles-ci constituent le cœur des modèles I-O et permettent de simuler l'entièreté de la structure économique avec ses interrelations entre les différents secteurs de production ainsi qu'entre ces secteurs et la demande finale (consommation des ménages, etc.) (McDonald, 2005). Les tables I-O sont construites selon l'idée relativement simple selon laquelle les biens et services produits par un secteur économique devraient être enregistrés dans une table simultanément par origine et par destination (Common et Stagl, 2005). Des biens sont produits par un secteur (ex. : coton produit par l'agriculture) et sont utilisés comme « inputs » dans un autre secteur (ex. : secteur textile) afin que ce dernier puisse assurer la production de son produit final aussi dénommé « output » (ex. : tissus en fibres de coton). Cette représentation simplifiée de l'économie est schématisée par la Figure 14. Celle-ci peut être lue comme suit :

Les consommateurs finaux consomment des biens et des services produits par les entreprises. Il y a, par conséquent, un flux de matières et de services depuis les secteurs de production vers les ménages⁶³. Ce flux est accompagné d'un flux monétaire en sens inverse en paiement des biens et services vendus. Grâce à ce flux monétaire, les entreprises sont en mesure de fournir un revenu aux ménages pour le travail fourni ou le capital financier et physique (terrains, bâtiments) investi. Il s'agit de la rémunération des facteurs de production⁶⁴ sous forme de salaires payés aux employés qui ont fourni leur force de travail, de dividendes rémunérés aux actionnaires qui ont investi leur capital financier, de loyers rétribués aux propriétaires immobiliers qui ont loué leur bâtiment pour abriter les activités d'une entreprise, etc.

⁶³ En réalité, une matrice I-O prend également en compte d'autres catégories de demande finale (voir plus bas).

⁶⁴ Les facteurs de production sont les éléments de base nécessaires pour produire : le capital et le travail (Common et Stagl, 2005). Le capital comprend ici le « capital fixe ». Le capital fixe englobe tout bien tangible ou intangible, produit par une activité économique et utilisé de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an (Eurostat, 2008). La rétribution du capital fixe couvre donc les frais de location d'équipements, de bâtiments et de terrains, et l'amortissement des machines et équipements usagés ou obsolètes. La notion de capital couvre également le capital financier (actions, obligations, capitaux propres formés quand tous les bénéfices ne sont pas distribués aux actionnaires, etc.). La rétribution du capital financier couvre les intérêts payés sur les emprunts bancaires, les dividendes versés aux actionnaires, etc. Un deuxième facteur de production important est le travail. Le travail est rétribué par le paiement d'un salaire aux travailleurs, les primes payées aux managers pour la prise de risque, etc.

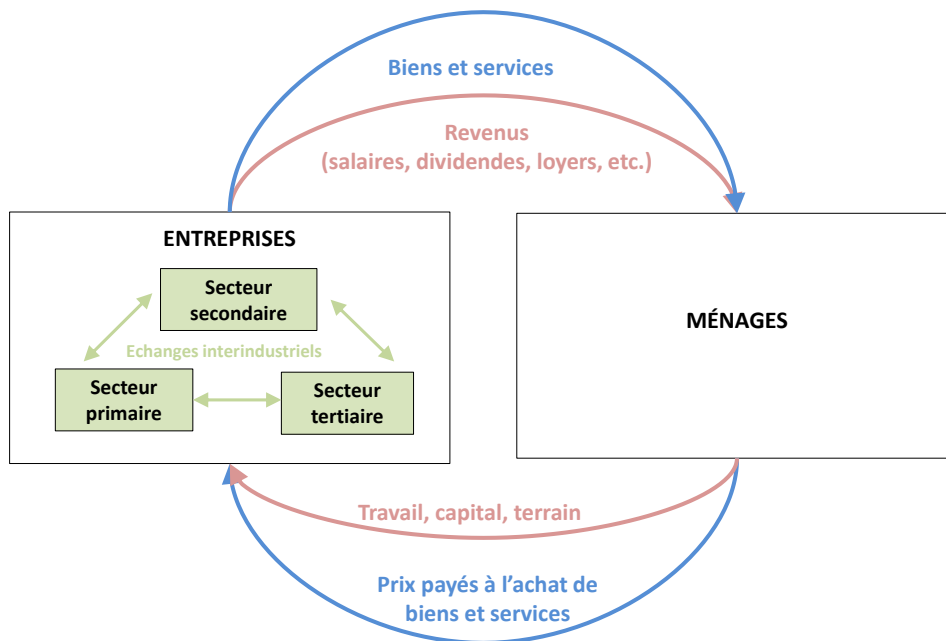


Figure 14. Système économique simplifié.

Dans une table I-O, le schéma de la Figure 14 est représenté sous forme de tableaux de chiffres qui décrivent quantitativement les flux de biens et services échangés dans le système économique. Cependant, les chiffres apparaissant dans la table peuvent être transformés en (McDonald, 2005) :

- i) matrices mathématiques (et vecteurs) qui prennent la forme de tableaux de nombres répartis en lignes et en colonnes. Ces matrices représentent un système de n équations linéaires à m inconnues,
- ii) modèles mathématiques basés sur les équations linéaires susmentionnées qui décrivent les flux de biens et services échangés dans l'économie. Dans le cas de cette étude, $n = m$, ce qui facilite la résolution du système d'équations et ne requiert, par conséquent, pas d'opération d'optimisation sous contrainte.

La plupart des pays développés construisent des tables I-O à intervalles réguliers pour les actualiser par rapport à l'évolution de la structure de l'économie. Ces tables, pour les Etats membres de l'Union Européenne, sont publiées sur Eurostat⁶⁵. La table I-O d'un pays respecte les conventions internationales du système de comptabilité nationale (SNA : System of National Accounts)⁶⁶ sur lequel est basé, entre autres, le calcul du PIB des pays du monde entier (McDonald, 2005). En outre, les tables I-O adoptent un système de classification des secteurs économiques et des biens et services reconnu internationalement. Par exemple: la *General Industrial Classification of Economic Activities within the European Communities* (NACE) et la *Statistical Classification of Products by Activity in the European Economic Community* (CPA). La classification NACE respecte le standard international ISIC⁶⁷ de classification de secteurs. Il s'agit simplement de son application à l'échelle européenne (Eurostat,

⁶⁵ Tables I-O disponibles sur Eurostat :

http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/data/workbooks

⁶⁶ Le SNA est le standard accepté internationalement pour les recommandations sur la méthode de compilation des mesures de l'activité économique d'un pays. L'une de ces mesures, la plus connue, est le Produit Intérieur Brut (PIB). Plus d'informations sur le site des Nations Unies:

<http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/sna.asp>

⁶⁷ ISIC : *United Nations International Standard Industrial Classification of All Economic Activities*.

2008). Il en est de même pour la classification CPA qui respecte le standard international CPC⁶⁸ de classification des produits. La classification CPA est donc l'application du standard CPC aux pays européens.

Plusieurs raisons peuvent être invoquées en faveur de l'utilisation de modèles I-O (McDonald, 2005) :

- C'est une méthode globale : elle offre une description des interrelations structurelles de l'économie entière d'un pays ou d'une région. Cela inclut une couverture complète des biens et services produits, des processus de production et de la consommation finale.
- C'est une méthode systématique : les matrices I-O garantissent que l'ensemble des flux de biens et services sont pris en compte. L'identité entre les outputs et les inputs (les outputs totaux égalent les inputs totaux) empêche que des oublis soient commis car cela serait directement remarqué. En effet, en cas d'omission d'un flux, l'identité entre les inputs et les outputs totaux ne serait pas vérifiée.
- Elle évite le double comptage : la modélisation I-O évite le double comptage, un problème particulièrement délicat lorsqu'interviennent des réseaux complexes de flux indirects ou qu'interviennent des productions jointes (outputs multiples de biens et services issus d'un même processus de production économique).
- C'est une méthode mathématique rigoureuse : l'utilisation de l'algèbre matricielle ne permet pas seulement de résoudre de manière rapide et efficace un grand nombre d'équations fondées sur des bases de données de taille importante. L'algèbre matricielle permet de modéliser l'économie dans un cadre mathématique cohérent basé sur des relations empiriques qui se vérifient dans la réalité (du moins pour l'année de référence à laquelle les matrices I-O ont été compilées. Plus la modélisation simule un horizon de temps éloigné de cette année, plus le pourcentage d'erreur augmente).
- Les tables I-O peuvent être facilement étendues : les modèles I-O peuvent être utilisés dans le cadre de modélisations statiques comparatives à court terme (6 à 10 ans) pour étudier l'impact distributionnel⁶⁹ de modification des politiques, de la croissance économique, des variations de population, des investissements en capital, du commerce, etc. Cependant, les modèles I-O peuvent également être étendus pour étudier l'impact distributionnel de ces changements en tenant compte de l'existence des différentes catégories socioéconomiques (Social Accounting Matrices) et de l'effet des variations de prix (en insérant une table I-O dans un modèle d'équilibre général calculable)⁷⁰.

VI.2. Revue critique des modèles I-O environnementaux

Les modèles I-O environnementaux sont composés de tables I-O modifiées. Des lignes et des colonnes ont été ajoutées à ces tables pour prendre en compte les flux de ressources naturelles

⁶⁸ CPC : *Central Product Classification*.

⁶⁹ Effet distributionnel : Lorsqu'une mesure politique ou un projet est mis en œuvre dans un secteur, un effet direct est ressenti dans ce secteur. Cependant, les modifications que la mesure induit dans le secteur visé se répercutent sur les autres secteurs sous la forme d'effets indirects. Par exemple, la mesure politique ou le projet pourrait conduire à un accroissement des coûts de production du secteur visé, ce qui l'amènerait à réduire sa consommation d'intrants achetés à ses fournisseurs et réduirait ainsi le niveau de production de ces derniers. On parle alors de la distribution des effets de la mesure dans les autres secteurs économiques que celui visé par la mesure.

⁷⁰ Pour plus de détails sur les modèles d'équilibre général calculable (EGC), voir Section III.6.

extraites de l'écosystème pour être consommées comme intrant dans l'économie et les émissions résiduelles (déchets et polluants) rejetées par l'économie vers l'écosystème. Une caractéristique clé des modèles I-O environnementaux réside dans le fait qu'ils ciblent spécifiquement l'interface environnement-économie. Cela consiste à se demander, par exemple, comment des modifications se produisant dans l'économie peuvent impacter l'écosystème (ex. : l'approvisionnement en ressources, la production de déchets, les coûts de l'élimination des polluants ou de la substitution de ressources épuisées par du capital manufacturé) et, inversement, comment l'écosystème peut impacter l'économie (McDonald, 2005).

Des auteurs tels que Miller et Blair (2009) ont tenté de grouper les tables I-O en trois catégories. Nous les présentons ci-dessous en introduisant une sous-division dans la deuxième catégorie entre les modèles à unités monétaires uniques et les modèles hybrides qui mélangent les unités monétaires et physiques :

- 1) Les modèles I-O généralisés ou « augmentés » : ces modèles sont construits en ajoutant des lignes et/ou des colonnes à une matrice de coefficients techniques⁷¹ pour refléter la production de pollution ainsi que les activités de réduction de cette même pollution (Miller et Blair, 2009). Pour ce faire, une matrice de coefficients techniques \mathbf{P} est définie de telle sorte que chacun de ces éléments p_{kj} représente la quantité du polluant k générée par euro d'output total de l'industrie j (McDonald, 2005). En multipliant \mathbf{P} par la matrice inverse de Leontief, l'on obtient les émissions directes et indirectes de polluants, \mathbf{P}^* , produites par unité de demande finale en biens et services de l'industrie j . Cela s'écrit comme suit : $\mathbf{P}^* = \mathbf{P} (1 - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{Y}$. Cette approche, bien que relativement simple, permet d'analyser l'ampleur des impacts environnementaux indirects découlant d'une modification des activités économiques.
- 2) Modèles économique-écologiques *industry by industry* : ces modèles sont construits en élargissant directement la table I-O de base (tables *industry by industry*) pour y inclure un secteur additionnel qui représente l'écosystème. Les flux échangés entre l'économie et l'écosystème sont enregistrés dans ce secteur additionnel, tant en ce qui concerne la consommation de ressources que les rejets résiduels sous forme de polluants et de déchets (Miller et Blair, 2009). Des exemples de modèles de ce type sont discutés ci-dessous : Cumberland (1966), Daly (1968), Ayres et Kneese (1969), Leontief (1970) et Hannon (2001). Une distinction importante doit être opérée entre deux types de modèles économique-écologiques *industry by industry* :
 - i) Les modèles de Cumberland (1966) et de Hannon (2001) sont à regrouper dans la catégorie des modèles à unité monétaire unique. Ils représentent la consommation de ressources et les rejets résiduels non pas en unités physiques mais en unités monétaires évaluant le bénéfice tiré de la ressource et le coût lié aux émissions de polluants et de déchets.
 - ii) Les modèles de Daly (1968), Ayres et Kneese (1969) et Leontief (1970) sont à regrouper dans la catégorie des modèles à unités multiples. Des unités physiques sont utilisées pour les ressources non marchandes et les rejets polluants pour lesquels aucun prix n'est payé en contrepartie. Alors que des unités monétaires sont utilisées pour les ressources marchandes et les rejets polluants pour lesquels un prix doit être payé en

⁷¹ La matrice des coefficients techniques se distingue de la matrice I-O de base. La matrice des coefficients techniques est obtenue à partir de la matrice I-O de base en divisant chacun des inputs consommés par le secteur j par l'output total du secteur j . Cela donne la proportion de chaque input i nécessaire pour produire une unité d'output j .

contrepartie (taxes sur les émissions, coûts de mise en décharge des déchets, etc.). Cela est discuté ci-dessous.

- 3) Modèles économique-écologiques *commodity by industry* : ces modèles représentent la consommation de ressource et les rejets résiduels en unités physiques sous forme de biens et services dans des tables I-O de type *commodity by industry* (« bien par industrie ») (Miller et Blair, 2009). Ce qui distingue ces modèles des modèles économique-écologiques *industry by industry*, réside dans le fait que les flux sont désagrégés par catégorie de biens et services et non plus seulement par catégorie d'industrie (McDonald, 2005). Alors que, dans les tables *industry by industry*, un secteur économique ne peut produire qu'un seul type d'output (un output homogène censé représenter l'ensemble des différents outputs produits en réalité), dans les tables *commodity by industry*, un même secteur peut produire plusieurs outputs différents. Cette représentation s'avère plus en phase avec la réalité économique. Des exemples de modèles économique-écologiques *commodity by industry* discutés plus bas sont, entre autres, ceux de Isard (1968) et de Victor (1972a).

a) Le modèle de Cumberland (1966)

Le modèle de Cumberland (1966, *In* Victor, 1972a,b) est le premier modèle I-O à avoir intégré les interactions entre l'économie et l'environnement. Il a développé un modèle standard « *industry by industry* » de type Leontief. Il y a ensuite ajouté trois lignes (Q, C et A) et une colonne (B) afin de prendre en compte la production d'externalités associées aux activités économiques dans le cadre d'une politique de développement (Tableau 9). La ligne Q réunit les bénéfices environnementaux en unités monétaires associés à la production de chaque secteur ainsi qu'à la consommation de la demande finale. De manière similaire, la ligne C rassemble les coûts environnementaux en unités monétaires et à la ligne A est calculée la valeur nette par la différence entre la ligne C des coûts et la ligne Q des bénéfices ($A = Q - C$). Dans la colonne B, sont enregistrés les coûts par secteur liés aux mesures de restauration de la qualité environnementale au niveau atteint avant la mise en œuvre de la politique de développement. Cumberland estime qu'au minimum, une politique de développement présente un impact sur les thématiques suivantes : l'eau, l'air, les espaces ouverts et éventuellement des considérations esthétiques et de sécurité des individus (McDonald, 2005). Autant d'impacts pris en compte dans les lignes C, Q et A.

Une critique importante de cette approche réside dans le fait que le modèle de Cumberland n'avait à l'époque pas été formalisé. Il en était resté au cadre conceptuel sans spécifier comment évaluer les coûts et les bénéfices environnementaux des lignes Q, C et A. Bien qu'aujourd'hui, avec le développement des méthodes d'évaluation monétaire présentées à la Section III.3, le modèle I-O de Cumberland pourrait être rendu opérationnel, cela soulève toutefois la question de la difficulté des évaluations des coûts et des bénéfices environnementaux non marchands. Cette question est détaillée aux Sections I.2 et III.3. Dans le sens où l'approche de Cumberland consiste à intégrer l'environnement à la matrice I-O en unités monétaires exclusivement, le modèle I-O de Hannon (2001) abordé à la Section III.7 peut être vu comme une application du modèle de Cumberland (dans une version toutefois beaucoup plus intégrée). En effet, les méthodes d'évaluation monétaire des coûts et des bénéfices environnementaux non marchands ayant fait du chemin depuis, une panoplie de techniques sont à disposition aujourd'hui pour rendre le modèle de Cumberland opérationnel.

Notons toutefois que l'approche de Hannon (2001) est plus intégrée que celle de Cumberland (1966) : Hannon ne se contente pas d'ajouter 1 colonne et 3 lignes environnementales. Il modifie aussi le calcul de la valeur ajoutée pour l'étendre aux processus biophysiques et au capital naturel irrévocablement perdu. Enfin, il modifie le calcul du PIB et intègre ainsi non seulement les techniques d'évaluation monétaire des services écosystémiques mais également l'approche d'ajustement du PIB.

Toutefois, les modèles I-O comme ceux de Hannon et de Cumberland, dont les résultats sont exprimés dans une seule unité (unités monétaires), sont des modèles qui omettent les flux internes à l'environnement. En effet, ces flux constituent des services intermédiaires (services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre abordés à la Section I.2) et ne peuvent par conséquent être exprimés dans des unités autres que physiques. Etant présumés indépendants des préférences individuelles, les services intermédiaires ne peuvent pas être monétarisés. Cela signifie que ces services sont exclus du modèle I-O de Cumberland et de Hannon. Il s'agit pourtant de deux services vitaux puisqu'ils constituent l'infrastructure et les processus de l'écosystème nécessaires à la production de l'ensemble des services utiles aux activités anthropiques et à l'existence des êtres-humains. Cette argumentation est développée plus en détail aux Sections I.2 et III.7.

Tableau 9. Table input-output environnementale de Cumberland (1966).

		Secteurs consommateurs d'inputs intermédiaires			Demande finale				Output total	Solde environnemental B
		Industrie 1	Industrie j	Industrie n	Consommation des ménages	Consommation administrations publiques	Autres demandes finales	Exportations		
Secteurs producteurs d'inputs intermédiaires	Industrie 1	Quadrant I			Quadrant II					B_i
	Industrie i									.
	Industrie n									.
Inputs primaires	Valeur ajoutée	Quadrant III			Quadrant IV					.
	Autres inputs primaires									.
	Emploi									.
	Importations									.
	Input total									.
	Bénéfices environnementaux	(+) Q		
	Coûts environnementaux	(-) C		
	Solde environnemental	$A = (Q - C)$		

Source : adapté de Victor (1972a) et McDonald (2005).

b) Le modèle de Daly (1968)

Comme Cumberland (1966), Daly (1968, *In* Victor, 1972a,b) part d'une matrice I-O « *industry by industry* » de type Leontief pour représenter les flux à l'interface de l'économie et de l'environnement. Cependant, il va un pas plus loin que Cumberland en intégrant dans son modèle les flux se produisant au-delà du monde économique, c'est-à-dire les flux internes à l'environnement (Victor, 1972a,b). Pour ce faire, il intègre la matrice I-O dans un tableau origine-destination analogue à celui de la Figure 12 dans lequel il distingue deux domaines : l'*humain* et le *non-humain* ou ce que nous pourrions également nommer respectivement l'économie et l'écosystème. Daly y distingue quatre types de flux (Tableau 10):

- Quadrant I : les flux de matière ou d'énergie qui transitent uniquement au sein du *domaine humain*, ce qui englobe les échanges de biens et services représentés dans les matrices I-O.
- Quadrant II : les flux de matière ou d'énergie qui transitent depuis le domaine *humain* vers le *domaine non-humain*. Ils couvrent les émissions polluantes et la production de déchets (service de régulation – voir Figure 5). Daly parle « *d'externalités* » pour caractériser ces flux, c'est-à-dire un effet préjudiciable (ou bénéfique) pour un tiers ne donnant lieu à aucun paiement en contrepartie (Pearce *et al.*, 2006).
- Quadrant III : les flux qui transitent depuis le domaine *non-humain* vers le domaine *humain*. Ils englobent la consommation de ressources naturelles (services écosystémiques d'approvisionnement en ressources – voir Figure 5). Daly dénomme ces flux « *free goods* » (biens dont les individus tirent un bénéfice sans que ceux-ci ne possèdent de prix sur un marché) ou « *free bads* » (nuisances générant des coûts et pour lesquels aucun prix n'est payé en contrepartie afin de les compenser). Un exemple de *free goods* pourrait être la cueillette de champignons en forêt et un exemple de *free bads* la consommation de PCB dans les poissons pêchés en mer.
- Quadrant IV : les flux de matières et d'énergies internes à l'environnement qui transitent d'un compartiment *non-humain* vers un autre compartiment *non-humain*. Ces flux couvrent les services écosystémiques qui ne font l'objet d'aucun usage direct par les individus. Cela englobe les services intermédiaires (services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre). Daly estime que ces flux relèvent plutôt du domaine des sciences naturelles.

Au contraire de Cumberland, le modèle de Daly mélange les unités physiques et monétaires pour décrire les flux de matière ou d'énergie. Il espère, par son approche, réunir au sein d'un modèle global l'ensemble des interrelations purement économiques, des interrelations purement environnementales et des interrelations entre l'environnement et l'économie (Victor, 1972a,b). Les flux des quadrants II et III représentent le lien entre l'économie et l'environnement.

Le modèle I-O environnemental de Daly présente, pour l'époque, un intérêt certain dans sa capacité à mettre l'accent sur l'existence d'interdépendances entre les activités économiques (le domaine *Humain*) et son analogue naturel, l'écosystème (le domaine *Non-Humain*) (Victor, (1972a,b). En outre, en mettant en évidence le fait qu'il existe des interactions qui se produisent uniquement dans l'écosystème (Quadrant IV du Tableau 10), Daly soutient, en quelque sorte, notre argumentation reprise au Chapitre I, à savoir qu'il existe des flux de matière et d'énergie (ou des services écosystémiques) qui n'entrent pas en interaction directe avec les activités humaines et dont l'étude est du ressort des sciences naturelles comme le précise Daly lui-même. Ces flux ne bénéficient, par conséquent, à aucun individu directement et ne leur causent aucun dommage direct. Il en découle que toute évaluation monétaire est impossible puisque ces flux sont indépendants des préférences individuelles (base de toute évaluation monétaire). Leur fonction consiste à faire en sorte que l'écosystème fonctionne correctement et que tous ses éléments tiennent ensemble afin de pouvoir générer les flux des Quadrants II et III (Tableau 10). Ces derniers fournissent, eux, des bénéfices aux individus (ou causent des dommages quand leur niveau de qualité est altéré par une modification anthropiques des flux internes à l'environnement du Quadrant IV). En ce sens, les flux internes à l'environnement ne sont pas évaluables monétairement car c'est d'eux que dépend l'entière des autres services écosystémiques dont l'Homme tire des bénéfices. Leur attribuer une valeur monétaire (par le biais des flux des Quadrants II et III qu'ils génèrent) signifierait que l'on soit capable de quantifier très précisément les bénéfices et les dommages qui se produiraient dans les flux des Quadrants II et III suite à une modification causée par l'Homme de certains flux internes à l'environnement. Or le haut degré d'incertitude inhérent aux flux internes à l'environnement ne nous permet pas de les quantifier avec suffisamment de précision. Il est donc prudent de les étudier uniquement en unités physiques. Cette argumentation est développée plus en détail à la Section I.2.

Bien que le Quadrant IV présente l'avantage de mettre en exergue l'importance des flux internes à l'environnement et leur caractère extérieur au système économique (et par extension, à toute valeur monétaire), il constitue néanmoins l'une des raisons pour lesquelles le modèle de Daly n'a jamais été opérationnel. Victor signalait en 1972 que les connaissances scientifiques de l'époque ne permettaient pas de quantifier les flux internes à l'environnement et leurs effets indirects sur les activités économiques (par le biais des flux du Quadrant II et III). C'est l'une des raisons pour lesquelles le modèle de Daly en est resté au stade conceptuel et n'a jamais pu être appliqué. Aujourd'hui, quantifier les interactions environnement-environnement et leur effet indirect sur les activités économiques reste encore très difficile. Cela n'est pas réalisable pour toutes les problématiques environnementales. Et quand ça l'est, une forte part d'incertitude persiste. Il faut en conséquence souvent se reposer sur l'avis d'experts pour compenser le manque de connaissances scientifiques et de données observées ainsi que l'indéterminisme inhérent aux écosystèmes. C'est le cas, par exemple, de l'étude des impacts des changements climatiques à l'horizon 2050 ou de l'évolution des nourriceries de l'estuaire de la Seine à l'horizon 2015 (voir Chapitre II et Section IV.4).

Une autre raison pour laquelle le modèle de Daly n'a jamais pu être appliqué réside dans la dernière colonne « Total » (Tableau 10). Daly y somme des composants qui sont incommensurables (Victor, 1972a,b). Il est en effet incohérent de sommer des unités monétaires (par exemple celles du Quadrant I) avec des unités physiques (par exemple les émissions polluantes du Quadrant II). Le résultat de la somme n'aurait aucune signification. En outre, ces totaux sont ensuite utilisés pour calculer des coefficients techniques⁷² (paramètres de bases de la modélisation I-O) de production pour le domaine humain et non-humain. Or ces coefficients n'ont aucune signification au même titre que les valeurs totales sur base desquelles ils sont calculés.

En outre, intégrer ainsi les processus écologiques internes à l'environnement au sein de la matrice I-O n'est pas réaliste car ces processus sont très souvent non linéaires. Or, un modèle I-O est par essence composé d'équations linéaires (McDonald, 2005). Enfin, l'hypothèse de proportions fixes inhérentes aux coefficients techniques, si elle est valide en économie tant que la structure de l'économie ne change pas trop, elle ne l'est pas nécessairement en ce qui concerne les processus écologiques internes à l'environnement car ces processus sont multifactoriels et non linéaires. Prenons un exemple propre au Quadrant IV. Les populations de poissons (secteur « Animaux ») ne produiront pas toujours une unité de biomasse avec une même quantité d'inputs en aliments (produits par le secteur « Plantes » et « Animaux »). Cela dépendra de la quantité d'aliments présents dans le milieu aquatique, bien sûr, mais aussi d'une série d'autres facteurs qui interagissent les uns avec les autres: la qualité chimique de l'eau et des sédiments, la nature des sédiments (vaseux, sableux, graveleux) qui varie au gré des dynamiques hydro-sédimentaires, la modification des surfaces d'habitats aquatiques liés aux activités humaines ou aux changements climatiques, le nombre d'œufs pondus et fécondés les années précédentes, la température de l'eau, etc. (Rijnsdorp *et al.*, 1992 ; Rochette *et al.*, 2010).

⁷² Dans la matrice I-O de Leontief, (Quadrant I du Tableau 10) un coefficient technique mesure la quantité d'input i consommée par une industrie j par unité d'output total produit par cette industrie. Cela permet de déterminer la proportion nécessaire de chaque input i pour produire une unité d'output d'une industrie j . Cependant, dans le tableau I-O de Daly, cela reviendrait à diviser les inputs économiques du Quadrant I par la somme le long des lignes des inputs économiques (en unités monétaires) du Quadrant I et des Inputs environnementaux (en unités physiques) du Quadrant II. Cette division donnerait un coefficient technique qui n'aurait pas beaucoup de sens et ne correspondrait à rien ni dans la réalité économique ni dans la réalité de l'écosystème.

Tableau 10. Table input-output environnementale de Daly (1968).

OUTPUTS PRODUITS PAR :		Humain			Non-Humain							Total
		INPUTS UTILISES PAR :										
		Agriculture	Industrie <i>j</i>	Consommation finale des ménages	Animaux	Plantes	Bactéries	Atmosphère	Hydrosphère	Litosphère	Puits (consommation finale)	
Humain	Agriculture	Quadrant I (Echanges d'inputs économiques intermédiaires et finaux)			Quadrant II (Accumulation d'émissions polluantes et de déchets dans l'environnement, colonisation d'espaces naturels par les activités anthropiques)							
	Industries <i>i</i>											
	Consommation finale des ménages											
Non-Humain	Animaux	Quadrant III (Consommation de ressources naturelles, de polluants accumulés dans les animaux consommés...)			Quadrant IV (Processus écologiques internes à l'écosystème – ex. : assimilation d'éléments nutritifs par les racines des arbres)							
	Plantes											
	Bactéries											
	Atmosphère											
	Hydrosphère											
	Litosphère											
	Soleil (services primaires)											

Source : adapté de Victor (1972a) et McDonald (2005).

c) Le modèle de Ayres-Kneese (1969)

Ayres et Kneese (1969) ont développé un modèle I-O environnemental basé sur la matrice traditionnelle *industry by industry* de Leontief. Ils ont intégré à la matrice I-O la consommation de ressources naturelles et les émissions de polluants et de déchets comme Daly (1968) au Tableau 10. Cependant, ils ont également ajouté deux éléments absents dans le modèle de Daly : 1) un secteur d'élimination des polluants et du recyclage et 2) un principe nouveau, celui de la conservation de la matière.

1) Secteur d'élimination des polluants et du recyclage

Le premier élément nouveau par rapport au modèle de Daly consiste à ajouter dans la matrice I-O traditionnelle de Leontief un secteur d'élimination des polluants et de recyclage (Quadrant III au Tableau 11). Inclure ce dernier secteur est intéressant car cela permet de prendre en compte l'impact économique (création d'emplois et de valeur ajoutée) et environnemental (réduction des polluants émis dans le milieu naturel) découlant de l'installation d'infrastructures d'épuration. Les coefficients techniques apparaissant dans le secteur d'élimination des polluants (Quadrant III) représentent le coût de l'élimination par unité d'output de polluant éliminé (en €/tonnes). Quant aux coefficients techniques de la matrice I-O apparaissant dans les Quadrants I et II restent inchangés, il s'agit toujours de quantités d'inputs consommés par unité d'output total (ce sont des coefficients sans unités car il s'agit d'euros d'inputs divisés par des euros d'output et par conséquent, les unités monétaires s'annulent).

Les émissions de polluants ou la production de déchets ne peuvent pas être créés *ex nihilo* : cela implique que des ressources ont dû être transformées dans les processus de production économique. Or, comme dans tout processus de transformation, les rendements d'utilisation sont inférieurs à 100% et des pertes sont inévitablement générées (que ce soit sous forme de chaleur

dans les processus de combustion ou de production de polluants dans les processus industriels). C'est dans cette logique que Ayres et Kneese, à l'instar de Daly, représentent la consommation de ressources naturelles dans la matrice R. Celle-ci est sous-divisée en trois sous-matrices IV, V et VI. Chaque sous-matrice comporte une ligne pour chaque ressource et une colonne pour chaque secteur j représenté dans la matrice I-O. Chaque coefficient technique de la matrice R représente la quantité de ressources (en unités physiques) consommée en tant qu'input intermédiaire par unité d'output total (en unités monétaires) produit par le secteur j (McDonald, 2005). Ce qui donne un coefficient en unités hybrides : physiques et monétaires. Parmi les ressources extraites de l'environnement par les secteurs dans les Quadrant IV, V et VI, se retrouvent tant des ressources vendues sur des marchés comme le pétrole ou les poissons mais également des ressources naturelles non marchandes comme l'oxygène entrant dans les processus de combustion industriels (Victor, 1972a,b).

Etant donné que la transformation des ressources naturelles dans les processus de production ne peut physiquement s'opérer sans générer des pertes sous forme de polluants et de déchets, ceux-ci sont représentés dans la matrice W (tout comme dans le modèle de Daly). Comme la matrice R, la matrice W est divisée en trois sous-matrices VII, VIII et IX. Chaque sous-matrice est composée d'une ligne par polluant considéré et d'une colonne par secteur j représenté dans la matrice I-O. Chacun des coefficients techniques de la matrice W représente la quantité de polluants ou de déchets rejetés dans le milieu naturel (en unités physiques) par unité d'output total (en unités monétaires) du secteur j considéré.

Ce qui différencie ici le modèle de Ayres et Kneese par rapport au modèle de Daly, c'est que les coefficients techniques ont du sens. Ils ne sont plus calculés sur base d'un output total dans lequel sont sommés des unités incommensurables (physiques et monétaires ensemble). L'output total est exprimé en unités monétaires et il divise un input qui est, lui, exprimé en unités physiques (cet input représente soit les émissions de polluants quand il est reçu par le milieu naturel, soit la consommation de ressources quand il est reçu par un secteur économique). Dans le Quadrant VII, les colonnes de la matrice des secteurs d'extraction représentent les émissions de polluants et de déchets par les secteurs miniers et carriers. De même pour le Quadrant VIII, si ce n'est qu'il s'agit des émissions des autres secteurs de production économique. Le Quadrant IX couvre, quant à lui, la quantité de polluants et de déchets éliminés. Ces quantités sont enregistrées en valeurs négatives afin d'être soustraites du total des émissions polluantes et de production de déchets (McDonald, 2005).

2) Le principe de conservation de la matière

Au final, cette prise en compte des flux de matière qui entrent et qui sortent du système économique permet à Ayres et Kneese d'introduire un deuxième élément nouveau par rapport au modèle de Daly. Il s'agit du principe de conservation de la matière énoncé par Lavoisier « rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme »⁷³. Cela signifie que la masse doit être conservée dans le modèle, en tous cas pour le système pris en considération. La quantité totale des ressources naturelles qui entrent dans le système économique en tant qu'input doit être égale à la somme de ce qui est produit en tant qu'output (qui reste dans le système économique sous forme de biens manufacturés) et de ce qui sort pour retourner au milieu naturel sous forme de polluants ou de déchets.

⁷³ Citation exacte : « ... car rien ne se crée, ni dans les opérations de l'art, ni dans celles de la nature, et l'on peut poser en principe que, dans toute opération, il y a une égale quantité de matière avant et après l'opération ; que la qualité et la quantité des principes est la même, et qu'il n'y a que des changements, des modifications. » (Lavoisier, 1789). Dans les conditions terrestres et pour des transformations autres que les réactions nucléaires, la loi de Lavoisier peut être confondue avec le premier principe de thermodynamique : l'énergie totale d'un système isolé se conserve au cours de ses transformations (la variation d'énergie totale est donc nulle).

L'application du principe de conservation des masses au modèle I-O permet de mettre en évidence de manière quantitative et concrète le lien qui existe entre extraction de ressources et émissions polluantes: tout ce qui est extrait pour servir d'intrant dans la production économique, finira tôt ou tard par générer des matières résiduelles sous forme de polluants ou de déchets. Cela montre très clairement la manière dont l'économie repose sur de la matière et le lien entre les entrées et les sorties, des flux qui soulèvent chacun des problèmes différents mais non moins importants : les entrées posent la question de la limitation des ressources naturelles quand elles sont prélevées au-delà de leur capacité de régénération et les sorties soulèvent la question de la capacité d'assimilation maximum de polluants et de déchets par le milieu naturel.

Toutefois, le modèle de Ayres et Kneese requiert une quantité très importante de données pour pouvoir prendre en compte l'ensemble des flux de matière entrant et sortant de l'économie ainsi que ceux qui y restent pour s'y accumuler. Sans une comptabilité exhaustive de ces flux, le principe de conservation de la matière ne peut pas être respecté (Victor, 1972a,b). C'est un inconvénient important quand toutes les données ne sont pas disponibles ou lorsque l'on travaille sous contrainte de temps et de budget. Ce sont les raisons pour lesquelles Ayres et Kneese eux-mêmes ont estimé que les possibilités d'applications pratiques de leur modèle étaient très limitées (Victor, 1972a,b). C'est également l'une des raisons pour lesquelles nous n'avons pas appliqué le principe de conservation de la matière au modèle ECO développé dans cette étude.

Tableau 11. Table I-O environnemental de Ayres et Kneese (1969).

MATRICE R DES INPUTS EN RESSOURCES NATURELLES	Quadrant IV	Quadrant V	Quadrant VI
MATRICE I-O TRADITIONNELLE + SECTEUR D'ELIMINATION DES POLLUANTS ET RECYCLAGE	Secteurs d'extractions (mines, carrières, extraction pétrolière...) Quadrant I	Secteurs de production de biens et de services économiques Quadrant II	Secteurs du recyclage et d'élimination des polluants Quadrant III
MATRICE W DES OUTPUTS RESIDUELS (polluants et déchets)	Quadrant VII	Quadrant VIII	Quadrant IX

Source : McDonald (2005).

d) Le modèle de Leontief (1970)

Principes généraux

L'extension environnementale de la table I-O proposée par Leontief (1970) combine des caractéristiques de l'approche de Cumberland ainsi que celles de Daly et Isard (Victor, 1972a,b). Leontief a développé un modèle pouvant être utilisé pour estimer l'effet des technologies et des mesures politiques de réduction des émissions polluantes sur les variations de prix. Pour ce faire,

Leontief introduit une colonne additionnelle à la matrice I-O *industry by industry* qui représente le secteur responsable de la réduction des émissions polluantes représenté en unités monétaires (Tableau 12).

Ce secteur « colonne » additionnel met en place des technologies de traitement des polluants et des déchets. Or ces technologies ont un coût car comme tous les autres secteurs, le secteur de réduction des émissions consomme des inputs intermédiaires. Il s'agit de biens et services (énergie, réactifs chimiques, équipements mécaniques, services de maintenance, etc.) requis par la technologie de réduction des émissions pour fonctionner correctement. En outre, ce secteur doit également produire de la valeur ajoutée pour assurer le coût des salaires de ses employés, des taxes et des bénéfices (pour le réinvestissement, le paiement d'intérêts, etc.). Si les entreprises polluantes sont obligées d'assumer la charge de ces coûts pour assurer la réduction de leurs émissions polluantes, cela signifie que leurs coûts de production vont augmenter. Or, Leontief part du principe que la quantité de valeur ajoutée (salaires, bénéfices et taxes) produite par unité d'output est constante, du moins sur de courtes périodes. Or, une manière de maintenir constante la valeur ajoutée par unité d'output quand les coûts de productions augmentent consiste à augmenter les prix des biens et services (Leontief, 1974). En effet, la valeur ajoutée produite par un secteur est égale à la valeur totale des biens et services vendus (output total) moins les achats d'inputs intermédiaires nécessaires à la fabrication de ces biens et services. En conséquence, si les entreprises polluantes sont obligées d'acheter des inputs intermédiaires supplémentaires au secteur de réduction des émissions pour assurer le traitement de leurs polluants, elles vont devoir augmenter les prix si elles veulent maintenir constante la valeur ajoutée par unité d'output. Nous ne présentons pas la formalisation mathématique du calcul de l'effet sur les prix. Pour plus de détails, nous renvoyons à l'excellent ouvrage de Miller et Blair (2009).

Au moment de convertir la table I-O en matrice de coefficients techniques comme cela se fait classiquement dans la modélisation I-O, le coût du traitement des polluants subit également cette opération dans la colonne additionnelle. Les coefficients techniques de cette colonne expriment les coûts de traitement par unité d'output total du secteur de réduction des émissions. Ce qui distingue ces coefficients techniques des autres secteurs, c'est que l'output total du secteur de traitement des polluants est une quantité totale de polluants traitée (exprimée en unités physiques) et non pas une valeur monétaire représentant la valeur de l'ensemble des outputs vendus par le secteur. Il en découle que les coefficients techniques de cette colonne consiste en des coûts (unités monétaires, par exemple des euros) par unité de polluant traité (unités physiques, par exemple des tonnes). Cette augmentation du degré de formalisation mathématique constitue une nette amélioration par rapport au modèle de Cumberland (Victor, 1972a,b).

De manière analogue à Daly et Isard (1968), Leontief introduit également dans la matrice I-O *industry by industry* une ligne supplémentaire qui représente les émissions polluantes exprimées en unités physiques (Tableau 12). Pour ce faire, il utilise des coefficients d'émissions polluantes qui représentent la quantité de polluants émis par unité d'output totale de chaque secteur d'activité économique. Cette ligne comporte également la quantité de polluants abattus par le secteur de réduction des émissions polluantes. Cela permet de calculer *in fine*, la quantité restante émise dans le milieu naturel et qui n'a pas pu être éliminée (les rendements d'épuration sont généralement inférieurs à 100%).

Le modèle I-O environnemental de Leontief peut être utilisé pour déterminer le niveau d'activité économique de chaque secteur, y compris celui de la réduction des émissions polluantes, nécessaire pour satisfaire une certaine quantité de demande finale. Il peut s'agir de la demande finale des ménages, de la demande finale en investissement ou de la demande finale étrangère via les exportations.

Formalisation mathématique

Nous développons plus en détail la formalisation mathématique du modèle *industry by industry* de Leontief car il constitue une excellente initiation aux principes de bases de la modélisation I-O en général. Cela facilitera la compréhension des équations construites à partir de tables I-O *commodity by industry* présentées plus bas. Or, le modèle ECO développé dans cette étude est précisément basé sur ces équations.

Le Tableau 12 représente la table I-O environnementale de Leontief pour un système simplifié à deux secteurs économiques : l'industrie 1 et l'industrie 2. Il nous permet d'introduire succinctement les équations linéaires construites par Leontief sur base d'une table I-O de ce type.

Il part du calcul de la demande finale pour les outputs de chacune des deux industries en ligne en se basant sur le fait que la demande finale en biens et services produits par l'industrie i est égale à l'output total en ligne X_i moins la somme des inputs intermédiaires. Ce qui en équations algébriques s'exprime comme suit :

$$\begin{cases} (X_1 - x_{11}) - x_{12} - x_{1p} = y_1 \\ -x_{21} + (X_2 - x_{22}) - x_{2p} = y_2 \\ -x_{p1} - x_{p2} + (X_p - x_{pp}) = -y_p \end{cases} \quad \text{Eq. 16}$$

Où :

X_j = output total produit par l'industrie j

y_i = demande finale en biens et services de l'industrie i

x_{ij} = output produit par le seteur i utilisé comme input intermédiaire par l'industrie j

Pour les indices 1, 2 et p , se référer au Tableau 12

Dans l'équation Eq. 16, x_{p1} , x_{p2} et x_{pp} représentent respectivement les émissions de polluant par l'industrie 1, l'industrie 2 et le secteur de réduction des émissions polluantes ($x_{pp}=0$ si, outre la quantité qu'il n'élimine pas, ce secteur n'émet pas le polluant p dans son processus de traitement des émissions). Quant à y_p , il représente la demande finale en polluants. En réalité, il ne s'agit pas, à proprement parler, d'une demande en polluants mais plutôt de la quantité de polluants qui n'a pas pu être éliminée et qui est par conséquent tolérée par la demande finale. Elle prend une valeur négative : ainsi lorsque l'on somme les cellules le long de la ligne $i = p$ dans le Tableau 12, l'output total X_p représente la quantité totale de polluants éliminée par le secteur de réduction des émissions polluantes (cf. dernière ligne de l'équation Eq. 16).

En modélisation I-O, il est pratique d'exprimer cette équation en remplaçant les x_{ij} par des coefficients techniques a_{ij} . Ils représentent la quantité d'inputs i consommée par le secteur j pour produire une unité de son output total. Les coefficients techniques sont obtenus en divisant dans le Tableau 12 chacun des x_{ij} d'une même colonne par l'output total de la colonne :

$$a_{ij} = \frac{x_{ij}}{X_j} \quad \text{Eq. 17}$$

L'équation Eq. 17 représente l'hypothèse fondamentale sur laquelle reposent les modèles I-O. Cette hypothèse consiste à postuler que pour tout secteur (ou « industrie ») j , le rapport des flux de consommations intermédiaires (x_{ij}) à la production totale du secteur (X_j) est constant quel que soit le volume de production. Notons que cette hypothèse est très restrictive car elle suppose qu'il ne

puisse pas y avoir d'économie d'échelle. Or dans la réalité, les exemples sont nombreux où dépassé une certaine taille, une entreprise est capable de produire une même quantité d'output avec moins d'inputs intermédiaires (intrants, matières premières, etc.) et moins d'inputs primaires (nombre d'employés, salaires, etc.).

Le coefficient technique de l'équation Eq. 17 nous permet d'écrire l'équation Eq. 16 sous la forme algébrique suivante (Miller et Blair, 2009):

$$\begin{cases} (1 - a_{11})X_1 - a_{12}X_2 - a_{1p}X_p = y_1 \\ -a_{21}X_1 + (1 - a_{22})X_2 - a_{2p}X_p = y_2 \\ -a_{p1}X_1 - a_{p2}X_2 + (1 - a_{pp})X_p = -y_p \end{cases} \quad \text{Eq. 18}$$

Les coefficients a_{1p} et a_{2p} de l'équation Eq. 18 représentent les inputs en provenance des autres industries i consommés par le secteur de réduction des émissions polluantes $j = p$. Quant aux coefficients a_{p1} , a_{p2} et a_{pp} , ils représentent respectivement la quantité de polluants émis par l'industrie 1, 2 et p , par unité de leur output total X_1 , X_2 et X_p . Notons encore une fois que si, outre la quantité qu'il n'élimine pas, le secteur de réduction des émissions n'émet pas le polluant p , $a_{pp} = 0$.

Il en découle que la quantité totale de polluants émis avant traitement par le secteur de réduction des émissions se calcule comme suit :

$$X_p + y_p = a_{p1}X_1 + a_{p2}X_2 + a_{pp}X_p \quad \text{Eq. 19}$$

Tableau 12. Table I-O environnementale de Leontief (1970).

Inputs et Emissions de polluants	Outputs				
	Industrie $j = 1$	Industrie $j = 2$	Secteur de réduction des émissions polluantes $j = p$	Demande finale	Output total
Industrie $i = 1$	X_{11}	X_{12}	X_{1p}	y_1	X_1
Industrie $i = 2$	X_{21}	X_{22}	X_{2p}	y_2	X_2
Emissions polluantes $i = p$ (unités physiques)	X_{p1}	X_{p2}	X_{pp}	$-y_p$	X_p
Inputs primaires (valeur ajoutée)	V_1	V_2	V_p	V_y	V
Input total	X_1	X_2	X_p	Y	X

Sources : Adapté de McDonald (2005), Richardson (1972) et Miller et Blair (2009).

Note : toute la table est exprimée en unités monétaires sauf X_p de la colonne du secteur de réduction des émissions polluantes ainsi que l'entièreté de la ligne des émissions polluantes qui sont exprimés en unités physiques. En conséquence, cette ligne est exclue de la somme de la dernière ligne « Input total » qui ne comporte que des unités monétaires.

Matrice inverse de Leontief

Comme nous l'avons déjà écrit plus haut, le modèle de Leontief peut être utilisé pour déterminer le niveau d'activité économique de chaque secteur, y compris celui de la réduction des émissions polluantes, nécessaire pour satisfaire une certaine quantité de demande finale (demande finale des ménages ainsi que demande finale en investissements ou étrangère via les exportations). Pour ce faire, le système d'équations de l'Eq. 18 doit être inversé afin d'exprimer non plus la demande finale y_i en fonction de la production des outputs sectoriels totaux X_j mais bien l'inverse. Un système de trois équations pourrait aisément être résolu à la main. Cependant les matrices utilisées en réalité sont constituées de dizaines, voire de centaines, d'équations de ce type (autant qu'il y a d'industries représentées dans la matrice). C'est pourquoi, il est commode d'abandonner la notation algébrique et d'avoir recours aux équations matricielles.

L'équation Eq. 18 peut s'écrire sous forme matricielle comme suit :

$$\begin{pmatrix} 1 - a_{11} & -a_{12} & -a_{1p} \\ -a_{21} & 1 - a_{22} & -a_{2p} \\ -a_{p1} & -a_{p2} & 1 - a_{pp} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} X_1 & 0 & 0 \\ 0 & X_2 & 0 \\ 0 & 0 & X_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ -y_p \end{pmatrix} \quad \text{Eq. 20}$$

L'équation Eq. 20 peut également être décomposée comme suit :

$$\left(\begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} -a_{11} & -a_{12} & -a_{1p} \\ -a_{21} & -a_{22} & -a_{2p} \\ -a_{p1} & -a_{p2} & -a_{pp} \end{pmatrix} \right) \begin{pmatrix} X_1 & 0 & 0 \\ 0 & X_2 & 0 \\ 0 & 0 & X_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ -y_p \end{pmatrix} \quad \text{Eq. 21}$$

Si nous dénommons \mathbf{I} la matrice des éléments unitaires sur la diagonale (matrice identité), \mathbf{A} la matrice des éléments a_{ij} , \mathbf{X} la matrice des éléments X_j sur la diagonale et \mathbf{Y} le vecteur des éléments y_i , nous pouvons réécrire l'équation Eq. 21 comme suit :

$$(\mathbf{I} - \mathbf{A}) \mathbf{X} = \mathbf{Y} \quad \text{Eq. 22}$$

Où :

$$\mathbf{I} = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{pmatrix}; \quad \mathbf{A} = \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{1p} \\ a_{21} & a_{22} & a_{2p} \\ a_{p1} & a_{p2} & a_{pp} \end{pmatrix}; \quad \mathbf{X} = \begin{pmatrix} X_1 & 0 & 0 \\ 0 & X_2 & 0 \\ 0 & 0 & X_p \end{pmatrix}; \quad \mathbf{Y} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ -y_p \end{pmatrix}$$

Ensuite, pour inverser l'équation Eq. 22 et obtenir l'output total par industrie j en fonction de la demande finale i , il suffit de faire passer le terme $(\mathbf{I} - \mathbf{A})$ de l'autre côté de l'équation, ce qui donne :

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{Y} \quad \text{Eq. 23}$$

L'équation Eq. 23 n'est rien d'autre que l'équation Eq. 18 inversée, c'est-à-dire dans laquelle on ne calcule plus la demande finale y_i en fonction de la production d'output total X_j mais bien la production d'output total en fonction de la demande finale. L'équation Eq. 23 présente l'avantage que calculer la matrice inverse $(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ par ordinateur est un jeu d'enfant en comparaison de la résolution à la main d'un système composé de dizaines ou de centaines d'équations, analogue à celui présenté à l'équation Eq. 18. Cette matrice inverse est appelée conventionnellement « matrice inverse de Leontief ».

Pour montrer clairement la similitude entre les équations Eq. 23 et Eq. 18, nous pouvons appeler \mathbf{L} , la matrice inverse de Leontief ($\mathbf{L} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$) et l_{ij} les éléments qui la composent. Nous pouvons ensuite réécrire l'équation matricielle Eq. 23 en notation algébrique :

$$\begin{cases} l_{11}y_1 + l_{12}y_2 + l_{1p}y_p = \mathbf{X}_1 \\ l_{21}y_1 + l_{22}y_2 + l_{2p}y_p = \mathbf{X}_2 \\ l_{p1}y_1 + l_{p2}y_2 + l_{pp}y_p = \mathbf{X}_p \end{cases} \quad \text{Eq. 24}$$

L'équation Eq. 24 montre que la production d'output total (\mathbf{X}_1) de l'industrie 1 ne dépend pas seulement de la demande finale y_1 en biens et services produits par l'industrie 1 (effet direct de la demande finale sur la production). Elle dépend également de la demande finale en biens et services produits par l'industrie 2 (y_2) et par le secteur p (y_p). Il s'agit là d'un effet indirect de la demande finale en biens et service de l'industrie 2 et du secteur p sur la production de l'industrie 1. Cet effet indirect s'explique par le fait que pour produire leurs biens et services, l'industrie 2 et le secteur p achètent des outputs produits par l'industrie 1 et les font entrer comme inputs intermédiaires (x_{12} et x_{1p}) dans leur processus de production. Il en résulte que la première ligne de l'équation Eq. 24 peut se lire comme suit (les deux autres lignes se lisent de manière identique):

- Lorsque la demande finale (y_1) en biens et services produits par l'industrie 1 augmente de une unité, l'output total produit par l'industrie 1 (\mathbf{X}_1) augmente de l_{11} .
- Lorsque la demande finale (y_2) en biens et services produits par l'industrie 2 augmente de une unité, l'output total produit par l'industrie 1 (\mathbf{X}_1) augmente de l_{12} .
- Lorsque la demande finale (y_p) en biens et services produits par le secteur p augmente de une unité, l'output total produit par l'industrie 1 (\mathbf{X}_1) augmente de l_{1p} .

Dans ce dernier cas (demande finale y_p), il ne s'agit pas réellement d'une demande finale mais de la quantité de polluants tolérée (y_p) par la demande finale et qui n'a pas pu être éliminée par le secteur p . Il est en outre probable que le coefficient l_{1p} soit négatif car lorsque la quantité de polluants tolérée augmente, cela signifie que le secteur p réduit son activité et traite une moins grande quantité de polluants.

Utilisation de la matrice inverse de Leontief

A présent que nous avons vu comment calculer la matrice inverse de Leontief, venons-en à ses possibilités d'utilisation. L'équation Eq. 23 (ou l'équation Eq. 24 qui lui est équivalente) permet, à partir d'une modification exogène d'un élément de la demande finale, de déterminer les niveaux nécessaires de production par secteur économique. Par exemple, en matière de prévisions à court terme (6 à 10 ans), connaissant les variations prévues de la demande finale (ou de certaines de ses composantes), il est possible de déterminer les productions par secteur et les facteurs de production (nombre de postes de travail, alimentations du budget de l'Etat par les taxes, bénéfices pouvant rétribuer les investisseurs ou être réinvestis, loyers éventuels, etc.).

Pour prendre un exemple concret, prenons le cas hypothétique d'une politique de réduction des importations par bateau dans l'estuaire de la Seine. Imaginons qu'elle ait été décidée par les autorités publiques dans le but de limiter le développement du secteur portuaire et les dégâts qu'ils occasionnent aux nourriceries de poissons dans l'estuaire. Cela pourrait être atteint par exemple en améliorant l'isolation des bâtiments afin de réduire la demande finale en énergies fossiles pour le chauffage (deux tiers des transports par bateau en estuaire de Seine concerne les énergies fossiles)⁷⁴. Une telle mesure, si elle présente des avantages certains en termes d'impact écologique, pose évidemment question en ce qui concerne ses impacts socioéconomiques pour la région Haute-

⁷⁴ Voir Tableau 46 et Section X.4.

Normandie. Un décideur souhaiterait certainement planifier une telle décision et prévoir les impacts directs et indirects sur les différents secteurs d'activité, la production économique totale de la région et les emplois. Il pourrait craindre également une diminution de l'alimentation du budget de l'Etat par les taxes sur la production et les produits.

C'est précisément pour répondre à ces questions que l'équation Eq. 23 ou Eq. 24 intervient. Elle permettrait de calculer la production d'output total qui aurait lieu dans le cadre d'un scénario de diminution de la demande finale en énergies fossiles causée par une meilleure isolation des bâtiments. Pour simuler un tel scénario via le modèle I-O de Leontief, il faudrait premièrement réduire la demande finale Y en produits énergétiques sur base de l'effet de l'amélioration de l'isolation des bâtiments. Deuxièmement, il faudrait calculer, via l'équation Eq. 23, les effets directs et indirects sur l'output total X de chaque secteur. Troisièmement, l'effet sur le PIB pourrait être calculé à l'aide de coefficients techniques qui calculent le PIB sectoriel par unité d'output total de chaque secteur (il s'agit de coefficients calculés de manière analogue à l'équation Eq. 17). Le même calcul pourrait être effectué pour l'emploi ou les bénéfiques.

Critiques du modèle I-O environnemental de Leontief

Une critique néanmoins formulée à l'égard du modèle de Leontief provient du fait qu'il est moins complet que le modèle de Daly et Isard. Alors que Leontief tient compte des flux de matière provenant de l'économie et émis vers l'environnement (émissions de déchets et polluants), il ne tient pas compte des flux en sens inverse. Il s'agit de la consommation de ressources naturelles puisées dans l'environnement pour servir d'intrants dans l'économie (ressources marchandes comme le pétrole ou les poissons et ressources non marchandes comme l'oxygène intervenant dans les processus de combustion industrielle). Sans ces flux, il est va de soi que Leontief néglige complètement le principe de conservation de la matière appliqué par Ayres et Kneese. Or ce principe aurait complété le modèle de Leontief de manière intéressante. Il aurait montré que cette notion de « réduction » de la pollution est à considérer avec grande précaution car les polluants traités constituent une matière qui reste dans le système (Victor, 1972a,b). La pollution ne disparaît pas de la surface de la terre. Elle est extraite des effluents industriels et urbains ou des déchets dangereux pour être concentrée dans des filtres, des boues desséchées ou des résines qui doivent être mises en décharge. En fait, souvent, les techniques de traitement consistent à transférer les polluants d'un compartiment du système (ex. : les rivières) vers un autre compartiment (ex. : les décharges) dans lequel ils sont complètement isolés du reste du système pour une durée plus ou moins longue.

Une seconde critique provient du fait que les coûts de traitement des polluants ne sont pas toujours directement proportionnels à la quantité traitée. Les coûts ont, dans certains cas, une évolution par palier en fonction de la quantité traitée. Par exemple, l'élimination de 70% des métaux lourds contenus dans les effluents industriels et urbains coûte nettement moins cher que l'élimination des 30% restants. Car pour éliminer ces derniers, les méthodes conventionnelles de décantation, filtration et floculation-précipitation ne fonctionnent plus. Il faut passer à des technologies plus spécifiques comme les résines échangeuses d'ion par exemple dont les coûts sont très supérieurs (Bipe, 2005). Cela devrait être pris en compte dans la matrice des coefficients techniques du secteur colonne mentionné plus haut. Par exemple fonctionner avec deux matrices de coûts unitaires : l'une pour l'élimination des 70 premiers pour cent et l'autre pour l'élimination des 30 pour cent restants.

e) Le modèle d'Isard (1968)

Le modèle d'Isard (1968) est similaire au modèle de Daly dans sa tentative de représenter les interrelations entre le système économique et l'écosystème dans leur ensemble au travers des flux de matière et d'énergie. Les deux auteurs considèrent les flux internes au système économique (échanges de biens et services) et à l'écosystème (processus écologiques). Ils considèrent également

les flux qui transitent depuis l'écosystème vers le système économique (consommation de ressources) et *vice versa* (émissions de déchets et polluants et colonisation d'espaces naturels) (Miller et Blair, 1985).

Une différence essentielle existe cependant, entre le modèle d'Isard et de Daly. Le modèle d'Isard a recours à des coefficients techniques empruntés à la littérature scientifique alors que le modèle de Daly prévoit de calculer les coefficients techniques à partir des données de comptabilité de la table I-O (Victor, 1972a,b). Cela pourrait représenter un inconvénient majeur pour le modèle d'Isard car la littérature scientifique ne fournit peut-être pas suffisamment de données pour calculer l'entièreté des coefficients techniques nécessaires pour remplir le Tableau 13, en particulier en ce qui concerne les flux internes à l'écosystème du Quadrant IV (Miller et Blair, 2009 ; Victor, 1972a,b). Cependant, le modèle d'Isard n'ayant jamais été mis en œuvre dans son intégralité, il est difficile d'en juger. Le modèle de Daly ne constitue cependant pas une alternative satisfaisante à ce problème car, comme déjà mentionné plus haut, le mélange d'unités incommensurables dans l'output total ne rend pas son modèle opérationnel. Il ne peut, par conséquent, pas être utilisé pour calculer les coefficients techniques.

Toutefois, nous montrons plus bas comment Victor (1972a) résout le problème de Daly et d'Isard en calculant des outputs totaux à unité unique (outputs économiques en unités monétaires exclusivement). En outre, il résout le problème du manque de données propres aux processus internes à l'écosystème en éliminant le Quadrant IV de sa table I-O et en calculant les coefficients techniques à la manière de Leontief, c'est-à-dire sur base des données comptables de la table I-O et non pas de la littérature scientifique. Dans le modèle Eco, nous introduisons également des outputs totaux à unité unique en unités physiques exclusivement. Cela, pour introduire le secteur de réduction de restauration des habitats naturels dont les coefficients techniques, par analogie au secteur de réduction de la pollution de Leontief (Tableau 12), sont calculés en divisant les coûts de restauration exprimés en unités monétaires (inputs consommés par l'activité de restauration) par la surface totale restaurée exprimée en km² (output total).

Le Tableau 13 montre la structuration des flux de matières et d'énergie dans la table I-O d'Isard. Le modèle est divisé en quatre quadrants similaires à ceux de Daly à la seule différence que les cellules sont remplies par des coefficients techniques. Cela différencie également le modèle d'Isard du modèle de Leontief qui passe d'abord par des valeurs absolues et ne les transforme en coefficients techniques que dans un second temps. Chaque Quadrant comporte des inputs et des outputs. Les coefficients négatifs représentent les inputs et les coefficients positifs les outputs (McDonald, 2005 ; Victor, 1972a,b).

Le Quadrant I représente les flux de matière internes au système économique. Il est constitué d'une table I-O de type *commodity by industry* conventionnelle si ce n'est qu'elle est directement exprimée en coefficients techniques. Dans cette table I-O, les colonnes représentent les secteurs économiques (« industries ») et les lignes les produits économiques (biens et services).

Le Quadrant IV représente les flux de matière et d'énergie (dénommées « produits écologiques ») internes à l'écosystème qui se produisent dans le cadre de relations d'interdépendance entre différents processus écologiques. Ce Quadrant pourrait couvrir par exemple le transport des sédiments par les rivières depuis le continent vers l'océan avec effet subséquent sur la répartition des habitats estuariens pour poissons marins.

Le Quadrant II couvre les produits économiques fabriqués (outputs) et consommés (inputs) par les processus écologiques de l'écosystème. Isard (1968) donne quelques exemples de consommation d'inputs économiques par l'écosystème. Il mentionne par exemple la consommation de cultures de maïs par les animaux sauvages ou de stocks marins de harengs par la morue. Nous pourrions aussi

ajouter, comme exemple, la consommation des espèces commerciales de poissons marins par d'éventuelles espèces invasives. Notons que dans ces exemples, Isard considère que les cultures de maïs et les harengs constituent un produit économique. L'auteur spécifie qu'il s'agit là d'un choix arbitraire et qu'il aurait pu être tout autre. En effet, étant issus de l'écosystème, c'est-à-dire de la terre et de la mer, le maïs et les harengs pourraient être exclusivement considérés comme des produits écologiques et en conséquence n'apparaître que dans le Quadrant III. En ce qui concerne les outputs économiques produits par les processus écologiques directement utilisables par la demande finale⁷⁵, ils couvrent par exemple de poissons marins pêchés lors d'activités récréatives ou de la cueillette des champignons des bois. Il va sans dire qu'il existe très peu d'outputs écologiques qui transitent directement de l'écosystème vers les différentes catégories de demande finale (McDonald, 2005). Bien souvent, ces outputs entrent préalablement comme input intermédiaire dans un secteur économique qui le transforme avant de le vendre à la demande finale. Ces inputs intermédiaires sont considérés dans le Quadrant III.

Comme dans l'ensemble des quatre Quadrants, les produits du Quadrant II sont exprimés sous la forme de coefficients techniques. Les coefficients techniques du Quadrant II sont calculés par analogie à ceux calculés dans une matrice I-O conventionnelle de Leontief (Eq. 17). Ils sont obtenus en divisant chacun des inputs utilisés par un secteur économique par l'output total de ce secteur. Etant donné que dans le Quadrant II, les secteurs sont des processus écologiques appartenant à l'écosystème, l'input ou l'output économique respectivement consommé ou produit par le processus écologique, doit être divisé par l'output total de ce processus (toujours sur base de données trouvées dans la littérature scientifique):

- Pour les inputs :
 - o Dans l'exemple des cultures de maïs, le coefficient technique serait obtenu en divisant l'input consommé par le processus écologique (tonnes de maïs mangés annuellement par les animaux sauvages) par l'output total produit par le processus écologique (tonnes de maïs produits annuellement par la terre cultivée).
 - o De même avec l'exemple des harengs : l'input de harengs consommés annuellement par les populations de morues serait divisé par l'output total du processus écologique de production de morues. Par exemple un coefficient de 3 signifierait que pour permettre la survie d'une population de 2 millions de tonnes de morues (output total), 6 millions de tonnes de harengs doivent être consommées annuellement (inputs).
- Pour les outputs :
 - o Dans l'exemple de l'output économique constitué par les morues pêchées dans le cadre d'activités de pêche récréative, le coefficient technique pourrait être calculé en divisant la quantité de morues pêchées par an (output délivré à la demande finale par les processus écologiques) par le stock total de morues en mer (output total produit par les processus écologiques marins).
 - o Dans l'exemple des champignons des bois, le coefficient technique serait calculé en divisant la quantité annuelle de champignons récoltés en forêt (output délivré à la demande finale par les processus écologiques) par la quantité totale produite par la forêt en 1 an (output total produit par les processus écologiques forestiers).

⁷⁵ S'ils n'étaient pas directement utilisés par la demande finale, cela signifierait qu'ils entreraient dans un secteur économique comme input pour subir une transformation avant d'être vendus à la demande finale. Dans ce cas, le produit en question n'apparaîtrait pas dans le Quadrant II mais dans le Quadrant III.

La manière dont Isard calcule les outputs totaux et les coefficients techniques résout le problème des coefficients incohérents de Daly. Tout comme Isard et Leontief, Daly calcule les coefficients techniques en divisant les inputs par unité d'output total. Cependant, chez Daly, l'output total est calculé en sommant à la fois des outputs économiques en unités monétaires et des outputs écologiques en unités physiques. Or, chez Isard, il s'agit uniquement d'un output total économique en unités monétaires ou d'un output total écologique en unités physiques. Par conséquent, le problème d'incommensurabilité disparaît.

Le Quadrant III couvre les produits écologiques fabriqués (outputs) et consommés (inputs) par les secteurs économiques. Les exemples de produits écologiques entrant comme inputs dans le système économique abondent : le pétrole, le sable, les minerais, les poissons marins transformés en plats surgelés, etc. En ce qui concerne les outputs écologiques produits par les secteurs économiques, on retrouve les émissions de polluants, les rejets de déchets et la colonisation d'espaces naturels. Nous pouvons également inclure la restauration d'habitats naturels, l'ensemencement des rivières en poissons, etc. Les coefficients techniques du Quadrant III sont exprimés de manière similaire au modèle de Leontief (Tableau 12), en termes d'input et d'output écologiques par unité d'output économique total par industrie.

Des liens existent entre ces Quadrants (Isard, 1968). Prenons par exemple les poissons marins pêchés pour servir d'output économique dans le cadre d'activités récréatives (Quadrant II) ou d'input écologique pour un secteur économique (Quadrant III). Ces poissons ont préalablement dû être produits par le biais de processus écologiques internes à l'écosystème. Il s'agit par exemple de processus biologiques de reproduction, de processus physiques et chimiques comme la quantité et la qualité des habitats aquatiques pouvant influencer la taille de la population de poissons, etc. Ces processus écologiques sont couverts par le Quadrant IV et influencent les quantités de poissons disponibles pour la pêche aux Quadrants II et III.

Alors que les modèles I-O environnementaux présentés ci-dessus étaient tous basés sur une table I-O *industry by industry*, le modèle d'Isard (1968) ainsi que celui de Victor (1972a) présenté plus bas sont basés sur une table I-O *commodity by industry*. Ce type de table est plus en cohérence avec la réalité du système économique puisqu'il permet de représenter plusieurs outputs par secteur, tant économiques (biens et services) qu'écologiques (polluants et déchets). Cela permet de prendre en compte, par exemple, que le secteur des raffineries de pétrole produit non seulement un output primaire (le carburant : diesel, kérosène et essence) mais également un output secondaire (produits chimiques dérivés du pétrole comme le naphta, un composé carboné qui sert à la fabrication du plastique).

En outre, les tables *commodity by industry* apportent un niveau de détail plus pointu en ce qui concerne les outputs écologiques. Dans le modèle de Daly, un secteur économique ne peut pas émettre plus d'un polluant et un secteur écologique ne peut pas échanger avec un autre secteur écologique plus d'une ressource naturelle. Dans le modèle d'Isard, cela devient possible, ce qui permet de prendre en considération une réalité des phénomènes de pollutions : un secteur économique peut émettre plusieurs polluants à la fois (outputs écologiques). Par exemple, les raffineries émettent du CO₂ responsable du réchauffement climatique mais également du SO₂ responsable des pluies acides. Cela permet aussi de prendre en compte une autre réalité : les secteurs écologiques échangent plusieurs composés entre eux. Par exemple, les arbres consomment par l'intermédiaire de leurs racines, le phosphate contenu dans les sols mais aussi l'azote et le potassium qui s'y trouvent également.

Malgré l'avancée importante du modèle d'Isard, plusieurs critiques soulignent la difficulté de rassembler les données nécessaires aux processus écologiques internes à l'écosystème du Quadrant

IV (Victor, 1972a ; McDonald, 2005 ; Miller et Blair, 2009). Isard (1975, p. 343) reconnaît lui-même que « les données propres au système environnemental actuellement disponibles sont extrêmement abondantes et variées ... Il est par conséquent difficile de développer une description input-output systématique du système écologique » (traduit par l'auteur). Isard (1968) mentionne également le problème de l'hypothèse de linéarité inhérente à la modélisation I-O. Il suggère par conséquent que les processus écologiques non linéaires soient modélisés en dehors des tables I-O. C'est précisément l'option que nous avons privilégiée dans le modèle ECO pour prendre en compte les dynamiques hydro-sédimentaires à l'origine de la formation des habitats de nurseries de poissons dans l'estuaire de la Seine et leur lien avec le développement des populations de poissons marins.

Un autre problème, qui se présente également dans le modèle I-O de Daly (et dans le modèle de Victor présenté plus bas), provient du fait qu'un changement dans les ressources environnementales pourrait modifier les coefficients techniques qui décrivent les relations entre le système économique et l'écosystème ainsi que les relations internes à l'écosystème. Cette critique s'applique également aux relations internes à l'économie qui pourraient varier avec l'évolution de la structure de l'économie au cours du temps. Cette dernière critique s'applique également au modèle de Leontief et en réalité à tous les modèles I-O statiques. C'est la raison pour laquelle le modèle ECO est utilisé pour simuler des scénarios à des horizons de temps qui ne dépassent pas 8 ans pour le système économique et 11 ans pour le système environnemental. En outre, la variation possible du système environnemental et économique sur cette période de temps est prise en compte dans l'analyse de sensibilité (Section X.6) et la validation du modèle (Section VIII.2). Les résultats de l'analyse de sensibilité et de la validation du modèle sont inclus dans les marges d'incertitudes représentées par les barres d'erreurs à la Figure 34, Figure 35 et Figure 36 (Chapitre X).

Tableau 13. Table I-O environnementale d'Isard (1968).

		ACTIVITES ECONOMIQUES	PROCESSUS ECOLOGIQUES
		Industrie 1 Industrie ...j... Industrie n	Processus 1 Processus...p... Processus n
PRODUITS ECONOMIQUES	Produit 1 Produit ...i... Produit n	Quadrant I Système économique (coefficients techniques intersectoriels)	Quadrant II Processus écologiques (coefficients techniques des produits économiques produits (outputs) et consommés (inputs) par l'écosystème)
PRODUITS ECOLOGIQUES	Produit 1 Produit ...k... Produit m	Quadrant III Secteurs économiques (coefficients techniques des produits écologiques produits (outputs) et consommés (inputs) par les secteurs économiques)	Quadrant IV Système écologique (coefficients techniques inter-processus)

Source : adapté d'Isard (1968), Victor (1972a) et McDonald (2005).

f) Le modèle de Victor (1972a)

Flux internes à l'écosystème ignorés

Victor (1972a) a développé un modèle I-O environnemental basé sur une table I-O de type *commodity by industry*. Comprenant l'intérêt conceptuel du modèle d'Isard (Tableau 13) tout en réalisant la difficulté liée au manque de données scientifiques concernant les flux internes à l'écosystème du Quadrant IV, Victor a trouvé un compromis entre l'idéal théorique et le souci de réalisation pratique du modèle (McDonald, 2005). La table I-O qu'il a construite (Tableau 16) cible les flux internes au système économique ainsi que les flux bidirectionnels de matière et d'énergie à l'interface du système économique et de l'écosystème (ce qui correspond aux Quadrant I, II et III de Daly et Isard). Les flux internes à l'écosystème (Quadrant IV de Daly et Isard) sont complètement ignorés. Victor (1972a) argumente pour cela le fait qu'il n'existe pas suffisamment de données écologiques sur les processus internes à l'écosystème. Il ajoute que lors de l'application du modèle d'Isard à la baie Plymouth à Philadelphie aux Etats-Unis, le plus gros problème de données s'est posé pour le Quadrant IV comme on pouvait s'y attendre. Au contraire de Victor, pour le développement du modèle ECO, nous avons pris le parti de conserver les flux internes à l'écosystème représentés au Quadrant IV. Cependant, comme recommandé par Isard (1968), nous avons représenté les processus écologiques du Quadrant IV de manière exogène à la table I-O. En outre, nous n'avons pas utilisé les équations I-O et les coefficients techniques sur lesquels elles reposent en raison de la complexité et de la non linéarité des processus écologiques internes à l'écosystème. A la place, nous nous sommes basés sur des séries de données observées ainsi que sur l'avis d'experts. Nous expliquons notre approche plus bas.

Format de la table I-O de Victor : tables *Supply-Use*

La table I-O développée par Victor (Tableau 16) repose sur le format des tables *Supply-Use*. Les tables *Supply-Use* sont utilisées communément dans l'Union Européenne (voir Eurostat, 2008)⁷⁶. Bien que Victor représente ces tables sous forme d'un tableau unique, il s'agit en réalité de deux tables distinctes. La première est une table dite « *Supply table* » qui représente les productions d'outputs (produits économiques en lignes) par chacun des secteurs économiques en colonne (Tableau 14). La seconde est une table dite « *Use table* » qui représente les consommations d'inputs intermédiaires (produits économiques en lignes) par chacun des secteurs en colonne ainsi que les consommations d'inputs finaux par la demande finale représentée en colonne également (Tableau 15).

Tableau 14. Supply table simplifiée : tableau de la production de produits économiques (outputs) par secteur économique.

Secteurs Produits économiques	Secteurs économiques			Importations	Total
	Agriculture	Industries	Secteur des services		
Produits agricoles Produits industriels Services	Outputs par produit et par secteur (D)			Importations par produit	Outputs totaux par produit (c')
Total	Outputs totaux par secteur (e)			Importations totales	Output total

Source : adapté d'Eurostat (2008). Note : les lettres indiquées entre parenthèses indiquent que cette *Supply table* correspond à la matrice D et aux vecteurs e et c' de la table I-O de Victor au Tableau 16.

⁷⁶ Les tables *Supply-Use* des Etats membre de l'Union Européenne sont disponibles sur le lien suivant : http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/data/workbooks

Tableau 15. Use table simplifiée : tableau de la consommation de produits économiques (input intermédiaires et finaux) par secteur économique et catégorie de demande finale.

Secteurs Produits économiques	Secteurs économiques			Demande finale			Total
	Agriculture	Industries	Secteur des services	Consommation finale ⁷⁷	Formation brute de capital fixe ⁷⁸	Exportations	
Produits agricoles Produits industriels Services	Consommation intersectorielle d'inputs intermédiaires par produit et par secteur (A)			Consommations finales par produit et par catégorie de demande finale (B)			Inputs totaux par produit (c)
Valeur ajoutée	Valeur ajoutée par composants (salaires, taxes, bénéfices) et par secteur (H)			(K)			Valeur ajoutée totale (p)
Total	Inputs totaux par secteurs (e')			Consommation finale totale par catégorie de demande finale (o')			Input total

Source : adapté d'Eurostat (2008). Note : cette Use table correspond à la matrice A, B, H et K ainsi qu'aux vecteurs c, l, o et e' et au scalaire p de la table I-O de Victor au Tableau 16.

Pour environnementaliser les tables *Supply-Use*, Victor a ajouté une ligne dans la *Supply table* (dans son cas il s'agit d'une colonne car sa *Supply table* est transposée⁷⁹ par rapport à celle que nous présentons au Tableau 14) pour représenter les outputs écologiques (émissions de « produits écologiques » ou autrement dit, de polluants et de déchets). Il a également ajouté une ligne dans la *Use table* pour représenter les inputs écologiques (consommation de « produits écologiques » ou autrement dit, de ressources naturelles)

Les produits écologiques consommés et produits par l'écosystème sont classés en trois catégories : sols, air et eau. Outre les identités I-O conventionnelles (voir plus bas), Victor ajoute plusieurs identités écologiques basées sur le principe de conservation de la matière (comme dans le modèle d'Ayres-Kneese du Tableau 11) (McDonald, 2005)). L'un de ces principes établit que la masse totale de ressources naturelles consommées comme input écologique par les secteurs économiques est égale à la somme de la quantité totale d'inputs économiques finaux délivrés à la demande finale (en ce inclus l'accumulation de capital fixe par les investissements) et de la quantité totale d'outputs écologiques produits par les secteurs économiques (polluants et déchets) (Victor, 1972a).

Victor a utilisé sa table I-O pour construire différents modèles qui relient la production économique à son impact sur l'écosystème en termes de consommation de ressources naturelles et de rejets de polluants et de déchets. La table I-O qu'il a construite est détaillée au Tableau 16.

Le détail des équations I-O utilisées par Victor est développé au Chapitre suivant.

⁷⁷ La consommation finale regroupe trois catégories : la consommation finale des ménages, des administrations publiques et des ONG.

⁷⁸ La formation brute de capital fixe inclut les investissements en capital fixe. Le capital fixe englobe tout bien tangible ou intangible, produits par une activité économique et utilisés de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an (Eurostat, 2008.) On parle de formation brute de capital fixe quand on inclut, outre les investissements en capital fixe, de la variation des stocks et des objets de valeur (ex. objets de valeur : pièces de collections, métaux précieux utilisés comme valeur refuge, bijoux fabriqués à partir de pierres et de métaux précieux).

⁷⁹ Transposer signifie mettre les lignes à la place des colonnes et les colonnes à la place des lignes.

Tableau 16. Table I-O environnementale de Victor (1972a).

	Produits économiques 1, ..., n	Industries 1, ..., m	Demande finale 1, ..., f	Total	Produits écologiques		
					Sols n + 1, ..., t	Air t + 1, ..., v	Eau v + 1, ..., z
Produits économiques 1, . . . n	X	a_{ij} A Inputs économiques consommés par les industries	b_{ij} B c	c_j c	g_{ji} G (ex. émissions atmosphériques de CO ₂ causées par la consommation d'essence par la demande finale)		
Industries 1, . . . m	d_{ji} D Outputs économiques produits par les industries	X	X	e_j e	f_{ji} F (ex. émissions atmosphériques de CO ₂ par les raffineries de pétrole)		
Inputs primaires 1, . . . p	X	h_{ij} H	k_{ij} K	l_i l	X		
Total	c_i c'	e_j e'	o_j o'	p	q_i q'		
Produits écologiques Sols n + 1, . . . t Air t + 1, . . . v Eau v + 1, . . . z	s_{ij} S (ex.: consommation d'oxygène de l'atmosphère par la demande finale lors de la combustion d'essence dans les véhicules, consommation d'eau lors de la préparation de café dans un percolateur, etc.)	r_{ij} R (ex.: extraction de minerais métalliques du sous-sol par le secteur minier)	X	t_i t	X		

Source : Adapté de Victor (1972a).

Légende du Tableau 16 (adapté de Victor, 1972a, pp. 56-58):

Les matrices sont indiquées en lettres majuscules et les vecteurs et les scalaires sont indiqués en lettres minuscules. Les parenthèses après les matrices et les vecteurs indiquent le nombre de lignes et de colonnes (ligne x colonne). Dans le modèle de Victor, le terme « produit » est employé indistinctement pour les biens et les services.

Matrice $A (n \times m)$ = inputs intermédiaires par industrie et par produit économique: un élément a_{ij} de cette matrice représente l'input du produit économique i consommé par l'industrie j ($i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m$).

Matrice $B (n \times f)$ = demande finale par produit économique et par catégorie de demande finale : un élément b_{ij} de cette matrice représente la demande finale pour le produit économique i par la catégorie de demande finale j ($i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, f$). Les catégories de demande finale incluent : la consommation finale des ménages, des administrations publiques et des ONG ainsi que la formation brute de capital fixe et les exportations (ces dernières sont entrées en valeurs négatives)⁸⁰. La formation brute de capital fixe englobe les investissements en biens tangibles ou intangibles produits par une activité économique et utilisés de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an. La demande finale couvre également la variation des stocks et des objets de valeur (ex. objets de valeur : pièces de collections, métaux précieux utilisés comme valeur refuge, bijoux fabriqués à partir de pierres et de métaux précieux).

Vecteur $c (n \times 1)$ = input total par produit économique : un élément c_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la ligne i de la matrice A et B , représente la consommation totale du produit i fabriqué dans le pays et consommée par l'industrie et la demande finale j .

Matrice $D (m \times n)$ = outputs par produit économique et par industrie : un élément d_{ji} de cette matrice représente l'output en produit i fabriqué par l'industrie j ($i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m$).

Vecteur $e (m \times 1)$ = output total par industrie: un élément e_j de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la ligne j de la Matrice D , représente l'output total produit par l'industrie j ($j = 1, \dots, m$).

Matrice $F (m \times (z - n + 1))$ = Emissions résiduelles par les industries: un élément f_{ji} de cette matrice représente le rejet dans l'environnement du produit écologique i par l'industrie j ($j = 1, \dots, m$). Quand $i = n + 1, \dots, t$ le rejet est effectué dans les sols. Quand $i = t + 1, \dots, v$ le rejet est réalisé dans l'air. Quand $i = v + 1, \dots, z$ le rejet est effectué dans les eaux ($i = n + 1, \dots, z$).

Matrice $G (n \times (z - n + 1))$ = Emissions résiduelles par la demande finale: un élément g_{ji} de cette matrice représente le rejet dans l'environnement du produit écologique i résultant de la demande finale pour le produit économique j ($j = 1, \dots, n$). Pour la signification des différentes valeurs de i , voir Matrice F ci-dessus.

Matrice $H (p \times m)$ = Inputs primaires consommés par les industries : un élément h_{ij} de cette matrice représente les dépenses industrielles en input primaire i (ex. salaires bruts) par l'industrie j ($i = 1, \dots, p; j = 1, \dots, m$).

⁸⁰ Entrer les importations sous la forme d'une demande finale négative permet d'obtenir une valeur totale intérieure (vecteur c). En effet, étant donné que les inputs intermédiaires (a_{ij}) représentent les produits fabriqués dans le pays et importés confondus, lorsqu'on effectue la somme des éléments de la ligne i ($a_{ij} + b_{ij}$), les importations entrées en valeur négative se soustraient et le total de la ligne i donne une consommation totale de produits i fabriqués dans le pays.

Matrice K ($p \times f$) = Inputs primaires consommés par la demande finale: un élément k_{ij} de cette matrice représente les dépenses en input primaire i (ex. : salaire d'une aide-ménagère) par la catégorie j de demande finale ($i = 1, \dots, p; j = 1, \dots, f$).

Vecteur l ($p \times 1$) = input primaire total par catégorie d'input primaire: un élément l_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la ligne i de la matrice H et K , représente les dépenses totales en input primaire i ($i = 1, \dots, p$).

Vecteur c' ($1 \times n$) = Output total par produit économique : un élément c_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne i de la matrice D , représentent l'output total par produit économique ($i = 1, \dots, n$). c' est le vecteur transposé du vecteur c (les cellules en lignes sont transposées en colonne). Cela signifie que $c' = c^T$, c'est-à-dire que l'output total par produit est égal à l'input total par produit.

Vector e' ($1 \times m$) = Input total par industrie : un élément e_j de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne j de la matrice A et H , représente l'input économique total consommé par l'industrie j ($j = 1, \dots, m$). e' est le vecteur transposé du vecteur e (les cellules en lignes sont transposées en colonne). Cela signifie que $e' = e^T$, c'est-à-dire que l'input total par industrie est égal à l'output total par industrie.

Vecteur o' ($1 \times f$) = Demande finale totale par catégorie de demande finale: un élément o_j de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne j de la matrice B et K , représente les dépenses totale par la catégorie j de demande finale en produits économiques et inputs primaires ($j = 1, \dots, f$).

Scalaire p = PIB : le scalaire p est égal à la somme des éléments du vecteur o' . Il est aussi égal à la somme des éléments du vecteur l . Le fait que les deux sommes aboutissent toutes les deux au même résultat est le reflet de l'identité entre le calcul du PIB par l'approche des dépenses et celui par l'approche des revenus.

Vecteur q' ($1 \times (z - n + 1)$) = Emissions résiduelles totales (polluants et déchets): un élément q_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne i des matrices F et G , représente l'output total du produit écologique i rejeté dans l'environnement. Quand $i = n + 1, \dots, t$ le rejet est effectué dans les sols. Quand $i = t + 1, \dots, v$ le rejet est réalisé dans l'air. Quand $i = v + 1, \dots, z$ le rejet est effectué dans les eaux ($i = n + 1, \dots, z$).

Matrice R ($(z - n + 1) \times m$) = ressources naturelles consommées par les industries: un élément r_{ij} de cette matrice représente l'input du produit écologique i utilisé par l'industrie j ($i = n + 1, \dots, z; j = 1, \dots, m$).

Matrice S ($(z - n + 1) \times n$) = ressources naturelles consommées par la demande finale : un élément h_{ij} de cette matrice représente l'input du produit écologique i utilisé par la demande finale en conjonction avec l'utilisation d'un produit économique j ($i = n + 1, \dots, z; j = 1, \dots, n$).

Vecteur t ($(z - n + 1) \times 1$) = ressources naturelles totales: un élément t_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la ligne i des matrices R et S , représente l'input total du produit écologique i consommé par l'industrie et la demande finale.

VII. LE MODELE ECO

VII.1. Introduction

Dans le Chapitre IV, le modèle ECO est présenté de manière qualitative en développant l'approche que nous avons poursuivie pour intégrer dans le modèle, les services écosystémiques tant en unités physiques que monétaires. La difficile question de l'évaluation monétaire des ressources environnementales et plus largement, des services écosystémiques, y est discutée. Le recours à des unités multiples fait du modèle ECO un modèle I-O hybride. Cela présente l'avantage de pouvoir étudier plusieurs aspects de l'environnement, ou autrement dit, plusieurs catégories de services écosystémiques. En effet, les modèles hybrides ne sont pas cantonnés aux seules catégories évaluables monétairement, à savoir : les services d'approvisionnement en ressources, certains services culturels de type récréatif ou esthétique, certains bénéfiques de protection contre les dégâts matériels découlant de services de régulation des flux hydriques, etc. Le recours aux unités physiques offre la possibilité aux modèles I-O de s'étendre aux ressources naturelles qui offrent des services écosystémiques appartenant à des catégories difficilement évaluables monétairement. Il s'agit, en particulier, des services d'auto-entretien et de régulation de premier ordre. Pour plus de détails, lire les Chapitres I et IV.

A la différence du Chapitre IV, le présent chapitre offre une description quantitative du modèle ECO. Le modèle ECO traduit en termes quantitatifs la description qualitative des activités anthropiques et des processus écologiques présentés au modèle conceptuel de la Figure 24. Le passage de la description qualitative à la description quantitative repose sur les développements méthodologiques entrepris en modélisation I-O. Ce type de modèle a été développé pour la première fois en 1936 par Wassily Leontief. Au début, les modèles I-O ne couvraient que le système économique. Mais, à partir des années 1960, le champ des modèles I-O a été étendu et des auteurs ont commencé à construire des tables I-O environnementales, lire entre autres : Cumberland (1966), Daly (1968), Ayres et Kneese (1969), Leontief (1970), Isard (1968) et Victor (1972a). Une description succincte des travaux de ces auteurs est présentée plus haut au Chapitre VI. Plus récemment, des auteurs comme Carpentier (1994), Hannon (2001) (voir Section III.7) et Jin *et al.* (2003) ont poursuivi cette intégration croissante des processus écologiques à la modélisation I-O.

Comme déjà mentionné plus haut, Victor (1972a) a développé un modèle économique-écologique basé sur des tables Supply-Use aussi appelées *commodity by industry* qui combinent les produits écologiques et économiques (voir Chapitre précédent). Il a introduit dans sa table I-O (Tableau 16) les composantes économiques en unités monétaires et les composantes écologiques en unités physiques. Le modèle de Victor exclut les interactions se produisant à l'intérieur de l'écosystème pour ne considérer que les flux de matière bidirectionnels⁸¹ à l'interface du système économique et de l'écosystème. Il base ce choix sur le fait que les données écologiques, contrairement aux données économiques, ne sont pas suffisamment abondantes pour permettre une modélisation du

⁸¹ Flux qui transitent tant depuis l'écosystème vers l'économie qu'en sens inverse.

fonctionnement interne des écosystèmes. Dans les années 1990, Chantal Line Carpentier (1994) a amélioré l'approche de Victor. Elle a augmenté le nombre de produits écologiques intégrés à la table I-O et remis en question le choix de Victor quant à l'exclusion des flux internes à l'écosystème pris en compte dans le Quadrant IV de la table I-O d'Isard (Tableau 13). Bien qu'elle ne les ait pas modélisées elle-même, elle est d'avis que les relations d'interdépendance entre services écosystémiques, c'est-à-dire les flux internes à l'écosystème, devraient être pris en compte dans la modélisation en fermant les boucles économique-écologiques. En d'autres mots, la modélisation économique-écologique ne devrait plus seulement se contenter de calculer les impacts des activités anthropiques sur l'écosystème (que ce soit en terme d'émissions polluantes ou de consommation de ressources), elle devrait également pouvoir calculer l'effet de rétroaction de cet impact sur les activités anthropiques elles-mêmes.

Dans les années 2000, Jin *et al.* (2003) sont parvenus à boucler un cycle économique-écologique appartenant à un sous-système aquatique. Pour ce faire, les auteurs ont couplé leur modèle I-O *industry by industry* (type Leontief) à un modèle qui simule la chaîne trophique marine et les relations proie-prédateurs qui s'y produisent. Cela leur a permis de prendre en compte l'impact des activités économiques sur les populations animales et végétales aquatiques des niveaux trophiques inférieurs (phytoplancton et zooplancton). Ensuite, grâce au modèle de simulation de la chaîne trophique, ils ont pu répercuter cet impact sur les plus gros animaux marins pour remonter jusqu'aux espèces de poissons consommées par l'homme. Cela leur a permis de fermer le cycle économique-écologique en estimant d'abord l'impact des activités anthropiques sur l'écosystème marin puis l'effet de rétroaction de la modification de l'écosystème marin sur les activités anthropiques. Le lien entre l'effet de rétroaction et les activités anthropiques a été modélisé en faisant varier dans le modèle I-O la demande finale en produits de la pêche en proportion de la variation des stocks de poissons marins consommés par l'homme.

Si Jin *et al.* (2003) ont pu invalider la décision de Victor d'exclure des tables I-O les flux internes à l'écosystème, du moins pour ce qui concerne les relations proie-prédateurs dans un écosystème marin, c'est parce que les interactions au sein de la chaîne trophique marine peuvent être modélisées par le biais d'équations linéaires (pour autant que l'on considère l'écosystème à l'équilibre)⁸². Il est par conséquent aisé de modifier la formulation des équations de modélisation de la chaîne trophique pour y intégrer les coefficients techniques de Leontief. Toutefois, l'intégration de flux internes à l'écosystème non linéaires et plus complexes serait probablement plus difficile. Le modèle ECO est précisément confronté à ce problème. Les flux non linéaires internes à l'écosystème ont été pris en compte dans le modèle cependant de manière exogène à la table I-O, leur caractère non linéaire ne se prêtant pas à une représentation sous la forme de coefficients techniques. Nous expliquons ci-dessous la manière selon laquelle nous avons procédé.

La construction des tables régionales destinée à faire correspondre le modèle ECO à la zone d'étude (estuaire de la Seine) est développée aux Sections VII.5 et le détail des équations linéaires sur lesquelles le modèle repose est présenté aux Sections VII.6 et III.7.

⁸² Dans un modèle linéaire de ce type, une population de prédateurs consomme une quantité de proies constante qui est proportionnelle à sa propre masse. Cela est possible uniquement si l'écosystème peut être considéré à l'équilibre. C'est-à-dire que l'on suppose premièrement qu'il n'y aura pas de variation significative de l'état de l'écosystème en dehors de celui que l'on cherche à simuler et, deuxièmement, que la variation que l'on cherche à simuler est suffisamment faible pour ne pas perturber l'équilibre général et modifier le fonctionnement de base des interrelations entre les différentes composantes de l'écosystème.

VII.2. Différence entre le modèle ECO et le modèle de Victor

Le modèle ECO a été développé dans le but de tester la capacité des modèles I-O à remplir deux des principes de base de la Science Post-Normale et de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) mentionnés au Chapitre II : 1) conférer des propriétés holistiques aux outils d'aide à la décision et 2) permettre que des problématiques à haut niveau d'incertitude soient prises en compte par ces outils. Des propriétés holistiques confèrent à une approche la capacité d'offrir une perspective globalisante au sein de laquelle différents éléments, habituellement considérés individuellement, sont rassemblés pour être étudiés ensemble en incluant leurs interactions à l'intérieur du système auquel ils appartiennent (Gallopín *et al.*, 2001). Cela implique que dans une approche holistique, les interdépendances entre services écosystémiques soient prises en compte. En conséquence, une telle approche ne peut pas omettre les services d'auto-entretien car de nombreuses relations d'interdépendance existent entre ces services là et les autres catégories de services. En effet, la catégorie des services d'auto-entretien englobe tous les services nécessaires à la production des autres services écosystémiques (MA, 2005). Il s'agit par exemple de la formation des sols, la photosynthèse, l'existence de proies comme le phytoplancton et le zooplancton pour les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs tels que les poissons consommés par l'homme, etc.

Pour mettre en œuvre le principe d'holisticité, un maximum de catégories de services écosystémiques doivent pouvoir être pris en compte dans le modèle I-O. Pour ce faire, le modèle ECO a été développé en mélangeant l'approche de Victor (1972a) présentée au Tableau 16 et le secteur de réduction de la pollution imaginé par Leontief (1970) au Tableau 12. A l'instar du modèle de Victor, les ressources naturelles entrant dans l'économie sous forme d'input et les outputs écologiques sortant de l'économie vers l'écosystème sous forme de polluants sont pris en compte via les coefficients techniques. Cela couvre le quadrant supérieur droit et inférieur gauche du Tableau 16, c'est-à-dire les flux de matière à l'interface de l'économie et de l'écosystème. Ces flux concernent essentiellement les services écosystémiques d'approvisionnement en ressources (ex. : approvisionnement en poissons ou en bois) et de puits (service de régulation des polluants accumulés dans l'écosystème). Cependant, le modèle de Victor ne permet pas de prendre en compte la catégorie de services écosystémiques la plus vitale et dont l'ensemble des autres services écosystémiques dépendent : les services d'auto-entretien. C'est pourquoi, contrairement à Victor, nous avons pris le parti de conserver la quantification des processus écologiques internes à l'écosystème représentés au Quadrant IV d'Isard (1968) (Tableau 13).

Néanmoins, nous n'avons pas pu les intégrer à la table I-O comme Isard (1968) et Jin *et al.* (2003) car à la différence de la chaîne trophique étudiée par Jin *et al.*, la dynamique des nourriceries repose sur des processus écologiques non linéaires. Ces processus ont été pris en compte de manière exogène à la table I-O car les processus écologiques non linéaires ne se prêtent pas à l'usage de coefficients techniques. En ce sens, le modèle ECO est, dans une certaine mesure, basé sur les développements méthodologiques d'Isard également. Cela a été rendu possible grâce à l'avancée des connaissances en sciences environnementales qui se sont bien développées depuis les années 1970, période à laquelle Victor publiait sa table I-O. En conséquence, contrairement à ce que Victor affirmait à l'époque, nous avons pu trouver les données nécessaires à la quantification des interdépendances entre processus écologiques. Cela n'a cependant pas été aisé pour tous les processus. Concernant le processus central étudié, l'interdépendance entre les surfaces d'habitats de nourriceries et les populations de poissons marins, les données et les connaissances sur l'estuaire de la Seine abondent. Cela n'a donc pas posé de problème. Grâce à des équations tirées d'un modèle biologique construit récemment par Rochette *et al.* (2010), nous avons pu quantifier aisément cette relation d'interdépendance.

Toutefois, nous devons reconnaître que pour deux autres processus écologiques internes à l'écosystème liés aux nourriceries, les données et les connaissances manquent cruellement. Par

exemple, nous n'avons pas pu quantifier l'interdépendance entre les émissions de polluants dans l'estuaire, son impact sur la qualité biochimique des nourriceries et l'effet subséquent sur la population de poissons dans l'estuaire. La profusion de polluants et de leurs interactions ainsi que le caractère multifactoriel et non linéaire du phénomène génèrent un tel niveau d'incertitude qu'il est extrêmement difficile de quantifier le lien de causalité entre les polluants et les effets sur les populations de poissons (Chapitre II). Nous avons partiellement résolu ce problème via une analyse de sensibilité (Section X.6) qui consiste à faire varier un paramètre du modèle entre une marge minimum et une marge maximum. Ces deux marges reflètent la variation de la population de poissons par unité de surface de nourricerie observée entre deux dates, l'une correspondant à un niveau de qualité élevé (estimations des populations de poissons du 19^{ème}) et l'autre correspondant au niveau de qualité le plus bas (populations de poissons observées en ce début de 21^{ème} Siècle). Les résultats de l'analyse de sensibilité sont ensuite ajoutés aux résultats finaux du modèle sous forme de marges d'incertitudes représentées par les barres d'erreurs à la Figure 34, Figure 35 et Figure 36 (Chapitre X). Cette analyse de sensibilité constitue l'une des possibilités que nous avons envisagées pour répondre au deuxième principe de base de la Science Post-Normale et de la GIZC : la prise en compte des problématiques à haut degré d'incertitude dans les outils d'aide à la décision.

Le deuxième problème rencontré dans la modélisation de la problématique des nourriceries de l'estuaire de la Seine illustre la seconde approche que nous avons mise en œuvre pour gérer l'incertitude dans le modèle ECO. Ce deuxième problème est lié au manque de données souligné par Victor mais aussi au caractère intrinsèquement complexe et indéterminé des écosystèmes. Il s'agit de l'interdépendance entre les processus hydro-sédimentaires et les surfaces de nourriceries. Ces processus sont responsables du transport des sédiments dans l'estuaire et des modifications de la granulométrie (vases, sables, graviers) ainsi que des bathymétries. Or, il s'agit là de deux variables déterminantes pour qu'une zone estuarienne puisse fournir un service écosystémique de nourricerie. Etant difficile de quantifier le lien de causalité entre d'une part, les facteurs naturels et anthropiques à l'origine des mouvements de sédiments et d'autre part, les surfaces de nourriceries, il n'est pas aisé de prévoir comment évolueront les surfaces de nourriceries à l'avenir. La solution de Victor consiste à ignorer le Quadrant IV, ce qui conduit à exclure ce type de thématique du champ d'étude. Cependant, cela cantonne la modélisation I-O à l'étude des émissions résiduelles (polluants et déchets) et de consommation de ressources. Ce qui signifie que le champ d'étude de la modélisation I-O couvrirait les services écosystémiques d'approvisionnement en ressources et de régulation de type puits (assimilation des polluants émis dans l'écosystème) (Chapitre I). Sont donc omis du champ d'étude les services d'auto-entretien, de régulation de premier ordre et les services culturels. Etant donné qu'un des objectifs principaux du modèle ECO développé dans cette étude vise à augmenter les propriétés holistiques des modèles I-O, nous avons dû trouver une autre solution.

Une partie de cette solution consiste à prolonger dans le futur les taux annuels moyens de variation de surfaces de nourriceries observées dans le passé. Toutefois, pour prendre en compte les évolutions récentes des processus hydro-sédimentaires, nous avons corrigé ces prolongations de tendance en nous reposant sur l'avis d'experts en dynamiques hydro-sédimentaires. Bien que cela introduise une certaine subjectivité dans les résultats du modèle, l'avantage réside dans le fait que les processus écologiques internes à l'écosystème considérés dans le Quadrant IV d'Isard sont inclus dans la modélisation. Il en découle que la catégorie de service écosystémique la plus vitale est prise en compte : celle de la maintenance d'habitats essentiels à la vie (catégorie des services d'auto-entretien). Pour palier la subjectivité de l'avis d'expert, une analyse de sensibilité est effectuée sur la variable « surfaces de nourriceries » en faisant varier sa surface annuelle dans les marges observées dans le passé. Les résultats de l'analyse de sensibilité sont ensuite ajoutés aux résultats finaux du modèle sous forme de marges d'incertitudes représentées par les barres d'erreurs au figures du Chapitre X.

Nous avons donc eu recours à trois approches pour intégrer les problématiques environnementales à haut degré d'incertitude à la modélisation I-O comme énoncé dans les principes de bases de la Science Post-Normale et de la GIZ. Ces trois approches sont : l'analyse de sensibilité, le calcul de marges de variations extrêmes sur base de données observées dans le passé et l'avis d'experts. Ces approches sont expliquées plus en détails aux Sections II.2 et IV. 4. Nous y abordons également une quatrième approche (le chiffrage ex-post) pour gérer l'incertitude liée au système économique.

VII.3. L'estuaire de la Seine et les frontières du système modélisé

a) Choix de l'estuaire de la Seine

L'estuaire de la Seine (Figure 15 et Figure 17) est une zone intéressante pour l'étude des relations d'interdépendance entre les activités économiques et les services écosystémiques. En effet, alors que l'estuaire fournit des services écosystémiques intermédiaires essentiels au bon fonctionnement global de l'écosystème (ex. : habitats de nurseries⁸³, stockage et détoxification des polluants), il fournit également des services écosystémiques finaux qui attirent de nombreuses activités industrielles (approvisionnement en eau pour le transport maritime). Or, ces mêmes activités industrielles génèrent des nuisances qui entravent les services écosystémiques intermédiaires.

C'est le cas par exemple du service d'auto-entretien assuré par les vasières⁸⁴ dans la fonction de support de vie qu'elles remplissent pour plusieurs espèces marines en leur fournissant un habitat de nurserie. Les nurseries sont des habitats estuariens essentiels au développement des jeunes alevins de plusieurs espèces de poissons (dont les poissons plats comme la sole ou la plie). Sans cet habitat naturel, il serait difficile pour ces espèces de régénérer leur population. Or ces services écosystémiques entrent en compétition avec des services d'approvisionnement en ressources directement utilisées par l'Homme pour ses activités. C'est le cas de la ressource en eau et plus particulièrement de la quantité d'eau et de sa profondeur dans la Seine nécessaire au transport par bateau. Pour maintenir une profondeur suffisante, l'homme a imprimé à l'estuaire un processus de chenalisation de plus en plus croissant qui a complètement transformé la morphologie de l'embouchure depuis que la révolution industrielle a touché la France au début du 19ème siècle. Les cartes historiques (Figure 18) montrent qu'avant le 19ème siècle, l'embouchure de la Seine était ample et composée d'un enchevêtrement de méandres. Ensuite, la construction de digues successives (Figure 19 et Figure 20), pour assurer une profondeur d'eau suffisante et faciliter le transport maritime, ont progressivement réduit la largeur de l'embouchure pour arriver à un estuaire hautement anthropisé qui prend la forme d'un canal.

L'évolution des cartes historiques de la Figure 18 illustre la compétition qui existe entre le processus de chenalisation, destiné à assurer un service écosystémique d'approvisionnement en ressources en eau suffisant pour le transport par bateau, et le service écosystémique d'auto-entretien fourni par les nurseries. Le processus de chenalisation a conduit à une réduction importante des zones

⁸³ Les nurseries d'espèces marines sont des sites côtiers, voire estuariens, favorables à l'accueil durable de juvéniles qui vont y trouver une variété de milieux et une abondance de ressources trophiques favorables à une croissance rapide et à une bonne survie. Leur bon fonctionnement constitue un maillon essentiel du renouvellement des stocks halieutiques (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c).

⁸⁴ Étendue plane ou à faible pente composée de sédiments fins (vases et sables fins) située dans la zone de balancement des marées et celles situées sous le niveau marin à faible profondeur. Ces zones sont riches en zooplancton (microorganismes, mollusques, petits crustacés, etc.), une source de nourriture importante pour les poissons.

intertidales⁸⁵ (zones comprises dans la zone de balancement des marées) et subtidales⁸⁶ peu profondes. Or, les nurriceries sont précisément composées de vasières intertidales et subtidales peu profondes (bathymétrie inférieures à 8 m cmh)⁸⁷. Au-delà de 8 m profondeur, les vasières ne sont plus capables de fournir un habitat de nurricerie efficace et la densité de jeunes alevins (juvéniles de soles d'âge inférieur à 1 an) tombe sous la barre des 12 individus par km² (Tableau 45). Ce qui est particulièrement faible en comparaison de la moyenne de la partie interne de l'estuaire (rectangle en pointillé à la Figure 15) qui s'élève à 45 individus par km².

Or, depuis 1834, les vasières intertidales et subtidales peu profondes subissent une destruction lente et progressive en raison du processus d'anthropisation croissante de l'estuaire (Figure 19 et Figure 20) : développement du port de Rouen et du Havre, construction de digues pour la navigation maritime et construction du pont de Normandie (Ducrotoy and Dauvin, 2008 ; Rochette *et al.*, 2010 et Cuvillez *et al.*, 2009). Entre 1834 et 2004, un tiers de la surface sous eau dans l'estuaire a été convertie en surfaces terrestres, ce qui aurait conduit à la perte de 75% de sédiments vaseux (Lesueur, 1999 ; Rochette *et al.*, 2010). Il en résulte 170 ans, la surface nurriceries à juvéniles a diminué 16).

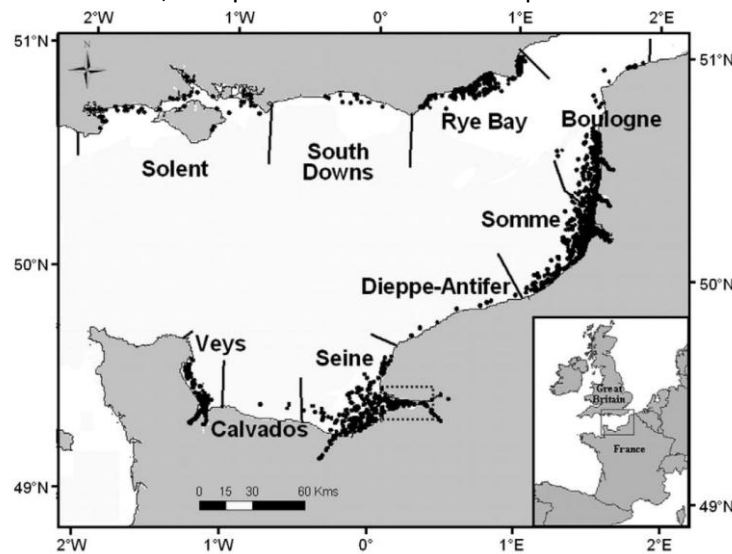


Figure 15. Secteur de la Manche-Est (zone de pêche VIII du CIEM) et sous-divisions en 9 secteurs côtiers et estuariens.

Source : Rochette *et al.*, 2010. Note : Le rectangle en pointillé représente la partie interne de l'estuaire de la Seine.

⁸⁵ Zones intertidales : zones comprises entre la plus haute mer et la plus basse mer de vive-eau (vive-eau : marée d'amplitude maximum correspondant aux périodes de pleine et nouvelle lune).

⁸⁶ Zones subtidales : zones situées en permanence sous la zone de balancement des marées (c'est-à-dire sous le niveau de la mer).

⁸⁷ cmh = cote marine du Havre. Le zéro en m cmh représente le niveau de la mer mesuré au Port du Havre lors des marées les plus basses de l'année (marées de vive-eau).

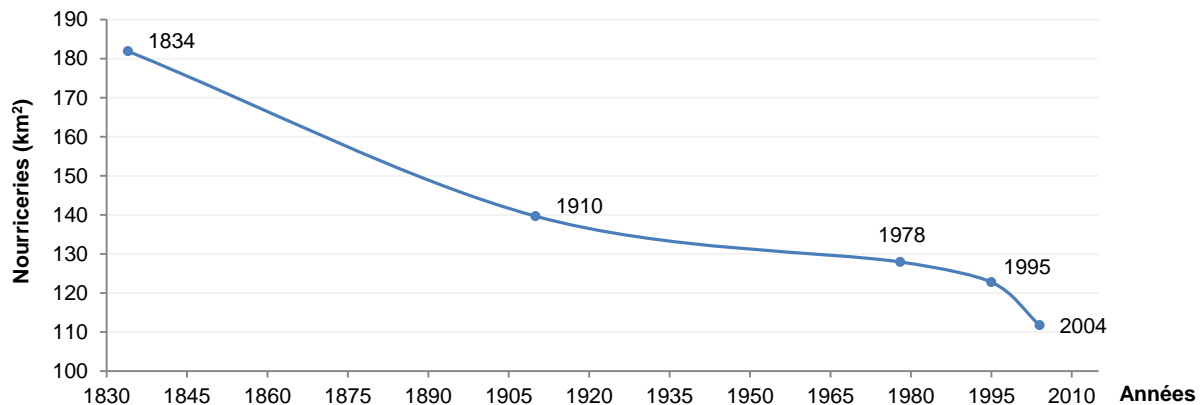


Figure 16. Evolution de la surface totale de nurricerie* dans l'estuaire de la Seine entre 1834 et 2004.

Source : courbe élaborée à parti de données de cartes historiques et du modèle d'adéquation des habitats (habitat suitability model) développé par Rochette *et al.* (2010). **Notes :** * seules les nurriceries de haute densité ont été considérées, c'est-à-dire les zones estuariennes comportant une densité de juvéniles de soles (<1an) supérieures à la moyenne de l'estuaire (moyenne = 45 juvéniles/km²).

Cette diminution des surfaces d'habitats constitue un facteur supplémentaire qui vient renforcer la pression exercée sur les stocks de poissons par la pêche. Ces deux facteurs expliquent que la zone de pêche dans laquelle est située l'estuaire de la Seine (zone VIId du CIEM, Figure 15) a vu sa biomasse totale des stocks de morues, de soles et de merlans diminuer de 43% entre 1978 et 2008⁸⁸. Cette évolution n'est pas anecdotique car, si l'on considère une plus grande échelle géographique, soit l'ensemble des zones de pêche Européennes du CIEM, 16 stocks de poissons marins ont vu leur biomasse totale diminuer de 44% entre 1978 et 2008 sur un total de 32⁸⁹. A cela s'ajoute que les constats du CIEM (ICES, 2008) ne sont pas des plus rassurants. Ils estiment que 32% des stocks de poissons marins en Europe voient leur capacité de régénération mise en danger. Dans l'estuaire de la Seine et plus globalement en Manche-Est, ce problème concerne 3 des 9 espèces de poissons commerciales présentes (la sole, la plie, et le merlan) (ICES, 2008). Cela ne signifie pas que le restant soit hors de danger car pour 57% des stocks européens, les connaissances scientifiques sont insuffisantes pour statuer sur leur état.



Figure 17. Photo aérienne de l'estuaire de la Seine avec le Pont de Normandie et au-delà du pont, les nurriceries intertidales de la vasière nord et le Port du Havre (en haut à droite). Source : Grand Port Maritime du Havre (2007).

⁸⁸ Bien qu'un total de 14 stocks de poissons soient répertoriés dans la zone VIId, il nous est cependant impossible d'analyser l'évolution des 11 autres stocks, faute de données produites par le CIEM (ICES, accédé en 2009).

⁸⁹ 50 stocks sont répertoriés dans les données du CIEM, cependant des séries temporelles de 30 ans n'étaient disponibles que pour 32 stocks.

LEGENDE :

Zones supratidales : situées au-dessus du niveau de la mer.

Zones intertidales : situées dans la zone de balancement des marées (surfaces sous le niveau de la mer à marée haute et au-dessus à marée basse).

Zones subtidales : situées sous le niveau de la mer en permanence.

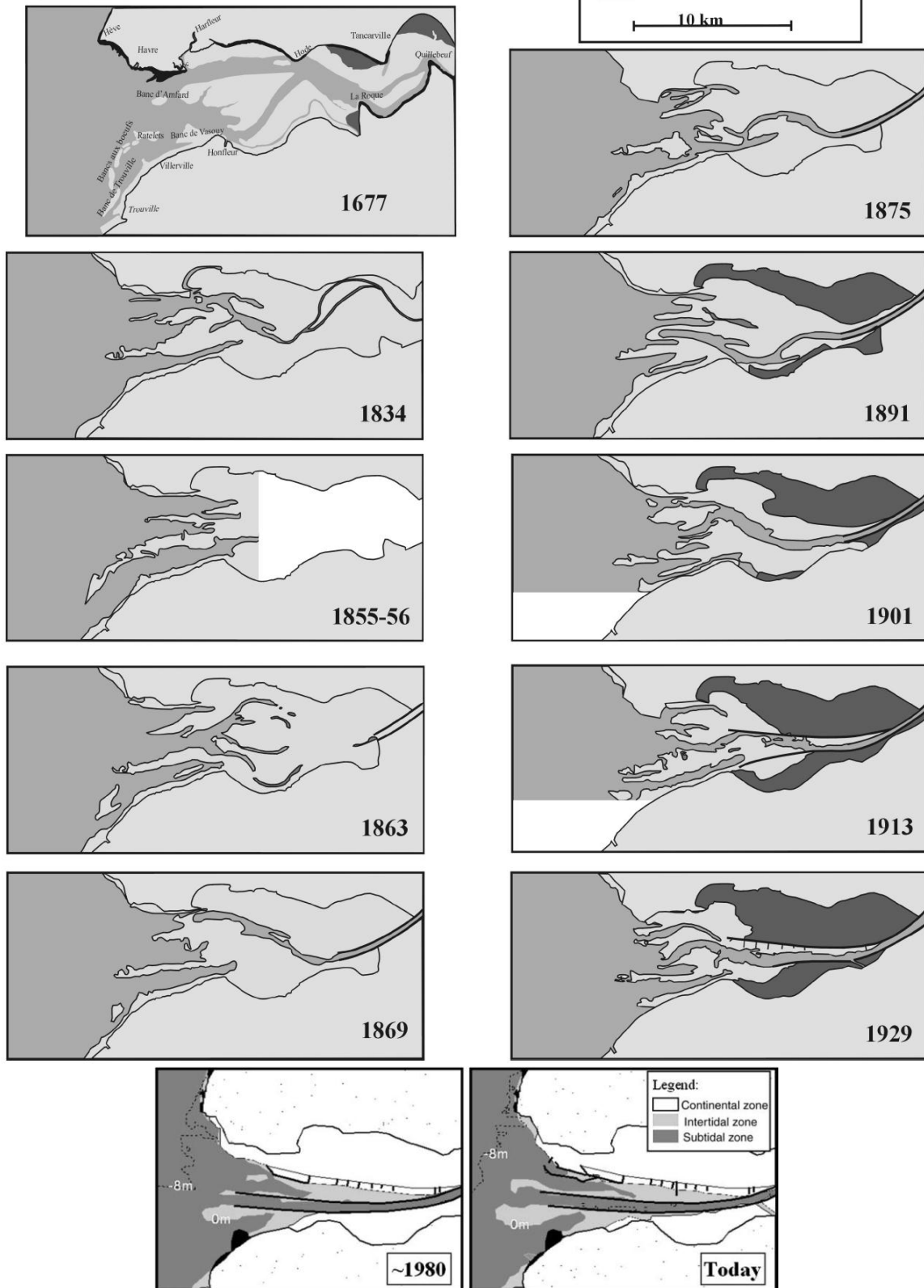
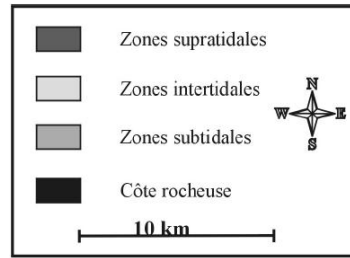


Figure 18. Cartes bathymétriques levées depuis 1677 (depuis 1834 carte SHOM).

Source : 1634-1929 : Tessier *et al.* (2002) ; 1980-Today (2004) : Delsinne (2005).

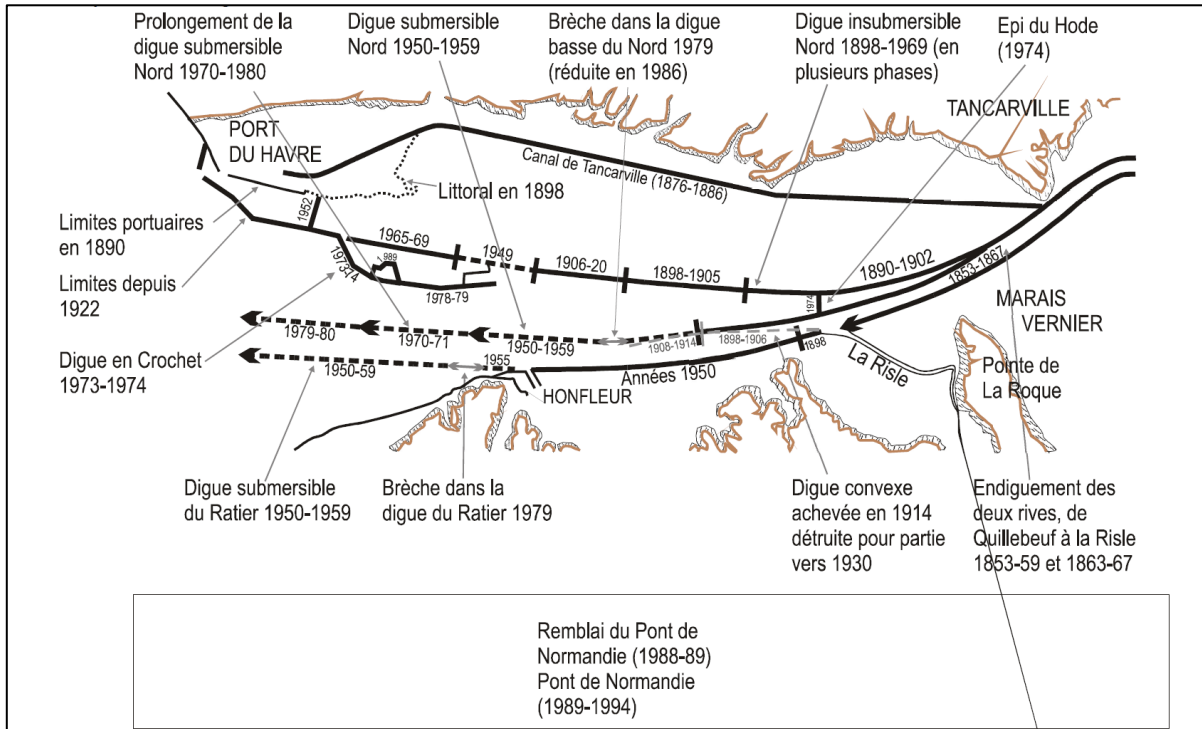


Figure 19. Historique des aménagements de l'estuaire de la Seine hors Port 2000 (AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004b).

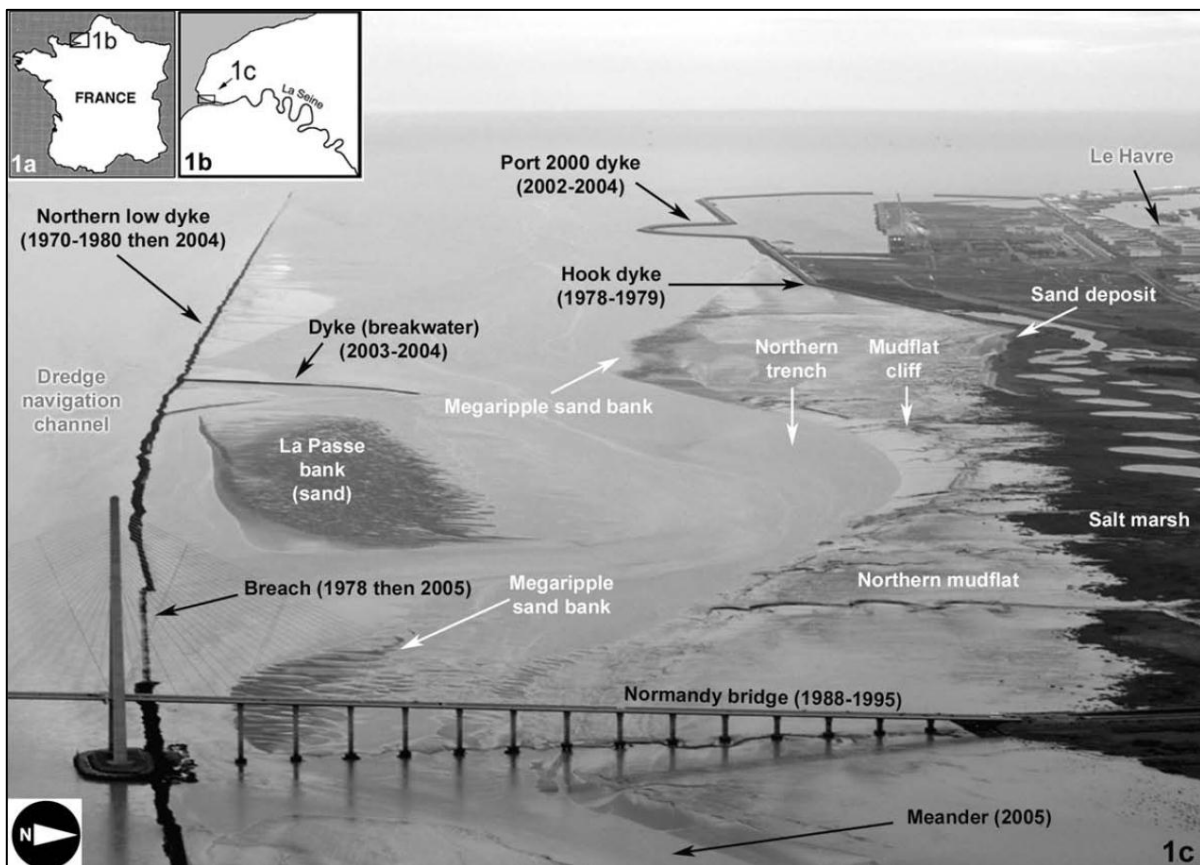


Figure 20. Localisation géographique des aménagements de l'estuaire réalisés depuis 1970 (Cuvilliez et al., 2009).

b) Délimitation de la zone d'étude au sein de l'estuaire

Les limites de l'estuaire de la Seine sont définies par la mer à l'ouest et le barrage de Poses à l'est (Figure 21), premier barrage sur la Seine et limite d'influence de la marée dynamique – situé à 160 km en amont du Havre et à pk 202 (Paris = pk 0). Les limites nord-sud, quant à elles, sont plus floues : latéralement, l'estuaire inclut le lit majeur du fleuve, notamment les berges et les zones humides connexes, et à l'aval la frange littorale et la zone maritime proche (GIP Seine aval, 2006, p. 28).

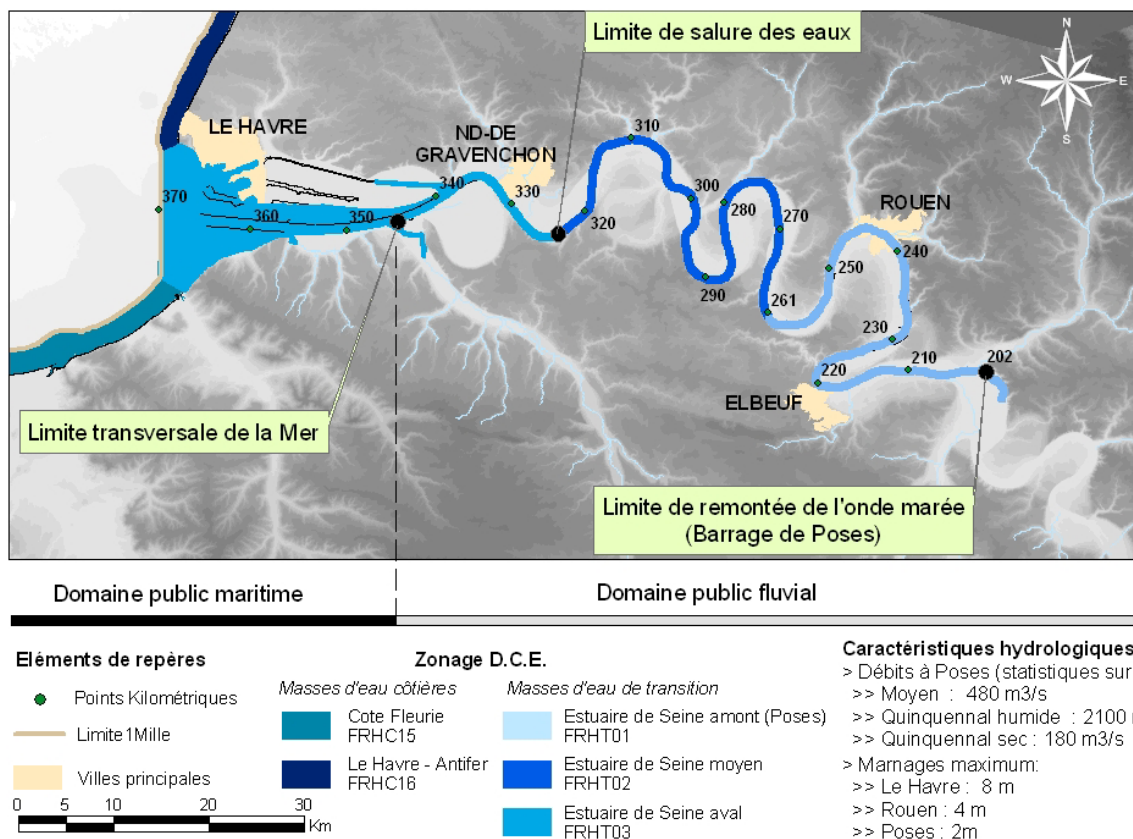


Figure 21. Le territoire de l'estuaire.

Source : GIP Seine aval (2007).

Pour étudier les interactions entre les activités économiques et les services écosystémiques, il nous faut sélectionner un territoire plus large que celui délimité par la définition de l'estuaire de la Seine donnée ci-dessus. Car si bon nombre des impacts écologiques se produisent en effet dans la Seine et son estuaire, les causes de ces impacts sont localisées sur un territoire beaucoup plus large. Certaines causes indirectes peuvent même avoir lieu ailleurs dans la région ou dans le pays voir même dans d'autres pays (extensions portuaires pour satisfaire la demande étrangère en produits pétroliers raffinés par exemple).

Pour garder une certaine cohérence en termes de réalité écologique et économique, nous avons pris en compte dans l'estuaire l'ensemble du sous-bassin versant Seine aval (Figure 22). Celui-ci couvre à l'ouest, la quasi totalité de l'embouchure de la Seine. A l'est, il remonte en amont de Rouen et du barrage de Poses dépassant légèrement les limites de la région Haute-Normandie. Au nord il remonte jusqu'à Dieppe et même légèrement au-delà jusque dans le département de la Somme (région Picardie). Au sud il dépasse les limites régionales de la Haute-Normandie et s'étend jusque dans les départements du Calvados, l'Orne et l'Eure-et-Loire.

Le sous-bassin Seine aval constitue une unité physique cohérente, en particulier pour les problématiques écologiques liées à la pollution de l'eau, puisque par définition, un (sous-)bassin versant ou hydrographique constitue une portion de territoire délimitée par des lignes de crête, dont les eaux alimentent un exutoire commun. C'est-à-dire que, dans un bassin versant, toutes les eaux de ruissellement convergent à travers un réseau de cours d'eau et éventuellement de lacs vers un exutoire commun : rivières, fleuves, lacs, ouvrages artificiels. L'exutoire peut également être l'océan, dans lequel les eaux se déversent par une seule embouchure, estuaire ou delta. C'est en ce sens qu'il s'agit d'une unité cohérente puisque toute pollution émise dans un même sous-bassin sera comptabilisée dans ses eaux. C'est là un avantage par rapport aux zones d'études calquées sur des territoires administratifs (communes, départements ou régions) généralement à cheval sur des morceaux de bassins ou sous-bassins. Dans ce cas, bien que cela puisse conférer un avantage pour la collecte de données sociales et économiques (celles-ci étant généralement agrégées au niveau de l'échelle territoriale administrative), ces zones d'études sont en décalage par rapport aux flux de polluants liés à l'eau. En effet, elles ne comptabilisent pas dans leurs eaux toute la pollution émise sur le territoire puisque une partie peut venir de morceaux de bassins en amont et en dehors de la zone d'étude, et une autre être soustraite vers des bassins situés en aval également en dehors de la zone d'étude. Du point de vue des mesures de gestion environnementales, cela peut mener à une situation absurde dans le cas où un département coupe un bassin versant en son milieu. Des mesures environnementales liées à l'eau ne seront prises que sur le territoire administratif du département sans tenir compte de l'autre moitié du bassin qui transporte la pollution par ses eaux de ruissellements vers ce même département, annihilant ainsi tous ses efforts environnementaux.



Figure 22. Carte du sous-bassin Seine aval et de ses départements.

Source : carte adaptée de AESN (2004a). Note : Le sous-bassin Seine aval s'étend principalement sur les départements de la Seine-Maritime et de l'Eure mais aussi sur les départements d'Eure-et-Loir, Calvados, Orne, Yvelines, Oise, Val-d'Oise et Somme.

Il se trouve que le sous-bassin Seine aval correspond plus ou moins bien aux limites géographiques de la région Haute-Normandie. Cette dernière couvre 68,2% de la surface du sous-bassin et seulement 1,9% de la surface de la région couvre des territoires localisés en dehors du sous-bassin⁹⁰. Nous avons par conséquent, calqué les opérations de régionalisation sur la Haute-Normandie. Cela rend plus facile la collecte de données destinées à la régionalisation des tables I-O nationales, ces données étant plus souvent collectées à l'échelle des entités territoriales administratives (pays, régions, départements, etc.). Le tiers du bassin n'étant pas couvert par la Haute-Normandie, cela introduit une source d'erreurs qui devraient être corrigées si le modèle ECO était utilisé pour traiter de la problématique des émissions de polluants dans les eaux de surface du sous-bassin Seine aval. Ce n'est cependant pas le cas des résultats présentés dans cette étude. En conséquence, aucun ajustement du modèle n'a été effectué pour prendre en compte ce problème.

b) Délimitation des activités économiques et des services écosystémiques

Construction du modèle conceptuel

Une fois la zone d'étude délimitée, il est nécessaire d'identifier les activités économiques et les services écosystémiques qui composent l'anthropo-écosystème du sous-bassin Seine aval. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur un modèle conceptuel (Figure 24) qui a été construit dans le cadre d'un processus participatif avec les acteurs de l'estuaire dirigé par l'AESN-DIREN Haute-Normandie (2004c). Baser la formalisation mathématique du modèle ECO sur ce modèle conceptuel tend à respecter l'un des principes de base de la Science Post-Normale et de la GIZC énoncé au Chapitre II, à savoir faire intervenir les acteurs dans les processus de décision dès les tous premiers stades de réflexion.

Au travers de l'élaboration collective du modèle conceptuel, les acteurs (associations de défense de l'environnement, politiques, institutions publiques, fédérations industrielles, citoyens, scientifiques, etc.) ont construit ensemble une représentation de leurs problèmes et des thématiques environnementales à sélectionner pour la construction de scénarios de restauration écologique de l'estuaire (Figure 9). L'un de ces scénarios consiste à envisager la restauration de 6km² de vasières en réponse à leur destruction en cours depuis plus de 170 ans (Figure 16). La pertinence de ce scénario est discutée au Chapitre XII.

Activités anthropiques et services écosystémiques inclus dans le modèle ECO

Le modèle conceptuel construit par les acteurs représente les interactions entre les activités anthropiques et les services écosystémiques fournis par l'estuaire de la Seine. Les relations d'interdépendance entre services écosystémiques sont également représentées à la Figure 24 ainsi que les relations entre les différentes activités anthropiques. Le modèle conceptuel montre que les acteurs sont conscients et reconnaissent qu'il existe un lien de causalité entre les activités portuaires et la destruction des surfaces de nourriceries de poissons. Le lien entre les nourriceries et la taille des populations marines de soles a été démontré et quantifié par Rochette *et al.* (2010). Ils estiment que la perte de surface de nourricerie qui s'est produite entre 1834 et 2004 aurait réduit de 42% la contribution de l'estuaire en soles (*Solea solea sp.*) au stock total de Manche-Est (zone représentée à la Figure 15). Plusieurs autres espèces de poissons dépendant des nourriceries en pâtissent également : bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*), merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) (Ifremer, 1999). Etant donné que quatre de

⁹⁰ Source: calculs propres avec l'outil cartographique de la DIREN Haute-Normandie (accédé en février 2009).

ces espèces représentent 21% du chiffre d'affaires⁹¹ du secteur de la pêche en Haute-Normandie (Ifremer, 2003) – la sole 16%, la plie 2%, le hareng 2% et le merlan 1% – le secteur de la pêche professionnelle est directement touché par cette diminution du stock de soles.

Or, si les activités de pêche ne représentent qu'une faible part de l'emploi local (~400 emplois embarqués dans les ports de l'estuaire et autant d'emplois induits), elles n'en ont pas moins un caractère structurant de l'activité des ports. La pêche est pratiquée à partir des ports de Ouistreham, Trouville-sur-mer, Honfleur, Le Havre et Fécamp. Elle contribue à l'approvisionnement des circuits locaux (poissonniers, restaurateurs) en produits de grande fraîcheur et de haut de gamme (soles, coquilles St Jacques, crevettes, homards, etc.). Elles participent également à l'attractivité touristique du littoral (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c).

Le schéma de la Figure 24 montre cependant que si d'un côté, les activités portuaires représentent une menace majeure pour les habitats de nourriceries, et par voie de conséquence pour le secteur de la pêche, d'un autre côté, les ports sont un moteur important du développement économique de l'estuaire de la Seine. Les ports attirent de nombreuses activités industrielles (ex. : industries chimiques, raffineries de pétroles, etc.). En conséquence, s'ils disparaissaient brusquement, nous avons estimé que la Haute-Normandie pourrait voir son PRB (Produit Régional Brut) chuter de 24% avec des conséquences importantes sur l'activité économique et l'emploi (Section XII.1).

Cela s'explique par le fait que la présence de ports génère un effet de concentration sectoriel. Cela s'observe pour les secteurs qui utilisent des matières premières ou des produits intermédiaires dont le transport est caractérisé par un coût excessif comparativement à sa valeur unitaire. L'accès à un port permet un approvisionnement plus compétitif en matières premières de base (ex. : importations de pétrole et de minerai de fer). C'est dans cette logique que les raffineries de pétrole ainsi que les unités de chimie de base doivent être localisées à proximité des ports par lesquels arrivent les matières premières dont elles ont besoin (pétrole, gaz naturel, phosphates, etc.). Cela explique que la baie de Seine soit une zone d'industries chimiques puissantes (raffineries de gaz et de pétrole, pétrochimie, engrais, etc.). La localisation de ces unités contraint, à son tour, celle d'unités de transformation des produits chimiques minéraux et organiques : une unité de production de matières plastiques (PVC, polypropylène, polyéthylène...) est généralement située à côté de l'unité qui va l'alimenter en chlorure de vinyle, en éthylène, en propylène... (AESN *et al.*, 2003).

L'accès à un port permet également une ouverture sur des marchés extérieurs alimentés par mer comme c'est le cas pour le secteur des métaux non ferreux et de la sidérurgie qui bénéficient du secteur portuaire pour exporter leur produit intermédiaire (pièces d'acier, etc.). En parallèle, ils profitent également d'un accès facile à la matière première de base (ex. : minerais de fer et coke). Cela réduit leurs coûts de transport et augmente ainsi leur compétitivité sur le marché international. En outre, la présence d'industries métalliques génère une logique de regroupements intersectoriels : des unités de construction automobile, de traitement de surface et d'assemblage d'équipements mécaniques et électriques (AEME) viennent s'installer à proximité des unités de fabrication de produits métalliques intermédiaires qui entrent dans la fabrication de leur output.

Avec l'attraction des ports vis-à-vis des activités industrielles susmentionnées, l'interdépendance entre les services écosytémiques et les activités anthropiques ne repose plus seulement sur un lien direct lié aux activités portuaires mais également un lien indirect lié aux secteurs qui bénéficient de la présence des ports et des marchandises transportées par bateau pour leur propres activités. En effet, la relation entre les ports et les activités industrielle est réciproque. Il en résulte que les ports attirent les industries, celles-ci se développent et doivent importer de plus en plus de marchandises. En conséquence de quoi, les ports doivent étendre leurs infrastructures et construire de nouvelles

⁹¹ Chiffre d'affaire de 1998.

digues pour pouvoir augmenter les flux de transport maritime. Il en découle un jeu complexe d'interrelations que nous devons prendre en compte dans le modèle ECO. Dans ce jeu, il n'y a plus seulement des responsables directs de la destruction des nourriceries (les ports) mais aussi des responsables indirects, à savoir tous les secteurs qui sont responsables de la croissance de la demande industrielle en services portuaires et en transport de marchandises par bateau. Parmi les responsables indirects, il y a principalement les secteurs qui exportent ou importent des énergies fossiles par bateau (raffineries, industries pétrochimiques, etc.) car 66% des marchandises transportées par bateau dans l'estuaire de la Seine en 2006 sont des énergies fossiles comme le pétrole brut, le gaz naturel, le charbon, etc. (Tableau 46).

Le contour bleu en pointillé délimite la frontière du modèle ECO. Le lien entre les activités industrielles et les ports y sont inclus. Le lien entre les ports et les nourriceries de poissons également. Les interactions entre les activités anthropiques et l'écosystème situées en dehors du contour bleu en pointillé n'ont pas été modélisées. Cela signifie que le lien de causalité n'a pas pu être chiffré entre l'activité anthropique et son effet sur l'écosystème et inversement. Cependant, les facteurs importants qui ont été omis ont été pris en compte dans l'analyse de sensibilité. C'est le cas par exemple du service écosystémique de stockage et de détoxification naturels des polluants et de son effet sur la qualité biochimique des nourriceries.

Activités anthropiques et services écosystémiques exclus du modèle ECO

La liste des services écosystémiques mentionnés ci-dessous est largement basée sur l'étude de prospective participative réalisée par l'AESN – DIREN Haute-Normandie (2004c), les cahiers d'information publiés par le programme scientifique Seine aval (GIP Seine Aval, 1999, 1998 et 2010), et le projet de Directive territoriale d'aménagement de l'estuaire de la Seine (Préfecture de la région de Haute-Normandie et Préfecture de la région de Basse-Normandie, 2003). Le service de protection contre les inondations suggéré pour les zones de nourriceries restaurées sous forme de zones d'extension contrôlée des crues nous a été inspiré d'études réalisées dans l'Escault (Cox *et al.*, 2006 ; Jacobs *et al.*, 2009).

La qualité biochimique des eaux et des sédiments :

L'effet de la qualité biochimique de l'eau et des sédiments de l'estuaire sur les habitats de nourricerie n'a pas été modélisé bien que cela affecte la quantité de soles que les nourriceries peuvent accueillir par unité de surface. Rochette *et al.* (2010) ont calculé, par exemple, qu'une mesure de restauration qui combinerait un retour aux conditions de 1850 dans l'estuaire de la Seine, tant en termes de surface de nourricerie que de leur qualité biochimique, conduirait à une augmentation du stock total de soles en Manche-Est 8 fois supérieure à une mesure qui restaurerait uniquement la quantité de surfaces sans améliorer la qualité biochimique (Rochette *et al.*, 2010). Cependant, ce manquement dans la modélisation a été pris en compte dans l'analyse de sensibilité. Sachant qu'en 1850, l'ensemble de l'estuaire de la Seine contribuait au stock total de soles en *Manche-Est* à raison de 26% et sachant qu'en 2004, ce pourcentage ne s'élevait plus qu'à 14,2% (Rochette *et al.*, 2010), ils nous a été aisé de calculer un taux de variation annuel pour chiffrer les marges de variation possibles à l'horizon de temps simulé (2015). Cette analyse de sensibilité est présentée plus en détails à la Section X.6. Les résultats de l'analyse de sensibilité ont été inclus dans les marges d'erreurs des résultats. En conséquence, bien que la qualité biochimique de l'estuaire ne soit pas prise en compte dans les liens de causalité simulés dans le modèle ECO, elle est prise en compte dans les marges d'erreurs attribuées à chacun des résultats du modèle (voir graphiques du Chapitre X).

Le bouchon vaseux (service de régulation de la qualité des eaux):

Un service écosystémique omis dans le modèle ECO mais néanmoins important à prendre en compte lorsqu'on étudie la qualité biochimique de l'estuaire concerne la capacité du bouchon vaseux à stocker les polluants, c'est-à-dire à les séquestrer (cf. service de « Stockage et détoxifications naturels des polluants » à la Figure 24). Les polluants ne sont alors plus biodisponibles et leur effet toxique sur les organismes vivants est annihilé. Le bouchon vaseux est composé de sédiments en suspension eux-mêmes constitués de matériel particulaire fin silto-vaseux et organique. Ce bouchon se forme dans l'estuaire moyen (voir Figure 21 pour localiser) à partir des sédiments piégés naturellement par l'interaction des courants de marée de surface et des frottements induits par les courants de marée sur le fond. Les contaminants et les sédiments s'accumulent dans le bouchon vaseux et subissent des processus d'adsorption, désorption, de floculation, de sédimentation, de solubilisation, etc. Le bouchon vaseux se déplace d'amont en aval suivant le débit du fleuve et le moment de la marée. En période de débit fort, le bouchon vaseux est parfois expulsé vers la baie de Seine et alimente les différentes vasières. En été et en automne, une partie de ce matériel peut remonter vers l'embouchure et alimenter à nouveau le bouchon vaseux en cours de constitution (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c ; GIP Seine Aval, 1999 et 1998).

Durant ces dernières décennies, les aménagements progressifs du lit de la Seine (aménagements portuaires, calibration du chenal de navigation) ont conduit à un déplacement du bouchon vaseux vers l'aval déplaçant ainsi le service écosystémique de régulation des flux de contaminants et de leur stockage. La poursuite de la migration en baie de Seine de ce système aura pour conséquence de modifier fortement les formes chimiques de certains contaminants ainsi que de redistribuer la contamination dans la zone de l'embouchure. Ce qui laisse planer une incertitude sur la qualité biochimique future des nourriceries car des phénomènes de désorption et de solubilisation peuvent conduire à un relargage des polluants stockés lorsque les conditions physico-chimiques sont modifiées. Or c'est précisément ce qui est en train de se produire puisqu'avec le mouvement vers l'aval, la salinité augmente et la nature des sédiments varie (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c).

Zones de séjour pour les oiseaux (service d'auto-entretien de type habitats pour les oiseaux):

Outre les services écosystémiques d'habitat de nourricerie pour jeunes alevins, les vasières intertidales assurent également un service d'habitat pour les oiseaux. Elles constituent un lieu d'alimentation pour certaines espèces d'oiseaux nationales et migratrices. A marée basse, les limicoles exploitent les vasières à des fins trophiques (la majorité des espèces d'oiseaux limicoles consomment des petits invertébrés vivant dans la vase ou l'humus). A marée haute, il est nécessaire pour les oiseaux de disposer de reposoirs de marée haute où les animaux peuvent se rassembler par groupes spécifiques en toute sécurité. Toutes les espèces d'invertébrés des différents faciès sédimentaires de la zone intertidale sont consommées par les divers groupes d'oiseaux limicoles. En ce sens, il existe, dans l'espace de balancement des marées, un recouvrement important des régimes alimentaires des oiseaux et des poissons (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c ; GIP Seine Aval, 1998). Cet aspect-là n'a pas non plus été pris en compte dans le modèle ECO. Intégrer la relation d'interdépendance entre le service de nourricerie et les populations d'oiseaux pourrait être envisagé dans le futur.

Un lien intéressant existe entre l'augmentation des roselières, une zone importante de séjour des oiseaux et la diminution des vasières. Parallèlement à la diminution des surfaces de vasières les roselières se sont fortement développées sur l'estuaire de la Seine. Ce site compte maintenant environ 1300 ha de roselières classées en Réserve Naturelle. Cette roselière est l'une des plus grandes de France d'un seul tenant. Les milieux de roselières sont fréquentés par de nombreuses espèces en période de nidification, d'hivernage et/ou de migration : butor étoilé (*Botaurus stellaris*),

gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica cyanicula*), phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenabaenus*), phragmite aquatique (*Acrocephalus paludicola*), locustelle lusciniôide (*Locustella luscinioides*), bouscarle de Cetti (*Cettia cetti*), rousserolle effarvatte (*Acrocephalus scirpaeus*), rousserolle turdoïde (*Acrocephalus arundinaceus*), panure à moustaches (*Panurus biarmicus*)... Parmi ces espèces, certaines ont une valeur patrimoniale exceptionnelle tel le phragmite aquatique, espèce menacée à l'échelle mondiale, présent chaque année dans l'estuaire de la Seine lors de la migration post-nuptiale. Ces quelques exemples montrent que la valeur patrimoniale de la roselière de l'estuaire de la Seine a augmenté au fur et à mesure de l'accroissement de ses surfaces. C'est à l'heure actuelle, le milieu qui possède la plus grande valeur patrimoniale dans l'estuaire de la Seine d'un point de vue avifaunistique (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c ; GIP Seine Aval, 1998).

C'est là qu'un lien de causalité intéressant entre roselière et vasière apparaît. L'augmentation de la surface de roselières est le fruit de l'atterrissement de l'estuaire de la Seine : la roselière colonisant petit à petit les vasières en cours d'atterrissement. Or, dans la Partie III, le scénario BAU (évolution tendancielle sans mesure de restauration des nourriceries) prévoit que l'augmentation en cours des vasières sableuses se poursuivra jusqu'en 2015. Ce qui est une bonne chose d'un point de vue écologique puisque l'anthropo-écosystème estuarien restaure spontanément une partie de ce qui a été détruit par les activités anthropiques. Cependant, il y a un risque que ces vasières sableuses ne soient qu'une étape intermédiaire vers la formation de bancs de sable puis l'atterrissement et le stade ultime de colonisation du sol par les roselières. La probabilité d'occurrence d'un tel événement est difficile à évaluer. Une consultation d'experts par la méthode Delphi pourrait être organisée pour mieux cerner ce risque et estimer des probabilités subjectives (voir Annexe A). Notons en outre que même les roselières ne constituent qu'un stade de colonisation végétale intermédiaire. Cet habitat est un état transitoire entre les vasières et le boisement. Si aucune gestion n'était effectuée sur ce milieu (pâturage, fauche annuelle ou quinquennale), les habitats de roselières tendraient vers un boisement progressif banalisant ainsi l'estuaire.

La chasse (service culturel de type récréatif et service d'approvisionnement en ressources) :

Un lien devrait également être envisagé entre les zones de séjour des oiseaux et les activités de chasse (chasse côtière des canards et des oiseaux limicoles en bord de mer, chasse au marais dans l'estuaire, etc.). Or, depuis le début des années 1970, la pratique de la chasse dans l'estuaire de la Seine rencontre quelques difficultés en raison notamment de l'appauvrissement de la ressource ornithologique (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c).

Selon les chasseurs, les grosses populations d'oiseaux ne s'arrêtent plus dans l'estuaire faute d'espace et le nombre d'espèces d'oiseaux aurait sensiblement diminué au cours de ces dernières décennies. Les fonctions environnementales remplies naturellement par l'estuaire (stockage des sédiments, épuration des contaminants, nourricerie de poissons...) ont été perturbées par les nombreux travaux d'aménagement portuaire et d'endiguement. Toute la chaîne biologique (eau, poisson, oiseau, etc.) et les activités socio-économiques (chasse, pêche, etc.) de l'estuaire ont été par voie de conséquence affectées. D'après les chasseurs, l'état actuel du milieu environnemental et son évolution résultent des choix politiques posés depuis les premiers travaux massifs d'endiguement de l'estuaire dans les années 1960 en vue de soutenir les projets de développement industrialoportuaire de la zone. Il s'agit notamment du choix politique de faire de Rouen un port maritime et économique. Cela a impliqué d'énormes travaux de chenalisation qui ont eu un impact négatif pour le milieu naturel. Il s'agit également du choix d'étendre le port du Havre vers le sud, au lieu de conforter la place d'Antifer (aujourd'hui mono produit pétrolier) et de réaménager le port actuel. Cela fut également néfaste pour le système estuarien dont l'espace naturel a été amoindri (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c).

La production agricole (service d’approvisionnement en ressources) :

L’activité agricole présente également un lien avec les zones de séjour pour oiseaux. La vallée de la Seine est marquée par l’élevage extensif dans toutes les zones de prairies inondables. Or, les prairies humides de l’estuaire de la Seine ont une grande valeur patrimoniale d’un point de vue avifaunistique. Cependant, notamment en raison de l’intensification des pratiques agricoles, on observe que depuis le début des années 1980, le patrimoine avifaunistique a fortement baissé, surtout en période de nidification pour les limicoles et le rôle des genêts. Afin d’améliorer cette situation préoccupante, il est nécessaire d’améliorer les paramètres hydrauliques des prairies en conservant des niveaux d’eau assez élevés au printemps. Les pratiques agricoles présentes sur ces prairies doivent également évoluer afin de favoriser la faune et la flore de ces milieux (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c ; Préfecture de la région de Haute-Normandie et Préfecture de la région de Basse-Normandie, 2003).

Service culturel à valeur pédagogique riche :

Un autre service écosystémique fourni par les vasières intertidales et qui n’a pas été pris en compte dans le modèle ECO (si ce n’est par la surface de nourriceries qui peut en être un indicateur), réside dans sa fonction récréative et culturelle en tant qu’écosystème riche et à valeur pédagogique. La réduction des surfaces de vasières intertidale conduit à une diminution des populations de poissons et d’oiseaux. Cela réduit la biodiversité et donc l’intérêt de l’estuaire comme site d’intérêt biologique et d’éducation aux dynamiques écologiques, comme outil pédagogique pour les enseignants (excursions scolaires, pédagogie active en enseignant sur le terrain, etc.)...

Service culturel à valeur esthétique et paysagère :

L’estuaire de la Seine offre également un service écosystémique culturel de type esthétique et cadre de vie (cf. « Urbanisme et paysage » à la Figure 24). Cependant, les villes du Havre et de Rouen sont marquées par la présence forte et ancienne des activités portuaires et industrielles. Or, la concentration des nouvelles installations portuaires sur des sites éloignés entraîne un délaissement des anciennes installations. Les espaces intermédiaires entre ville et port sont alors marqués par une image industrielle déclinante qui cadre peu avec les objectifs d’attractivité des villes. Le potentiel de dynamisme de métropolisation que représentent Rouen et Le Havre pourrait être plus et mieux valorisé. Le littoral et son proche arrière-pays sont le lieu d’enjeux variés et potentiellement contradictoires : des sites et des paysages naturels et urbains de grande qualité ; une activité portuaire et industrielle intense dans l’estuaire même de la Seine ; une fréquentation touristique importante ; liée à cette dernière, une forte pression urbaine, sous la forme de résidences secondaires, qui crée notamment des problèmes de fonctionnement urbain : déplacements, offre de logements pour les résidents permanents et pour les travailleurs saisonniers⁹². C’est typiquement le genre de service écosystémique pour lequel une évaluation monétaire via la méthode des prix hédoniques ou du coût du trajet serait pertinente (Sections I.2 et III.3). Cela permettrait de comparer le consentement des individus à payer pour acheter une résidence ou effectuer un trajet pour séjourner dans l’estuaire de la Seine en comparaison d’autres sites similaires mais qui ne souffriraient pas de la dégradation du paysage en raison des activités industrielles et portuaires ainsi que de la pression urbaine.

⁹² AESN – DIREN Haute-Normandie (2004c) et Préfecture de la région de Haute-Normandie et Préfecture de la région de Basse-Normandie (2003).

Protection contre les inondations (service de régulation des flux hydriques) :

L'estuaire de la Seine, secteur allant du barrage de Poses à la mer (Figure 21), est sous l'influence de facteurs hydrologiques, astronomiques et météorologiques. C'est un territoire où les inondations sont relativement fréquentes et à causalités diverses : inondations par ruissellement liées à de très forts orages sur les affluents de la Seine, inondations par débordement de cours d'eau liées à des crues, inondations par submersion marine liée à de violentes tempêtes, inondations par remontée de nappe souterraine (Figure 23). Les débordements de la Seine font partie de l'histoire du fleuve. Les archives témoignent et dénombrent une soixantaine de crues majeures depuis le 6^{ème} siècle. La première inondation désastreuse mentionnée dans les chroniques date de février 584. Les années 1650, 1658, 1740, 1810, 1850, 1876 et 1910 sont également mentionnées comme ayant connu des inondations importantes. Plus récemment, des débordements plus ou moins importants de la Seine sont à noter en 1955, 1970, 1995, 1999, 2001,... (Gip Seine aval, 2010).



Figure 23. Inondation de mars 2001 dans le sous-bassin Seine aval le long de la Seine dans la boucle d'Elbeuf (Figure 21).
Source : Gip Seine aval (2010).

Sont présents dans l'estuaire de la Seine de nombreux usages du territoire potentiellement soumis au risque d'inondation : zones urbaines, industrielles, navigation... Pour les terrains riverains de l'estuaire de la Seine, le risque d'inondation par débordement concerne près de 13 000 hectares, dont 85% de terrains présentant des enjeux faibles (terres agricoles, friches, zones arborées,...). Les secteurs qui concentrent les enjeux les plus importants pour les biens, les personnes et l'économie (habitat résidentiel, bâtiments industriels, bâtiments agricoles, voies de transport,...) représentent 450 hectares repartis tout au long de l'estuaire, mais sur de plus petits ensembles que les secteurs aux enjeux plus faibles (El Abida *et al.*, 2010 ; Gip Seine aval, 2010).

Il pourrait être intéressant d'étudier la possibilité de restaurer des nourriceries intertidales en amont du Pont de Normandie en créant des zones d'inondation contrôlée (Figure 33) le long de la Seine (*Flood Control Areas* et *Controlled Reduced Tide*). Des zones de ce type ont été installées le long de l'Escaut. Elles offrent l'avantage d'assurer à la fois un service écosystémique de nourricerie et un service de protection contre les inondations (Cox *et al.*, 2006 et Jacobs *et al.*, 2009). Le service écosystémique de protection contre les inondations n'a cependant pas été pris en compte dans le modèle ECO. L'intégrer dans le cadre de simulations futures permettrait de prendre en compte les dégâts matériels et humains évités. Cela améliorerait la performance économique des scénarios de mesures de restauration en compensant les coûts élevés de mise en œuvre. Les résultats économiques présentés au Chapitre X n'en seraient que meilleurs.

Service d'approvisionnement en ressources halieutiques en dehors du système modélisé :

En raison d'un manque de données suffisamment détaillées concernant d'autres espèces de poissons, seule la sole (*Solea solea sp.*) a été prise en compte dans la modélisation des relations entre les habitats de nourriceries et les populations de poissons. Nous savons cependant que les nourriceries servent également d'habitat à 8 autres espèces de poissons commerciaux en estuaire de Seine : bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*), merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) (Ifremer, 1999). En conséquence, ces 8 espèces sont clairement localisées en dehors du système modélisé. Ce manquement n'a pu être corrigé en aucune manière au travers de l'analyse de sensibilité comme c'est le cas pour l'effet de la qualité biochimique des eaux et des sédiments de l'estuaire. Il en résulte que les estimations d'impact économique sont à considérer comme des valeurs plancher. Si l'ensemble des espèces commerciales avait pu être chiffré, les bénéfices retirés par le secteur de la pêche et les emplois créés auraient été plus conséquents que ceux présentés aux graphiques du Chapitre X. Néanmoins, le choix de la sole n'est pas dénué d'intérêt car il s'agit d'une espèce de poisson qui, de par son mode de vie et ses caractéristiques biologiques propres, constitue un bon indicateur de la qualité des habitats (Gilliers *et al.*, 2006). En outre, sa valeur commerciale importante en fait un indicateur intéressant pour quantifier les interdépendances entre le système économique et l'écosystème estuarien.

Un autre problème se pose concernant les individus au sein même de la population de soles. Ces individus se déplacent sur des centaines de kilomètres au-delà des limites géographiques de l'estuaire de la Seine. Il s'agit d'une zone plus large qui s'étend jusque dans le sud de l'Angleterre : la Manche-Est correspondant à la zone de pêche VIId délimitée par le CIEM⁹³ (Figure 15). Il en résulte que toute mesure de restauration des habitats de nourriceries de l'estuaire ne se répercutera qu'en proportion de la part de l'estuaire de la Seine dans le stock total de soles en Manche-Est. Rochette *et al.* (2010) estiment cette part à 14,2% en 2004. Les autres secteurs de Manche-Est apparaissant à la Figure 15 contribuent au restant du stock total. En pondérant les résultats du modèle par 14,2%, nous avons pu prendre compte ce phénomène de déplacement des soles au-delà des limites de systèmes. C'est là une manière de résoudre le problème des flux de poissons au travers des limites du système.

⁹³ CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer.

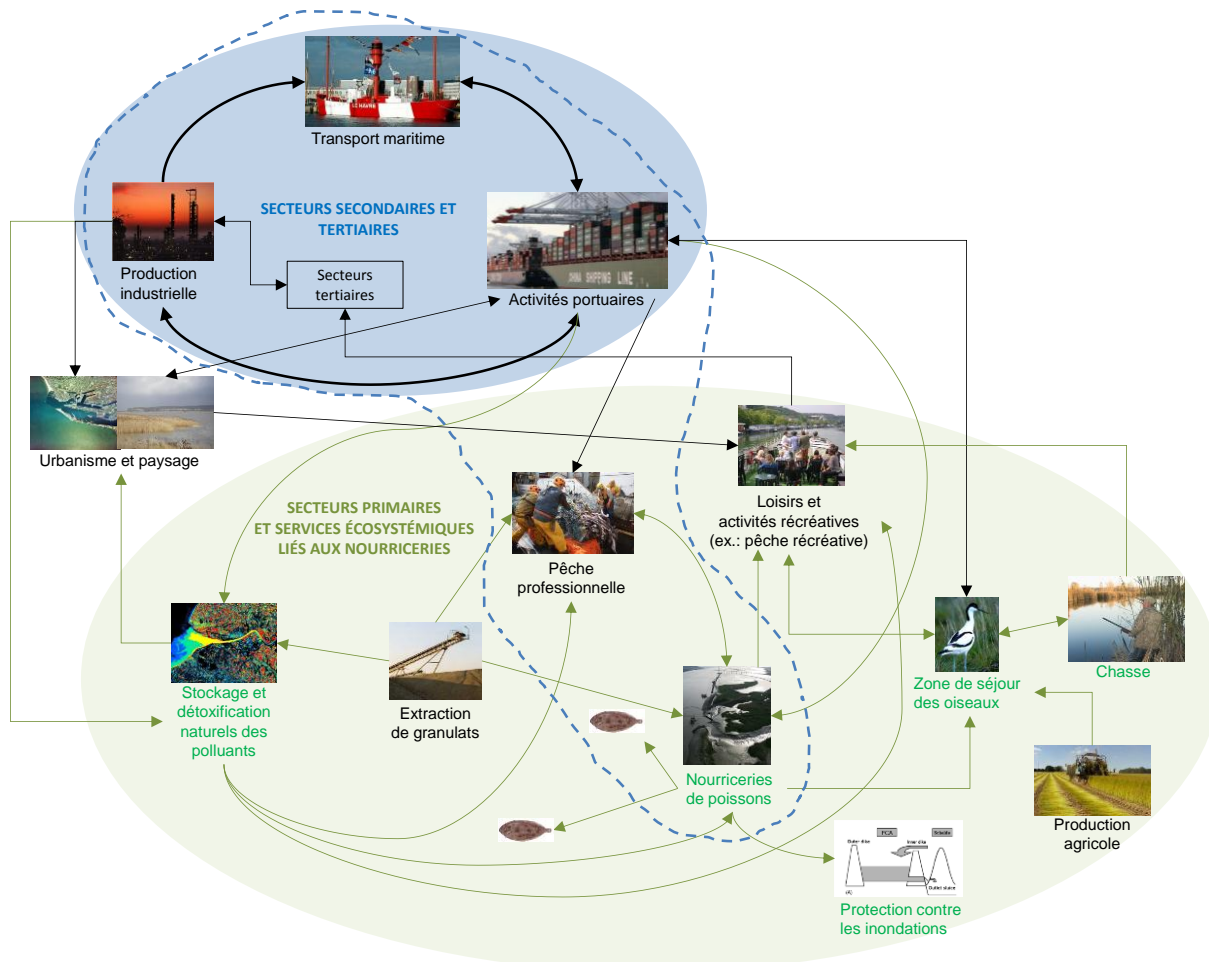


Figure 24. Modèle conceptuel de l'anthropo-écosystème de l'estuaire de la Seine construit par les acteurs de l'estuaire dans le cadre d'une approche participative.

Source : adapté de AESN-DIREN Haute-Normandie (2004c). Notes : en vert : les services écosystémiques. En noir : les activités anthropiques (économiques, culturelles, récréatives, etc.). Le contour bleu en pointillé représente la frontière du système modélisé. Les interactions entre les activités anthropiques et l'écosystème situées en dehors du contour bleu n'ont pas été intégrées au modèle ECO.

VII.4. Méthodes de régionalisation de tables I-O nationales

Après avoir déterminé clairement les limites géographiques, économiques et écosystémiques du système à modéliser, les tables I-O doivent être adaptées en conséquence. En effet, les tables Supply-Use délivrées par Eurostat (2008) ne sont disponibles qu'à l'échelle nationale française pour l'année de référence 2007 et ne comportent que des données économiques. Cependant, la zone d'étude étudiée concerne l'estuaire de la Seine et, outre les activités économiques, elle couvre également des services écosystémiques. Nous sommes donc contraints, avant de pouvoir utiliser ces tables, d'effectuer une opération de régionalisation préalable pour adapter les données des tables I-O à la réalité économique de l'estuaire de la Seine ainsi qu'une opération d'environnementalisation pour y intégrer les services écosystémiques inclus dans les limites du système (contour bleu en pointillé à la Figure 24). Ci-dessous sont présentées les opérations de régionalisation. A la section suivante, sont présentées les opérations d'environnementalisation.

a) Considérations générales

Depuis les années 1970, la modélisation I-O a été utilisée pour l'analyse économique régionale. Cela explique que plusieurs auteurs aient développé des méthodes pour construire des modèles I-O régionaux (McDonald, 2005). Pour une description plus détaillées de ces méthodes, lire entre autres : Round (1983), Miller and Blair (1985 et 2009), Hewings et Jensen (1986) et Jensen (1990). La plupart de ces travaux se sont centrés sur la construction de tables I-O régionales de type *industry by industry* à partir de tables nationales. Jackson (1998) attribue cela au fait que la plupart des statistiques économiques sont collectées par les agences gouvernementales à l'échelle des industries (dans le sens global du terme, en ce inclus les entreprises primaires et tertiaires). Une autre raison s'explique par le fait que les tables I-O sont généralement utilisées pour estimer des impacts économiques. Or, des matrices *industry by industry* conviennent bien à cette tâche sans qu'un niveau de désagrégation au niveau des produits soit forcément nécessaire (McDonald, 2005).

Cependant, le développement de tables I-O régionales de type *industry by industry* pose question d'un point de vue théorique (Madsen et Jensen-Butler, 1998, 1999) de par le fait qu'ils ne bénéficient pas des caractéristiques clés des tables *commodity by industry*. Hormis le fait que les tables *commodity by industry* présentent des avantages analytiques intéressants, elles constituent une forme plus réaliste de structuration de données et permet de prendre en compte la production de biens et services secondaires (ex. : les raffineries de pétrole produisent principalement des combustibles fossiles comme l'essence – output primaire – mais aussi des produits chimiques issus du craquage du pétrole brut – outputs secondaires). En outre, ces tables permettent de prendre en compte plusieurs productions jointes (polluants et déchets) par secteur (St Louis, 1989). Ceci correspond plus à la réalité : il est rare qu'une industrie ne produise qu'un seul type de déchet ou de polluant. En outre, Oosterhaven (1984) relève que les tables *commodity by industry* sont particulièrement utiles à la construction de modèles interrégionaux et multi-régionaux pour lesquels les données nécessaires à la représentation des flux de biens et services échangés entre régions sont généralement disponibles par produit et non pas par industrie. C'est le cas des données du MEEDDAT (2009) utilisées dans le modèle ECO pour introduire les importations et les exportations interrégionales dans les tables *Supply-Use* de la Haute-Normandie.

Lorsque des contraintes de temps et de budget empêchent le développement de tables I-O régionales sur base d'enquêtes auprès des entreprises concernées, comme c'est le cas pour le modèle ECO, des méthodes de régionalisation « sans enquête » ont été développées. Ces méthodes consistent à convertir les coefficients techniques nationaux en coefficients régionaux sur base de données sectorielles d'emploi régional, de valeur ajoutée régionale, d'output régional... (Miller et Blair, 1985). Les méthodes de régionalisation « sans enquête » doivent être considérées plutôt comme des méthodes de substitution que comme de réelles estimations (Round, 1983). Toutes font intervenir au moins une des deux hypothèses présentées ci-dessous.

Première hypothèse

Une première hypothèse souvent posée par les méthodes de régionalisation « sans enquête » repose sur la supposition que les entreprises de la région étudiée échangent les inputs intermédiaires dans les mêmes proportions que les industries au niveau national (Miller et Blair, 1985). Une telle hypothèse signifie que l'on suppose que les technologies de production utilisées par les différents secteurs dans la région étudiée sont les mêmes qu'à l'échelle du territoire national. Or on sait que ce n'est pas forcément le cas. Deux constructeurs automobiles, l'un localisé dans la région et l'autre sur le territoire national en dehors de la région, peuvent être classés dans le même secteur économique et utiliser des inputs très différents selon que l'un fasse plutôt de l'assemblage et l'autre du recouvrement de surfaces métalliques (traitement des métaux de la carrosserie avant assemblage).

Pour une critique plus détaillée de cette hypothèse simplificatrice de la réalité, lire Round (1983, p. 193-196).

La première hypothèse implique que la régionalisation ne porte pas sur un changement dans les proportions d'inputs que les industries régionales s'échangent par unité d'output mais uniquement dans un changement qui permette de prendre en compte la part de ces inputs qui ont été produits dans la région (sachant qu'une certaine part peut avoir été produite en dehors de la région même si elle y est consommée comme input). En conséquence, les coefficients techniques nationaux peuvent être repris dans la matrice régionale. Ensuite, un facteur de correction leur est imputé pour tenir compte de spécificités régionales. Cela permet d'obtenir la quantité d'inputs produits dans la région pour une utilisation par les autres secteurs de la région. Ce facteur de correction, p_i^R , conduit donc à retirer les inputs intermédiaires utilisés dans la région qui proviennent de l'extérieur ainsi que les outputs produits localement qui sont ensuite exportés vers l'extérieur de la région⁹⁴. Cela revient à calculer pour chaque secteur dans la région étudiée, le pourcentage de leur output total (output total qui est donné par le coefficient technique national) que l'on peut estimer provenir d'inputs produits dans la région. Tout cela exprimé sous forme d'équations donne (Miller et Blair, 1985) :

$$\begin{cases} a_{ij}^R = a_{ij}^{RR} + a_{ij}^{R'R} \\ a_{ij}^R = \alpha_{ij} a_{ij}^N \\ a_{ij}^{RR} = a_{ij}^R - a_{ij}^{R'R} = \beta_{ij} a_{ij}^R = \alpha_{ij} \beta_{ij} a_{ij}^N \end{cases} \quad \text{Eq. 25}$$

Où :

a_{ij}^R = Quantité d'inputs produits par le secteur i (quelle que soit la localisation où ces inputs ont été produits), consommés par le secteur j pour produire une unité de son output total dans la région R . Il s'agit des coefficients techniques conventionnels de Leontief (Eq. 17) représentant la quantité d'inputs intermédiaires échangés entre secteurs sans distinction de l'origine géographique où cet input a été produit (Round, 1983).

a_{ij}^{RR} = Quantité d'inputs produits par le secteur i dans la région R , consommés par le secteur j pour produire une unité de son output total dans la région R également. Ce coefficient est appelé « *trade coefficient* » et représente la quantité nécessaire d'inputs dans la région R qui ont été produits dans cette même région (Round, 1983).

$a_{ij}^{R'R}$ = quantité d'inputs produits par le secteur i dans la région R' (située en dehors de la région R), consommés par le secteur j pour produire une unité de son output total dans la région R .

Sur base de la formalisation mathématique de l'équation Eq. 25, la première hypothèse peut s'exprimer comme suit :

Hypothèse n°1 : $\alpha_{ij} = 1$

Dans ce cas, il ne reste plus qu'à trouver les β_{ij} à l'aide des méthodes de régionalisation décrites succinctement plus bas. Certaines méthodes consistent cependant à rechercher α_{ij} uniquement (avec $\alpha_{ij} \neq 1$). Elles négligent alors les échanges interrégionaux pris en compte dans les β_{ij} .

⁹⁴ Les exportations et importations sont retirées car ici nous calculons les coefficients techniques intermédiaires, donc tout ce qui est produit, échangé et consommé dans la région. Les exportations et importations ne sont pas ignorées pour autant. Elles apparaîtront dans les colonnes appropriées de la *Use* et la *Supply table*.

Deuxième hypothèse

Une deuxième hypothèse est régulièrement posée dans les méthodes de régionalisation : les facteurs de régionalisation sont souvent appliqués à tout un secteur (en ligne ou en colonne) et non pas à chacun des inputs intermédiaires. Par exemple, dans les méthodes de Quotients (ex. : les SLQ_i), le coefficient de régionalisation β_{ij} est déduit par output sectoriel total et ensuite appliqué uniformément à tous les inputs d'une même rangée (par la multiplication des coefficients techniques nationaux avec une matrice diagonale comportant les coefficients de régionalisation). La méthode du *fabrication effect* opère de manière analogue à la différence que cette fois-ci, c'est α_{ij} qui est appliqués à tous les inputs d'une même colonne.

Prenons le cas d'un coefficient appliqué à tous les inputs d'une même rangée pour envisager les conséquences de cette hypothèse simplificatrice. Si l'output total « aluminium » représente, dans la région étudiée, 60% du coefficient technique national moyen, cela signifie que si une compagnie d'aviation, d'équipement de cuisine et de bateaux de plaisances utilisent tous les trois de l'aluminium comme input intermédiaires pour produire leur output total, il sera considéré qu'elles achètent toutes les trois le même pourcentage β_{ij} (dans notre exemple, 60% de la valeur nationale moyenne) à des secteurs localisés dans la région (Miller et Blair, 1985). Les 40% restants étant supposés achetés à l'extérieur de la région.

Pour calculer les coefficients de régionalisation α_{ij} et β_{ij} , il existe plusieurs types de méthodes de régionalisation « sans enquête ». Par exemple : les méthodes de quotient (*simple location quotient* « SLQ », *purchase-only location quotient* « PLQ », *cross-industry quotient* « CIQ », etc.) ou les techniques itératives (méthode RAS ou technique d'ajustement matriciel bi-proportionnel). Celles que nous avons utilisées sont présentées succinctement ci-dessous pour une table I-O *industry by industry* de type Leontief (Tableau 12).

b) La méthode RAS

La méthode RAS est une technique d'ajustement matriciel bi-proportionnel qui fut développée initialement par Stone et Brown (1962), Czamanski et Malizia (1969), et expliquée par Bacharach (1965), modifiée par, *inter alia*, Morrison et Smith (1974), McMenamin et Haring (1974) et plus récemment par Dietzenbacher et Lahr (2001). Elle fut adaptée aux tableaux *Supply-Use* par St. Louis (1989), ce qui présente un intérêt certain pour le modèle ECO qui repose sur ce type de tableaux.

Le principe de base de la RAS s'apparente fortement à l'effet de fabrication (*fabrication effect*) présenté plus bas si ce n'est que dans l'effet de fabrication, il n'est appliqué qu'une seule fois et à chaque colonne, alors que, dans la RAS il peut être appliqué autant de fois que la procédure est répétée et à la fois en colonne et en ligne. Le principe général de la RAS repose sur l'idée que les entreprises consomment des inputs primaires (emploi, taxes, location de machines, etc.) et intermédiaires (intrants) dans une certaine proportion. Dans la totalité des inputs consommés par une entreprise pour produire son propre output total, certaines utiliseront une proportion plus élevée d'inputs primaires par rapport à la main d'œuvre alors que pour d'autres ce sera l'inverse. C'est ainsi que la RAS applique le principe suivant : si le secteur j de la région R consomme une proportion moindre d'inputs intermédiaires intersectoriels (les X_{ij} du Tableau 12) dans l'input total (X_j) par rapport à l'ensemble des secteurs j du pays N , les coefficients techniques d'inputs nationaux devraient être diminués en proportion pour obtenir les coefficients techniques d'inputs régionaux. Et inversement, s'ils consomment plus d'inputs intermédiaires, les coefficients techniques nationaux devraient être augmentés en proportion pour obtenir les coefficients techniques d'inputs régionaux (Miller et Blair, 2009). La RAS étend également cette logique non plus aux colonnes mais également aux lignes des tables I-O (Tableau 12). C'est ainsi que la part des outputs intermédiaires (par

définition égale aux inputs intermédiaires x_{ij}) par rapport aux outputs finaux destinés à alimenter la demande finale (y_i) joue également un rôle dans l'estimation des coefficients techniques régionaux. Les régions spécialisées dans les secteurs qui produisent plutôt des matières premières ou des produits semi-finis alimentent plutôt la demande d'inputs intermédiaires que la demande finale. Pour estimer les coefficients techniques de ces régions-là, il faudra augmenter les coefficients techniques d'inputs (x_{ij}) calculés à l'échelle nationale.

Il en résulte que, comme expliqué par Round (1983) pour l'effet de fabrication, la RAS revient en réalité à estimer α_{ij} dans l'équation Eq. 25. La RAS consiste à évaluer α_{ij} dans l'équation $a_{ij}^R = \alpha_{ij} a_{ij}^N$. La RAS et le « fabrication effect », sont les seules méthodes de régionalisation présentées dans cette étude qui ne reposent pas sur la première hypothèse mentionnée plus haut, à savoir : $\alpha_{ij} = 1$. Au contraire, dans la méthode RAS, la première hypothèse est remplacée par : $\alpha_{ij} \neq 1$. Par contre, l'estimation des β_{ij} est omise. Ceci signifie que la RAS permet de calculer des a_{ij}^R mais pas des a_{ij}^{RR} .

La description de la technique RAS présentée ci-dessous est basée sur Miller et Blair (2009) et McDonald (2005). Du Tableau 17 au Tableau 22, nous présentons un exemple hypothétique de l'application de la méthode RAS emprunté à McDonald (2005). Le Tableau 17 représente les inputs primaires, la demande finale ainsi que les inputs totaux et les outputs totaux pour chaque secteur (Agriculture, Industrie et Services). Sur base de ces valeurs, il est aisé de calculer, pour chaque secteur, les inputs intermédiaires totaux en soustrayant les inputs primaires à l'input total. Par exemple : l'input intermédiaire total pour l'agriculture serait calculé comme suit : $964 - 586 = 378$. Les outputs intermédiaires peuvent être calculés de manière similaire pour chaque secteur en soustrayant la demande finale à l'output total.

Tableau 17. Matrice de transaction⁹⁵ d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année cible).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (x-y)	Demande finale (y)	Output total (x)
Agriculture				647	318	964
Industries				1575	1893	3468
Services				1248	3380	4628
Inputs intermédiaires totaux (x-v)	378	1826	1265	3470	5590	9060
Inputs primaires (v)	586	1641	3363	5590	1314	6904
Input total (x)	964	3468	4628	9060	6904	15964

Source: McDonald (2005).

A l'aide de la matrice de transaction du Tableau 17, il est ensuite possible de calculer des ratios pour chaque ligne, en divisant la demande d'outputs intermédiaires totaux de chaque secteur en ligne estimée pour l'année cible par le total des demandes intermédiaires d'outputs de chaque ligne correspondant à l'année de référence. Par exemple, pour la ligne correspondant à l'agriculture, le ratio serait calculé comme suit : $647 \div 651 = 0,99368$ (Tableau 18). Chaque élément de la ligne du secteur « Agriculture » apparaissant dans le Tableau 18 est ensuite multiplié par le ratio correspondant, par exemple : $171 \times 0,99368 = 170$, $464 \times 0,99368 = 461$ et $16 \times 0,99368 = 16$. Le

⁹⁵ Les chiffres apparaissant dans la matrice de transaction sont exprimés en valeurs absolues, à la différence de la matrice des coefficients techniques dans laquelle chacune des valeurs (à l'exception des totaux de la dernière colonne et de la dernière ligne) est obtenue en divisant dans la matrice de transaction, le contenu de chaque cellule par le total de sa colonne (input total).

résultat est ensuite transféré au Tableau 19 et des ratios pour chaque colonne sont calculés en divisant la demande d'inputs intermédiaires totaux de chaque secteur en colonne estimée pour l'année cible par le total des demandes intermédiaires d'inputs de chaque colonne. Par exemple, pour la colonne correspondant au secteur « Agriculture », le ratio serait calculé comme suit : $378 \div 410 = 0,92308$. Chaque élément d'une même colonne de la Tableau 19 est ensuite multiplié par le ratio de sa colonne et transféré au Tableau 20. Par exemple : $170 \times 0,92308 = 157$, $125 \times 0,92308 = 116$ et $115 \times 0,92308 = 106$.

Tableau 18. Matrice de transaction d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année de référence).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (année de référence) (a ₁)	Outputs intermédiaires totaux (année cible) (b)	Ratio (b/a ₁)
Agriculture	171	464	16	651	647	0,99368
Industries	113	860	442	1414	1575	1,11363
Services	128	454	809	1391	1248	0,89757
Inputs intermédiaires totaux	411	1778	1267	3456	3470	

Source: McDonald (2005).

Tableau 19. Matrice de transaction d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année cible – 1^{ère} itération).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (année cible) (b)
Agriculture	170	461	16	647
Industries	125	957	492	1575
Services	115	407	726	1248
Inputs intermédiaires totaux (c₁)	410	1826	1234	3470
Inputs intermédiaires totaux (année cible) (d)	378	1826	1265	
Ratio (d/c₁)	0,92308	1,00019	1,02526	

Source: McDonald (2005).

Tableau 20. Matrice de transaction d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année cible – 2^{ème} itération).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (a ₂)	Outputs intermédiaires totaux (année cible) (b)	Ratio (b/a ₂)
Agriculture	157	461	16	634	647	1,01981
Industries	116	957	505	1578	1575	0,99811
Services	106	407	744	1258	1248	0,99238
Inputs intermédiaires totaux (année cible)	378	1826	1265	3470	3470	

Source: McDonald (2005).

Le Tableau 21 et le Tableau 22 sont construits de manière similaire aux précédents. Au gré des itérations successives, les ratios voient leur valeur s'approcher de 1. Une centaine d'itérations devraient garantir que la valeur du ratio est suffisamment proche de 1 (il n'est généralement pas possible d'atteindre une valeur exactement égale à 1). Le tableau ainsi obtenu peut être utilisé dans

le cadre d'une application pratique. Néanmoins, pour garantir une valeur la plus proche possible de 1, on peut également effectuer 500 ou 1000 itérations par automatisation de la RAS dans une macro Excel (voir Encadré 5).

Tableau 21. Matrice de transaction d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année cible – 3^{ème} itération).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (année cible) (b)
Agriculture	160	471	16	647
Industries	115	956	504	1575
Services	105	404	739	1248
Inputs intermédiaires totaux (c₂)	380	1830	1259	3470
Inputs intermédiaires totaux (année cible) (d)	378	1826	1265	
Ratio (d/c₂)	0,99455	0,99769	1,00501	

Source: McDonald (2005).

Tableau 22. Matrice de transaction d'une table I-O *industry by industry* hypothétique (année cible – 4^{ème} itération).

	Agriculture	Industries	Services	Outputs intermédiaires totaux (a ₃)	Outputs intermédiaires totaux (année cible) (b)	Ratio (b/a ₃)
Agriculture	159	469	16	645	647	1,00291
Industries	115	953	506	1575	1575	1,00020
Services	105	403	742	1250	1248	0,99825
Inputs intermédiaires totaux (année cible)	378	1826	1265	3470	3470	

Source: McDonald (2005).

Lorsqu'on utilise la méthode RAS dans le cadre d'une opération de régionalisation, l'année cible correspond aux données propres à la région pour laquelle on cherche à construire une table I-O. Pour mettre en œuvre une RAS, il faut pouvoir construire une table similaire au Tableau 17, c'est-à-dire trouver des données régionales sur⁹⁶ :

- la consommation totale d'inputs primaires (v) par secteur : cela correspond aux données de valeur ajoutée sectorielle,
- l'input total par secteur (x) : des données de chiffres d'affaires peuvent constituer une bonne approximation,
- l'output total par secteur (x) : dans une matrice *industry by industry*, cela est facile puisque input total = output total. Par contre pour appliquer une RAS à une matrice *Supply-Use*, cela est plus difficile car cette égalité n'est plus vraie. Il faut alors trouver un moyen d'estimer l'output total par produit à l'aide des autres méthodes de régionalisation décrites plus bas et ensuite seulement appliquer la RAS. C'est une des approches que nous avons privilégiée pour la construction du modèle ECO.

⁹⁶ Les valeurs ajoutées régionales par secteur et les chiffres d'affaires régionaux par secteur sont disponibles sur le site du SESSI : www.industrie.gouv.fr/sessi/index.php. En soustrayant la valeur ajoutée au chiffre d'affaires, on calcule les inputs intermédiaires totaux par secteur à l'échelle régionale.

- La demande finale par secteur (y) : soit il existe des données de demande finale régionale par secteur, soit elle doit être estimée par des méthodes de régionalisation. Nous développons l'une de ces méthodes plus bas.

Quant à l'année de référence (Tableau 18), elle correspond à la table I-O nationale que l'on cherche à régionaliser. Il est également possible d'utiliser comme table de référence une table I-O correspondant à une autre région. Dans tous les cas, le choix de la table de référence est crucial car elle influence fortement les résultats finaux de la RAS. Les problèmes rencontrés dans la méthode RAS ont été discutés par Bates et Bacharach (1963). Ils abordent, par exemple, le problème lié au fait que si une erreur est commise sur une seule cellule de la table I-O de référence, elle est propagée au travers de l'ensemble de la table I-O au fil des itérations successives.

Encadré 5. Automatisation de la méthode RAS dans Excel.

Opération 1. Avant de démarrer la procédure RAS, s'assurer que dans la feuille Excel de départ, tous les objets ont été effacés (lignes en dessin, commentaires...) pour éviter que le fichier Excel ne soit trop lourd, ce qui ralentit très fortement les calculs. Pour cela aller dans "rechercher et sélectionner" --> volet d'affichage --> sélectionner un à un les objets --> appuyer sur la touche Delete.

Opération 2. Avoir une table I-O correspondant à l'année de référence (voir tableau ci-dessous). Construire deux tables basées sur la même structure et dénommer l'une « itération i » et l'autre « itération i+1 ».

Dans la table « itération i », les 6 cellules « Total année cible » comportent des valeurs qui restent fixes tout au long de la procédure. Par contre, les 6 cellules « Total itération i » et les 6 cellules « Année cible / itération i » évoluent tout au long de la procédure et doivent, par conséquent, contenir des formules (sommés et divisions opérées sur les cellules de la table en question). Sinon l'automatisation de la RAS par une macro ne fonctionnera pas. Il en est de même pour la table « itération i+1 ».

En ce qui concerne les cellules des échanges intersectoriels d'inputs (lignes et colonnes « Agriculture », « Industries » et « Services »), lors du démarrage de la procédure RAS, la table « itération i » doit comporter les valeurs de la table de l'année de référence. Quant à la table « itération i+1 », ces cellules doivent être vides au démarrage de la procédure.

Année de référence				
	Agriculture	Industries	Services	Total année référence
Agriculture	171.00	464.00	16.00	651.00
Industries	113.00	860.00	442.00	1415.00
Services	128.00	454.00	809.00	1391.00
Total année référence	412.00	1778.00	1267.00	

Itération i (au démarrage)						
	Agriculture	Industries	Services	A. Total itération i	B. Total année cible	C. Année cible / itération i
Agriculture	171.00	464.00	16.00	651.00	647.00	0.9939
Industries	113.00	860.00	442.00	1415.00	1575.00	1.1113
Services	128.00	454.00	809.00	1391.00	1248.00	0.8972
Total itération i	412.00	1778.00	1267.00			
Total année cible	378.00	1826.00	1265.00			
Année cible / itération i	0.9175	1.0270	0.9984			

Itération i+1 (au démarrage)						
	Agriculture	Industries	Services	A. Total itération i	B. Total année cible	C. Année cible / itération i
Agriculture						
Industries						
Services						
D. Total itération i						
E. Total année cible						
F. Année cible / itération i						

Opération 3. Démarrer l'enregistrement de la macro dans Excel en cliquant sur l'onglet « Développeur » --> « Enregistrer une macro ».

Opération 4. Dans la table « itération i+1 » (voir Opération 2 ci-dessus), effectuer le calcul suivant : double cliquer dans une cellule puis sélectionner la cellule correspondante des échanges intersectoriels (Agriculture, Industries, Services) de la table « itération i » et les multiplier par le ratio C en prenant soin de mettre un « \$ » devant la LETTRE qui désigne la colonne du ratio C. Puis étendre aux autres cellules de la table « itération i+1 ». Les 6 cellules « Total itération i » et « Année cible / itération i » sont automatiquement recalculés par les formules Excel entrées dans ces cellules. Cela donne le résultat ci-dessous.

Encadré (suite).

Itération i+1 (1 ^{ère} itération)						
	Agriculture	Industries	Services	A. Total itération i	B. Total année cible	C. Année cible / itération i
Agriculture	159.16	470.86	16.80	646.8135	647.0000	1.0003
Industries	114.85	952.96	506.74	1574.5461	1575.0000	1.0003
Services	104.00	402.18	741.47	1247.6403	1248.0000	1.0003
D. Total itération i	378.0000	1826.0000	1265.0000			
E. Total année cible	378.0000	1826.0000	1265.0000			
F. Année cible / itération i	1.0000	1.0000	1.0000			

Opération 5. Toujours dans la table « itération i+1 », il faut ensuite prendre soin de copier/coller les valeurs d'échanges intersectoriels à la même place en cliquant sur l'onglet «coller » --> « collage spécial » --> « coller des valeurs » pour éviter le problème des formules circulaires à l'étape d'après.

Opération 6. Dans la table « itération i », effectuer le calcul suivant: double cliquer dans une cellule puis sélectionner la cellule correspondante des échange intersectoriels (Agriculture, Industries, Services) de la table « itération i+1 » et la multiplier par le nouveau ratio F calculé à l'opération 4 en prenant soin de mettre un « \$ » devant le NOMBRE qui désigne la ligne du ratio F. Puis étendre aux autres cellules de la table « itération i+1 ». Les 6 cellules « Total itération i » et « Année cible / itération i » sont automatiquement recalculés par les formules Excel entrées dans ces cellules. Cela donne le résultat ci-dessous.

Itération i (2 ^{ème} itération)						
	Agriculture	Industries	Services	A. Total itération i	B. Total année cible	C. Année cible / itération i
Agriculture	159	471	17	647.0000	647.0000	1.0000
Industries	115	953	507	1575.0000	1575.0000	1.0000
Services	104	402	742	1248.0000	1248.0000	1.0000
D. Total itération i	378.1090	1826.5264	1265.3647			
E. Total année cible	378.0000	1826.0000	1265.0000			
F. Année cible / itération i	0.9997	0.9997	0.9997			

Opération 7. Toujours dans la table « itération i », il faut ensuite prendre soin de copier/coller les valeurs d'échanges intersectoriels à la même place en cliquant sur l'onglet «coller » --> « collage spécial » --> « coller des valeurs » pour éviter le problème des formules circulaires à l'étape d'après.

Opération 8. Arrêter l'enregistrement de la macro.

Opération 9. Par un simple clic sur cette macro nouvellement créée, l'on peut exécuter la macro autant de fois que nécessaire jusque à ce que les valeurs de total et les ratios soient stabilisés à un nombre de décimales après la virgule satisfaisant (environ 4 ou 5 décimales). On peut considérer qu'un bon niveau de précision a été atteint dans la procédure RAS quand les différences entre les totaux de l'année cible et les totaux obtenus en sommant les valeurs d'une même ligne ou d'une même colonne sont inférieures à 1%.

Cependant, lorsque l'on veut réaliser 500 ou 1000 opérations, il peut être fastidieux de devoir cliquer 1000 fois sur la macro. Pour automatiser le nombre d'itérations, il suffit d'entrer dans la macro les codes suivant (cliquer sur « Développeur » --> « Macros » --> « Modifier ») :

```
Application.ScreenUpdating = False
Do Until Range ("H24") = 500
Range ("H24") = Range ("H24") + 1
```

[...] entrer ici toute la Macro

```
Loop.
Application.ScreenUpdating = True
End sub
```

La cellule H24 est simplement une cellule initialement vide, dans laquelle Excel entre le numéro de la boucle jusqu'à la dernière itération (dans le code ci-dessus, il y aura 500 boucles ou « itérations »). Quant à la ligne de code « Application.ScreenUpdating = False » et « Application.ScreenUpdating = True », elle empêche la macro d'afficher à l'écran les modifications propres à chaque itération. Cela permet à la macro de s'effectuer beaucoup plus rapidement.

c) Simple Location Quotient (SLQ):

Cette approche repose sur la première et la deuxième hypothèses susmentionnées. Ce qui revient à supposer $\alpha_{ij} = 1$ et à rechercher les β_{ij} de l'équation Eq. 25. Ces derniers sont estimés par les Simple Location Quotient (SLQ) pour le secteur i dans la région R . Une seule différence cependant : alors que les β_{ij} représentent des coefficients par input intermédiaire, les SLQ sont calculés par secteur ligne et sont par conséquent identiques pour tous les secteurs qui consomment un même input intermédiaire. Cette simplification découle de la deuxième hypothèse mentionnée plus haut. Elle est nécessaire au vu de la disponibilité des données permettant de calculer les SLQ. Ils sont calculés comme suit:

$$SLQ_i^R = \frac{x_i^R/X^R}{x_i^N/X^N} \quad \text{Eq. 26}$$

Où :

x_i^R = output total produit par le secteur i dans la région R

X^R = output total (sommé sur tous les secteurs) produit dans la région R

x_i^N = output total produit par le secteur i dans le pays N

X^N = output total (sommé sur tous les secteurs) produit dans le pays N

$SLQ_i^R = \beta_i$ par secteur i (la méthode des SLQ ne permet pas de calculer des β_{ij} par inputs intermédiaires. Un même β_i est appliqué à tous les inputs intermédiaires d'une même ligne.

Le numérateur de l'équation Eq. 26 représente la proportion de l'output produit par le secteur régional i qui contribue à l'output total de la région R . Le dénominateur représente la proportion de l'output produit par le secteur national i qui contribue à l'output total du pays N . Dans cette équation, c'est comme si le dénominateur x_i^N/X^N faisait office de valeur moyenne nationale de référence. Quand le pourcentage x_i^R/X^R au niveau régional (ex. : 15 M€/300M€ = 5%) est inférieur à la valeur de référence (ex. : 5000 M€/50 000 M€ = 10%), on en déduit qu'il est probable que la région doive importer pour satisfaire la demande régionale puisque la référence nationale suggère que pour parvenir à produire 100 M€ d'output total, une économie doit avoir un secteur x_i qui produit 10 M€ d'output pour alimenter les autres secteurs en inputs intermédiaires et la demande finale en outputs finaux. Il en résulte que lorsque $SLQ_i^R < 1$, on estime que le secteur i est moins concentré dans la région R qu'il ne l'est à l'échelle nationale. Dans ce cas, la région R doit importer pour alimenter les demandes intermédiaire et finale en produits du secteur i . Cela est pris en compte en multipliant les coefficients techniques nationaux par les SLQ_i^R . Par contre, quand $SLQ_i^R \geq 1$, le secteur i est plus concentré dans la région qu'il ne l'est à l'échelle nationale. Dans ce cas, la région R est considérée comme exportatrice pour ce secteur et les coefficients techniques nationaux ne sont pas modifiés. En outre, la différence par rapport à 1 est utilisée pour estimer le surplus produit qui est exporté vers les autres régions du pays.

Il en découle que les coefficients techniques de l'équation Eq. 25 sont calculés comme suit :

$$a_{ij}^{RR} = \begin{cases} a_{ij}^N SLQ_i^R & \text{si } SLQ_i^R < 1 \\ a_{ij}^N & \text{si } SLQ_i^R \geq 1 \end{cases} \quad \text{Eq. 27}$$

Mettre en œuvre la méthode des SLQ nécessite de posséder des données d'outputs nationaux et régionaux ventilées par secteur ainsi que tous secteurs confondus. Ces données sont disponibles pour la France et ses régions si l'on considère que le chiffre d'affaires tel que compilé dans les

statistiques sectorielles correspond à l'output sectoriel des tables I-O. Toutefois, en cas d'absence de données fiables sur les outputs régionaux, Miller et Blair (1985) suggèrent de remplacer les outputs (x_i^R, X^R, x_i^N, X^N) par des données d'emploi, de revenus, de valeur ajoutée, etc.

Notons qu'il existe une assymétrie dans l'approche des SLQ car lorsque un secteur est importateur ($SLQ_i^R < 1$) les coefficients techniques nationaux sont modifiés mais quand le secteur est exportateur ($SLQ_i^R > 1$), ce n'est pas le cas. Un autre inconvénient à la méthode des SLQ réside dans le fait qu'il arrive qu'elle conduit parfois à estimer des outputs régionaux trop grands pour certains secteurs i . Dans ce cas, les coefficients a_{ij}^{RR} de la rangée devraient être uniformément réduits au prorata de la différence entre l'output régional du secteur i et l'output régional réel de ce secteur. Cela nécessite cependant de posséder d'autres données d'outputs sectoriels régionaux pour pouvoir effectuer cette correction (Miller et Blair, 2009).

La méthode des SLQ a été utilisée dans les opérations de régionalisation du modèle ECO en combinaison avec des données d'échanges interrégionaux de marchandises exprimées en tonnes (voir plus bas).

d) Autres approches par Location Quotient

Les SLQ présentent certaines limites. La plus importante étant que l'hypothèse simplificatrice d'un coefficient unique par secteur n'a pas pu être levée (cf. deuxième hypothèse mentionnée plus haut). Pour pallier ce désavantage, plusieurs autres approches de *Location Quotient* ont été développées : les *Purchases Only Location Quotient* (PLQ), les *Cross-Industry Location Quotient* (CIQ), et les *Logarithmic Cross-Industry Location Quotient* (LCIQ). Leur succès est cependant limité (McDonald, 2005). Une description complète de ces approches est disponible dans Richardson (1972) et Miller et Blair (2009).

e) Le fabrication effect :

Round (1972, 1978, 1983) a proposé un ajustement pour prendre en compte la variété des processus de fabrication entre des secteurs appartenant à une même catégorie mais à des régions différentes. Cette variété est reflétée dans le ratio valeur ajoutée/output total d'un secteur appartenant à une région spécifique.

A la différence des méthodes présentées ci-dessus, la technique du *fabrication effect* ne repose pas sur la première hypothèse puisqu'elle vise à calculer α_{ij} de façon à obtenir $a_{ij}^R = \alpha_{ij} a_{ij}^N$ (Miller et Blair (1985)). En conséquence, elle est en théorie plus fine que les autres méthodes de quotients qui reposent sur la première hypothèse : $\alpha_{ij} = 1$.

Cette méthode consiste à définir un effet de fabrication régionale ρ_j^R , pour le secteur j dans la région R :

$$\rho_j^R = \frac{1 - (V_j^R/X_j^R)}{1 - (V_j^N/X_j^N)} \quad \text{Eq. 28}$$

où :

V_j^R = valeur ajoutée totale (input primaire) produite par le secteur j dans la région R .

V_j^N = valeur ajoutée (input primaire) totale produite par le secteur j dans le pays N .

X_j^R = output total produit par le secteur j dans la région R .

X_j^N = output total produit par le secteur j dans le pays N .

$\rho_j^R = \alpha_j$ par secteur j (le *fabrication effect* ne permet pas de calculer des α_{ij} par input intermédiaire. Un même α_j est appliqué à tous les inputs intermédiaires d'une même colonne.

Le *fabrication effect* revient à estimer la part des inputs intermédiaires (importations incluses), $1 - (V_j^R/X_j^R)$, et des inputs primaires, V_j^R , utilisés par unité d'output total du secteur j (X_j^R). Cette estimation est réalisée à l'échelle de la région R et du pays N pour diviser ensuite le premier par le second. Le principe est le suivant : la part d'inputs primaires consommée par le secteur j dans son output total pourrait être plus élevée dans certaines régions en comparaison de la part consommée à l'échelle nationale. Il en résulterait que la part des inputs intermédiaires s'en trouverait diminuée⁹⁷. L'effet de fabrication conduirait dans ce cas, à estimer les coefficients techniques régionaux en réduisant les coefficients techniques nationaux en proportion. Cela peut arriver par exemple lorsque les secteurs d'une région concentrent leurs investissements dans l'efficacité énergétique des équipements industriels, ce qui diminue leur consommation d'inputs intermédiaires en combustibles fossiles.

Une diminution de la part des inputs primaires dans l'output total du secteur j par rapport à la part calculée à l'échelle nationale peut aussi être prise en compte par le fabrication effect. En pareil cas, la part des inputs intermédiaires augmente. Il en découle qu'à la différence de la méthode des SLQ ainsi que des autres méthodes basées sur les quotients, le fabrication effect permet des régionalisation des coefficients techniques à la hausse. C'est-à-dire que $\alpha_{ij} > 1$ est aussi possible (alors que dans le cas des SLQ, les coefficients techniques nationaux ne sont modifiés qu'à la baisse, quand $\beta_{ij} < 1$).

Le *fabrication effect* souffre de la même limite que les SLQ (cf. deuxième hypothèse): le facteur de régionalisation est calculé par secteur et non pas pour chacun des coefficients techniques d'inputs intermédiaires a_{ij} . A la seule différence que le SLQ revient à calculer un facteur de régionalisation par secteur ligne i alors que le *fabrication effect* calcule un facteur par secteur colonne j . Cela revient à calculer un α_{ij} par secteur j et pas par input intermédiaire a_{ij} . C'est là une simplification nécessaire au regard de la disponibilité des données.

Notons que cette méthode omet les β_{ij} et par conséquent, néglige le fait qu'un coefficient technique régional n'est pas seulement différent de son équivalent national par la proportion d'inputs primaires et d'inputs intermédiaires consommés par le secteur j . Il est également différent par le fait que dans les inputs consommés par une région, une certaine proportion est importée d'autres régions. Il faut donc les retirer pour les ajouter dans la ligne des importations interrégionales. Une méthode complémentaire doit être utilisée pour prendre cela en compte.

f) Quelle méthode de régionalisation privilégier ?

La première et la deuxième hypothèses, sur lesquelles les méthodes de régionalisation « sans enquête » reposent, amènent à des imprécisions. Round (1983) reste très sceptique sur les méthodes de régionalisation « sans enquête ». Il argumente qu'elles reposent sur un background théorique peu robuste et qu'elles sont plus adaptées au besoin de régionaliser qu'à celui de produire des chiffres cohérents. Les imprécisions qu'elles amènent pourraient néanmoins être évitées par des méthodes de régionalisation « avec enquêtes ». Cependant cela est souvent impossible en raison de contraintes de temps et de budget (Miller et Blair, 1985). En réponse à ce problème, des méthodes de réconciliation (*reconciliation methods*) ont été développées. Elles offrent la possibilité de corriger les résultats obtenus à l'aide de techniques « sans enquête » par des techniques « avec enquêtes partielles » par des données régionales connues. Par exemple, la méthode des SLQ pourrait être utilisée puis une enquête effectuée auprès des 10 plus grosses entreprises de la zone d'étude qui rassembleraient 99 % de la production régionale pour ensuite appliquer un facteur de correction qui

⁹⁷ Output total secteur j = Input total secteur j = \sum_j inputs intermédiaires secteur j + \sum_j inputs primaires secteur j .

tienne compte de la distance observée entre les valeurs estimées et observées. Round (1983) est favorable aux méthodes de réconciliation. Il estime qu'elle constitue un bon compromis entre les méthodes purement sans enquêtes et les méthodes qui reposent entièrement sur des enquêtes. Aucune méthode de réconciliation n'a cependant été utilisée pour la régionalisation du modèle ECO. Cela pourrait néanmoins être envisagé dans le futur.

Malgré les critiques de Round (1983), la méthode SLQ utilisée dans le cadre du modèle ECO reste parmi les meilleures des méthodes « sans enquête ». Des études empiriques réalisées dans les années 1970 et 1980 ont montré qu'en général, les SLQ montrent la meilleure performance de toutes les méthodes de *Location Quotient* (SLQ, PLQ, CIQ, LCIQ) (Miller et Blair, 1985). Cependant, la méthode RAS reste de loin la technique qui donne les résultats les plus proches de valeurs obtenues empiriquement par enquête. La RAS surpasse donc les SLQ ainsi que toutes les autres méthodes de Quotients (Round, 1983 ; Miller et Blair, 2009). Toutefois, avoir recours à une RAS pour régionaliser une table I-O nationale n'est pas toujours possible : cela nécessite des données qui ne sont pas forcément disponibles à l'échelle régionale.

Notons toutefois que de nombreux auteurs ont effectué des comparaisons entre les résultats obtenus empiriquement par enquêtes et ceux obtenus par les techniques de régionalisation « sans enquête » (méthodes de Quotients et RAS) : *inter alia*, Czamanski et Malizia (1969), Schaffer et Chu (1969), Smith et Morrison (1974), Stevens *et al.* (1989), Flegg et Webber (2001), Riddington *et al.* (2006). Il apparaît que ces résultats varient d'un auteur à l'autre. En réalité, les résultats sont plus influencés par les statistiques de base utilisées que par la technique de régionalisation elle-même (Miller et Blair, 2009).

VII.5. Opérations de régionalisation du modèle ECO

Dans cette section, la base économique du modèle ECO est construite à l'échelle de la région Haute-Normandie, la division territoriale qui se rapproche le plus du sous-bassin Seine aval (voir Section VII.3). La méthode de régionalisation utilisée est une méthode « sans enquêtes » basée sur l'approche de McDonald (2005). L'auteur part des méthodes de Jackson (1998) et Lahr (2001) qu'il développe et étend pour arriver au final à une description détaillée des opérations à suivre pour régionaliser des tables I-O de type *commodity by industry*. L'avantage de ce type de tables provient du fait qu'elles fournissent une représentation plus réaliste de l'économie que les tables *Industry by industry* de Leontief (voir Chapitre VI). Nous avons dû quelque peu adapter la méthode de régionalisation de McDonald pour tenir compte de la disponibilité des statistiques régionales française. Dans certains cas, celles-ci atteignent un niveau de détail très important en comparaison à d'autres pays. Ce fut le cas par exemple des données de flux de marchandises interrégionales qui nous ont permis de compléter la méthode des SLQ_i sur base de données réelles d'échanges d'inputs entre régions.

Ci-dessous, une série de 18 étapes de calcul sont décrites pour régionaliser la table I-O *commodity by industry* nationale (Figure 25). Ces calculs sont réalisés sur base de données statistiques régionales propres à la Haute-Normandie mentionnées à chacune des étapes de régionalisation. Les étapes 1 à 6 consistent à actualiser les tables *Supply-Use* nationales de 2005 à 2007 pour tenir compte de l'évolution des volumes de production et des prix. Les étapes 7 à 18 constituent les étapes de régionalisation proprement dites pour transformer les tables nationales françaises en tables régionales qui représentent l'économie de la Haute-Normandie en 2007 sous la forme d'un modèle I-O *commodity by industry*.

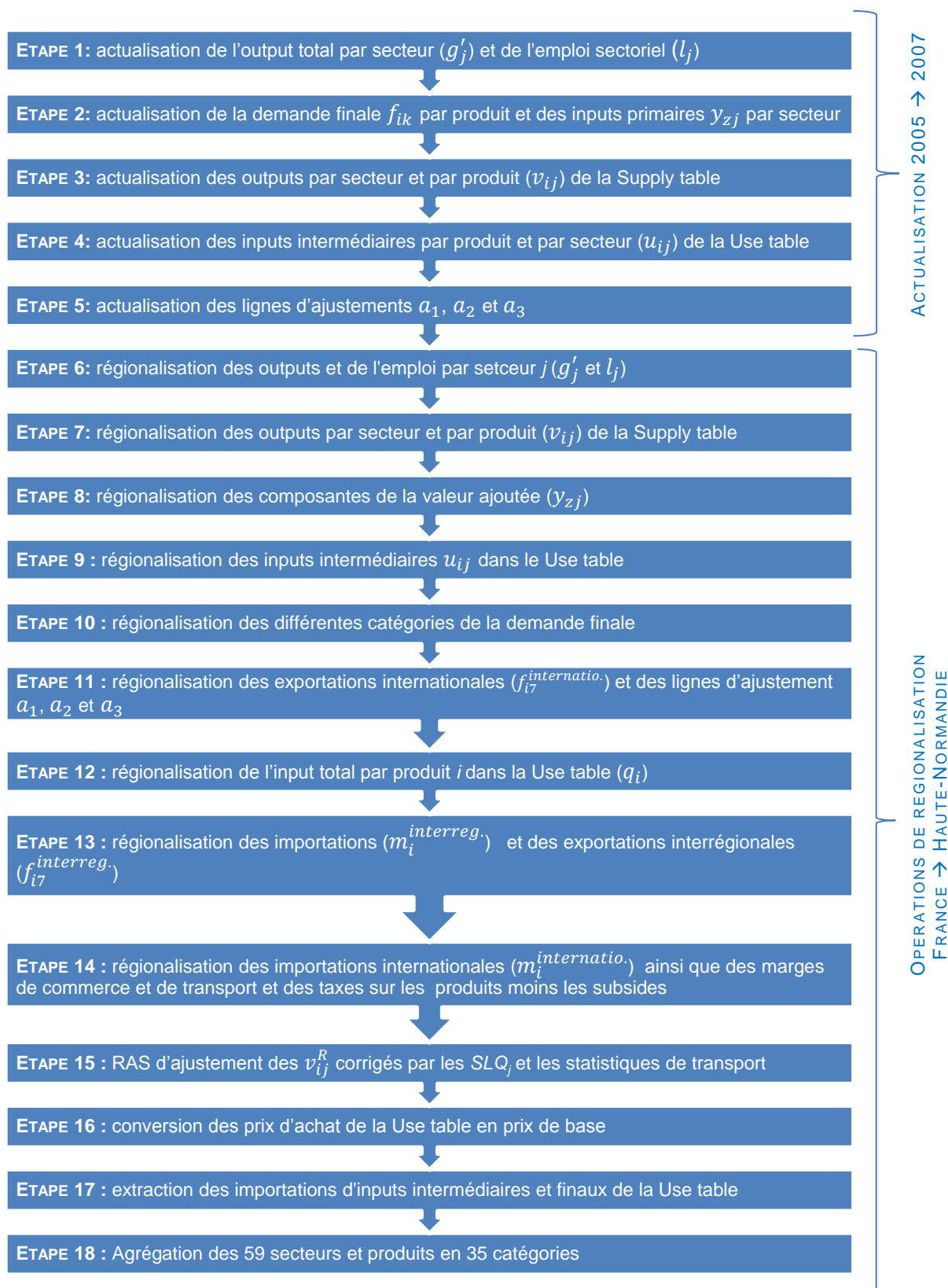


Figure 25. Procédure méthodologique pour générer un modèle I-O commodity by industry à l'échelle de la région de la Haute-Normandie.

Source : adapté de McDonald (2005) et(Zhang *et al.*, 2008).

Le Tableau 23 et le Tableau 24 montrent ci-dessous, une représentation synthétique de la *Supply table* et de la *Use table* nationale représentant l'économie française en 2005. C'est à partir de ces tables-là, telle que diffusée par Eurostat (2009), que les opérations d'actualisation et de

régionalisation de la Figure 25 ont été effectuées. Il s'agit de tables composées de 59 produits en lignes ($i=1, \dots, n$; où $n=59$) et 59 secteurs en colonnes ($j=1, \dots, m$; où $m=59$). Les intitulés de chacune de ces catégories de produits et secteurs sont donnés au Tableau 27 (il s'agit des intitulés du système de catégorisation CPA des produits. Les codes CPA des produits sont identiques aux codes NACE des secteurs. Les intitulés sont également identiques). Plus de détails sur les composantes de ces tableaux sont donnés dans leur légende respective.

Tableau 23. Supply table : tableau national des biens et services produits par secteur tel que structurée par Eurostat (2009).

France Année 2005	Secteur 1	..j..	Secteur m	Total	Importations internationales	Production totale au prix de base	Marges de commerce et de transport	Taxes sur les produits moins les subsides	Production totale au prix d'achat
Produit 1									
..i..		V v_{ij}		$\sum_{j=1}^m v_{ij}$	m m_i	$\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j$	c c_i	t t_i	q' q'_i
Produit n									
Total		$\sum_{i=1}^n v_{ij}$		$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m v_{ij}$	$\sum_{i=1}^n m_i$	$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m v_{ij}$ + $\sum_{i=1}^n m_i$	$\sum_{i=1}^n c_i$	$\sum_{i=1}^n t_i$	$\sum_{i=1}^n q'_i$
Ajustments caf/fab sur les importations					a_1	a_1			a_1
Ajustments à l'étranger					a_2	a_2			a_2
Total		g' g'_j		$\sum_{j=1}^m g'_j$	$\sum_{i=1}^n m_i + a_1 + a_2$	$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m v_{ij}$ + $\sum_{i=1}^n m_i$ + $a_1 + a_2$	$\sum_{i=1}^n c_i$	$\sum_{i=1}^n t_i$	$\sum_{i=1}^n q'_i + a_1$ + a_2

Légende du Tableau 23:

Les matrices sont indiquées en lettres majuscules, les vecteurs et les scalaires sont indiqués en lettres minuscules. Les parenthèses après les matrices et les vecteurs indiquent le nombre de lignes et de colonnes (ligne x colonne). Le terme « produit » est employé indistinctement pour les biens et les services.

Matrice V ($n \times m$) = outputs par produit et par secteur : un élément v_{ij} de cette matrice représente l'output en produit i fabriqué par le secteur j ($i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m$).

Vecteur g' ($m \times 1$) = output total par secteur: un élément g'_j de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne j de la Matrice V , représente l'output total produit par le secteur j ($j = 1, \dots, m$).

Vecteur q' ($1 \times n$) = Output total par produit (au prix d'achat): un élément q'_i de ce vecteur, obtenu en sommant la totalité des éléments de la ligne i de la supply table, représentent l'output total par produit ($i = 1, \dots, n$) au prix d'achat. Le prix d'achat inclut les coûts de production (prix de base) plus les marges de commerce et de transport et les taxes moins les subsides.

Prix de base : l'output total par produit est donné au prix de base. Il s'agit du prix du producteur (c'est-à-dire le coût de production) qui intervient dans le calcul du prix d'achat (le prix payé par le consommateur). Le prix d'achat est égal au prix du producteur (net de toute TVA) plus la TVA non déductible et les marges de commerce et de transport liées au produit en question (Eurostat, 2008).

Vecteur m ($n \times 1$) = importations par produit: un élément m_i de ce vecteur représente les importations du produit i ($i = 1, \dots, n$).

Vecteur c ($n \times 1$) = marges de commerce et de transport par produit: un élément c_i de ce vecteur représente les marges de commerce et de transport du produit i ($i = 1, \dots, n$). Une marge de commerce est la différence entre le prix d'un bien acheté à un producteur par un secteur commercial et le prix de revente. Une marge de transport couvre les frais de transport payés séparément par l'acheteur qui se voit livré un bien au lieu et au moment approprié (Eurostat, 2008).

Vecteur t ($n \times 1$) = taxes moins les subsides sur les produits: un élément t_i de ce vecteur représente les taxes moins les subsides sur le produit i ($i = 1, \dots, n$). Les taxes moins les subsides incluent les taxes sur les produits, ceci couvre plus spécifiquement la taxe sur la valeur ajoutée (TVA), les taxes et droits de douane sur les importations et les taxes sur les produits tels que les timbres fiscaux sur les ventes de pétrole, diesel, alcools, et tabac. Les subsides sur les produits couvrent les subsides sur les importations (subsides sur les biens et services payés aux producteurs résidents au moment où les biens traversent la frontière du territoire économique ou quand les services sont délivrés à une institution résidente) et autres subsides sur les produits. Les autres taxes nettes sur la production ne sont pas incluses dans les taxes moins les subsides sur les produits apparaissant dans la *Supply table* (Eurostat, 2008).

Scalaire α_1 = ajustements CAF/FAB sur les importations : dans les tables *Supply-Use*, les importations sont évaluées en prix FAB (Franco A Bord) ou aussi appelé *FOB* en anglais (*Free On Board*)⁹⁸. Cependant, les statistiques sur le commerce extérieur concernant les importations par produit sont généralement évaluées en prix CAF (prix du Coût, Assurance et Fret à la frontière du pays importateur) ou aussi appelé prix *CIF* en anglais (*Cost, Insurance and Freight*)⁹⁹. En conséquence, une ligne additionnelle comportant l'ajustement CAF/FAB doit être ajoutée à la table I-O pour réconcilier les différentes conventions d'évaluation des prix des importations. Cela donne un ajustement CAF/FAB négatif dans la colonne des importations. Cette ligne additionnelle est essentielle pour pouvoir calculer le PIB aux prix du marché à partir de la *Use table* et de la *Supply table*.

Scalaire α_2 = achats directs à l'étranger par les résidents : cette ligne d'ajustement couvre tous les achats de biens et services effectués par les résidents lorsqu'ils voyagent à l'étranger pour leurs activités professionnelles ou leurs loisirs. Puisque les dépenses réalisées dans le cadre de voyages professionnels sont incluses dans les dépenses des entreprises, elles devraient être enregistrées comme une consommation d'inputs intermédiaires mais plus spécifiquement comme une consommation d'inputs intermédiaires importés. Cependant, les importations désagrégées par produit dans la colonne des importations de la *Supply table* ne comprennent pas les achats directs à l'étranger par les résidents. En conséquence, ces achats doivent être ajoutés dans la ligne d'ajustement pour obtenir une valeur complète des importations, comme recommandé par l'ESA 1995 (*European System of Accounts*). La ligne additionnelle « Achats directs à l'étranger par les résidents » est essentielle pour calculer le PIB aux prix de marché à partir de la *Use* et de la *Supply table* (Eurostat, 2008).

⁹⁸ Condition internationale de vente signifiant que le vendeur doit, en plus de payer les frais et le fret, souscrire une assurance maritime contre le risque, pour l'acheteur, de perte ou d'endommagement de la marchandise. Il en découle qu'un prix FAB couvre uniquement, outre le prix de vente du bien, les frais de transport depuis le site où est localisé le vendeur du pays exportateur jusqu'à la frontière de ce même pays (Eurostat, 2008, p. 113).

⁹⁹ Condition internationale de vente selon laquelle le vendeur s'oblige à placer la marchandise à bord du bateau, dans un port désigné par l'acheteur. À partir de ce point, c'est l'acheteur qui doit prendre en charge la marchandise et supporter tous les frais et les risques inhérents au transport de celle-ci jusqu'à la destination convenue. Il en découle qu'un prix CAF couvre, outre le prix de vente du bien, les frais de transport depuis le site où est localisé le vendeur du pays exportateur jusqu'à la frontière du pays importateur où se trouve l'acheteur (Eurostat, 2008, p. 113).

Tableau 24. Use table: tableau national des biens et services consommés par secteur et par la demande finale tel que structurée par Eurostat (2009).

France Année 2005		SECTEURS ECONOMIQUES				DEMANDE FINALE $k = 1, \dots, p$							Utilisations totales (prix d'achat)	
						CONSOMMATION FINALE			FORMATION DE CAPITAL		EXPORTATIONS	Utilisations finales totales (prix d'achat)		
		Secteur1	..j..	Secteur m	Total	Ménages	ONG	Admin. publique	FBCF (invest.)	Variations des objets de valeurs	Variation des stocks			Exportations internationales
PRODUITS	Produit 1													
	..i..		U u_{ij}		$\sum_{j=1}^m u_{ij}$				F f_{ik}				$\sum_{k=1}^p f_{ik}$	q q_i
	Produit n													
	Total		$\sum_{i=1}^n u_{ij}$		$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m u_{ij}$				$\sum_{i=1}^n f_{ik}$				$\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^p f_{ik}$	$\sum_{i=1}^n q_i$
AJUSTEMENTS	Ajustements caf/fab sur les exportations										a_1		a_1	a_1
	Ajustements à l'étranger					a_2							a_2	a_2
	Ajustements liés aux non résidents					a_3					a_3			
	Inputs intermédiaires totaux (prix d'achat)		$\sum_{i=1}^n u_{ij}$		$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m u_{ij}$				$\sum_{i=1}^n f_{ik}$ $+ a_1 + a_2$ $+ a_3$				$\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^p f_{ik} + a_1$ $+ a_2$	$\sum_{i=1}^n q_i + a_1 + a_2$
INPUTS PRIMAIRES $z = 1, \dots, t$	Salaires bruts													
	Autres taxes nettes sur la production		Y y_{zj}		$\sum_{j=1}^m y_{zj}$									
	Excédent brut d'exploitation													
	Valeur ajoutée (prix de base)		$\sum_{z=1}^t y_{zj}$		$\sum_{z=1}^t \sum_{j=1}^m y_{zj}$									
	Input total (prix d'achat)		g g_j		$\sum_{j=1}^m g_j$									
	Input travail (nombre d'individus)		l_j		$\sum_{j=1}^m l_j$									

Légende du Tableau 24:

Les matrices sont indiquées en lettres majuscules, les vecteurs et les scalaires sont indiqués en lettres minuscules. Les parenthèses après les matrices et les vecteurs indiquent le nombre de lignes et de colonnes (ligne x colonne). Le terme « produit » est employé indistinctement pour les biens et les services.

Matrice U ($n \times m$) = inputs intermédiaires par industrie et par produit: un élément u_{ij} de cette matrice représente l'input du produit économique i consommé par le secteur j ($i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m$).

Matrice F ($n \times k$) = demande finale par produit et par catégorie de demande finale : un élément f_{ij} de cette matrice représente la demande finale pour le produit économique i par la catégorie de demande finale k ($i = 1, \dots, n; k = 1, \dots, p$). Les catégories de demande finale incluent : la consommation finale des ménages, des administrations publiques et des ONG ainsi que la formation brute de capital fixe (FBCF) et les exportations. La formation brute de capital fixe englobe les investissements en biens tangibles ou intangibles produits par une activité économique et utilisés de manière répétée et continue dans d'autres processus de production économique pour une durée supérieure à un an. La demande finale couvre également la variation des stocks et des objets de valeur (ex. objets de valeur : pièces de collections, métaux précieux utilisés comme valeurs refuges, bijoux fabriqués à partir de pierres et de métaux précieux).

Vecteur q ($n \times 1$) = input total par produit : un élément q_i de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la ligne i de la matrice U et F représente la consommation totale du produit i par les secteurs de production économique et la demande finale.

Matrice Y ($z \times m$) = Inputs primaires consommés par les secteurs : un élément y_{zj} de cette matrice représente les dépenses sectorielles en input primaire z par le secteur j ($z = 1, \dots, t; j = 1, \dots, m$). Les inputs primaires englobent les éléments de la valeur ajoutée : les salaires bruts, l'excédent brut d'exploitation et les autres taxes nettes sur la production (Eurostat, 2008):

- **Les salaires bruts:** ils couvrent la rémunération directement touchée par le travailleur plus les impôts sur le travail plus les contributions sociales (cotisations de soins de santé, chômage, etc.).
- **L'excédent brut d'exploitation :** il représente la rétribution du capital pour l'utilisation des facteurs de production. Dans la compilation de la *Use table*, l'excédent brut d'exploitation est une variable résiduelle calculée sur base de la différence entre les recettes et les coûts. Cela revient concrètement à soustraire de l'output total sectoriel (qui est égal à l'input total sectoriel), la totalité des coûts de production (inputs intermédiaires, salaires bruts et autres taxes nettes sur la production).
- **Les autres taxes nettes sur la production :** ces taxes regroupent l'ensemble des taxes à charge des entreprises engagées dans un processus de production, indépendamment de la quantité ou de la valeur ajoutée des biens et des services produits ou vendus. Les « autres taxes nettes sur la production » peuvent être payées sur les terrains, les autres capitaux fixes ou la force de travail employée dans les processus de production ou certaines activités ou transactions. Ces taxes incluent les taxes sur la production payées par les industries ou les subsides reçus par les industries à l'exclusion des taxes sur les produits comme la TVA, et les taxes sur le pétrole, le tabac et l'alcool. Les « autres taxes nettes sur la production » sont dites « nettes » car on leur a retiré les taxes sur les produits et les subsides sur les produits apparaissant dans la *Supply table* dans la colonne « taxes moins les subsides sur les produits ».

Vecteur g ($1 \times m$) = Input total par secteur : un élément g_j de ce vecteur, obtenu en sommant les éléments de la colonne j de la matrice U et Y , représente l'input économique total consommé par le secteur j ($j = 1, \dots, m$).

Prix d'achat: L'utilisation totale de produits par les secteurs et la demande finale est donnée au prix d'achat. Il s'agit du prix payé par le consommateur. Il est égal au prix du producteur (c'est-à-dire le coût de production) ou aussi appelé prix de base (net de toute TVA), plus la TVA non déductible et les marges de commerce et de transport liées au produit en question (Eurostat, 2008).

Scalaire a_1 = ajustements CAF/FAB sur les exportations : voir Tableau 23.

Scalaire a_2 = achats directs à l'étranger par les résidents : voir Tableau 23.

Scalaire a_3 = achats sur le territoire du pays par les non-résidents : dans le système des tables *Supply-Use*, une correction territoriale doit être introduite pour les achats sur le territoire du pays effectués par les non-résidents (scalaire a_3). Cela provient du fait que les dépenses de consommation finale par les ménages, désagrégées par produit, incluent les achats directs des non-résidents présents sur le territoire du pays. Or ces achats doivent être traités comme des exportations. En conséquence, ils sont déduits de la colonne de la consommation finale des ménages (valeur négative introduite sous le total de la colonne) et le montant correspondant est introduit dans la colonne des exportations en valeur positive. Il en résulte que la somme de cette ligne d'ajustement est nulle (Eurostat, 2008).

Vecteur l ($1 \times m$) = Inputs primaires en force de travail consommés par les secteurs (exprimé en nombre d'individus) : un élément l_j de cette matrice représente la quantité d'individus travaillant dans le secteur j ($j = 1, \dots, m$).

Identités entre la *Supply* et la *Use table* : Les tables *Supply-Use* sont construites de telle manière que les deux identités suivantes soient respectées :

- L'output total par secteur (g'_j) dans le *Supply table* = l'input total par secteur (g_j) dans la *Use table*.
- L'output total par produit (q'_i) dans le *Supply table* = l'input total par produit (q_i) dans la *Use table*.

Ces identités sont basées sur le principe selon lequel tout ce qui est produit comme output est destiné à être consommé comme input intermédiaire, primaire et final (ou stocké, ce qui est pris en compte dans les consommations de la demande finale). Inversement, tout ce qui est consommé comme input, l'est grâce aux recettes engrangées par la vente des outputs. Il en résulte que la valeur monétaire total des inputs est égale à la valeur monétaire totale des outputs.

a) Actualisation de la table I-O de la France

La table *commodity by industry* disponible pour la France est composée en réalité de deux tables. D'une part, une *Supply table* qui représente la production d'output par secteur pour chaque produit, et d'autre part, une *Use table* qui représente pour chaque produit la consommation d'inputs intermédiaires par les secteurs économiques et d'outputs finaux par la demande finale (Tableau 23 et au Tableau 24). Ces tables représentent l'économie nationale en 2005, année pour laquelle les dernières tables ont été élaborées en France. Etant donné que les horizons de temps pour les scénarios de simulation développés à la Partie III s'étendent jusqu'en 2015, actualiser les deux tables pour une année plus récente améliorera l'exactitude des résultats du modèle (voir discussion détaillée sur l'exactitude au Chapitre II). Cela réduira la période de temps entre l'année de référence

(2005) et l'horizon de simulation (2015) et diminuera par conséquent l'ampleur du changement de la structure de l'économie. Or, étant donné que dans le modèle ECO, les coefficients techniques sont fixes, les changements de structure constituent une source d'erreur importante à prendre en compte et qu'il vaut mieux tenter de minimiser quand cela est possible.

Dans l'opération décrite ci-dessous, les tables nationales 2005 sont actualisées à l'année 2007. Il s'agit de la dernière année pour laquelle l'ensemble des données statistiques régionales nécessaire à l'actualisation sont disponibles. L'actualisation prend en compte à la fois la variation du volume de la production économique entre les deux années ainsi que la variation des prix et de la productivité du travail. La table obtenue est exprimée en millions euros au prix de l'année 2007 (M€₂₀₀₇). Cette actualisation concerne tant les inputs intermédiaires, les inputs primaires et les différentes catégories de demande finale de la Use table que les outputs de la supply table.

Etape 1: Actualisation de l'output total par secteur (g'_j) et de l'emploi sectoriel (l_j)

Les tables I-O sont très rapidement dépassées en raison du temps considérable qu'il faut consacrer à aux enquêtes nécessaires à leur construction. C'est pourquoi les opérations d'actualisation sont utiles. Elles permettent au moins de prendre en compte les changements dans les volumes de production, les prix (inflation) et la productivité du travail (Jensen *et al.*, 1979; Butcher, 1985; Kerr *et al.*, 1986; Jensen et West, 1988 ; McDonald, 2005).

La première étape consiste à actualiser simplement l'output total de chaque secteur j , g'_j (voir Tableau 23), pour convertir g'_j^{2005} en g'_j^{2007} . Mathématiquement, cette opération d'actualisation s'exprime comme suit (McDonald, 2005):

$$g'_j{}^{2007} = \left(\frac{g'_j{}^{2005}}{\widetilde{emp}_j{}^{2005}} \right) \widetilde{emp}_j{}^{2007} \frac{\left(\frac{\widetilde{VA}_j{}^{2007}}{\widetilde{emp}_j{}^{2007}} \right)}{\left(\frac{\widetilde{VA}_j{}^{2005}}{\widetilde{emp}_j{}^{2005}} \right)}, \quad \widetilde{emp}_j{}^{2005} \neq 0 \text{ et } \widetilde{VA}_j{}^{2005} \neq 0$$

Eq. 29

Où \widetilde{emp}_j représente le nombre d'emplois dans le secteur j donnés par l'Insee (accédé en 2009a), Agreste (accédé en 2009a,b,c), et SESSI (accédé en 2009). \widetilde{VA}_j représente la valeur ajoutée produite par le secteur j en 2005 à prix courants donnée par l'Insee (accédé en 2009a,b,c,d,e). L'accolade au-dessus $\widetilde{\quad}$ signifie qu'il s'agit d'un seul terme mathématique et les exposants 2005 et 2007 symbolisent l'année. Du côté droit de l'égalité de l'équation Eq. 29, les deux premiers termes actualisent l'output total par rapport aux changements de volume de la production, en supposant que la quantité d'emploi constitue une approximation des variations de volume. Le troisième terme de l'équation actualise par rapport à la productivité sur base du ratio de la valeur ajoutée produite par unité d'emploi en 2005 sur la productivité en 2007. La valeur ajoutée $\widetilde{VA}_j{}^{2005}$ est exprimée en euros aux prix de l'année 2005 et $\widetilde{VA}_j{}^{2007}$ en euros aux prix de l'année 2007, ce qui opère automatiquement une actualisation par rapport à l'inflation¹⁰⁰. Les valeurs de $g'_j{}^{2007}$ doivent être

¹⁰⁰ Pour certains secteurs, les données de valeur ajoutée étaient disponibles en euros constants uniquement. Dans ce cas, nous avons ajouté un facteur supplémentaire à l'équation Eq. 29 pour tenir compte de l'évolution des prix. Ce facteur est le suivant : $\left(\frac{IPP_j{}^{2007}}{IPP_j{}^{2005}} \right)$, où $IPP_j{}^{2005}$ et $IPP_j{}^{2007}$ représentent l'indice des prix à la production en 2005 et en 2007 dans le secteur j (Insee, accédé en 2009e). Lorsque l'indice des prix à la

insérées dans la dernière ligne de la *Supply table*. Elles peuvent également être insérées à la ligne des inputs totaux de la use table puisqu'il découle d'une des identités de base des tables *commodity by industry* que l'output total par secteur est égal à l'input total par secteur ($g_j' = g_j$).

Notons qu'en raison de difficultés à trouver des données d'emploi appropriées, le secteur de la pêche fait exception. Pour le volume de production, il a été actualisé au prorata du tonnage de poissons pêchés (donné par la DPMA et France Agrimer, accédé en 2009) et non pas de l'emploi. Néanmoins les tonnages pêchés reflètent probablement mieux la variation du volume de la production que les données d'emploi.

Concernant l'emploi sectoriel (l_j), il n'a pas été actualisé en introduisant directement dans la Use table (Tableau 24) les données \widehat{emp}_j de l'Insee (accédé en 2009a), Agreste (accédé en 2009a,b,c), et SESSI (accédé en 2009). Cela aurait introduit des erreurs car bien que les valeurs 2005 des sources statistiques soient très proches de celles de la Use table 2005 d'Eurostat (2009), elles ne sont pas précisément égales ce qui dénote soit l'usage d'un système de catégorisation quelque peu différent soit des techniques statistiques d'estimations différentes. Nous avons par conséquent préféré utiliser les sources statistiques (\widehat{emp}_j) pour calculer un facteur de variation 2005-2007 de l'emploi pour chaque secteur et appliquer ce facteur à l'emploi 2005 de la Use table d'Eurostat (l_j^{2005}). En langage mathématique, le calcul s'exprime comme suit :

$$l_j^{2007} = l_j^{2005} \frac{\widehat{emp}_j^{2007}}{\widehat{emp}_j^{2005}} \quad \text{Eq. 30}$$

Notons que les données d'emploi \widehat{emp}_j étaient catégorisées en 114 secteurs suivant la nomenclature NES (Nomenclature Economique de Synthèse des activités économiques françaises). Avant leur utilisation dans les équations Eq. 29 et Eq. 30, nous avons dû les agréger pour les faire correspondre aux 59 catégories NACE de la Use table d'Eurostat (2009) – voir table de correspondance entre le système de catégorisation NACE et NES – 114 au Tableau 25.

Etape 2: Actualisation de la demande finale f_{ik} par produit, des inputs primaires y_{zj} par secteur et des importations par produit (m_i)

Demande finale des ménages et des administrations publiques :

Dans la littérature traitant des opérations de régionalisation, il est souvent recommandé d'insérer des données régionales de qualité là où cela est possible (Jensen et West, 1988; Jackson, 1998; Lahr, 2001; McDonald, 2005). Cela a été possible pour l'actualisation des composantes de la demande finale F pour la consommation des ménages et des gouvernements. En effet, bien que la table Supply-Use 2007 ne soit pas encore sortie en France, les valeurs de consommation finale des ménages 2007 à prix courant en €_{2007} sont déjà disponibles ($(f_{ik}^{2007})^{Insee}$). En outre, les catégories de produits de l'Insee (accédé en 2009f) correspondent exactement à celles de la Use table (les valeurs 2005 sont identiques). En conséquence, il suffit d'introduire directement les données 2007 de l'INSEE dans la Use table aux lignes et colonnes correspondantes (Tableau 24).

Pour certains produits, le système de catégorisation de l'Insee ne semble pas correspondre exactement au système CPA des tables Supply-Use (*Statistical Classification of Products by Activity in*

production n'était pas disponible (comme pour certains services par exemple, nous avons eu recours à l'indice des prix à la consommation).

the European Economic Community) qui respecte le standard international CPC¹⁰¹ de classification des produits (voir Section VI.1). Cela se remarque par le fait que les valeurs 2005 de la Use table sont très proches de celles de l'Insee mais elles ne sont pas exactement égales. Dans ce cas, les valeurs de l'Insee $(f_{ik}^{2007})^{Insee}$ n'ont pas été directement introduites dans le Use table. Elles ont été utilisées pour calculer un taux de croissance 2005-2007 qui a été appliqué à la valeur 2005 $(f_{ik}^{2005})^{Eurostat}$ de la use table d'Eurostat (2009) :

$$f_{ik}^{2007} = (f_{ik}^{2005})^{Eurostat} \frac{(f_{ik}^{2007})^{Insee}}{(f_{ik}^{2005})^{Insee}}, \quad (f_{ik}^{2005})^{Insee} \neq 0 \text{ et pour } k = 1 \text{ et } 3) \quad \text{Eq. 31}$$

Où f_{ik} représente une composante de la demande finale comme au Tableau 24 avec $k=1$ pour la demande finale liée à la consommation des ménages et $k=3$ pour celle qui est liée à la consommation des administrations publiques.

Demande finale des ONG :

Nous n'avons pas trouvé de données concernant la demande finale des ONG (f_{ik} pour $k=2$). En conséquence nous l'avons estimée en prolongeant la tendance d'évolution récente de la demande finale totale des ONG jusqu'en 2007. Cette tendance a été prolongée par régression linéaire (Figure 26) sur base des données annuelles observées entre 2001 et 2005 dans les Use table d'Eurostat (2009). Ensuite, la valeur totale obtenue pour 2007 et a été désagrégée par produit en supposant constant la part de chaque produit dans le totale entre 2005 et 2007.

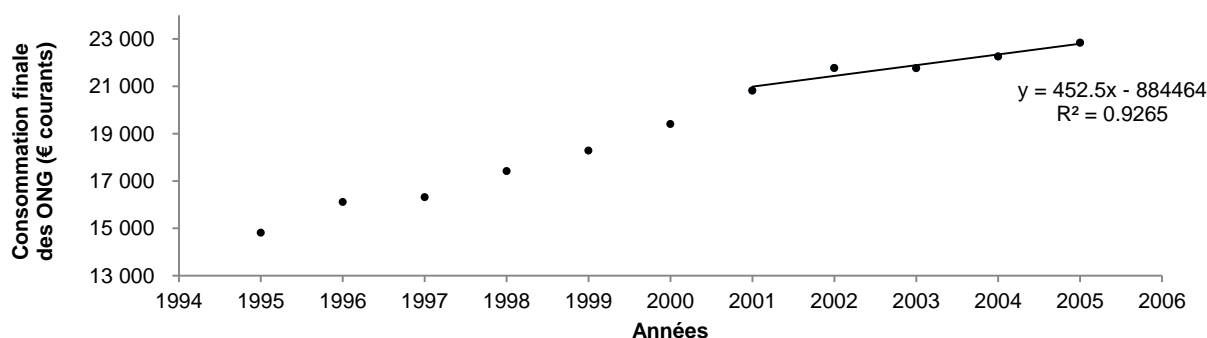


Figure 26. Estimation de la consommation finale des ONG en 2007 par régression linéaire sur les données annuelles observées entre 2001 et 2005.

Demande finale étrangère (exportations vers l'étranger) :

Pour actualiser la demande finale de produits français exportés à l'étranger, nous avons appliqué l'équation Eq. 31 pour la même raison que pour la demande finale des ménages et des administrations publiques (manque de correspondance parfaite entre le système de catégorisation des produits utilisé par l'Insee (accédé en 2009h) et celui de la Use table d'Eurostat (2009)). Les $(f_{ik}^{2005})^{Insee}$ et $(f_{ik}^{2007})^{Insee}$ représentent dans ce cas-ci les exportations vers l'étranger ($k=7$). Comme précédemment, elles sont exprimées en euros courants. Les données actualisée prennent donc en compte l'inflation et représentent des euros au prix de l'année 2007. C'est une règle générale à toutes les opérations de régionalisation appliquées dans cette étude car l'ensemble de la table I-O régionale obtenue à l'issue de ces opérations sera exprimée en euros 2007.

¹⁰¹ CPC : Central Product Classification.

Demande finale liée à la formation brute de capital fixe (FBCF) :

Pour certains produits, les catégories de l'Insee (accédé en 2009l) correspondent exactement à celles de la Use table (les valeurs 2005 sont identiques). En conséquence, il suffit d'introduire directement les données 2007 de l'Insee dans la Use table à la colonne correspondante à la FBCF (f_{ik} pour $k=4$ au Tableau 24). Dans certains cas, les données de l'Insee sont une agrégation de plusieurs secteurs : c'est le cas par exemple pour le secteur de l'agriculture de la sylviculture et de la pêche. Dans ce cas, cette valeur est désagrégée au prorata de chacun des secteurs donnés par la Use table d'Eurostat (2009) de 2005. Cela revient à poser l'hypothèse selon laquelle la part de la FBCF de chacun des secteurs dans le total des trois secteurs reste constante entre 2005 et 2007. Dans d'autres cas, la correspondance n'est pas parfaitement exacte (les valeurs 2005 diffèrent légèrement). En conséquence, les valeurs de FBCF de l'Insee n'ont pas été directement introduites dans la Use table. Elles ont été utilisées pour calculer un taux de croissance 2005-2007 qui a été appliqué à la valeur 2005 de la use table d'Eurostat (2009). Cela revient à appliquer l'équation Eq. 31 dans laquelle les f_{ik} introduits correspondent à la FBCF (c'est-à-dire pour $k=4$).

Demande finale liée à la formation de capital par des variations dans les objets de valeurs et les stocks :

Les données de variation des objets de valeurs (acquisitions moins cessions) ainsi que de variation des stocks disponibles à l'Insee (accédé en 2009m,n) ne sont pas désagrégées par produit. Seules les valeurs totales tous produits confondus sont disponibles pour 2005 et 2007. Etant donné que les totaux de 2005 donnés par l'Insee correspondent exactement aux totaux de la Use table d'Eurostat (2009) de 2005 également, cela signifie que la catégorie « variation des objets de valeurs » et « variation des stocks » de l'Insee correspond parfaitement à celle d'Eurostat. Nous avons par conséquent repris les valeurs totales de l'Insee pour 2007 que nous avons désagrégées au prorata de chaque produit dans le total en 2005. Cela repose sur l'hypothèse selon laquelle la part de chaque produit dans la variation des stocks reste constante entre 2005 et 2007. Il en va de même pour la part de chaque produit dans la variation totale des objets de valeur.

Importations de produits étrangers vers la France (m_i^{2007}):

Le système de catégorisation des produits de l'Insee (2009h) correspond exactement à celui des produits de la Supply table d'Eurostat (2009) pour quelques produits d'importation seulement. Dans ces cas en particulier, la valeur 2007 de l'Insee a été directement introduite dans la Supply table. Pour les autres produits, la correspondance n'est pas exactement parfaite (les valeurs 2005 de la Supply table sont très proches de celles de l'Insee mais elles ne sont pas exactement égales). En conséquence, une équation identique à l'équation Eq. 31 a été utilisée si ce n'est que les f_{ik} sont remplacés par des m_i qui représentent les importations depuis l'étranger à prix courants par produit i (voir Tableau 23).

Valeur ajoutée :

Bien que les données de valeur ajoutée pour 2005 (\widehat{VA}_j^{2005}) trouvées dans les bases de données de l'Insee (accédé en 2009a,b,c,d,e) soient très proches de celles de la Use table d'Eurostat (2009) de 2005, une légère différence subsiste. Cela suggère que le système de catégorisation des produits de l'Insee ne correspond pas exactement à celui d'Eurostat (2009). C'est la raison pour laquelle la valeur ajoutée ($\sum_{z=1}^t y_{zj}$) a été actualisée à 2007 de manière analogue à l'équation Eq. 31. Les données de valeur ajoutée de l'Insee (\widehat{VA}_j^{2007}) n'ont pas été directement introduites dans la Use Table. Elles ont

été utilisées pour calculer un taux de croissance 2005-2007 qui a été appliqué à la valeur 2005 $((\sum_{z=1}^t y_{zj})^{2005})$ de la use table d'Eurostat (2009) comme suit :

$$\left(\sum_{z=1}^t y_{zj}\right)^{2007} = \left(\sum_{z=1}^t y_{zj}\right)^{2005} \frac{\widetilde{VA}_j^{2007}}{\widetilde{VA}_j^{2005}}, \quad \widetilde{VA}_j^{2005} \neq 0 \quad \text{Eq. 32}$$

Où la valeur ajoutée \widetilde{VA}_j^{2005} est exprimée en euros aux prix de l'année 2005 et \widetilde{VA}_j^{2007} en euros aux prix de l'année 2007, ce qui opère automatiquement une actualisation par rapport à l'inflation. Pour certains secteurs cependant, la valeur ajoutée n'était disponible qu'à prix constants. Dans ce cas, nous avons ajouté à l'équation Eq. 32 un facteur d'actualisation par rapport à l'inflation basé sur l'indice des prix à la production (voir note de bas de page ci-dessus au calcul d'actualisation de g'_j , l'output total par secteur).

Salaires bruts :

L'input primaire en salaires bruts du secteur j (y_{zj} pour $z=1$) a été actualisé comme suit (McDonald, 2005):

$$y_{1j}^{2007} = y_{1j}^{2005} \left(\frac{\widetilde{emp}_j^{2007}}{\widetilde{emp}_j^{2005}}\right) \left(\frac{\widetilde{ics}_j^{2007}}{\widetilde{ics}_j^{2005}}\right), \quad \widetilde{emp}_j^{2005} \neq 0 \text{ et } \widetilde{ics}_{1j}^{2005} \neq 0 \quad \text{Eq. 33}$$

Où le ratio du nombre d'emplois du secteur j en 2007 (\widetilde{emp}_j^{2007}) sur le nombre de 2005 (\widetilde{emp}_j^{2005}) actualise le salaire brut total payé aux travailleurs du secteur j (y_{1j}^{2005}) par rapport à l'évolution de la quantité d'emplois. Quant au ratio $\frac{\widetilde{ics}_j^{2007}}{\widetilde{ics}_j^{2005}}$, il actualise par rapport à l'évolution des niveaux de salaires pour chacun des secteurs j (\widetilde{ics}_j = indice du coût des salaires dans le secteur j donné par l'Insee (accédé en 2009i).

Autres taxes nettes sur la production :

Les autres taxes nettes sur la production sont actualisées en supposant qu'aucun changement significatif de fiscalité ne s'est produit entre 2005 et 2007 et que les variations de la quantité de taxes collectées par l'Etat sont exclusivement dues aux variations 2005-2007 de la valeur ajoutée (\widetilde{VA}_j) produite par chacun de secteurs économiques. Les autres taxes nettes sur la production (y_{zj} pour $z=2$) s'actualisent comme suit (McDonald, 2005) :

$$y_{2j}^{2007} = y_{2j}^{2005} \left(\frac{\widetilde{VA}_j^{2007}}{\widetilde{VA}_j^{2005}}\right), \quad \widetilde{VA}_j^{2005} \neq 0 \quad \text{Eq. 34}$$

Les valeurs ajoutées étant exprimées en euros courants, l'actualisation des prix par rapport à l'inflation se fait automatiquement dans l'équation Eq. 34.

Excédents brut d'exploitation :

L'input primaire en excédent brut d'exploitation (les bénéfices des entreprises) est l'une des composantes de la valeur ajoutée avec les salaires bruts et les autres taxes nettes sur la production. A ce stade, ces trois derniers éléments ont été calculés pour 2007. L'excédent brut d'exploitation en

2007 (y_{zj}^{2007} pour $z=3$) peut par conséquent être calculé comme valeur résiduelle en soustrayant à la valeur ajoutée, les salaires bruts et les autres taxes nettes sur la production. Cela peut être exprimé mathématiquement comme suit :

$$y_{3j}^{2007} = y_{4j}^{2007} - y_{1j}^{2007} - y_{2j}^{2007} \quad \text{Eq. 35}$$

Où y_{4j}^{2007} , y_{1j}^{2007} et y_{2j}^{2007} représentent respectivement la valeur ajoutée, le salaire brut et les autres taxes nettes sur la production actualisés plus haut pour le secteur j . Traiter l'excédent brut d'exploitation comme valeur résiduelle est en phase avec la manière dont la Use table d'Eurostat (2009) a été construite. Il y est calculé comme une valeur résiduelle en soustrayant de l'output total sectoriel, la totalité des coûts de production (inputs intermédiaires, salaires bruts et autres taxes nettes sur la production). Etant donné que pour chaque secteur, l'output total moins les inputs intermédiaires est égal à la valeur ajoutée totale, cela revient à retirer de la valeur ajoutée, les salaires bruts et les autres taxes nettes sur la production. C'est ce que nous avons fait.

Etape 3: Actualisation des outputs par secteur et par produit (v_{ij}) de la Supply table

Aux étapes précédentes, les inputs totaux et les outputs totaux de chaque secteur ainsi que leurs inputs primaires et les différentes catégories de demande finale par produit ont été actualisés par rapport à l'évolution du volume de la production et des prix. A présent, il reste encore à actualiser les outputs v_{ij} par secteur et par produit dans la Supply table et les inputs intermédiaires u_{ij} par secteur et par produit de la Use table.

Actualisation des outputs intermédiaires v_{ij} dans la supply table :

Il a été supposé que les coefficients techniques de la Supply table restent constants entre 2005 et 2007. Cela suppose que la structure de l'économie n'ait pas changé de manière significative durant cette période. Il en découle que les outputs v_{ij} ont été actualisés au prorata de l'output total par secteur comme suit (Zhang *et al.*, 2008 ; McDonald, 2005) :

$$v_{ij}^{2007} = \frac{v_{ij}^{2005}}{g_j^{2005}} g_j^{2007} \quad \text{Eq. 36}$$

Les symboles utilisés dans l'équation Eq. 36 sont ceux détaillés au Tableau 23. Les valeurs de g_j^{2007} sont celles calculées à l'équation Eq. 29. Les autres valeurs proviennent de la Supply table d'Eurostat (2009) pour l'année 2005.

Actualisation de l'output total q_i' par produit i :

Avant de pouvoir actualiser les inputs intermédiaires u_{ij} de la Use table, l'output total par produit i doit être calculé dans la Supply table et être ensuite introduit dans la Use table. Cela découle d'une des identités de base des tables *commodity by industry* : l'output total par produit i est égal à l'input total par produit i ($q_i' = q_i$). Sans l'input total par produit, la RAS ne peut pas être appliquée à la Use table pour actualiser ses inputs intermédiaires.

L'output total par produit i au prix d'achat (q_i') est actualisé au prorata de l'output total par produit i au prix de base ($\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j$). Cela signifie que la part des marges de commerce et de transport

plus les taxes moins les subsides dans l'output total par produit i au prix d'achat est supposée constante entre 2005 et 2007. Le calcul est effectué comme suit :

$$q_i^{2007} = q_i^{2005} \frac{(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j)^{2007}}{(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j)^{2005}} \quad \text{Eq. 37}$$

Les symboles utilisés dans l'équation Eq. 37 sont ceux détaillés au Tableau 23. La somme $(\sum_{j=1}^m v_{ij})^{2007}$ est obtenue en sommant les v_{ij}^{2007} d'une même ligne i calculés à l'équation Eq. 36. De même pour $(\sum_{j=1}^m m_j)^{2007}$, ils sont obtenus en sommant les m_j^{2007} calculés plus haut. Les valeurs 2005 sont quant à elles tirées de la Supply table d'Eurostat (2009) de 2005.

Actualisation des marges de commerce et de transport et des taxes sur les produits moins les subsides :

Il reste encore à calculer les marges de commerce et de transport (c) ainsi que les taxes sur les produits moins les subsides (t) (symboles utilisés au Tableau 23). Pour rappel, une marge de commerce est la différence entre le prix d'un bien acheté à un producteur par un secteur commercial et le prix de revente. Une marge de transport couvre les frais de transport payés séparément par l'acheteur qui se voit livré un bien au lieu et au moment approprié (Eurostat, 2008).

Les marges de commerce et de transport sont actualisées en calculant la différence entre l'output total au prix d'achat (q'_i) et l'output total au prix de base ($\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j$). Il est en outre supposé que le pourcentage de répartition entre les marges de commerce et de transport et les taxes sur les produits moins les subsides est constant sur la période 2005 et 2007. Le calcul s'exprime comme suit :

$$\begin{cases} c_i^{2007} = \frac{c_i^{2005}}{(c_i + t_i)^{2005}} \left(q_i^{2007} - \left[\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j \right]^{2007} \right) \\ t_i^{2007} = \frac{t_i^{2005}}{(c_i + t_i)^{2005}} \left(q_i^{2007} - \left[\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j \right]^{2007} \right) \end{cases} \quad \text{Eq. 38}$$

Où la fraction devant la parenthèse représente la part des marges de commerce et de transport (c_i) dans le total $c_i + t_i$ du produit i (équation du haut) et la part taxes sur les produits moins les subsides (t_i) dans ce même total (équation du bas). La parenthèse représente une soustraction effectuée au niveau de la ligne i du Tableau 23 et qui consiste à soustraire l'output total du produit i au prix de base à l'output total du produit i au prix d'achat. Cela donne la quantité totale $(c_i + t_i)^{2007}$.

Normalement, le total de la colonne des marges de commerce et de transport, $\sum_{i=1}^n c_i$, doit être égal à zéro car les frais de transport assumés par les secteurs primaires et secondaires sont payés au secteur tertiaire du transport. En outre, les marges commerciales gagnées sur la revente des produits primaires et secondaires bénéficient aux secteurs commerciaux (Bureau Fédéral du Plan, 2004). En conséquence, les marges imputées aux produits primaires et secondaires sont retirées des produits (services) commerciaux. C'est ce qui explique que le total des marges de commerce et de transport sommées sur tous les produits i soit nul. Cependant, la manière dont cette colonne est actualisée aboutit à un total non nul ($\sum_{i=1}^n c_i = -11.177,6 \text{ M€}_{2007}$). Ce problème sera ajusté aux étapes de régionalisation ultérieures.

Etape 4 : Actualisation des inputs intermédiaires par produit et par secteur (u_{ij}) de la Use table

La RAS : une technique d'ajustement matriciel biproportionnel :

(La RAS réalisées ci-dessous est basée sur St Louis, 1989 ; Victor, 1972a ; McDonald, 2005)

L'Actualisation des inputs intermédiaires u_{ij} dans la Use table est effectué par la RAS, une technique d'ajustement matriciel biproportionnel expliquée en détail à la Section VII.4. La matrice de référence de départ (Tableau 18) utilisée pour la RAS correspond à la Use table 2005 d'Eurostat (2009). Les inputs intermédiaires totaux en ligne (c_1 au Tableau 19) et en colonne (a_1 Tableau 18) sont repris dans cette table-là. Quant à l'année cible (Tableau 17), c'est l'année d'actualisation 2007. Les données propres à cette année sont connues puisque les lignes et les colonnes totales ont été actualisées aux étapes précédentes. Il ne reste plus qu'à calculer les inputs intermédiaires totaux en colonne ($\sum_{j=1}^m u_{ij}$)²⁰⁰⁷ (b au Tableau 18) et en ligne ($\sum_{i=1}^n u_{ij}$)²⁰⁰⁷ (d au Tableau 19) pour pouvoir ensuite calculer les ratios b/a_1 et d/c_1 pour lancer la RAS. Ils sont calculés comme suit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \left(\sum_{j=1}^m u_{ij} \right)^{2007} = q_i^{2007} - \left(\sum_{k=1}^p f_{ik} \right)^{2007} \quad \text{pour } i = 1, \dots, n \\ \left(\sum_{i=1}^n u_{ij} \right)^{2007} = g_j^{2007} - \left(\sum_{z=1}^t y_{zj} \right)^{2007} \quad \text{pour } j = 1, \dots, m \end{array} \right. \quad \text{Eq. 39}$$

Vérification et ajustement préalables à la RAS :

Une vérification doit cependant être effectuée avant de lancer la RAS. Il est en effet prudent de vérifier si la colonne des inputs intermédiaires totaux par produit i ($(\sum_{j=1}^m u_{ij})^{2007}$) calculée à l'équation Eq. 39 donne des estimations cohérentes. Etant donné qu'une partie importante de la RAS est basé sur cette colonne, une erreur pourrait fausser toute la procédure. Pour vérifier la cohérence des estimations, les $(\sum_{j=1}^m u_{ij})^{2007}$ sont comparés ligne par ligne aux valeurs correspondantes dans la Use table 2005 d'Eurostat (2009). Un pourcentage de variation supérieur à 10% entre 2005 et 2007 constitue un signal d'alerte d'erreur possible. A l'aide des tables Supply-Use annuelles disponibles sur la période 1995-2005 (Eurostat, 2009), il faut alors vérifier si ce produit croît habituellement dans de telles proportions. Si ce n'est pas le cas, la valeur calculée à l'équation Eq. 39 doit être réajustée. Une solution possible pour corriger les sous-estimations par exemple, consiste à choisir une autre source statistique de valeur ajoutée plus élevée à l'équation Eq. 29. Cela conduit g_j^{2007} à augmenter, ce qui pousse à la hausse l'actualisation des v_{ij}^{2007} (Eq. 36) et par voie de conséquence accroît également les $q_i'^{2007}$ (Eq. 37) et donc les q_i^{2007} puisque $q_i^{2007} = q_i'^{2007}$. Il en résulte qu'au moment de calculer les inputs intermédiaires totaux par produit i dans l'équation Eq. 39, q_i^{2007} est plus élevé et donc la soustraction donne un input intermédiaire plus élevé également.

Une autre solution pour les valeurs incohérentes d'input intermédiaire total en colonne par produit i consiste à les modifier directement. Pour ces produits-là uniquement, en lieu et place de l'équation Eq. 39, une autre équation est appliquée. Sur base des tables Supply-Use d'Eurostat (2009), le taux de variation sur deux ans est calculé pour la période 2003-2005 et est ensuite multiplié par la valeur 2005 comme suit :

$$\left(\sum_{j=1}^m u_{ij} \right)^{2007} = \left(\sum_{j=1}^m u_{ij} \right)^{2005} \frac{(\sum_{j=1}^m u_{ij})^{2005}}{(\sum_{j=1}^m u_{ij})^{2003}} \quad \text{Eq. 40}$$

L'équation Eq. 40 revient à poser l'hypothèse selon laquelle le taux de variation 2003-2005 reste constant et est, par conséquent, identique pour la période 2005-2007. Il peut donc être appliqué aux valeurs d'input intermédiaire total par produit i de 2005 pour estimer les valeurs de 2007. Cette équation a été appliquée à quatre produits i qui montraient des variations anormales de leur input intermédiaire total : les produits forestiers, le tabac, les services de la construction et ceux de l'éducation. La modification de ces inputs intermédiaires totaux a été ensuite retirée dans la colonne de la demande finale (toute hausse est retirée et toute réduction est ajoutée à l'une des catégories de demande finale) afin que le total q_i^{2007} de chaque ligne reste égal aux $q_i'^{2007}$ calculés dans la supply table à l'équation Eq. 37 (condition nécessaire pour conserver l'identité des tables Supply-Use : $q_i'^{2007} = q_i^{2007}$).

Une cinquième catégorie de produits montrait une variation forte mais il nous a été difficile de dire si cette dernière était anormale ou pas. Il s'agit des produits automobiles qui ont vu leur input intermédiaire total chuter de 18% entre 2005 et 2007 tel que calculé par l'équation Eq. 39. Or, entre 1995 et 2005 les variations observées sur 2 ans se sont échelonnées entre -9% et +51%. Il ne nous a par conséquent pas semblé anormal de voir une chute de 18% puisque ce secteur semble varier entre des marges très étendues. Toutefois, ce choix pose question au regard des résultats obtenus a posteriori pour ce secteur lors des opérations de validation du modèle (Section VIII.2). Il est cependant possible que le modèle I-O se prête moins bien à la modélisation d'un secteur comme celui de l'automobile car il se pourrait que les facteurs qui l'influencent ne soient pas pris en compte dans ledit modèle. Cela signifierait que les facteurs de conjonctures nationale et internationale qui ne sont pas pris en compte dans le modèle I-O influent de manière prépondérante sur le secteur de l'automobile. Ce problème pourrait être résolu en couplant le modèle I-O à des équations de régression statistique basées sur des séries temporelles de données qui prennent en compte l'influence de ces facteurs.

Vérification et ajustement postérieurs à la RAS :

Outre les vérifications préalables à la RAS, d'autres doivent également être effectuées à l'issue de la $n^{\text{ème}}$ des itérations ($n= 100, 500, 1000\dots$) réalisées dans le cadre de la RAS. Ces vérifications consistent à calculer le pourcentage¹⁰² de différence entre l'input intermédiaire total par produit i correspondant à l'année cible (2007) et celui obtenu en sommant les inputs intermédiaires d'une même ligne à l'issue de la RAS. Idéalement, les deux valeurs devraient être égales et le pourcentage s'approcher de zéro (bien que cela ne soit jamais exactement le cas). Un pourcentage de différence inférieur à 1% peut être considéré comme acceptable. En prenant l'itération $n+1$, cette vérification peut également être effectuée pour les inputs intermédiaires totaux par secteur j .

Etant donné cette erreur de 1% à l'issue de la RAS, les inputs intermédiaires totaux ne sont pas exactement égaux à ceux de l'année cible. Il en résulte que la somme le long de la ligne i des inputs intermédiaires et de la demande finale ne donne pas le total q_i^{2007} calculé à l'équation Eq. 37 dans la Supply table. Or, à nouveau, il faut que l'identité propre aux tables Supply-Use soit maintenue, c'est-à-dire que l'égalité suivante soit respectée $q_i'^{2007} = q_i^{2007}$. A cette fin, pour chaque produit i , nous avons ajouté dans la colonne des variations de stocks (f_{ik} pour $k=6$), la différence entre le total q_i^{2007} de l'année cible et le total obtenu en sommant toutes les cellules de la ligne i à l'issue de la RAS. Cette colonne a été choisie comme colonne d'ajustement pour y intégrer l'erreur résiduelle de la RAS : il s'agit de toute façon d'une colonne très difficile à actualiser en raison de sa variation non linéaire et incertaine. En effet, les stocks varient de manière sinusoïdale d'une année à l'autre en fonction de la production de l'année précédente, de la demande de l'année en cours, etc. Etant donné que la technique d'actualisation se base sur des transformations linéaires, le résultat de

¹⁰² Le pourcentage est calculé comme suit pour chaque produit i et pour chaque secteur j : $100 \times (\text{input intermédiaire total année cible} - \text{input intermédiaire total itération } i) / \text{input intermédiaire total année cible}$.

l'actualisation de cette colonne n'était de toute façon pas d'une grande exactitude. Une meilleure façon d'actualiser la colonne des variations de stocks aurait été d'estimer la variation 2005-2007 sur base d'une régression non linéaire capable de représenter des variations sinusoïdales. Cette possibilité pourrait être étudiée dans le cadre de développements futurs du modèle ECO.

Etape 5 : Lignes d'ajustements (a_1 , a_2 et a_3)

La Supply et la Use table comportent des lignes d'ajustements qui doivent également être actualisées. Il en est de même pour la dernière ligne de la use table des emplois sectoriels l_j exprimés en milliers d'individus travaillant dans le secteur j .

Ajustements CAF/FAB sur les importations et les exportations (a_1) :

Dans les tables Supply-Use, les importations sont évaluées en prix FAB (Franco A Bord)¹⁰³. Cependant, les statistiques sur le commerce extérieur concernant les importations par produit sont généralement évaluées en prix CAF (prix du Coût, Assurance et Fret à la frontière du pays importateur)¹⁰⁴. Or le PIB est conventionnellement calculé en incluant les importations et les exportations en prix FAB (prix FAB < prix CAF puisque ce dernier inclut un coût supplémentaire, celui du transport entre le pays exportateur et le pays importateur). En conséquence, une ligne additionnelle comportant l'ajustement CAF/FAB doit être ajoutée aux tables Supply-Use pour réconcilier les différentes conventions d'évaluation des prix des importations. Cela donne un ajustement CAF/FAB négatif dans la colonne des importations de la Supply table et celle des exportations dans la use table (Eurostat, 2008). Cette ligne additionnelle est essentielle pour pouvoir calculer le PIB aux prix du marché à partir de la Use table et de la Supply table.

L'ajustement CAF/FAB (a_1) sur le total des importations ($\sum_{i=1}^n m_i$) et des exportations ($\sum_{i=1}^n f_{i7}$) est actualisé en posant l'hypothèse selon laquelle la part de l'ajustement dans le montant total des importations et dans celui des exportations n'a pas changé de manière conséquente entre 2005 et 2007. Sur base de cette hypothèse, l'ajustement a été calculé en appliquant cette part aux importations totales et aux exportations totales de 2007. La moyenne de ces deux résultats a été choisie comme valeur d'ajustement 2007. Mathématiquement cela s'exprime comme suit :

$$a_1^{2007} = \frac{\left(\frac{a_1^{2005}}{\sum_{i=1}^n f_{i7}^{2005}} \sum_{i=1}^n f_{i7}^{2007} + \frac{a_1^{2005}}{\sum_{i=1}^n m_i^{2005}} \sum_{i=1}^n m_i^{2007} \right)}{2} \quad \text{Eq. 41}$$

Ajustements concernant les achats directs à l'étranger par les résidents (a_2) :

Cette ligne d'ajustement couvre tous les achats de biens et services effectués par les résidents lorsqu'ils voyagent à l'étranger pour leurs activités professionnelles ou leurs loisirs (plus de détails dans la légende du Tableau 23). Son actualisation a simplement consisté à reprendre les données de

¹⁰³ Condition internationale de vente signifiant que le vendeur doit, en plus de payer les frais et le fret, souscrire une assurance maritime contre le risque, pour l'acheteur, de perte ou d'endommagement de la marchandise. Il en découle qu'un prix FAB couvre uniquement, outre le prix de vente du bien, les frais de transport depuis le site où est localisé le vendeur du pays exportateur jusqu'à la frontière de ce même pays (Eurostat, 2008, p. 113).

¹⁰⁴ Condition internationale de vente selon laquelle le vendeur s'oblige à placer la marchandise à bord du bateau, dans un port désigné par l'acheteur. À partir de ce point, c'est l'acheteur qui doit prendre en charge la marchandise et supporter tous les frais et les risques inhérents au transport de celle-ci jusqu'à la destination convenue. Il en découle qu'un prix CAF couvre, outre le prix de vente du bien, les frais de transport depuis le site où est localisé le vendeur du pays exportateur jusqu'à la frontière du pays importateur où se trouve l'acheteur (Eurostat, 2008, p. 113).

commerce extérieur¹⁰⁵ de la Banque de France (2007, p. 24) et des dépenses des Français à l'étranger en 2007 données par la Direction du Tourisme (2008), puis à les insérer dans la Use et la Supply table dans les cellules appropriées (voir emplacement d' a_2 au Tableau 23 et au Tableau 24). Les données des sources susmentionnées sont exprimées en euros courants. L'inflation est donc prise en compte et les valeurs introduites dans les tables sont donc des euros aux prix de 2007 (€₂₀₀₇).

Ajustements concernant les achats sur le territoire du pays par les non-résidents (a_3) :

Cette ligne d'ajustement couvre les achats sur le territoire du pays effectués par les non-résidents (symbole a_3 au Tableau 24). Il est actualisé exactement comme a_2 sur base de la valeur 2007 donnée par la Banque de France (2007)¹⁰⁶ et la Direction du Tourisme (2008).

b) Opérations de régionalisation à l'échelle de la Haute-Normandie

Le manque de données statistiques régionales constitue le facteur le plus limitant dans la construction de tables *Commodity by industry* régionales (McDonald, 2005). C'est la raison pour laquelle Jackson (1998), Lahr (2001) et McDonald (2005) ont développé une méthodologie de régionalisation qui se veut pragmatique face au manque criant de données. Cette étude suit l'approche des trois auteurs et vise plus la production d'un modèle I-O régional fonctionnel et fiable que la génération de données régionales en elles-mêmes.

Il existe trois principes de base à la régionalisation des tables I-O de type *industry by industry*. Ces derniers s'appliquent également aux tables *commodity by industry* (McDonald, 2005):

- 1) Avoir recours à des données sectorielles autant que possible pour minimiser les biais engendrés par des données trop agrégées (Sawyer and Miller, 1983; Stevens and Lahr, 1993; Lahr, 2001).
- 2) Poser l'hypothèse selon laquelle le panel de produits fabriqués par un secteur est invariable dans l'espace au sein d'un même pays. Cette hypothèse est connue sous le nom de *commodity-based technology assumption* selon laquelle la part de chaque output dans l'output total d'un secteur reste constante et ne varie par conséquent qu'au prorata de l'output total de ce secteur. Cette hypothèse permet de régionaliser la Supply table en utilisant une approche qui cible chaque secteur colonne individuellement (Lahr, 2001 ; Jackson, 1998 ; McDonald, 2005 ; Isard, 1951). Cette approche consiste à conserver les coefficients techniques de la Supply table nationale et à les multiplier par l'output total régional du secteur j pour obtenir les différents outputs régionaux produits par ce secteur. Certains ajustements sont cependant nécessaires, ce qui explique qu'au final, les coefficients techniques régionaux ne soient pas égaux aux coefficients techniques nationaux (McDonald, 2005).
- 3) Les opérations de régionalisation doivent être réalisées exclusivement sur les composantes des tables I-O nationales qui sont intérieures au pays. Les composantes régionales extérieures (importations et exportations internationales) ne peuvent généralement pas être prises en compte par les méthodes de régionalisation. Elles doivent par conséquent être estimées indépendamment (Sawyer et Miller, 1983; Jackson, 1998 ;Lahr, 2001).

Ces trois principes sont appliqués aux opérations de régionalisation de la table *commodity by industry* pour la Haute-Normandie. Ces opérations sont développées ci-dessous.

¹⁰⁵ Les dépenses des touristes français en séjour à l'étranger se retrouvent sous l'intitulé : « balance des paiements dans le secteur des services » pour l'item "dépenses voyage".

¹⁰⁶ Les achats sur le territoire du pays effectués par les non-résidents se retrouvent sous l'intitulé : « balance des paiements dans le secteur des services » pour l'item "recettes voyage".

Etape 6 : Régionalisation des outputs g'_j par secteur et de l'emploi sectoriel l_j

L'output total régional de chaque secteur a été estimé sur base de la technique de mise à l'échelle proportionnelle de Kendricks-Jaycox en supposant la productivité invariable spatialement au sein de la France. Avec cette technique, l'output total régional produit par chaque secteur j est estimé en réduisant l'output total national du même secteur (g_j^{2007} actualisé à 2007 à l'étape 1 ci-dessus, représenté ici par le symbole g_j^N) au prorata de la part de l'emploi régional du secteur j dans l'emploi national du même secteur en 2007. Ce calcul peut s'écrire mathématiquement comme suit (McDonald, 2005)¹⁰⁷ :

Eq. 42

$$g_j^R = g_j^N \frac{l_j^R}{l_j^N}, \quad \text{avec } l_j^N \neq 0, l_j^R \in l_j^N$$

L'exposant R représente la région et l'exposant N la nation (c'est-à-dire la France dans ce cas-ci). Les données d'emploi sectoriel national l_j^N sont celles de la Use table nationale actualisée à 2007 (étape 1 plus haut), les données d'emploi sectoriel régionales l_j^R sont calculées sur base des statistiques du Sessi et Scees (2009) et Agreste (accédé en 2009a,d). Nous n'avons pas directement introduit dans la Use table (Tableau 24) les données d'emploi du Sessi et Scees et d'Agreste. Cela aurait introduit des erreurs car nous avons vu plus haut (étape 1) qu'il peut y avoir de petites différences entre les valeurs des sources statistiques et celles de la Use table d'Eurostat (2009). Cela peut s'expliquer par le fait que le système de catégorisation est quelque peu différent ou que les techniques statistiques d'estimation ne sont pas précisément identiques. Nous avons par conséquent préféré utiliser les données statistique (\widehat{emp}_j) du Sessi et Scees et d'Agreste pour calculer un facteur de régionalisation de l'emploi pour chaque secteur, et appliquer ce facteur à l'emploi national 2007 qui a été actualisé plus haut à l'étape 1 (l_j^{2007}). Le calcul s'exprime comme suit :

Eq. 43

$$l_j^R = l_j^N \frac{\widehat{emp}_j^R}{\widehat{emp}_j^N}$$

Notons que dans l'équation Eq. 42, les données d'emploi \widehat{emp}_j^R et \widehat{emp}_j^N du Sessi et Scees (2009) et Agreste (accédé en 2009a,d) sont catégorisées en 114 secteurs suivant la nomenclature NES-114 (Nomenclature Economique de Synthèse des activités économiques françaises, niveau 3). Avant leur utilisation dans l'équation Eq. 42, nous avons dû les agréger pour les faire correspondre aux 59 catégories NACE de la Use table d'Eurostat (2009) suivant la correspondance établie au Tableau 25.

Notons également que pour plusieurs secteurs, les données d'emploi régional (\widehat{emp}_j^R) n'étaient pas disponibles (surtout pour les secteurs des services). Nous les avons estimées en reprenant l'emploi national actualisé à 2007 (l_j^{2007} calculé à l'étape 1 plus haut et symbolisé ici par l_j^N) que nous avons mis à l'échelle, pour chaque secteur individuellement, au prorata de la part de la valeur ajoutée régionale dans la valeur ajoutée nationale :

Eq. 44

$$l_j^R = l_j^N \frac{(\sum_{z=1}^t y_{zj})^R}{(\sum_{z=1}^t y_{zj})^N}$$

¹⁰⁷ Le calcul de l'équation Eq. 42 pourrait être amélioré en tenant compte des variations de productivité entre l'échelle nationale et celle de la région Haute-Normandie. McDonald (2005) réalise cette correction en ajoutant un troisième facteur à l'équation Eq. 42. Il s'agit du ratio du revenu par travailleur à l'échelle nationale sur le revenu par travailleur à l'échelle régionale (ratio calculé par secteur j).

Où $(\sum_{z=1}^t y_{zj})^N$ représente la valeur ajoutée nationale actualisée à 2007 à l'étape 2 ci-dessus (Eq. 32) pour les 59 secteurs NACE de la Use table, $(\sum_{z=1}^t y_{zj})^R$ représente la valeur ajoutée régionale de 2007 calculée à l'aide des données statistiques de l'Insee (non daté) de valeur ajoutée par secteur à l'échelle régionale (VA_j^R) et nationale (VA_j^N). Ces données sont agrégées suivant le système de catégorisation NES-14, soit pour 14 grands secteurs¹⁰⁸ qui couvrent l'ensemble des secteurs de production économique. Or les tables Supply-Use d'Eurostat (2009) sont désagrégées en 59 secteurs NACE. Nous n'avons par conséquent pas pu reprendre directement les données de valeur ajoutées régionales de l'Insee. A la place, nous avons utilisé les valeurs ajoutées de l'Insee pour calculer un ratio estimant pour chaque secteur NES-14, la part de la valeur ajoutée régionale dans la valeur ajoutée nationale. Ce ratio a ensuite été appliqué aux 59 secteurs NACE sur base d'une table de correspondance entre catégories de secteurs NACE et NES-14 (Tableau 25). Il en résulte une légère perte de précision puisque plusieurs secteurs NACE compris dans un seul secteur NES-14 se verront attribuer un même ratio de régionalisation sur base du calcul suivant :

$$\left(\sum_{z=1}^t y_{zj}\right)^R = \left(\sum_{z=1}^t y_{zj}\right)^N \frac{VA_j^R}{VA_j^N} \quad \text{Eq. 45}$$

¹⁰⁸ Exemples de secteurs NES-14: Agriculture-sylviculture-pêche, Industries agricoles et alimentaires, Industries des biens de consommation, Industrie automobile, etc.

Tableau 25. Correspondance entre d'une part, le système NACE de catégorisation des secteurs des tables Supply-Use d'Eurostat (2009) et d'autre part, le système de catégorisation NES-114 (niveau 3) et NES-14 (Niveau 1) de l'Insee.

Catégories de secteurs NES-114	Catégories de secteurs NACE <i>Catégories de secteurs utilisés dans la table Supply-Use Eurostat (2009)</i>	Catégories de secteurs NES-14
A01 - Agriculture, chasse, services annexes	01 - Agriculture, hunting and related service activities	A - Agriculture, sylviculture, pêche
A02 - Sylviculture, exploitation forestière, services annexes	02 - Forestry, logging and related service activities	
A03 - Pêche, aquaculture, services annexes	05 - Fishing, operating of fish hatcheries and fish farms; service activities incidental to fishing	
G1 - Production de combustibles et de carburants*	10 - Mining of coal and lignite; extraction of peat	G - Energie
	11 - Extraction of crude petroleum and natural gas; service activities incidental to oil and gas extraction excluding surveying	
	12 - Mining of uranium and thorium ores	
F11 - Extraction de minerais métalliques F12 - Autres industries extractives	13 - Mining of metal ores	F - Industries des biens intermédiaires
	14 - Other mining and quarrying	
B01 - Industrie des viandes B02 - Industrie du lait B03 - Industrie des boissons B04 - Travail du grain ; fabrication d'aliments pour animaux B05 - Industries alimentaires diverses	15 - Manufacture of food products and beverages	B - Industries agricoles et alimentaires (IAA)
B06 - Industrie du tabac	16 - Manufacture of tobacco products	
C11 - Industrie de l'habillement et des fourrures	17 - Manufacture of textiles	C - Industries des biens de consommation
C11 - Industrie de l'habillement et des fourrures	18 - Manufacture of wearing apparel; dressing and dyeing of fur	
C12 - Industrie du cuir et de la chaussure	19 - Tanning and dressing of leather; manufacture of luggage, handbags, saddlery, harness and footwear	
F31 - Travail du bois et fabrication d'articles en bois	20 - Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials	F - Industries des biens intermédiaires
F32 - Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton F33 - Fabrication d'articles en papier et en carton	21 - Manufacture of pulp, paper and paper products	
C20 - Édition, imprimerie, reproduction	22 - Publishing, printing and reproduction of recorded media	C - Industries des biens de consommation
G1 - Production de combustibles et de carburants*	23 - Manufacture of coke, refined petroleum products and nuclear fuels	G - Energie
C31 - Industrie pharmaceutique C32 - Fabrication de savons, de parfums et de produits d'entretien F41 - Industrie chimique minérale F42 - Industrie chimique organique F43 - Parachimie	24 - Manufacture of chemicals and chemical products	C - Industries des biens de consommation F - Industries des biens intermédiaires
F45 - Industrie du caoutchouc F46 - Transformation des matières plastiques	25 - Manufacture of rubber and plastic products	
F13 - Fabrication de verre et d'articles en verre F14 - Fabrication de produits en céramique et de matériaux de construction	26 - Manufacture of other non-metallic mineral products	F - Industries des biens intermédiaires
F51 - Sidérurgie et première transformation de l'acier F52 - Production de métaux non ferreux F53 - Fonderie	27 - Manufacture of basic metals	
F54 - Services industriels du travail des métaux F55 - Fabrication de produits métalliques	28 - Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment	

E21 - Fabrication d'éléments en métal pour la construction E22 - Chaudronnerie, fabrication de réservoirs métalliques et chaudières E23 - Fabrication d'équipements mécaniques E24 - Fabrication de machines d'usage général E25 - Fabrication de machines agricoles E26 - Fabrication de machines-outils E27 - Fabrication d'autres machines d'usage spécifique E32 - Fabrication de moteurs, génératrices et transformateurs électriques E33 - Fabrication d'appareils d'émission et de transmission E34 - Fabrication de matériel médico-chirurgical et d'orthopédie E35 - Fabrication de matériel de mesure et de contrôle	29 - Manufacture of machinery and equipment n.e.c.	E - Industries des biens d'équipement
E31 - Fabrication de machines de bureau et de matériel informatique	30 - Manufacture of office machinery and computers	E - Industries des biens d'équipement
F61 - Fabrication de matériel électrique F62 - Fabrication de composants électroniques	31 - Manufacture of electrical machinery and apparatus n.e.c.	F - Industries des biens intermédiaires
C45 - Fabrication d'appareils de réception, enregistrement ou repro. son et image	32 - Manufacture of radio, television and communication equipment and apparatus	C - Industries des biens de consommation
C46 - Fabrication de matériel d'optique et de photographie, horlogerie	33 - Manufacture of medical, precision and optical instruments, watches and clocks	C - Industries des biens de consommation
E11 - Construction navale E12 - Construction de matériel ferroviaire roulant E13 - Construction aéronautique et spatiale (n.c. ateliers indus. de l'aéronautique)	35 - Manufacture of other transport equipment	E - Industries des biens d'équipement
D01 - Construction automobile D02 - Fabrication d'équipements automobiles	34 - Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers	D - Industrie automobile
C41 - Fabrication de meubles C42 - Bijouterie et fabrication d'instruments de musique C43 - Fabrication d'articles de sport, de jeux et industries diverses C44 - Fabrication d'appareils domestiques	36 - Manufacture of furniture; manufacturing n.e.c.	C - Industries des biens de consommation
F51 - Sidérurgie et première transformation de l'acier F52 - Production de métaux non ferreux F53 - Fonderie F54 - Services industriels du travail des métaux F55 - Fabrication de produits métalliques	37 - Recycling	F - Industries des biens intermédiaires
G2 - Eau, gaz, électricité*	40 - Electricity, gas, steam and hot water supply 41 - Collection, purification and distribution of water	G - Energie
H0 - Construction*	45 - Construction	H - Construction
J1 - Commerce et réparation automobile*	50 - Sale, maintenance and repair of motor vehicles and motorcycles; retail sale services of automotive fuel	J - Commerce
J2 - Commerce de gros et intermédiaires du commerce*	51 - Wholesale trade and commission trade, except of motor vehicles and motorcycles	
J3 - Commerce de détail et réparation d'articles domestiques*	52 - Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles; repair of personal and household goods	
P1 - Hôtels et restaurants*	55 - Hotels and restaurants	P - Services aux particuliers
K01, K02 et K03 - Transports terrestres	60 - Land transport; transport via pipelines	K - Transport
K04 - Transports par eau	61 - Water transport	
K05 et K06 - Transports aériens et spatiaux	62 - Air transport	
K07-09 - Services auxiliaires des transports (Agences de voyages, ports, aéroports, gares,	63 - Supporting and auxiliary transport activities; activities of travel agencies	

services de péage des autoroutes, etc.)		
N1 - Postes et télécommunications*	64 - Post and telecommunications	N - Services aux entreprises
L0 - Activités financières*	65 - Financial intermediation, except insurance and pension funding	LM - Activités financières, activités immobilières
	66 - Insurance and pension funding, except compulsory social security	
	67 - Activities auxiliary to financial intermediation	
M0 - Activités immobilières*	70 - Real estate activities	
N3 - Services opérationnels *	71 - Renting of machinery and equipment without operator and of personal and household goods	N - Services aux entreprises
N2 - Conseils et assistance*	72 - Computer and related activities	
N4 - Recherche et développement*	73 - Research and development	
N3 - Services opérationnels*	74 - Other business activities	
R1 - Administration publique*	75 - Public administration and defence; compulsory social security	QR - Education, santé, action sociale, administration
Q1 - Éducation*	80 - Education	
Q2 -Santé, action sociale*	85 - Health and social work	
N3 - Services opérationnels*	90 - Sewage and refuse disposal, sanitation and similar activities	N - Services aux entreprises
R21 - Activités associatives	91 - Activities of membership organisation n.e.c.	QR - Education, santé, action sociale, administration
P2 - Activités récréatives, culturelles et sportives*	92 - Recreational, cultural and sporting activities	P - Services aux particuliers
P3 - Services personnels et domestiques*	93 - Other service activities	P - Services aux particuliers
	95 - Private households with employed persons	P - Services aux particuliers

Source : tableau élaboré sur base de la liste de catégories NACE (European Commission, accédé en 2009 ; Eurostat, 2009) et de la liste des catégories NES-14 (niveau 1)¹⁰⁹ et NES-114 (Niveau 3) (Insee, accédé en 2009r ; Insee, non daté ; Sessi et Scees, 2009).

* La désagrégation de ces secteurs en NES-114 est composée d'autres sous-catégories. Elles ne sont cependant pas représentées dans le tableau. Nous nous sommes arrêtés au niveau de désagrégation de la NES-36 (Niveau 2) car en réalité, les statistiques disponibles ne sont pas aussi détaillées pour ces secteurs. Par exemple, la désagrégation de G1 - Production de combustibles et de carburants en NES-114 est composée de G11 - Extraction de houille, de lignite et de tourbe, G12 - Extraction d'hydrocarbures ; services annexes, G13 - Extraction de minerais d'uranium, G14 - Cokéfaction et industrie nucléaire, et G15 - Raffinage de pétrole. Cependant il n'existe pas de données à ce niveau de détail pour le secteur de l'énergie (qui est par ailleurs souvent entaché du secret statistique). Seules des données sur la somme de ces secteurs sont disponibles (G1).

Etape 7 : Régionalisation des outputs par secteur et par produit (v_{ij}) de la Supply table

La matrice nationale V des outputs par secteur et par produit est régionalisée par la multiplication de chaque secteur colonne j par un facteur de mise à l'échelle. Cette technique est appliquée en vertu du deuxième principe de régionalisation abordé plus haut : le panel de produits fabriqués par un secteur est supposé invariable dans l'espace au sein d'un même pays. Cette hypothèse est connue sous le nom de *commodity-based technology assumption* selon laquelle la part de chaque output dans l'output total d'un secteur reste constante et ne varie par conséquent qu'au prorata de l'output total de ce secteur (une approche analogue à celle de la *industry technology assumption* d'Isard, 1951). Poser une telle hypothèse constitue une faiblesse de la méthode de régionalisation : il est probable que des variations spatiales entre régions d'un même pays s'observent dans la réalité. C'est cependant le manque de données régionales qui nous contraignent à devoir la poser. En effet, si des

¹⁰⁹ Le niveau de catégorisation NES-14 correspond en réalité au niveau NES-16 (niveau 1) dont les catégories L et M sont agrégées en secteur LM et Q et R en secteur QR.

valeurs totales d'emploi ou de valeur ajoutée par secteur sont relativement aisées à trouver, ce n'est pas le cas des valeurs par secteur et par produit. Nous sommes donc contraints de travailler avec des outputs totaux sectoriels et de considérer que les outputs sectoriels pour chaque produit varient au prorata de l'output total.

Il en découle que les v_{ij} d'une même colonne j de la supply table, peuvent être régionalisés au prorata de l'output régional total du secteur j dans l'output total de ce secteur au niveau national. Les éléments de la matrice V régionale (v_{ij}^R) se calculent comme suit (Zhang *et al.*, 2008):

$$v_{ij}^R = v_{ij}^N \frac{g_j^R}{g_j^N} \quad \text{Eq. 46}$$

Où v_{ij}^N représentent les outputs par secteur et par produit actualisé à 2007 à l'échelle nationale française à l'étape 3 (Eq. 36), g_j^R représente l'output régional total du secteur j régionalisé à l'étape 6 (Eq. 42) et g_j^N représente les outputs nationaux totaux du secteur j actualisés à 2007 à l'étape 1 (Eq. 29).

L'équation Eq. 46 revient à ventiler l'output régional total par secteur j au prorata du panel de produits fabriqués par chaque secteur au niveau national. Cela revient à poser l'hypothèse selon laquelle un secteur, où qu'il se trouve en France produit toujours un panel de biens et services dont la part dans la production totale est constante. Cette hypothèse n'est pas forcément rencontrée dans la réalité puisque un secteur automobile implanté en Haute-Normandie pourrait se concentrer sur l'assemblage surtout, et produire, par exemple, 90% de voitures assemblées, 5% d'équipements électroniques et 5% de service de vente, alors qu'en Ile-de-France, le secteur automobile pourrait être plus ciblé sur les services et produire, 20% de voitures assemblées, 5% d'équipements électroniques et 75% de service de vente, après-vente et réparations.

En ce qui concerne le secteur agricole et le secteur forestier, nous possédons des valeurs de production totale pour la France et la Haute-Normandie provenant des statistiques forestières (Agreste, accédé en 2009d) et agricoles (Agreste, accédé en 2009e). Ces valeurs sont plus précises que les outputs totaux sectoriels apparaissant à l'équation Eq. 46 puisque ces derniers ne sont que des estimations. Or les valeurs de production reprises ici (Eq. 46) sont issues de collectes de données statistiques observées. Sur base de ces valeurs, nous avons calculé un ratio de mise à l'échelle que nous avons ensuite appliqué uniformément aux outputs v_{ij}^N de la supply table nationale actualisée à 2007 comme suit :

$$v_{ij}^R = v_{ij}^N \frac{Production_j^R}{Production_j^N}, \quad \text{pour } j = 1 \text{ et } 2 \quad \text{Eq. 47}$$

Où $j = 1$ représente la colonne du secteur agricole et $j = 2$ celle du secteur de la production forestière, $Production_j^R$ = production totale agricole en Haute-Normandie en 2007 = 1619,39 M€₂₀₀₇ et $Production_j^N$ = production totale agricole en France métropolitaine en 2007 = 65.830,49 M€₂₀₀₇ (pour $j=1$), $Production_j^R$ = production totale forestière en Haute-Normandie en 2007 = 172.485,00 m³ de bois sciés et $Production_j^N$ = production totale forestière en France métropolitaine en 2007 = 7.603.760,00 m³ de bois sciés (pour $j=2$). Ce qui signifie que les secteurs agricole et forestier de Haute-Normandie fournissent respectivement une production qui représente 2,5% de la production agricole nationale et 2,3% de la production forestière nationale.

Comme nous l'avons déjà mentionné plus haut, le deuxième principe de régionalisation n'est pas appliqué à la lettre. Des ajustements sont réalisés, ce qui explique qu'au final, les coefficients

techniques de la table régionale ne sont pas exactement égaux à ceux de la table nationale. Cela est dû au fait que les v_{ij}^r régionalisés à cette étape constituent des valeurs intermédiaires. Nous allons ensuite nous appuyer sur ces valeurs intermédiaires pour calculer l'output total régional au prix de base par produit i nécessaire au calcul des marges de commerce et de transport régionales. Ces marges nous permettront ensuite de calculer l'output régional total au prix d'achat par produit i et il faudra alors réajuster les v_{ij}^r en fonction de ce total. Ces opérations sont développées plus loin.

Etape 8 : régionalisation des composantes de la valeur ajoutée (y_{zj})

Valeur ajoutée ($\sum_{z=1}^t y_{zj}$) :

Au vu du manque de données régionales, McDonald (2005) est contraint d'estimer la valeur ajoutée régionale de chaque secteur au prorata de la part de l'output total sectoriel régional dans le total national (de manière analogue à l'équation Eq. 46). Nous avons la chance de constater qu'en France, des données régionales de valeur ajoutées existent même si elles restent imparfaites au vu de leur faible désagrégation sectorielle. Les données de valeurs ajoutées régionales ne sont disponibles qu'à l'échelle des 14 secteurs principaux (voir NES-14 du Tableau 25). Sur base de ces 14 valeurs ajoutées régionales, nous avons calculé un ratio qui représente la part du régional dans le national pour la valeur ajoutée du secteur j . Ce ratio a ensuite été appliqué à la valeur ajoutée nationale actualisée à 2007 estimée plus haut. Le détail de ce calcul est présenté à l'étape 6 (Eq. 45).

Salaires bruts (y_{zj} pour $z=1$) :

Sawyer et Miller (1983) ont constaté qu'une part importante du pourcentage d'erreur dans les tables régionales construites sur base d'approches « sans enquête » est due à des imprécisions dans l'estimation de la valeur ajoutée et en particulier des salaires bruts. Jensen et West (1980) ont montré, avec d'autres, que la précision des coefficients techniques élevés (comme c'est le cas des coefficients de salaires)¹¹⁰ constitue un déterminant critique pour la précision de la matrice inverse de Leontief $(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ (voir Eq. 23). Cela résulte du fait que dans les opérations de régionalisation, la valeur ajoutée intervient dans le calcul des inputs intermédiaires u_{ij} , eux-mêmes intervenant dans le calcul des coefficients techniques $\frac{u_{ij}}{g_j}$ qui constituent les éléments de la matrice \mathbf{A} dans la matrice inverse de Leontief. Par conséquent, des erreurs dans les valeurs ajoutées sectorielles introduisent des erreurs dans la matrice inverse de Leontief, l'équation de base de la modélisation I-O, et c'est tout le modèle I-O qui s'en retrouve affecté.

En outre, les salaires bruts interviennent dans le calcul des impacts économiques induits¹¹¹ résultant d'une variation de la demande finale causée par une variation des salaires (McDonald, 2005). D'où l'intérêt d'estimer les salaires bruts de manière aussi précise que possible. Un bon niveau de précision a pu être atteint grâce aux données de salaire brut par travailleur (\widetilde{rpt}_j^R) disponibles à l'échelle de la Haute-Normandie pour un niveau de désagrégation par secteur basé sur le système de

¹¹⁰ Le coefficient technique des salaires bruts est calculé comme les coefficients techniques conventionnels en divisant les salaires bruts y_{1j} par l'output total sectoriel g_j' .

¹¹¹ Les impacts induits sont à distinguer des impacts indirects. Les impacts induits sont occasionnés par une variation du pouvoir d'achat des ménages lorsque les salaires bruts sont modifiés. L'impact se répercute sur leurs modes de consommation et par conséquent sur le niveau des dépenses par la demande finale. Les impacts indirects sont causés par une modification du niveau de production d'un secteur. L'impact de la variation de l'output total de ce secteur se répercute sur les autres secteurs qui le fournissent en inputs intermédiaires.

catégorisation NES-114 du Tableau 25 (source de données : Sessi et Scees, 2009 ; Agreste, 2006¹¹² ; Agreste, non daté). Ces valeurs ont été directement reprises et multipliées par le nombre de travailleurs dans la région (l_j^R) estimé à l'étape 6 (Eq. 44). Elles ont ensuite été insérées à la ligne correspondante de la Use table des y_{zj} (pour $z=1$). Le calcul s'exprime comme suit :

$$y_{zj}^R = \widetilde{rpt}_j^R l_j^R, \quad \text{pour } z = 1 \quad \text{Eq. 48}$$

Malheureusement, les données de salaires bruts par travailleurs ne sont pas disponibles pour tous les secteurs de la NES-114. Ces données sont absentes pour six secteurs primaires et secondaires ainsi que pour la totalité des secteurs tertiaires. Le secteur énergétique, notamment, en est absent en raison du secret statistique dont il bénéficie (cela couvre les activités d'extraction d'énergies fossiles, de raffinage du pétrole et de production et de distribution de gaz et électricité). En conséquence, nous avons été contraints de poser l'hypothèse selon laquelle le revenu par travailleur ne varie pas spatialement (ou pas de manière significative) au sein des différentes régions de France, il ne varie qu'au travers du temps. Cela nous a permis de prendre le salaire brut par secteur (y_{zj}^{N2005}) et le nombre de travailleurs par secteur (l_j^{N2005}) dans la Use table nationale 2005 d'Eurostat (2009). Le premier a ensuite été divisé par le second, ce qui donne un revenu par travailleur par secteur (\widetilde{rpt}_j^N). Nous avons ensuite actualisé ce revenu à 2007 à l'aide de l'indice des salaires par secteur (\widetilde{IS}_j^N) tiré de l'Insee (accédé en 2009o,p,s) – ici aussi nous avons été contraints de supposer que les salaires ont évolué de manière identique dans toutes les régions de France (pas de variation spatiale). Nous avons ensuite, pour chaque secteur, multiplié le résultat actualisé par le nombre de travailleurs régionaux en 2007 (l_j^R). Cela donne, *in fine*, le salaire régional brut total par secteur en 2007 (y_{zj}^R , pour $z = 1$). Mathématiquement, ce salaire brut s'exprime comme suit :

$$y_{zj}^R = \frac{y_{zj}^{N2005}}{l_j^{N2005}} \frac{\widetilde{IS}_j^{N2007}}{\widetilde{IS}_j^{N2005}} l_j^R, \quad \text{pour } z = 1 \quad \text{Eq. 49}$$

Notons que les indices de salaires sont disponibles suivant une désagrégation sectorielle en 36 secteurs, basée sur le système de catégorisation NES-36 (niveau 2). Il a donc fallu établir une correspondance avec le système de catégorisation NACE à 59 secteurs des tables Supply-Use. Nous ne détaillons pas ici la correspondance entre les deux mais il s'agit d'une manœuvre analogue à celle effectuée pour l'élaboration du Tableau 25. Rappelons, en outre, que chaque fois que les données statistiques sont disponibles à un niveau d'agrégation inférieur à celui des tables Supply-use, comme c'est par exemple le cas pour les indices de salaires, le modèle régional perd en précision. Par exemple, il n'existe pas d'indice de salaires pour le secteur du transport par eau. Seul l'indice pour l'ensemble du secteur du transport est disponible. Cela nous contraint à poser l'hypothèse selon laquelle les salaires ont évolué de la même manière dans chacune des sous-catégories du secteur des transports, que ce soit le transport terrestre (routes et rail), par eau ou par air (voyages par avion et voyages spatiaux).

¹¹² Pour le secteur forestier, Agreste ne donne que les statistiques de 2006. Nous avons par conséquent actualisé la valeur 2006 avec l'indice des salaires pour le secteur forestier en calculant un ratio indice de salaire 2007/indice de salaires 2005 de manière similaire à l'équation Eq. 49.

Excédent brut d'exploitation et autres taxes nettes sur la production (y_{zj} pour $z=2$ et 3) :

Il n'existe pas de données régionales concernant les composantes de la valeur ajoutée qui ne sont pas des salaires bruts: l'excédent brut d'exploitation et les autres taxes nettes sur la production. En conséquence, l'excédent brut d'exploitation est estimé suivant la méthode de Lahr (2001) en soustrayant pour chaque secteur, le salaire brut régional (y_{zj}^R pour $z = 1$) de la valeur ajoutée régionale ($(\sum_{z=1}^t y_{zj})^R$) tous les deux calculés pour 2007 respectivement à l'équation Eq. 49 et Eq. 45. Ensuite, la différence est redistribuée entre l'excédent brut d'exploitation et les autres taxes nettes sur la production dans les mêmes proportions que celles de la Use table nationale d'Eurostat (2009) de 2005, c'est-à-dire au prorata de leur part respective dans le total de la valeur ajoutée qui n'est pas du salaire brut ($(\sum_{z=1}^t y_{zj}^{2005})^N - y_{1j}^{N,2005}$). Cela revient à poser l'hypothèse selon laquelle cette proportion ne varie pas significativement dans l'espace ni dans le temps, sur la période 2005-2007 du moins. Mathématiquement, cela s'écrit comme suit (McDonald, 2005) :

$$\begin{cases} y_{2,j}^R = \left(\left(\sum_{z=1}^t y_{zj} \right)^R - y_{1j}^R \right) \frac{y_{2j}^{N,2005}}{\left(\sum_{z=1}^t y_{zj}^{2005} \right)^N - y_{1j}^{N,2005}} \\ y_{3,j}^R = \left(\left(\sum_{z=1}^t y_{zj} \right)^R - y_{1j}^R \right) \frac{y_{3j}^{N,2005}}{\left(\sum_{z=1}^t y_{zj}^{2005} \right)^N - y_{1j}^{N,2005}} \end{cases} \quad \text{Eq. 50}$$

Où $y_{2j}^{N,2005}$ représente les autres taxes nettes sur la production payées par le secteur j au niveau national pour l'année 2005 et $y_{3j}^{N,2005}$ l'excédent brut d'exploitation engendré par le secteur j au niveau national pour l'année 2005.

Etape 9 : Régionalisation des inputs intermédiaires u_{ij} dans le Use table

A présent que l'output total et la valeur ajoutée par secteur sont régionalisés, les inputs intermédiaires par secteur et par produit (u_{ij}) peuvent être régionalisés à leur tour par la méthode du *fabrication effect* présentée à la Section VII.4 (Eq. 28). Une seule différence subsiste toutefois, l'équation Eq. 28 est utilisée non pas sous la forme de coefficients techniques mais en reprenant les valeurs absolues d'inputs (McDonald, 2005). Cela revient à multiplier le numérateur par l'output régional total de chaque secteur et le dénominateur par l'output national total de chaque secteur. Ces outputs totaux par secteur étaient notés X_j car l'équation du *fabrication effect* était présentée dans le cadre d'une matrice *industry by industry* de Leontief. Ici nous les renommons g_j^R puisque les tables Supply-Use fonctionnent dans un cadre *commodity by industry*. Il en résulte que l'équation du *fabrication effect* peut s'exprimer comme suit :

$$\rho_j^R = \frac{g_j^R - (V_j^R)}{g_j^N - (V_j^N)} \quad \text{Eq. 51}$$

Où ρ_j^R est un coefficient de régionalisation qui met les inputs intermédiaires à l'échelle au prorata de la part du total des inputs intermédiaires régionaux ($g_j^R - (V_j^R)$) dans le total national ($g_j^N - (V_j^N)$). Ensuite, le coefficient de régionalisation ρ_j^R est appliqué à tous les inputs intermédiaires nationaux du secteur colonne j comme suit :

$$u_{ij}^R = \rho_j^R u_{ij}^N \quad \text{Eq. 52}$$

Où u_{ij}^N représente les inputs intermédiaires nationaux actualisés à 2007 à l'étape 4.

Etape 10 : Régionalisation des différentes catégories de la demande finale

Les différentes catégories de demande finale de la matrice F doivent également être régionalisées. Treyz et Stevens (1985) suggèrent que la demande finale régionale soit estimée à l'aide d'approches économétriques sur base de données régionales sur le revenu des ménages, la demande intermédiaire d'inputs ainsi que d'autres facteurs. Cependant, le manque de données régionales sur des périodes suffisamment longues pour la Haute-Normandie rend ce type d'approche impossible à réaliser (McDonald, 2005). Peut-être qu'une approche économétrique qui reprendrait des séries de données spatiales (pour chacune des régions de France) permettrait d'avoir un échantillon suffisant pour élaborer des régressions statistiques. Cependant, il y a un risque de perdre de l'information concernant la spécificité régionale. C'est une approche à explorer.

Demande finale des ONG et des administrations publiques :

La demande finale des ONG (f_{i2}) ainsi que celle des administrations publiques (f_{i3}) a été régionalisée au prorata de la population régionale dans le total national en 2007. Cela se calcule comme suit (McDonald, 2005 ; Zhang *et al.*, 2008) :

$$f_{ik}^R = f_{ik}^N \frac{\widehat{Pop}^R}{\widehat{Pop}^N}, \quad \text{pour } k = 2 \text{ et } 3, \quad \widehat{Pop}^N \neq 0$$

Eq. 53

Où f_{ik}^N est la demande finale nationale des ONG ou des administrations publiques actualisée à 2007 à l'étape 2, \widehat{Pop}^R est la population totale de la région Haute-Normandie en 2007 estimée à 1.814.677 habitants et \widehat{Pop}^N la population nationale en France métropolitaine estimée en 2007 à 61.829.338 (Insee, 2009a)¹¹³. Le ratio $\frac{\widehat{Pop}^R}{\widehat{Pop}^N}$ obtenu s'élève donc à 0,0293. Il s'agit d'un ratio unique qui est multiplié à toutes les cellules de la colonne de la demande finale des ONG ainsi qu'à celles des administrations publiques.

Demande finale des ménages :

De manière analogue, la demande finale des ménages a été régionalisée au prorata du nombre d'habitants (\widehat{Pop}) mais aussi du revenu de ces habitants (\widehat{rpt}). Cela se calcule comme suit (McDonald, 2005 ; Zhang *et al.*, 2008) :

$$f_{ik}^R = f_{ik}^N \frac{\widehat{Pop}^R \widehat{rpt}^R}{\widehat{Pop}^N \widehat{rpt}^N}, \quad \text{pour } k = 1, \widehat{Pop}^N \neq 0 \text{ et } \widehat{rpt}^N \neq 0$$

Eq. 54

Où \widehat{rpt}^R est le revenu moyen par travailleur en Haute-Normandie qui s'élève en 2007 à 32640 €₂₀₀₇ et \widehat{rpt}^N le revenu moyen par travailleur en France qui s'élève en 2007 à 32403 €₂₀₀₇ (Ministère de l'économie, de l'industrie et de l'emploi, accédé en 2009).

¹¹³ Au moment où nous avons régionalisé le modèle, les données de population n'allaient que jusqu'en 2006. En conséquence, nous avons estimé la population haut-normande à 1.814.677 habitants et celle de France métropolitaine à 61.829.334 habitants en 2007 sur base du taux de croissance annuel moyen calculé sur la période 1999-2006 et appliqué aux données de population de 2006. En 2010, les statistiques officielles sont sorties. Elles évaluaient la population haut-normande à 1.816.716 habitants (Insee, 2010a) et la population de France métropolitaine à 61.795.007 habitants en 2007 (Insee, 2010b).

Demande finale en formation brute de capital fixe (FBCF) et variations de stocks :

La catégorie de demande finale la plus difficile à régionaliser concerne la formation brute de capital fixe (FBCF), les variations des biens de valeur et les variations de stock (respectivement f_{i4} , f_{i5} et f_{i6} au Tableau 24). Bien que ces données soient disponibles à l'échelle nationale, elles ne le sont pas à l'échelle régionale.

C'est la raison pour laquelle nous avons régionalisé ces trois catégories de demande finale au prorata de l'input intermédiaire total par produit à l'échelle régionale ($\sum_{j=1}^m u_{ij}^R$ calculés à l'équation Eq. 52 de l'étape 9) dans le total national ($\sum_{j=1}^m u_{ij}^N$ actualisés à 2007 à l'étape 4). Pour la catégorie des variations de stocks, cette méthode de régionalisation semble relativement cohérente car il semble a priori pertinent de penser qu'un secteur j qui achète chaque année 100 tonnes de marchandises aux autres secteurs aura besoin, pour assurer une production continue, de 10 fois plus de stocks de marchandises qu'un secteur de la même catégorie j qui n'achète que 10 tonnes de marchandises par an aux autres secteurs. Il en va de même pour la FBCF qui représente les investissements en capital fixe réalisés dans le courant de l'année (achat de machines, équipements, bâtiments, terrains, etc.). Un secteur j de grande taille (échelle nationale) utilisant beaucoup d'inputs intermédiaires devra probablement investir dans une quantité plus importante de machines et équipements pour assurer sa production qu'un secteur de la même catégorie j de plus petite taille (échelle régionale). Le calcul effectué s'exprime comme suit (McDonald, 2005 ; Zhang *et al.*, 2008) :

$$f_{ik}^R = f_{ik}^N \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^N} , \quad \text{pour } k = 4, 5 \text{ et } 6 , \quad \sum_{j=1}^m u_{ij}^N \neq 0 \quad \text{Eq. 55}$$

Il est cependant vrai qu'outre la taille des secteurs, d'autres facteurs conditionnent l'investissement. Ceux-ci sont néanmoins pris en compte dans les données nationales régionalisées. Il s'agit de la croissance économique, de l'optimisme général, de la demande finale attendue au niveau national et à l'étranger, du taux directeur de la banque centrale, des taux d'intérêt fixés par les banques, etc. C'est la raison pour laquelle la méthode de régionalisation consiste ici non pas à calculer une relation précise entre la FBCF et les différents facteurs qui la conditionnent mais simplement à prendre en compte la taille des secteurs régionaux en Haute-Normandie en comparaison à l'ensemble du secteur à l'échelle nationale. Cependant, il est vrai que, malgré tout, l'équation Eq. 55 ne couvre pas la totalité des facteurs influant sur l'investissement. Il s'agit par exemple de la nécessité de remplacer le capital fixe usagé ou obsolète, la capacité des équipements existants à répondre à la demande, etc. Or tous ces facteurs varient spatialement d'une région à l'autre au sein de la France. Cela n'a pas pu être pris en compte.

Etape 11 : Régionalisation des exportations internationales ($f_{i7}^{\text{internatio.}}$) et des lignes d'ajustement (a_1, a_2, a_3)

Les exportations internationales ($f_{i7}^{\text{internatio.}}$) :

La régionalisation des exportations internationales ($f_{i7}^{\text{internatio.}}$) vise à estimer les exportations depuis la Haute-Normandie vers le reste du monde (autres régions de France non incluses). Elles sont estimées de la même manière que la FBCF à l'étape 10, c'est-à-dire au prorata de la part régionale des inputs intermédiaires totaux par produit ($\sum_{j=1}^m u_{ij}^R$) dans le total national ($\sum_{j=1}^m u_{ij}^N$) :

$$f_{i7}^{\text{internatio.}} = f_{i7}^{\text{internatio.}} \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^N} , \quad \sum_{j=1}^m u_{ij}^N \neq 0 \quad \text{Eq. 56}$$

Où $f_{i7}^{\text{internatio.}}$ représente les exportations françaises actualisées à 2007 à l'étape 2.

Ajustements CAF/FAB sur les importations et les exportations (a_1) :

De manière analogue à la méthode d'actualisation (Eq. 41 de l'étape 5), l'ajustement CAF/FAB sur les importations et les exportations (a_1) est régionalisé au prorata des exportations internationales de la région ($\sum_{i=1}^n f_{i7}^R$ de l'équation Eq. 56) dans le total national ($\sum_{i=1}^n f_{i7}^N$ de l'équation Eq. 31):

$$a_1^R = \frac{a_1^N}{\sum_{i=1}^n f_{i7}^N} \sum_{i=1}^n f_{i7}^R \quad \text{Eq. 57}$$

Où a_1^N représente l'ajustement CAF/FAB sur les importations et les exportations actualisé à 2007 à l'échelle nationale à l'étape 5 (Eq. 41).

Il eut été sans doute plus cohérent de recourir à la même équation que celle utilisée à l'étape 5, c'est-à-dire en se basant à la fois sur les importations et les exportations. Cependant à ce stade-ci de la procédure de régionalisation, les importations ne sont pas encore régionalisées, ce qui rend l'opération impossible à moins de régionaliser a_1 à un stade ultérieur.

Ajustements concernant les achats directs à l'étranger par les résidents (a_2) :

Les achats directs à l'étranger par les résidents (a_1) sont régionalisés au prorata du revenu total des travailleurs de Haute-Normandie ($\sum_{j=1}^m y_{zj}^R$ pour $z=1$, régionalisé à l'équation Eq. 49 de l'étape 8) dans le total national ($\sum_{j=1}^m y_{zj}^N$ actualisé à 2007 à l'équation Eq. 33 de l'étape 2). Cela revient à poser l'hypothèse selon laquelle la manière de voyager et de consommer à l'étranger ne varie pas spatialement entre les différentes régions de France si ce n'est en fonction du revenu des individus de ces régions. Le calcul s'effectue comme suit :

$$a_2^R = a_2^N \frac{\sum_{j=1}^m y_{zj}^R}{\sum_{j=1}^m y_{zj}^N}, \quad \text{pour } z = 1 \text{ (salaires bruts)} \quad \text{Eq. 58}$$

Où a_2^N représente l'ajustement sur les achats directs à l'étranger par les résidents actualisé à 2007 à l'échelle nationale à l'étape 5.

Ajustements concernant les achats sur le territoire du pays par les non-résidents (a_3) :

L'ajustement concernant les achats sur le territoire du pays par les non-résidents (a_3) est basé sur la part de la population étrangère en Haute-Normandie ($\widehat{pop}_{\text{étrangère}}^R$) dans le total national ($\widehat{pop}_{\text{étrangère}}^N$). Cela revient à supposer que la manière dont les étrangers consomment ne varie pas spatialement sur le territoire. Il aurait été plus précis de prendre également en compte le revenu des étrangers présents en Haute-Normandie, un facteur important dans la manière de consommer. Malheureusement, nous ne possédons pas une telle information. Le calcul de régionalisation s'effectue par conséquent comme suit :

$$a_3^R = a_3^N \frac{\widehat{pop}_{\text{étrangère}}^R}{\widehat{pop}_{\text{étrangère}}^N} \quad \text{Eq. 59}$$

Où a_3^N représente l'ajustement sur les achats sur le territoire du pays par les non-résidents actualisé à 2007 à l'échelle nationale à l'étape 5. La population étrangère en Haute-Normandie s'élève à

73.000 personnes et en France métropolitaine à 4.959.000 en 2005 (Insee, 2004-2006). En l'absence de données pour 2007, nous avons supposé ce rapport constant jusqu'en 2007.

Etape 12 : Régionalisation de l'input total par produit i dans la Use table (q_i)

A présent que toutes les colonnes de la Use table ont été régionalisées, l'input régional total par produit i (q_i^R) peut être calculé dans la Use table en sommant les cellules de chaque ligne i comme suit :

$$q_i^R = \sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^p f_{ik}^R \quad \text{Eq. 60}$$

Etant donné l'identité des matrices Supply-Use (input total par produit égal à l'output total par produit), la valeur q_i^R peut également être insérée dans la dernière colonne de la Supply table des outputs totaux par produit (q_i^R).

Etape 13 : Régionalisation des importations et des exportations interrégionales

Les économies régionales sont généralement plus ouvertes que leur analogue nationale (Richardson, 1972; Jensen *et al.* 1979; Lahr 2001) car en plus des échanges avec l'international, s'ajoutent les échanges avec les autres régions du pays. Généralement, il n'existe pas de données sur les flux de biens et services entre régions qui permettraient d'estimer les importations et les exportations interrégionales. Idéalement, des enquêtes devraient alors être effectuées pour chiffrer ces échanges. Cependant, en raison de contraintes de temps et de budget, il faut souvent se passer de ce genre d'enquêtes. Par exemple, McDonald (2005) applique la méthode des SLQ_i expliquée à la Section VII.4 (équation Eq. 26).

En France, des données détaillées de flux interrégionaux de marchandises sont disponibles auprès du MEEDDAT¹¹⁴ (2009). Il s'agit de la base statistique du SitraM¹¹⁵ dans laquelle les données sont récoltées par enquête directe auprès des transporteurs routiers ainsi que par le biais des fichiers de marchandises de la SNCF pour le transport par train, des Voies Navigables de France pour le transport par eau et des douanes pour les transports aux frontières (tout mode de transport) (MEDAD/SESP et SitraM, non daté). Par contre, les flux de services sont absents de la base statistique. Nous avons par conséquent développé une méthode d'estimation des flux interrégionaux simple, rapide et peu coûteuse qui mêle la méthode des SLQ_i pour les services et la méthode plus précise des enquêtes pour les biens.

A ce stade des opérations de régionalisation, les outputs par produit et par secteur (v_{ij}^R) de la supply table correspondent à leur équivalent en coefficients techniques a_{ij}^R présentés dans Miller et Blair (1985) à l'équation Eq. 25. Une seule différence toutefois : Miller et Blair (1985) travaillent sur une table I-O *industry by industry*. En conséquence, ils envisagent uniquement des coefficients techniques d'inputs. Cependant, nous travaillons sur une table I-O *commodity by industry*. En conséquence nous devons envisager deux types de coefficients techniques : les coefficients techniques d'inputs et les coefficients techniques d'outputs. En l'occurrence, dans la Supply table, il s'agit de coefficients techniques d'output calculés en divisant chaque v_{ij}^R par son output total par produit q_i^R (voir

¹¹⁴ Initialement dénommé MEDDAT pour Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, de l'Aménagement du Territoire, il a été depuis, rebaptisé en MEEDDAT pour Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire puis en Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement (MEDDTL). Le MEDDTL est l'appellation actuelle.

¹¹⁵ SitraM : système d'Information sur les transports de marchandises.

industry-based technology assumption expliquée à la Section VII.6. Si nous adaptons la notion de coefficients techniques a_{ij}^R aux tables *commodity by industry*, ceux-ci peuvent être redéfinis comme représentant la quantité d'outputs du produit i fabriqué par le secteur j dans la région R . Cependant, ces coefficients techniques ont été régionalisés sur base des données de la Supply table nationale. Or, si à l'échelle nationale, la Supply table ne comprend que des outputs v_{ij} produits dans le pays, ceux-ci incluent des produits fabriqués dans les différentes régions de France (les outputs importés depuis l'étranger sont inclus dans une colonne distincte de la Supply table ainsi que dans les inputs intermédiaires de la Use table délivrés par Eurostat (2009) (Tableau 23 et Tableau 24). Or, au moment de régionaliser les v_{ij}^R à l'étape 7 (Eq. 46 et Eq. 47), certains d'entre eux peuvent avoir été surestimés et contenir des outputs qui ont été produits dans d'autres régions de France. Il faut alors les retirer et les introduire dans une nouvelle colonne de la Supply table qui représente les importations interrégionales. Il en résulte que si nous exprimons les v_{ij}^R de la Supply table régionalisée sous forme de coefficients techniques de manière analogue à l'équation Eq. 25, cela donne :

$$a_{ij}^R = a_{ij}^{RR} + a_{ij}^{R'R} + a_{ij}^{RR'} \quad \text{Eq. 61}$$

Où :

a_{ij}^R = quantité d'outputs du produit i fabriqué par le secteur j dans la région R .

a_{ij}^{RR} = Quantité d'outputs du produit i fabriqué par le secteur j dans la région R , consommé par un secteur de la région R également. Ce coefficient est appelé *trade coefficient* et représente la quantité nécessaire d'inputs dans la région R qui ont été produits dans cette même région (Round, 1983).

$a_{ij}^{R'R}$ = importations interrégionales : quantité d'outputs du produit i fabriqué par le secteur j dans la région R' (située en dehors de la région R) et consommé par un secteur de la région R .

$a_{ij}^{RR'}$ = exportations interrégionales : quantité d'outputs du produit i fabriqué par le secteur j dans la région R et consommé par un secteur de la région R' (située en dehors de la région R).

Par rapport à l'équation de Miller et Blair (1985), un troisième terme vient s'ajouter. Il s'agit des exportations interrégionales $a_{ij}^{RR'}$. Cela signifie que nous considérons que les v_{ij}^R de la Supply table régionalisés à l'étape 7 comprennent non seulement les outputs produits par les secteurs j localisés en Haute-Normandie (qu'ils soient consommés sur place, a_{ij}^{RR} , ou qu'ils soient exportés vers d'autres régions françaises et du reste du monde, $a_{ij}^{RR'}$) mais aussi la quantité importée depuis les autres régions de France vers la Haute-Normandie ($a_{ij}^{R'R}$). C'est précisément cette dernière quantité qu'il faut retirer de la Supply table pour conserver une table régionale qui soit analogue à la table nationale délivrée par Eurostat (2009). Car, si dans les tables nationales d'Eurostat, les u_{ij} de la Use table comprennent les importations (qui sont également représentées dans une colonne distincte de la Supply table pour assurer l'identité de base des tables Supply-Use : $q_i' = q_i$), ce n'est pas le cas des v_{ij} de la Supply table. Ceux-ci ne comprennent que les exportations (qui sont également représentées dans une colonne distincte de la Use table, toujours pour conserver l'identité susmentionnée).

Ci-dessous, deux méthodes sont utilisées conjointement pour retirer des v_{ij}^R la part surestimée imputable à des outputs qui n'ont pas été produits dans la région mais qui proviennent en réalité d'autres régions de France. Il s'agit de l'approche des SLQ_i et de l'approche basée sur les flux de transports interrégionaux de la base statistique du MEEDDAT (2009). La première approche a été

utilisée pour les services alors que la seconde l'a été pour les biens (produits fabriqués par les secteurs primaires et secondaires).

Méthode des SLQ_i pour les services:

Pour estimer la part des importations interrégionales comprises dans les v_{ij}^R régionalisés plus haut, le recours à des données de flux interrégionaux aurait été plus précis. Cependant, la base statistique du MEEDDAT (2009) couvre exclusivement les flux de biens tangibles, pas les flux de services. C'est la raison pour laquelle les importations interrégionales de services sont estimées par une méthode alternative, la méthode des SLQ présentée à la Section VII.4 (Eq. 26). Dans cette section, nous avons présenté la méthode dans le cadre d'une matrice *industry by industry*. C'est pourquoi nous parlons de SLQ_i ou chaque SLQ était calculé pour le secteur i (en ligne) producteur d'output. Dans la Supply table, les secteurs producteurs se trouvent en colonne et comportent j catégories. En conséquence, les SLQ sont calculés ici par secteur colonne et sont par conséquent dénommés SLQ_j .

En outre, le calcul des SLQ_j est en réalité légèrement plus complexe que celui présenté plus haut. Premièrement, vu le manque de données régionales, il a été impossible de calculer les SLQ_j sur base des outputs totaux sectoriels. A l'équation Eq. 62, nous nous sommes basés sur les données d'emploi sectoriel comme approximation de l'output total sectoriel (méthode courante abordée entre autre par Miller et Blair, 1985). Pour améliorer l'approximation de l'output total par secteur par les emplois, McDonald (2005) retire les emplois dans les sièges sociaux des entreprises des secteurs primaires et secondaires. En effet, il arrive que des industries établissent leur siège social dans une région sans que pour autant leurs activités de production industrielle y soient réellement exercées. En conséquence, ce n'est pas dans cette région que leur output total sectoriel est réellement produit. Pour chacun des secteurs primaires et secondaires, les pourcentages d'emploi dans les sièges sociaux ($\overline{\%emp_j^R}$) ont été calculés puis déduits de l'emploi régionalisé à l'étape 6. Cette soustraction a également été effectuée à l'échelle nationale en soustrayant $\overline{\%emp_j^N}$ de l'emploi national actualisé à l'étape 1 (Eq. 30). Nos calculs nous amènent à estimer qu'en France, 19,5% des secteurs primaires et secondaires sont des sièges sociaux contre 17,1% en Haute-Normandie. Ces pourcentages sont tirés du recensement de la population effectué en 1999 (Insee, 1999b)¹¹⁶. Nous avons par conséquent été contraints de supposer qu'ils étaient restés constants jusqu'en 2007. Il en découle que le calcul des SLQ_j peut être exprimé comme suit :

$$SLQ_j^R = \frac{l_j^R / \left(\sum_{j=1}^m l_j^R (1 - \overline{\%emp_j^R}) \right)}{l_j^N / \left(\sum_{j=1}^m l_j^N (1 - \overline{\%emp_j^N}) \right)} \quad \text{Eq. 62}$$

¹¹⁶ Nous n'avons pas trouvé de données exprimées en termes de siège social proprement dit. Les données disponibles se présentent sous forme de tableau avec en lignes, la quantité de personnes employées par type de fonction (ex. : technicien, ouvrier qualifié, contremaître, chef d'entreprise, employé d'entreprise, cadre d'entreprise, etc.). Toutes les fonctions qui semblaient associées à un poste administratif ou en tout cas pas de production directe ont été sommées. Ensuite elles ont été divisées par le total des emplois du secteur pour obtenir le pourcentage d'emplois administratifs. La part des emplois administratifs dans le total est utilisée comme indicateur de sièges sociaux. Cette approche amène toutefois une imprécision. Des postes administratifs inféodés à des industries qui produisent réellement un output dans la région seront assimilés à un siège social. Une autre imprécision est également introduite par cette méthode. Les données d'emploi par fonction sont ventilées en colonnes suivant trois grandes catégories de secteurs primaires et secondaires (agriculture, industrie, construction). Par conséquent, nous avons dû allouer les pourcentages calculés sur ces trois secteurs aux 31 catégories de secteurs primaires et secondaires. Un tel niveau d'agrégation amène inévitablement des imprécisions. Pour les 28 catégories de secteurs des services nous n'avons pas retiré les emplois administratifs. Un service offert par un siège social reste un service même s'il est localisé en Haute-Normandie.

Il est estimé que dans les cas où $SLQ_j < 1$, le secteur j n'est pas capable de satisfaire les demande interindustrielle et finale de la région R en produits i . Il en découle que la différence entre le SLQ_j et 1 représente la part qui doit être approvisionnée par les autres régions de France. Expliqué autrement, cela signifie que vu la petite taille du secteur j au regard de celle de l'économie totale de la région (tailles identifiées par le SLQ_j), la part du secteur j dans la production du produit i est en réalité inférieure à celle qui a été calculée à l'étape 7. Il en découle que les v_{ij}^R calculés à l'étape 7 sur base des coefficients techniques nationaux sont surestimés. En effet, il faut prendre en compte le fait qu'il existe une différence entre les coefficients techniques nationaux et régionaux. Cette différence est due aux importations interrégionales qui viennent pallier le manque de production du secteur j de la région R afin de satisfaire la demande finale et la demande interindustrielle de la région R.

Dans les cas où $SLQ_j > 1$, cela signifie que le secteur j de la région Haute-Normandie parvient à produire suffisamment pour satisfaire la demande régionale (finale et interindustrielle) et même plus. Dans ce cas, il est considéré que la région exporte une partie de sa production vers les autres régions. Ces exportations sont estimées par la différence entre les SLQ_j et 1. Attention, étant donné que ces exportations interrégionales représentent une partie des v_{ij}^R , les exportations interrégionales du produit i par le secteur j ne peuvent être supérieures au v_{ij}^R . Il en découle que nous imposons une nouvelle contrainte aux SLQ_j , à savoir que $SLQ_j \leq 2$. Quand les SLQ_j dépassent 2, la valeur 2 est conservée sans tenir compte de l'excédent. Cela permet de considérer que les exportations interrégionales peuvent être égales à la totalité de ce qui est produit comme produit i dans la région R par le secteur j mais pas plus. Grâce à cette contrainte, des absurdités mathématiques dans lesquelles un secteur exporterait plus que ce qu'il produit sont évitées. Miller et Blair (2009, p. 350) abordent le problème des surestimations liées aux SLQ et suggèrent également de réduire les résultats obtenus par SLQ s'ils sont jugés trop grands par rapport à l'output produit par le secteur j . Toutes ces opérations s'expriment comme suit :

$$\begin{cases} m_i^{Interreg.} = (1 - \widetilde{SLQ}_j) v_{ij}^R & \text{si } SLQ_j < 1 \\ f_{i8}^{Interreg.} = (\widetilde{SLQ}_j - 1) v_{ij}^R & \text{si } SLQ_j > 1 \text{ avec } SLQ_j \leq 2 \\ f_{i8}^{Interreg.} = (2 - 1) v_{ij}^R & \text{si } SLQ_j > 2 \\ f_{i8}^{Interreg.} = m_i^{Interreg.} = 0 & \text{si } SLQ_j = 1 \end{cases} \quad \text{Eq. 63}$$

La méthode des SLQ a été abondamment utilisée en modélisation I-O basée sur des approches de régionalisation « sans enquêtes » appliquées à des tables *industry by industry* (Richardson, 1972; Jensen *et al.*, 1979; Jensen and West, 1980; Butcher, 1985; Kerr *et al.*, 1986; Jensen, 1990). Elle est simplement adaptée ici pour usage dans le cadre de tables *commodity by industry* suivant la méthode de McDonald (2005) avec, toutefois, une légère modification liée à une nouvelle contrainte que nous avons introduite : $SLQ_j \leq 2$.

Rappelons que les SLQ_j de l'équation Eq. 63 s'appliquent à chaque secteur colonne j de la matrice V de la Supply table régionalisée à l'étape 7. En outre les valeurs d'importation interrégionales par produit i ($m_i^{Interreg.}$) obtenues sont insérées dans une nouvelle colonne de la Supply table, à côté de celle des importations internationales mais uniquement pour les lignes correspondant aux services. Les lignes correspondant aux biens primaires et secondaires sont traitées plus bas à l'aide de la base statistique des flux de transports interrégionaux du MEEDDAT (2009). De même et exclusivement pour les lignes des services, les valeurs d'exportations interrégionales ($f_{i8}^{Interreg.}$) sont insérées dans la Use table dans une nouvelle colonne située à côté de celle des exportations internationales. Enfin, il faut encore effectuer un ajustement des v_{ij}^R surestimés. Pour cela, l'importation interrégionale du

produit i ($f_{i8}^{Interreg.}$) est soustraite de l'output du même produit i fabriqué par le secteur j (v_{ij}^R) comme suit (uniquement pour les lignes i correspondant à des produits de type services):

$$v_{ij}^{R\text{ajustés}} = v_{ij}^R - f_{i8}^{Interreg.} \quad \text{Eq. 64}$$

Les avantages et les inconvénients de la méthode de régionalisation des SLQ_j sont débattues dans la littérature depuis une quarantaine d'années (*inter alia* Richardson, 1972 ; Morrison et Smith, 1974 ; McMenamin et Haring, 1974 ; Round, 1983 ; Sawyer et Miller, 1983 ; Jensen *et al.*, 1979 ; Stevens *et al.*, 1989). Les études ont montré que les coefficients techniques régionalisés par la méthode des SLQ_j étaient très comparables aux coefficients observés (généralement récoltés par enquêtes) (Schaffer et Chu, 1969; Morrison et Smith, 1974; Jensen *et al.*, 1979 ; Sawyer et Miller, 1983). Cependant, des critiques ont été formulées à l'égard de la base théorique sur laquelle repose la méthode des SLQ_j , en particulier en ce qui concerne la capacité d'un ratio d'une telle simplicité à refléter correctement les interrelations complexes qui existent au sein d'une économie (Mierny, 1968, 1969, 1976; Round, 1983; Stevens *et al.* 1989)¹¹⁷.

Un autre désavantage de la méthode des SLQ_j réside dans le fait que les flux interrégionaux croisés ne peuvent pas être pris en compte. Le ratio SLQ conduit à estimer des flux nets (le solde des exportations moins les importations). Il en découle que si des entreprises d'un secteur exportent annuellement des produits pour une valeur de 10 M€ par an alors que d'autres entreprises du même secteur importent des produits pour une valeur de 2 M€, le secteur serait considéré comme exportateur net de produits pour une valeur de 8 M€.

En outre, l'usage de données d'emploi ($\widehat{\%emp_j}$) à la place des outputs totaux sectoriels (g'_j) présente un inconvénient supplémentaire. En effet, le recours aux emplois comme approximation de l'output total sectoriel dans le calcul des SLQ_j introduit une imprécision liée à la productivité (c'est-à-dire la quantité d'output produit par unité d'emploi). Les différences de productivité entre le niveau régional et national ne sont pas prises en compte, ce qui peut mener à des sous-estimations ou à des surestimations du SLQ_j par rapport à une situation où il aurait été calculé à l'aide de données d'output total sectoriel (McDonald, 2005).

Une méthode alternative à celle des SLQ et sans doute plus précise consiste à estimer les importations interrégionales de services à l'aide de bases de données de flux financiers entre régions. Ce concept s'appuie sur le principe selon lequel lorsqu'une entreprise A d'une région commande un service à une entreprise B d'une autre région, cette dernière émet une facture et la première effectue un paiement qui transite de la région A vers la région B . Il pourrait être intéressant de voir si de telles données existent en France et incluent la Haute-Normandie. Ce serait une option envisageable pour améliorer la précision du modèle ECO.

D'autres méthodes que celle des SLQ_j existent encore. Celles-ci nécessitent cependant des données sur les flux de transport de marchandises entre régions. C'est la raison pour laquelle elles ne s'appliquent généralement qu'aux biens et pas aux services. Une telle méthode est développée ci-dessous.

Méthode basée sur les flux de transports interrégionaux pour les biens :

Il existe en France, une base de données relativement bien détaillée concernant le transport de biens entre régions. Il s'agit de la base statistique du Sitram produite par le MEEDDAT (2009). En conséquence, pour les 31 catégories de biens produits par les secteurs primaires et secondaires,

¹¹⁷ Pour une justification théorique à l'usage des SLQ_j , lire Mayer et Pleeter (1975).

nous avons pu recourir à une méthode de régionalisation des flux interrégionaux plus précise que celle des *SLQ_i*.

La base statistique du SitraM est composée des flux de marchandises entre les 22 régions de France métropolitaine. Les marchandises sont désagrégées en :

- 19 catégories de biens pour le transport interrégional par train
- 176 catégories de biens pour le transport interrégional (par route et voies d'eau) et pour le transport international (importations et exportations par train, routes, voies d'eau, mer et avion).

Le système de catégorisation en 19 et 176 catégories repose respectivement sur le système des 19 sections NST et des 176 positions NST¹¹⁸. Pour pouvoir appliquer ces données aux 59 catégories de produits CPA des tables Supply-Use (voir Section VI.1), un tableau de correspondance a dû être élaboré. Premièrement la correspondance entre les sections NST pour les marchandises transportées par train et les positions NST a été élaborée à l'aide de la nomenclature détaillée NST1974 du MEDDTL (non daté) (Tableau 26). Ensuite les données relatives aux 19 sections ont été désagrégées en 176 positions sur base des données de transport interrégional par route et voies d'eau. Pour ce faire, nous avons calculé, pour chaque région, la part du tonnage de marchandises transportées pour chacune des 176 positions NST dans la section correspondante. Ensuite, le pourcentage ainsi obtenu a été multiplié par les tonnages de marchandises transportées à l'intérieur du territoire national par train pour désagréger les sections en positions. Cela revient à poser l'hypothèse selon laquelle la ventilation des sections en position pour le transport par voie d'eau et par route est identique à celle du transport par train. Une telle hypothèse introduit inévitablement des erreurs. Cependant le manque de données détaillées pour le transport par train nous contraint à une telle hypothèse. En outre, l'erreur introduite est très faible car le transport par train représente en 2006 à peine 3,6% des transports interrégionaux en France¹¹⁹.

Une deuxième étape préliminaire doit être réalisée avant de passer aux calculs de régionalisation proprement dits. Les données de flux interrégionaux sont exprimées en tonnes. Or, elles doivent être converties en euros car les tables Supply-Use d'Eurostat (2009) sont exprimées en unités monétaires et non pas en unités physiques. Etant donné que seules les données de biens transportés internationalement et de et vers l'étrangers sont à la fois disponibles en euros et en tonnes, nous nous sommes servi pour élaborer une table de conversion des flux de transports interrégionaux des tonnes en euros pour chacune des 176 positions NST. Pour ce faire, pour chaque position NST et chaque région exportatrice, nous avons divisé les prix par les tonnes pour avoir un prix unitaire en €/tonne tous modes de transports confondus¹²⁰. Ce coût unitaire a ensuite été multiplié aux données

¹¹⁸ Il s'agit de la Nomenclature Statistique de Transport (NST) de 1974. C'est la nomenclature européenne officielle de codification de la marchandise transportée.

¹¹⁹ Calcul propre réalisé dans la base statistique du SitraM produite par le MEEDDAT (2009).

¹²⁰ A priori, il pourrait sembler plus précis de calculer un prix unitaire par mode de transport (route, train, avions, voie d'eau, mer). Cependant, cela fait 46.000 lignes de données à gérer, dans lesquelles il faut combler de nombreux trous car les 176 produits ne sont pas tous exportés. Dans ce cas, il faut faire intervenir le prix calculé à une échelle d'agrégation supérieure (les 19 sections par exemple) ou dans une autre région si aucune donnée n'est disponible à cette échelle. Automatiser ce calcul est par conséquent délicat et le réaliser manuellement n'est pas réaliste. En outre, cela n'apporterait aucune précision supplémentaire car, bien que les prix soient franco-frontière (c'est-à-dire incluant les frais de transport jusqu'au chargement du train, du bateau, de l'avion ou du camion à la frontière du pays exportateur), le mode de transport concerne le transport entre la France et le pays acheteur. Pas le transport au sein de la France. Or, c'est précisément les coûts des transports internes à la France qui nous intéressent puisque, au final, la ventilation des exportations par mode de transport aurait dû permettre de prendre en compte, dans le calcul du prix d'un produit, l'effet du mode de transport interrégional sur les coûts de production.

de transports interrégionaux exprimées en tonnes pour obtenir une valeur monétaire par bien échangé et par région de France. Cette approche de conversion de tonnes en euros présente certes une faiblesse. Il n'est pas dit qu'au sein d'une même catégorie NST, des produits destinés au marché français possèdent le même prix que des produits destinés à l'exportation. Toutefois, au final, les valeurs monétaires seront converties en pourcentages qui exprimeront, pour chaque produit, la part de l'output total de ce produit fabriqué dans une région qui est échangé avec les autres régions du pays (voir plus bas). Cela revient à poser l'hypothèse suivante : pour une même catégorie de produits (ex. : produits métalliques), les biens exportés voient, tous, leur prix augmenter dans une même proportion (qu'il s'agisse de produits en zinc ou en aluminium par exemple). Dans le cas où cette hypothèse se vérifierait, les pourcentages calculés sur base de prix d'exportation devraient être identiques aux pourcentages liés aux prix des produits de même catégorie mais destinés au marché interne au pays.

Une fois que les biens transportés entre les régions à l'intérieur du territoire français sont désagrégés en positions NST pour tous les modes de transports et sont convertis de tonnes en euros, une troisième et dernière étape préliminaire est nécessaire avant de passer aux calculs de régionalisation. Il faut convertir les 176 positions NST en 59 catégories CPA pour que les données du SitraM correspondent à la structure des tables Supply-Use que nous utilisons. Cela a été réalisé à l'aide d'un croisement entre la nomenclature détaillée NST1974 du MEDDTL (non daté) et la nomenclature CPA de la European Commission (accédé en 2009) et Eurostat (2009). Le résultat du croisement de ces deux nomenclatures donne la table de correspondance du Tableau 27. Etant donné que les données du SitraM sont plus désagrégées (176 catégories) que celles des tables Supply-Use (59 catégories), l'opération de correspondance a consisté à sommer les données du SitraM correspondant aux catégories de la colonne de droite du Tableau 27 pour les agréger à l'échelle des catégories de la colonne de gauche du même tableau.

Tableau 26. Correspondance entre le système de catégorisation des 19 sections NST et des 176 positions NST.

Sections NST	Positions NST
0	00 à 099
1	111 à 182
2	211 à 233
3A	310
3B	321 à 349
4A	410 à 467
4B	451 à 459
5A	512 à 552
5B	561 à 568
6A	611 à 692
6B	621 à 623
7	711 à 729
8A	811 à 820
8B	841 à 842
8C	831 à 896
9A	910 à 920
9B	931 à 949
9C	951 à 952
9D*	961 à 979

Source : table de correspondance élaborée sur base de la nomenclature détaillée NST1974 du MEDDTL (non daté).

* Les transactions spéciales 991 à 999 ont été retirées car elles ne correspondent à aucun produit répertorié dans les catégories CPA des tables Supply-Use.

Tableau 27. Correspondance entre le système de catégorisation des 176 positions NST et des 59 produits CPA.

<i>i</i> (1, ..., n)	59 Catégories CPA des produits <i>Catégories de produits utilisées dans la table Supply-Use Eurostat (2009)</i>		176 Postions NST (1974) *
1	01	Agriculture, hunting and related service activities	001; 011 à 016; 019; 020; 031; 035; 039; 041; 042; 045; 060; 091; 099
2	02	Forestry, logging and related service activities	051; 052; 055 à 057
3	05	Fishing, operating of fish hatcheries and fish farms; service activities incidental to fishing	142
4	10	Mining of coal and lignite; extraction of peat	211; 213; 221, 223; 224; 231; 233;
5	11	Extraction of crude petroleum and natural gas; service activities incidental to oil and gas extraction excluding surveying	310;
6	12	Mining of uranium and thorium ores	-
7	13	Mining of metal ores	410; 451 à 453; 455; 459;
8	14	Other mining and quarrying	621 à 623; 631 à 634; 639; 611 à 614
9	15	Manufacture of food products and beverages	111 à 113; 121; 122; 125; 128; 131 à 133; 136; 139; 141; 143 à 148; 161 à 167; 171; 172; 179; 181; 182;
10	16	Manufacture of tobacco products	134 à 135
11	17	Manufacture of textiles	043; 049; 962 ;
12	18	Manufacture of wearing apparel; dressing and dyeing of fur	963;
13	19	Tanning and dressing of leather; manufacture of luggage, handbags, saddlery, harness and footwear	961
14	20	Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials	976
15	21	Manufacture of pulp, paper and paper products	841; 842 ; 972; 973
16	22	Publishing, printing and reproduction of recorded media	974
17	23	Manufacture of coke, refined petroleum products and nuclear fuels	321; 323; 325; 327; 330; 341; 343; 349;
18	24	Manufacture of chemicals and chemical products	711 à 713; 719; 721 à 724; 729; 811 à 814; 819; 820; 831; 839; 891 à 896
19	25	Manufacture of rubber and plastic products	092; 971
20	26	Manufacture of other non-metallic mineral products	615; 641; 642; 650; 691; 692; 951; 952
21	27	Manufacture of basic metals	462; 463; 465 à 467; 512; 513; 515; 522; 523; 532; 533; 535 à 537; 542; 543; 545; 546; 551; 561 à 565
22	28	Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment	552; 568 ; 941
23	29	Manufacture of machinery and equipment n.e.c.	920; 939
24	30	Manufacture of office machinery and computers	949
25	31	Manufacture of electrical machinery and apparatus n.e.c.	931
26	32	Manufacture of radio, television and communication equipment and apparatus	949; 931
27	33	Manufacture of medical, precision and optical instruments, watches and clocks	949; 931
28	34	Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers	910
29	35	Manufacture of other transport equipment	910
30	36	Manufacture of furniture; manufacturing n.e.c.	975; 979
31	37	Recycling	n.d.
32	40	Electricity, gas, steam and hot water supply	n.d.
33	41	Collection, purification and distribution of water	n.d.
34	45	Construction	n.d.
35	50	Sale, maintenance and repair of motor vehicles and motorcycles; retail sale services of automotive fuel	n.d.
36	51	Wholesale trade and commission trade, except of motor vehicles and motorcycles	n.d.
37	52	Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles; repair of personal and household goods	n.d.
38	55	Hotels and restaurants	n.d.
39	60	Land transport; transport via pipelines	n.d.
40	61	Water transport	n.d.
41	62	Air transport	n.d.
42	63	Supporting and auxiliary transport activities; activities of travel agencies	n.d.
43	64	Post and telecommunications	n.d.
44	65	Financial intermediation, except insurance and pension funding	n.d.
45	66	Insurance and pension funding, except compulsory social security	n.d.
46	67	Activities auxiliary to financial intermediation	n.d.
47	70	Real estate activities	n.d.
48	71	Renting of machinery and equipment without operator and of personal and household goods	n.d.
49	72	Computer and related activities	n.d.
50	73	Research and development	n.d.
51	74	Other business activities	n.d.
52	75	Public administration and defence; compulsory social security	n.d.
53	80	Education	n.d.
54	85	Health and social work	n.d.
55	90	Sewage and refuse disposal, sanitation and similar activities	n.d.
56	91	Activities of membership organisation n.e.c.	n.d.
57	92	Recreational, cultural and sporting activities	n.d.
58	93	Other service activities	n.d.
59	95	Private households with employed persons	n.d.

Sources : table de correspondance élaborée sur base de la nomenclature détaillée NST1974 du MEDDTL (non daté) et de la nomenclature CPA de la European Commission (accédé en 2009) et Eurostat (2009). * Les intitulés des codes numériques des 176 positions NST (1974) sont détaillés en Annexe C.
n.d. : non disponible (correspond aux secteurs des services – à l'exception du recyclage).

A présent que les trois étapes préliminaires sont accomplies, les opérations de régionalisation peuvent démarrer. Tout d'abord, la base de données du SitraM a été réaménagée pour être structurée comme au Tableau 28 où les $z_i^{RR'}$ représentent les flux interrégionaux de biens en valeur monétaire. Ensuite les colonnes et les lignes du Tableau 28 sont sommées de manière à obtenir le Tableau 29.

Tableau 28. Flux interrégionaux du produit i tous modes de transport confondus obtenus après réorganisation des données du SitraM (pour $i = 59$ et $p = 22$)

Régions française de chargement du produit i	Régions française de déchargement du produit i					
	1	2	...	R'	...	p
1	z_i^{11}	z_i^{12}	...	$z_i^{1R'}$...	z_i^{1p}
2	z_i^{21}	z_i^{22}	...	$z_i^{2R'}$...	z_i^{2p}
...
R	z_i^{R1}	z_i^{R2}	...	$z_i^{RR'}$...	z_i^{Rp}
...
p	z_i^{p1}	z_i^{p2}	...	$z_i^{pR'}$...	z_i^{pp}

Tableau 29. Flux interrégionaux du produit i tous modes de transport confondus entre la Haute-Normandie et le reste des 21 autre régions de France métropolitaine (R).

Régions française de chargement du produit i	Régions française de déchargement du produit i	
	Haute-Normandie	R
Haute-Normandie	z_i^{HH}	z_i^{HR}
R	z_i^{RH}	z_i^{RR}

Dans le Tableau 29, l'output total en produits i fabriqués en Haute-Normandie est égal à $z_i^{HH} + z_i^{HR}$ (toutes destinations confondues), c'est-à-dire à la somme de la quantité de produits i fabriqués en Haute-Normandie et qui y restent (transports intrarégionaux) et de la quantité de produits i fabriqués en Haute-Normandie et qui en sortent (exportations interrégionales).

Quant à l'input total des produits i consommés en Haute-Normandie, il est égal à $z_i^{HH} + z_i^{RH}$ (toutes provenances confondues), c'est-à-dire à la somme de la quantité de produits i fabriqués en Haute-Normandie et qui y restent (transports intrarégionaux) et de la quantité de produits i fabriqués dans les autres régions de France et qui entrent en Haute-Normandie (importations interrégionales).

Par ailleurs, il a été évoqué plus haut à l'Etape 13 que les outputs régionaux v_{ij}^R sont surestimés et comportent, en plus des outputs produits en Haute-Normandie ($z_i^{HH} + z_i^{HR} + f_{i7}^{internatio.}$), des outputs produits dans les autres régions de France (z_i^{RH}). Cette surestimation a été estimée pour les services à l'aide des SLQ_j . Si l'on étend cela aux biens, il en découle que l'output total par produit équivaut à :

$$\sum_{j=1}^m v_{ij}^R \equiv z_i^{HH} + z_i^{HR} + f_{i7}^{internatio.} + z_i^{RH}$$

Eq. 65

Or c'est là une anomalie. Pour que le modèle I-O fonctionne correctement, il faudrait que le terme z_i^{RH} soit soustrait à l'output total par produit ($\sum_{j=1}^m v_{ij}^R$). Pour ce faire, nous calculons, pour chacune des 29 catégories CPA de produits du Tableau 27, le pourcentage de biens exportés ($\%z_i^{HR}$) dans le total de l'équation Eq. 65 et le pourcentage de biens importés ($\%z_i^{RH}$). Cela est calculé comme suit :

$$\%z_i^{HR} = \frac{z_i^{HR}}{z_i^{HH} + z_i^{HR} + z_i^{RH}} \quad \text{Eq. 66}$$

$$\%z_i^{RH} = \frac{z_i^{RH}}{z_i^{HH} + z_i^{HR} + z_i^{RH}} \quad \text{Eq. 67}$$

Ensuite, il faut corriger la surestimation des v_{ij}^R dans la Supply table en leur soustrayant le pourcentage d'outputs importés depuis les autres régions, $\%z_i^{RH}$ (Eq. 67). Il faut cependant veiller à effectuer ce calcul sur un v_{ij}^R auquel les exportations internationales ($f_{i7}^{internatio.}$) ont été préalablement déduites puisque les pourcentages calculés sur base du Tableau 29 ne comportent que des données de flux interrégionaux, c'est-à-dire internes au territoire français. Ce calcul s'effectue comme suit :

$$\left(\sum_{j=1}^m v_{ij}^R \right)^{\text{corrigé}} = \left(\sum_{j=1}^m v_{ij}^R - f_{i7}^{internatio.} \right) (1 - \%z_i^{RH}) + f_{i7}^{internatio.} \quad \text{Eq. 68}$$

Notons qu'en fin d'équation Eq. 68, les exportations internationales sont rajoutées ($f_{i7}^{internatio.}$) car l'output d'une Supply table contient non seulement les outputs produits et consommés dans la région mais aussi ceux produits dans la région et exportés (exportations interrégionales et internationales). Quant à la quantité d'outputs importés depuis les autres régions qui a été retirée à $\sum_{j=1}^m v_{ij}^R$, elle est ajoutée dans une colonne distincte de la supply table (voir Eq. 70 ci-dessous), ce qui ne modifie pas l'output total par produit i (q_i') calculé en sommant les cellules de chaque ligne de la Supply table. Ce n'est pas le cas de la Use table et c'est pourquoi un ajustement devra être effectué par le biais d'une RAS (voir Etape 15 plus bas).

Ensuite, l'output total par produit i de l'équation Eq. 68 est désagrégé par secteur j au prorata de la part du secteur j dans l'output total (part calculée dans la Supply table telle qu'elle est à l'Etape 12 de régionalisation. Le calcul s'effectue comme suit :

$$(v_{ij}^R)^{\text{corrigé}} = \left(\sum_{j=1}^m v_{ij}^R \right)^{\text{corrigé}} \frac{v_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m v_{ij}^R} \quad \text{Eq. 69}$$

Les $(v_{ij}^R)^{\text{corrigé}}$ obtenus à l'équation Eq. 69 peuvent à présent être insérés dans la matrice V de la Supply table aux lignes i correspondant aux biens uniquement (codes CPA 01 à 37 au Tableau 27), et non aux services puisque ceux-ci sont corrigés par la méthode des SLQ.

Ensuite, les importations interrégionales depuis les autres régions de France vers la Haute-Normandie sont estimées comme suit :

$$m_i^{\text{interreg.}} = \left(\sum_{j=1}^m v_{ij}^R - f_{i7}^{internatio.} \right) z_i^{RH} \quad \text{Eq. 70}$$

Les valeurs $m_i^{interreg.}$ obtenues à l'équation Eq. 70 peuvent à présent être insérées dans la Supply table dans une colonne additionnelle intitulée « importations interrégionales », à côté de celle des importations internationales. Ici aussi, cette opération est réalisée uniquement pour les biens, pas pour les services.

Et les exportations interrégionales depuis la Haute-Normandie vers les autres régions de France sont estimées comme suit :

Eq. 71

$$f_{i8}^{interreg.} = \left(\sum_{j=1}^m v_{ij}^R - f_{i7}^{internatio.} \right) z_i^{RH}$$

Les valeurs $f_{i8}^{interreg.}$ obtenues à l'équation Eq. 71 peuvent à présent être insérées dans la matrice F de la Use table dans une colonne additionnelle intitulée « exportations interrégionales », à côté de celle des exportations internationales. De nouveau, cette opération est réalisée uniquement pour les biens, pas pour les services. L'ajout de cette colonne additionnelle modifie l'input total par produit i (q_i) calculé en sommant les cellules de chaque ligne de la Use table. C'est la raison pour laquelle un ajustement est nécessaire. Il est réalisé par l'intermédiaire d'une RAS (Etape 15).

Critique de la méthode de régionalisation sur base des statistiques de transport interrégional :

Les calculs des équations Eq. 65 à Eq. 71 reposent sur l'hypothèse suivante: l'output $(v_{ij}^R)^{corrigé}$ est considéré comme étant équivalent à la somme des flux de marchandises transportées à l'intérieur même de la région Haute-Normandie plus les flux exportés vers les autres régions ainsi que vers l'international. Cela revient à poser l'hypothèse que tout output produit est transporté à un moment ou un autre et peut donc être représenté par les statistiques de transport interrégional du SitraM plus les estimations d'exportations internationales. Il en découle que si un output est vendu directement sur son site de production ou que pour une raison ou une autre, il n'est pas repris dans les statistiques de transport interrégional, cela peut introduire des erreurs car le pourcentage $\%z_i^{RH}$ de l'équation Eq. 67 et Eq. 68 sera surestimé. C'est la première source d'imprécision de la méthode.

Une deuxième source d'erreur est introduite par la méthode. Les statistiques de transports reprennent les flux de marchandises depuis la région de chargement vers la région de déchargement. Il en résulte qu'une marchandise qui serait chargée dans un camion en région Ile-de-France pour être acheminée vers la Haute-Normandie afin d'y être transbordée sur un bateau pour être exportée vers l'international, serait considérée comme un input entrant en Haute-Normandie. C'est là tout le problème du transbordement (problème bien connu du *trans-shipping* dans la littérature anglophone d'économie régionale). Notre méthode amène à considérer une série de marchandises comme des inputs entrant en Haute-Normandie alors qu'en réalité il s'agit de marchandises qui ne font que transiter pour être acheminée vers une autre région ou un autre pays. Cela pose plus de question car il est certain que des marchandises sont acheminées de toute la France vers le Port du Havre et le Port de Rouen pour être exportées. Il en découle que les outputs entrant en Haute-Normandie (z_i^{RH}) sont probablement surestimés. En conséquence, la réduction des $(v_{ij}^R)^{corrigé}$ effectuée à l'équation Eq. 68 et Eq. 69 est probablement plus importante qu'elle ne devrait l'être. Une manière de corriger cette erreur serait d'utiliser des données de flux interrégionaux non seulement par région mais également par secteur producteur d'output et secteurs consommateurs de ce même output. De telles données n'existent cependant pas.

Une autre erreur, quoi que probablement négligeable, provient du fait que les statistiques du SitraM que nous avons utilisées correspondent aux transports de l'année 2006. Or la table Supply-Use régionalisée est calquée sur l'année 2007. Nous avons été contraints de supposer que le transport n'a pas varié significativement entre 2006 et 2007.

Une dernière source d'erreur, également négligeable : les transports interrégionaux par avion ne sont pas pris en compte. Ils sont cependant insignifiants à en juger par la quantité de transport par avion pour les échanges internationaux entre les régions françaises et le reste du monde. En effet, le transport par avion en 2006 représente 0,16 % (en tonnes) et 13% (en valeur monétaire) du transport total de marchandises de et vers l'étranger¹²¹. Or il est très probable que la part du transport par avion entre régions à l'intérieur du territoire français soit plus faible.

Malgré ces quelques critiques, avoir recours à une technique de régionalisation basée sur des statistiques de transports interrégionaux présente un avantage certain par rapport à la méthode des SLQ_i car les flux croisés peuvent être considérés. C'est-à-dire qu'une région peut être à la fois exportatrice et importatrice d'une même catégorie de produit i selon que certaines de ses industries en exportent alors que d'autres en importent. Le Tableau 28 le montre bien. Les données de transport interrégional montrent pour chaque région, la quantité de biens qui y sont importés depuis les autres régions et la quantité de bien qui sont exportés vers les autres régions. Cela permet de rapprocher le modèle I-O régional de la réalité des échanges interrégionaux.

Etape 14 : régionalisation des importations internationales ainsi que des marges de commerce et de transport et des taxes sur les produits moins les subsides

Avant de lancer la RAS pour ajuster le total en ligne des deux tables I-O, trois colonnes doivent encore être régionalisées dans la Supply table. Il s'agit des importations internationales, des marges de commerce et de transport et des taxes sur les produits moins les subsides.

Les importations internationales $m_i^{internatio.}$:

Les importations internationales vers la Haute-Normandie dépendent de la demande et de la production interne à la région ainsi que de la demande des autres régions (McDonald, 2005). Idéalement, tous ces facteurs devraient être pris en compte dans une régression statistique pour estimer les importations internationales vers la Haute-Normandie. Toutefois, le manque de données régionales rend cette opération impossible. A la place, il a été supposé que la part des importations internationales ($m_i^{internatio.}$) dans la consommation totale d'inputs (q_i) ne varie pas entre l'échelle nationale et régionale. Il en découle que sur base de cette hypothèse, les importations internationales sont régionalisées au prorata de la part de la consommation totale d'inputs régionaux (q_i^R) dans la consommation totale d'inputs nationaux (q_i^N):

Eq. 72

$$(m_i^{internatio.})^R = (m_i^{internatio.})^N \frac{q_i^R}{q_i^N}$$

Marges de commerce et de transport (c_i) et taxes sur les produits moins les subsides (t_i):

Pour rappel, une marge de commerce est la différence entre le prix d'un bien acheté à un producteur par un secteur commercial et le prix de revente. Une marge de transport couvre les frais de transport payés séparément par l'acheteur qui se voit livré un bien au lieu et au moment approprié (Eurostat, 2008).

¹²¹ Calcul propre réalisé dans la base statistique du SitraM produite par le MEEDDAT (2009).

Les marges de commerce et de transport (c_i) et les taxes sur les produits moins les subsides (t_i) sont régionalisées au prorata de leur part dans la production totale au prix de base ($\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j$) national de 2005. Le calcul est effectué comme suit :

$$\begin{cases} c_i^R = \frac{c_i^{N2005}}{\left(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j\right)^{N2005}} \left(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j\right)^R, & \forall \text{ produit } i = 1, \dots, 30 \text{ (les produits de type service sont omis)} \\ t_i^R = \frac{t_i^{N2005}}{\left(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j\right)^{N2005}} \left(\sum_{j=1}^m v_{ij} + m_j\right)^R, & \forall \text{ produit } i (i = 1, \dots, n) \end{cases} \quad \text{Eq. 73}$$

L'équation Eq. 73 n'est cependant pas appliquée aux c_i^{N2005} pour les produits i appartenant aux catégories de services. Leur calcul est expliqué ci-dessous.

Les marges commerciales concernent uniquement les biens matériels. Par conséquent, les marges commerciales payées sur les services (à l'exception des services commerciaux) sont nulles (Eurostat, 2009 ; Insee, accédé en 2010a ; Bureau Fédéral du Plan, 2004). Ces services couvrent les produits tertiaires pour $i = 31, \dots, 34 ; 38, \dots, 59$ (voir Tableau 27). Quant aux produits appartenant aux catégories des services commerciaux ($i = 35, 36, 37$)¹²², ils comportent des marges commerciales à valeur négative car les marges commerciales payées par les consommateurs (industriels ou particuliers) sur les produits primaires et secondaires bénéficient au secteur du commerce (Bureau Fédéral du Plan, 2004). Il en découle que la somme des marges commerciales des produits primaires et secondaires doit être imputée en signe inverse aux produits commerciaux. Pour ce faire, un ratio a été calculé pour les services commerciaux à partir de la Supply table nationale de 2005. Ce ratio représente, pour chaque service commercial i , la part de ses marges de commerce et de transport dans le total des marges de commerce et de transport des produits primaires et secondaires ($i = 1, 2, \dots, 30$)¹²³. Ce ratio a ensuite été multiplié au total des marges de commerce et de transport¹²⁴ régionales de 2007 pour les produits primaires et secondaires calculés à l'équation Eq. 73. Ce calcul s'exprime comme suit :

$$c_i^R = -\frac{c_i^{N2005}}{\sum_{i=1}^{30} c_i^{N2005}} \sum_{i=1}^{30} c_i^R, \quad \forall \text{ service } i = 35, 36 \text{ et } 37 \quad \text{Eq. 74}$$

Concernant les marges de transport, seuls les services de transports bénéficient de ces marges ($i = 39, \dots, 42$)¹²⁵. Par conséquent, la quantité de marge de transport payée par les secteurs primaires et secondaires qui ont transporté du matériel est imputée en signe inverse aux produits i qui relèvent de la catégorie des services de transport (par route, voies d'eau et air) et services associés (ports, agences de voyages, etc.) (Bureau Fédéral du Plan, 2004). Pour ce faire, un ratio a été calculé pour les

¹²² Catégories CPA couvrant les services commerciaux pour $i = 35, 36$ et 37 : 50-Trade, maintenance and repair services of motor vehicles and motorcycles; retail sale of automotive fuel, 51-Wholesale trade and commission trade services, except of motor vehicles and motorcycles, 52-Retail trade services, except of motor vehicles and motorcycles; repair services of personal and household goods.

¹²³ $i = 1, 2, \dots, 30$ couvre tous les produits i de code CPA 01 à 45 au Tableau 27.

¹²⁴ Bien que les données soient reprises dans la colonne des marges de commerce et de transport, il ne s'agit en réalité que de marges commerciales car les produits appartenant à la catégorie des services ne comportent pas de marges de transports. Les services sont des produits immatériels. Ils ne peuvent par conséquent pas être transportés. Leurs marges de transport sont donc nulles.

¹²⁵ $i = 39, \dots, 42$ couvre les produits i de code CPA 60, 61, 62, 63 au Tableau 27.

services de transport et services associés à partir de la Supply table nationale de 2005. Ce ratio représente, pour chaque service de transport i , la part de ses marges de commerce et de transport¹²⁶ dans le total des marges de commerce et de transport des produits primaires et secondaires ($i = 1, 2, \dots, 30$). Ce ratio a ensuite été multiplié au total des marges de commerce et de transport régionales de 2007 pour les produits primaires et secondaires calculés à l'équation Eq. 73. Ce calcul s'exprime exactement comme celui de l'équation Eq. 74 si ce n'est qu'il est effectué pour c_i^{N2005} correspondant aux lignes $i = 39, \dots, 42$.

Extraire les services commerciaux et de transport de l'équation générique Eq. 73 permet finalement que le total de la colonne des marges de commerce et de transport soit égale à zéro comme c'est toujours le cas dans les tables Supply-Use.

Etape 15 : RAS d'ajustement des v_{ij}^R corrigés par les SLQ_j et les statistiques de transport

A présent que les importations interrégionales ont été soustraites des outputs (v_{ij}^R) sur base des SLQ_j pour les services et des statistiques de transports de marchandises pour les biens, et que l'ensemble de la Supply table est régionalisée, il est nécessaire d'effectuer un ajustement pour garantir que les totaux en ligne et en colonne soient respectivement égaux dans les deux tables pour garantir les deux identités de base des tables Supply-Use¹²⁷. Or, l'ajout de la colonne des exportations interrégionales dans la Use table a modifié le total des cellules de chaque lignes (q_i), ce qui signifie que $q_i \neq q'_i$. Pour retrouver l'identité perdue, le nouveau total q_i est introduit dans la dernière colonne de la Supply table (q'_i). Ensuite une RAS est réalisée dans la Supply table pour ajuster les v_{ij}^R afin que la somme corresponde bien au nouveau total de chaque ligne ainsi qu'au total de chaque colonne.

Le pourcentage d'erreur inévitable à la fin d'une RAS s'est révélé relativement important : la somme des outputs intermédiaires de la ligne i obtenue à l'issue de la RAS est inférieure de 9% de la somme attendue (année cible). Ce pourcentage d'erreur est plus important que celui obtenu lors de la RAS utilisée à l'Etape 4 pour actualiser la Use table de 2005 à 2007. Cela peut s'expliquer en partie par le fait que régionaliser une table introduit inévitablement plus d'erreurs qu'actualiser sur 2 ans. Il n'y a pas tellement de différence entre une table nationale de 2005 et de 2007. Par contre, la différence entre une table nationale et une table régionale est de taille. La Haute-Normandie représente 2,8% de la France en termes de valeur ajoutée et 2,6% en termes d'emplois en 2007¹²⁸. Cela signifie que les opérations de régionalisation doivent parvenir à éliminer 97% de l'information contenue dans la table nationale pour n'en conserver que 3%. En d'autres mots, le bruit est important comparé à la taille du signal que l'on cherche à identifier. Cela rend les opérations éminemment délicates, ce qui explique en partie que le pourcentage d'erreur plus important obtenu ici à l'issue de la RAS soit supérieur à celui de la RAS utilisée à l'Etape 4 pour l'actualisation 2005-2007.

Afin que le total des cellules de chaque ligne (q'_i) soit conservé, les 9% d'erreurs ont été ajoutés à chacune des lignes i de la colonne des importations internationales. Cette colonne a été sélectionnée comme colonne d'ajustement car c'est la colonne aux valeurs les plus élevées. Elle peut par conséquent absorber des erreurs résiduelles sans que ses valeurs soient modifiées dans un pourcentage trop conséquent.

¹²⁶ Bien que les données soient reprises dans la colonne des marges de commerce et de transport, il ne s'agit en réalité que de marges de transport.

¹²⁷ Identités de base des tables Supply-Use : $q_i = q'_i$ et $g_j = g'_j$ (voir symboles au Tableau 23 et Tableau 24).

¹²⁸ Calcul propre sur base de la table nationale que nous avons actualisée à 2007 et de la table régionale que nous avons mise à l'échelle de la Haute-Normandie pour 2007 également.

Etape 16 : conversion des prix d'achat de la Use table en prix de base

Les données de la Supply table sont exprimées au prix de base alors que celles de la Use table sont exprimées au prix d'achat. Pour assurer une cohérence au modèle I-O développé à la section suivante, il est nécessaire d'harmoniser les deux tables. Pour ce faire les données de la Use table ont été converties en prix de base. La méthode de conversion appliquée ci-dessous est basée sur l'approche développée dans le Bureau Fédéral du Plan (2004, pp. 11-22). Elle est également basée sur les principes généraux de la modélisation I-O reposant sur des tables Supply-Use développés dans United Nations (1999, pp.153-163).

Pour rappel, le prix de base couvre le coût de production. Quant au prix d'achat, il couvre les coûts de production nets de toute TVA (prix de base), plus les taxes (TVA non déductible incluse) moins les subsides sur les produits, ainsi que les marges de commerce et de transport liées au produit en question (Eurostat, 2008). Il en découle que pour convertir la Use table au prix de base, il faut lui soustraire les taxes moins les subsides sur les produits et les marges de commerce et de transport.

Soustraction des taxes moins les subsides sur les produits :

Pour ce faire, trois règles de calcul sont posées par le Bureau Fédéral du Plan (2004) pour être en phase avec la réalité du système de taxe :

1. Toutes les catégories de la demande finale (à l'exception des exportations) et les consommations intermédiaires par les secteurs de production sont taxées intégralement.
2. Les importations sont taxées (les importations sont incluses dans les consommations de la demande finale et les consommations intermédiaires susmentionnées).
3. Les exportations ne sont pas taxées.

La règle de calcul n°1 pourrait être affinée en recherchant de l'information sur les secteurs qui bénéficient d'exemptions fiscales. Le Bureau Fédéral du Plan (2004) a mis en œuvre une telle approche pour la Belgique. Leur méthode pourrait être appliquée à la France et la Haute-Normandie pour améliorer le modèle régional construit dans cette étude.

La première opération de calcul consiste à désagréger les taxes moins les subsides sur les produits (t_{ij}^R) par secteur j calculés à l'Etape 14. Cette désagrégation est effectuée au prorata de la part de chaque input u_{ij}^R et f_{ik}^R de la Use table régionalisée dans le total des inputs consommés régionalement ($\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^6 f_{ik}^R$), c'est-à-dire déduction faite des exportations interrégionales et internationales ($f_{i7}^{R\text{internatio.}}$ et $f_{i8}^{R\text{interreg.}}$). Le calcul s'exprime comme suit :

$$\begin{cases} t_{ij}^R = t_i^R \frac{u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^6 f_{ik}^R}, & \text{pour tout } i \text{ et tout } j, & \text{et pour } k = 1, \dots, 6 \\ t_{ik}^R = t_i^R \frac{f_{ik}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^6 f_{ik}^R}, & \text{pour tout } i \text{ et tout } j, & \text{et pour } k = 1, \dots, 6 \end{cases}$$

Eq. 75

Notons que bien que la règle de calcul n°2 spécifie que les importations sont taxées également, il s'agit des importations contenues dans les inputs intermédiaires et la demande finale. L'équation Eq. 75 ne traite par conséquent pas directement les colonnes des importations représentées également dans la colonne de la Supply table (m_i).

Soustraction des marges de commerce :

Pour rappel, les marges de commerce représentent la différence entre le prix de revente d'un bien acheté pour être revendu et le prix payé par le commerçant. Il s'agit de marges de commerce que l'utilisateur (ménages, entreprises, ...) paie implicitement sur les biens qu'il consomme (Bureau Fédéral du Plan, 2004).

Avant de soustraire les marges de commerce aux éléments de la Use table deux étapes préliminaires sont nécessaires. La première consiste à distinguer dans les marges de commerce et de transport (c_i^R), la part revenant aux marges de commerce ($c_i^{commerce^R}$). Ensuite, il s'agit de désagréger les marges de commerce par secteur j et par catégorie de demande finale k car les marges sont disponibles uniquement par produit i .

Etant donné que les marges de commerce ($c_i^{commerce^R}$) et les marges de transport ($c_i^{transport^R}$) ne sont pas allouées à chaque secteur j de la même manière, il faut les distinguer l'une de l'autre. Pour ce faire, les statistiques nationales 2007 (Insee, accédé en 2010a) ont été utilisées en posant l'hypothèse que la part des marges de transport et des marges de commerce dans le total des deux ne varie pas spatialement entre les différentes régions de France. Les données nationales 2007 de l'Insee, tant pour les marges de transport (mt_i^N) que pour les marges de commerce (mc_i^N), sont disponibles pour chacun des 59 produits i de la classification CPA.

La deuxième étape préliminaire consiste à désagréger les marges de commerce par secteur j et par catégorie de demande finale k . Le problème de cette opération réside dans le fait que les données statistiques de marges de commerce ne sont disponibles que par produit, pas par secteur ni catégorie de demande finale. C'est pourquoi nous avons opté pour une approche développée par le Bureau Fédéral du Plan (2004)¹²⁹ qui consiste à calculer les marges de commerce en se fondant essentiellement sur les statistiques du commerce extérieur de biens. Ces données leur ont permis de déduire un principe de calcul important : on peut considérer qu'il n'existe pas de marges commerciales sur des consommations de biens liés aux flux d'importations. En outre, à défaut d'information, les marges commerciales sur un produit i peuvent être allouées proportionnellement à chaque secteur j . En conséquence, nous avons réalloué les marges payées par secteur j et par catégorie de demande finale k sur chaque produit i au prorata de leur consommation d'inputs intermédiaires (u_{ij}^R) et d'inputs finaux (f_{ik}^R) (inputs sur lesquels ils payent implicitement des marges de commerce lors de leurs achats (Bureau Fédéral du Plan, 2004)) :

Eq. 76

$$\left\{ \begin{array}{l} c_{ij}^{commerce^R} = \frac{mc_i^N}{mt_i^N + mc_i^N} \times c_i^R \times \frac{u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^p f_{ik}^R}, \quad \forall \text{ produit } i \text{ primaire et secondaire } (i = 1, \dots, 30) \\ c_{ij}^{commerce^R} = 0, \quad \forall \text{ service } i \neq \text{service commercial } (i = 31, \dots, 34; 38, \dots, 59) \\ c_{ij}^{commerce^R} = - \sum_{i=1}^{30} c_{ij}^{commerce^R} \frac{c_i^R}{\sum_{i=35}^{37} c_i^R}, \quad \forall \text{ service commercial } i (i = 35, 36 \text{ et } 37) \end{array} \right.$$

L'équation Eq. 76 consiste à calculer un ratio ($\frac{mc_i^N}{mt_i^N + mc_i^N}$) qui estime la part des marges de commerce dans le total des marges de commerce et de transport basé sur les données statistiques nationales

¹²⁹ L'approche du Bureau Fédéral du Plan (2004) est intéressante car elle est en réalité un peu plus fine que la nôtre. Ils ont décortiqué les données de commerce extérieur pour identifier également les types d'exportations sur lesquels il ne faut pas considérer de marges commerciales. Enfin pour les données pour lesquelles des informations plus détaillées existaient (enquêtes structurelles sur la nature du commerce réalisé par les branches commerciales ; tableau des emplois des marges de commerce qui reprend les totaux des marges de commerce réalisées par produit et par branche), ils ont ventilé les marges commerciales par secteur en se basant sur ces données et non pas sur une règle proportionnelle comme nous l'avons fait à l'équation Eq. 76.

de 2007. Ce ratio est multiplié à la donnée agrégée c_i^R (marges de commerce plus marges de transport) pour la désagréger et en extraire les marges de commerce uniquement. Le résultat est lui-même multiplié à un autre ratio $\left(\frac{u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^p f_{ik}^R}\right)$. L'usage de ce ratio revient à poser l'hypothèse que les marges de commerce peuvent être désagrégées par secteur j au prorata de la part des inputs intermédiaires dans la consommation totale d'inputs. Ou autrement dit, cela suppose que les marges de commerce payées par chaque secteur j aux secteurs commerciaux sont proportionnelles à la quantité d'inputs qu'ils consomment et qu'ils ont racheté à un secteur commercial (distributeurs, grossistes, vente au détail, etc.).

Les marges commerciales concernent uniquement les biens matériels. Par conséquent, les marges commerciales payées sur les services (à l'exception des services commerciaux) sont nulles (Eurostat, 2009 ; Insee, accédé en 2010a ; Bureau Fédéral du Plan, 2004). Ces services couvrent les produits tertiaires pour $i = 31, \dots, 34 ; 38, \dots, 59$ (voir Tableau 27).

Quant aux marges commerciales pour les services commerciaux ($i = 35, 36$ et 37), elles sont égales à la somme des marges commerciales calculées pour les produits primaires et secondaires (première ligne de l'équation Eq. 76) mais en signe inverse. Cela, pour la même raison que précédemment, à savoir, parce que les marges commerciales payées par les consommateurs (industriels ou particuliers) sur les produits primaires et secondaires bénéficient au secteur du commerce (Bureau Fédéral du Plan, 2004). Il en découle que la somme des marges commerciales des produits primaires et secondaires doit être imputée en signe inverse aux services commerciaux. Le résultat obtenu doit encore être désagrégé par service commercial i pour distinguer les lignes $i = 35, 36$ et 37 . Cela est réalisé au prorata de la part des marges de commerce et de transport de chacun dans le total des trois $\left(\frac{c_i^R}{\sum_{i=35}^{37} c_i^R}\right)$.

L'équation Eq. 76 ne sert pas seulement à désagréger les marges de commerce payées par chacun des secteurs économiques j lors d'achats d'inputs intermédiaires (u_{ij}^R). Les ménages et les autres catégories de demande finale aussi payent implicitement des marges de commerce sur les biens qu'ils consomment (Bureau Fédéral du Plan, 2004). C'est la raison pour laquelle l'équation est également utilisée pour désagréger les marges de commerce payées par chaque catégorie k de demande finale (f_{ik}^R). Dans ce cas, le numérateur u_{ij}^R dans l'équation Eq. 76 est simplement remplacé par f_{ik}^R .

A présent que les deux étapes préliminaires sont réalisées, les marges commerciales $c_{ij}^{commerce^R}$ peuvent être soustraites aux u_{ij}^R et aux f_{ik}^R de la Use table. Les taxes moins les subsides (t_{ij}^R) désagrégés plus haut (Eq. 75) aussi sont soustraites à la Use table.

Soustraction des marges de transport :

Les données de marges de transport ($c_i^{transport^R}$) ne sont disponibles que par produit i , pas par secteur j . Etant donné le peu d'information statistique disponible, la méthodologie suivie par le Bureau fédéral du Plan (2004) pour désagréger les marges de transport consiste à faire un certain nombre d'hypothèses raisonnables sur la présence ou non de marges de transport dans les différentes cellules de la Use table et à combler les cases restantes proportionnellement en fonction de la Use table. La première hypothèse raisonnable consiste à considérer qu'il n'y a pas de marges de transport sur les services puisque un produit immatériel ne peut pas être transporté. Il est considéré par ailleurs que les marges de transport sont inexistantes sur les variations de stocks et d'objets de valeur, la consommation finale des ONG, des administrations publiques et la plupart des biens consommés par les ménages. Il en découle que les marges de transports sont désagrégées par

secteur de manière analogue aux marges de commerce, c'est-à-dire au prorata de l'utilisation d'inputs (u_{ij}^R) par les secteurs consommateurs. Cela revient à supposer que le coût de transport est proportionnel à la quantité d'inputs achetés. Toutefois, les inputs n'ont pas été utilisés tels quels dans le calcul. Pour éviter de biaiser le calcul, nous avons préalablement retiré des inputs la part des marges de commerce et des taxes moins les subsides calculées plus haut qui, elles, ne sont pas transportées. Il en découle que le calcul s'exprime comme suit :

Eq. 77

$$c_{ij}^{transportR} = \frac{mt_i^N}{mt_i^N + mc_i^N} \times c_i^R \times \frac{u_{ij}^R - c_{ij}^{commerceR} - t_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R - c_{ij}^{commerceR} + f_{i4}^R + f_{i7}^{Internatio.} + f_{i8}^{Interreg.}}$$

\forall produit i primaire et secondaire ($i = 1, \dots, 30$)

La logique de calcul est identique à celle de l'équation Eq. 76 si ce n'est que le numérateur du premier terme de l'équation couvre, cette fois-ci, les statistiques de marges de transport nationale (Insee, accédé en 2010a) et le dénominateur du dernier terme de l'équation ne reprend pas toutes les consommations d'inputs puisqu'il a été dit plus haut que certains inputs ne faisaient pas l'objet de marges de transport. C'est ainsi que seuls sont pris en compte au dénominateur, les inputs intermédiaires (u_{ij}^R), déduction faite des marges de commerce ($c_{ij}^{commerceR}$) et des taxes moins les subsides (t_{ij}^R), la formation brute de capital fixe (FBCF) (f_{i4}^R) ainsi que les exportations internationales ($f_{i7}^{Internatio.}$) et interrégionales ($f_{i8}^{Interreg.}$) toutes les deux exportées depuis la Haute-Normandie.

L'équation Eq. 77 sert aussi à calculer les marges de transport pour les catégories de demande finale concernées ($k = 4, 7$ et 8)¹³⁰. Dans ce cas, le numérateur u_{ij}^R est simplement remplacé par f_{ik}^R .

L'équation Eq. 77 pour les produits i de type services (à l'exception des services de transport) est égale zéro puisque, comme mentionné plus haut, les services ne peuvent pas être transportés au vu de leur caractère immatériel.

Concernant les marges de transport pour les produits i de type services de transports, le calcul est différent qu'à l'équation Eq. 77. Les services de transports sont particuliers car ce sont les seuls catégories de produit i qui bénéficient de ces marges ($i = 39, \dots, 42$). Par conséquent, la quantité de marge de transport payée par les secteurs primaire et secondaire qui ont transporté du matériel est imputée en signe inverse aux produits i qui relèvent de la catégorie des services de transport (par route, voies d'eau et air) et services associés (ports, agences de voyages, etc.) (Bureau Fédéral du Plan, 2004). L'équation de désagrégation des marges de transport pour les produits i de type services de transport s'exprime comme suit :

Eq. 78

$$c_{ij}^{transportR} = - \sum_{i=1}^{30} c_{ij}^{transportR} \frac{c_i^R}{\sum_{i=39}^{42} c_i^R}$$

\forall service de transport i ($i = 39, \dots, 42$)

L'équation Eq. 78 ne s'applique pas seulement pour les secteurs j . Elle s'applique aussi à l'estimation des marges de transport payées aux services des transports par les catégories de demande finale

¹³⁰ Le libellé des catégories correspondantes est donné au Tableau 24. $k = 4$: Formation brute de capital fixe (FBCF), $k = 7$: importations internationales depuis la Haute-Normandie vers l'étranger, $k = 8$: importations interrégionales depuis la Haute-Normandie vers les autres régions de France.

k=4, 7 et 8. Pour ce faire, il suffit dans l'équation Eq. 78, de remplacer u_{ij}^R par f_{ik}^R au numérateur inclus dans l'expression $\sum_{i=1}^{30} c_{ij}^{transport^R}$ (qui est elle-même calculée à l'équation Eq. 77).

Transformation de la Use table en prix de base :

La transformation de la Use table en prix de base est un calcul qui consiste à soustraire des matrices cellule par cellule. Aux matrices de la Use table (V^R et F^R) est soustraite, cellule par cellule, la matrice T^R des taxes moins les subsides composée des éléments t_{ij}^R calculés à l'équation Eq. 75. Y est également soustraite la matrice des marges de commerce $C^{commerce^R}$ composée des éléments $c_{ij}^{commerce^R}$ calculés à l'équation Eq. 76. Et enfin est soustraite la matrice des marges de transport $C^{transport^R}$ composée des éléments $c_{ij}^{transport^R}$ calculés aux équations Eq. 77 et Eq. 78.

Le résultat de ces trois soustraction donne une Use table exprimée en prix de base tout comme la Supply table. Il ne faut pas oublier de retirer de la Supply table les colonnes des marges de commerce et de transport ainsi que celle des taxes moins les subsides. Sinon le total des cellules de chaque ligne de la Use et de la Supply table ne sera plus égal et l'identité de base sur laquelle repose la modélisation I-O *commodity by industry* ne sera plus valide. En outre, pour que le total de chaque colonne reste égal entre les deux tables (une autre des identités de base), les taxes moins les subsides sont réagrégées par secteur et catégorie de demande finale en sommant les cellules de chaque colonne de la matrice T^R . Elles sont ensuite introduites dans une ligne de la Use table en dessous des lignes d'ajustement a_1^R, a_2^R, a_3^R .

Etape 17 : extraire les importations des inputs intermédiaires et finaux de la Use table

Pour l'analyse économique, il est généralement nécessaire de savoir dans quelle mesure les biens et services utilisés ont été produits dans la région (ou le pays quand il s'agit de tables nationales) ou ont été importés. C'est pourquoi les tables I-O comprennent un tableau des consommations de produits importés et un tableau des consommations des biens et services issus de la production intérieure (Bureau Fédéral du Plan, 2004). Cela permet, plus tard dans la formalisation mathématique du modèle (voir section suivante), de refléter le fait que les consommations intermédiaires et finales d'inputs importés ne participent pas à un accroissement de la production des autres secteurs de la région puisqu'ils sont produits en dehors de la région (United Nations, 1999, pp. 153-163).

Pour retirer à chaque input u_{ij}^R et f_{ik}^R les importations $m_i^{internatio.}$ et $m_i^{interreg.}$, il faut pouvoir désagréger les importations par secteur j et demande finale k . Or ne possédant, pour l'échelle régionale, que des données d'importations par produit i , nous avons été contraints de poser l'hypothèse que chaque consommateur (secteurs et demande finale) importe une quantité proportionnelle à sa consommation d'input i dans le total de cet input. Le calcul qui en découle s'exprime comme suit :

$$\begin{cases} m_{ij}^R = \frac{u_{ij}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^p f_{ik}^R} (m_i^{internatio.} + m_i^{interreg.}), & \text{pour } j = 1, \dots, m \\ m_{ik}^R = \frac{f_{ik}^R}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^R + \sum_{k=1}^p f_{ik}^R} (m_i^{internatio.} + m_i^{interreg.}), & \text{pour } k = 1, \dots, p \end{cases} \quad \text{Eq. 79}$$

La deuxième ligne de l'équation Eq. 79 couvre toutes les catégories de la demande finale y compris les exportations. Il s'agit des importations qui sont réexportées directement (Bureau Fédéral du Plan, 2004).

Ensuite, la matrice M composée des éléments m_{ij}^R et m_{ik}^R a été soustraite aux matrices de la Use table (V^R et F^R). Les importations m_{ij}^R et m_{ik}^R ont ensuite été réagréguées par secteur j en sommant les éléments de chaque colonne de la matrice M . Le vecteur ligne ainsi obtenu a été ajouté à la Use table sous le 59^{ème} produit. Cette ligne couvre les inputs intermédiaires et les inputs finaux importés. Le rajout de cette ligne vise à maintenir l'identité de base, à savoir que le total de chaque colonne de la Use table soit égal au total de chaque colonne de la Supply table. Quant aux importations de la matrice M , elles sont conservées dans une troisième table à côté de la Supply et de la Use table. Les équations de formalisation du modèle I-O présentées à la section suivante s'appuient sur ces trois tables.

La plupart des pays applique l'équation Eq. 79. C'est-à-dire qu'ils procèdent à une simple distribution proportionnelle des importations sur chaque ligne de la Use table (Bureau Fédéral du Plan, 2004). Cela signifie que le ratio des importations sur l'offre totale est valable pour chaque élément de la ligne. Cependant, cela introduit inévitablement des erreurs car comme le souligne le Bureau Fédéral du Plan, on peut accepter cette hypothèse si l'on dispose d'une Use table à un niveau très fin de désagrégation (mille produits, par exemple). Or les tables que nous utilisons ne comportent que 59 produits. Cela est insuffisant pour que la condition d'homogénéité des produits soit respectée.

Le Bureau Fédéral du Plan (2004) propose une méthode plus précise qu'ils ont appliqué à l'échelle de la Belgique. Nous la résumons succinctement ci-dessous bien qu'il soit probablement difficile d'appliquer cette méthode à une échelle régionale étant donné le manque de statistiques régionales :

Pour *les biens*, ils ont fait appel aux données détaillées d'importations et d'exportations par les entreprises. A partir de ces statistiques, il a été possible d'allouer directement ou moyennant certaines hypothèses suffisamment robustes, les importations suivantes:

- les importations temporaires de biens (c'est-à-dire des biens qui sont importés pour subir par exemple, des réparations et qui quittent le pays endéans la même année) sont destinées à l'exportation;
- les importations qui ont lieu dans le cadre du négoce international de marchandises sont allouées aux exportations;
- les importations directes des entreprises qui n'appartiennent pas aux branches du commerce sont allouées majoritairement à l'emploi intermédiaire et à la formation brute de capital fixe;
- les importations de biens de consommation par les branches de commerce sont largement destinées aux dépenses de consommation finale des ménages.

C'est finalement près de 70 % de la valeur totale des biens importés qui a pu être ainsi directement alloué à la demande intermédiaire ou finale. Le reste est distribué proportionnellement sur les éléments restants de la Use table (à l'exclusion de la production directement exportée). Les résultats de cette approche intégrée sont clairement différents de ceux que l'on obtient par un calcul proportionnel.

En ce qui concerne *les services*, le faible degré de détail des statistiques de la balance des paiements ne permet pas d'adopter une approche similaire pour le calcul de la matrice importée. La méthodologie suivie procède en deux temps. En se basant sur les caractéristiques des services importés et sur une relecture de l'ESA 1995 (European System of Accounts), diverses hypothèses sur les utilisateurs possibles des importations de services ont tout d'abord pu être formulées. Cela a permis d'exclure de nombreux éléments de la demande finale (totalisant 75 % de la demande finale). L'hypothèse de répartition

proportionnelle des importations a ensuite été appliquée sur les éléments restants de la demande finale et intermédiaire.

Etape 18 : Agrégation des 59 secteurs et produits en 35 catégories

Au final, nous avons agrégé les 59 secteurs NACE et produits CPA en 35 secteurs et produits en sommant les colonnes et les lignes des tables régionalisées. C'est sur cette version agrégée des tables Supply-Use régionales que le modèle ECO a été développé. La liste de ces secteurs (et produits) est représentée au Tableau 30 ci-dessous. Le résultat de la régionalisation est représenté au Tableau 31 (Supply table), Tableau 32 (Use table) ainsi qu'aux Tableau 33, Tableau 34 et Tableau 35 (respectivement les tables des importations totales, internationales et interrégionales). Il s'agit de tables agrégées en 11 secteurs et produits pour des raisons de manque d'espace. Cependant le modèle fonctionne bien sur base d'une désagrégation en 35 secteurs et 35 produits. Il en découle que dans les symboles mathématiques du modèle I-O représentés au Tableau 23 et au Tableau 24, la lettre n qui qualifie le nombre total de catégories de produits n'est plus égale à 59 mais bien à 35. Il en est de même pour la lettre m qui qualifie le nombre de catégories de secteurs. La correspondance entre cette nouvelle agrégation et les produits et secteurs des catégories CPA et NACE est indiquée dans la deuxième colonne. La correspondance entre les codes NACE et leur intitulé est montré au Tableau 27 (notons que les codes NACE et CPA sont identiques). La formalisation mathématique du modèle ECO est développée à la section suivante.

Tableau 30. Agrégation des 59 secteurs NACE et produits CPA en 35 secteurs et produits.

<i>i et j</i> (1, ..., n) (1, ..., m)	Code NACE et CPA	Intitulé du secteur
1	01	Products of agriculture, hunting and related services
2	02	Products of forestry, logging and related services
3	05	Fish and other fishing products; services incidental of fishing
4	10 11 12 13 14	Mining products & services
5	15	Food products and beverages
6	16	Tobacco products
7	17 18 19	Textile, fur and Leather products
8	20	Wood and products of wood and cork (except furniture); articles of straw and plaiting materials
9	21	Pulp, paper and paper products
10	22	Printed matter and recorded media
11	23	Coke, refined petroleum products and nuclear fuels
12	24	Chemicals, chemical products and man-made fibres
13	25	Rubber and plastic products
14	26	Other non-metallic mineral products
15	27 28	Basic metals and Fabricated metal products, except machinery and equipment
16	29 30 31 32 33 35	Equipements Mécaniques et Electriques assemblés
17	34	Motor vehicles, trailers and semi-trailers
18	36	Furniture; other manufactured goods n.e.c.
19	37	Secondary raw materials
20	40	Electrical energy, gas, steam and hot water
21	41	Collected and purified water, distribution services of water
22	45	Construction work
23	50 51 52 64 70 71 72 74 91 93 95	Services from tertiary sectors
24	55	Hotel and restaurant services
25	60	Land transport; transport via pipeline services
26	61	Water transport services
27	62	Air transport services
28	63	Supporting and auxiliary transport services; travel agency services
29	65 66 67	Financial intermediation services, insurance and pension funding services
30	73	Research and development services
31	75	Public administration and defence services; compulsory social security services
32	80	Education services
33	85	Health and social work services
34	90	Sewage and refuse disposal services, sanitation and similar services
35	92	Recreational, cultural and sporting services

Tableau 31. Supply table représentant la production de biens et services en Haute-Normandie en 2007 obtenue par régionalisation de la table nationale 2005 (million €₂₀₀₇ au prix de base).
 Note : la diagonale représente les outputs primaires (production principale de chaque secteur). Les valeurs en dehors de la diagonale représentent les outputs secondaires.

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)	Agriculture, chasse et foresterie											Output total produit régionalement (q'_i) (au prix de base)
	Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction	Secteurs tertiaires	Transport par eau	Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	
PRODUITS i (1, ..., i , ..., n) (CPA agrégé)	$V (n \times m); v_{ij}$											
Agriculture, chasse et foresterie	1 103	0	0	8	0	1	0	0	25	0	0	1 137
Pêche	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60
Produits miniers	0	0	252	0	0	22	0	2	1	0	0	277
Produits industriels	787	0	0	13 031	2	575	2	9	757	0	8	15 172
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	0	0	1	13	1 212	39	0	0	3	0	0	1 269
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	0	0	2	19	16	4 830	0	0	10	0	0	4 879
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	0	0	0	229	447	443	3 743	4	7	0	146	5 021
Construction	10	0	18	156	4	128	14	7 232	240	0	60	7 864
Services	81	6	51	3 018	296	4 605	40	102	48 032	0	452	56 684
Service de transport par eau	0	0	0	0	165	0	0	0	6	418	0	590
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	0	0	0	0	3	2	0	0	83	0	1 723	1 812
Output total produit régionallement (au prix de base) (g'_j)	1 982	65	325	16 477	2 146	10 646	3 799	7 350	49 164	419	2 390	94 765

Codes NACE et CPA :

Agriculture, chasse et foresterie: 01 02

Pêche : 05

Produits miniers : 10 11 12 13 14

Produits industriels : 15 16 17 18 19 20 21 22 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37

Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires : 23

Chimie, plastique, verre et matériaux de construction : 24 25 26

Electricité, gaz, vapeur et eau chaude : 40

Construction : 45

Services : 41 50 51 52 55 64 60 62 65 66 67 70 71 72 73 74 80 75 85 90 91 92 93 95

Service de transport par eau : 61

Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages) : 63

Tableau 32. Use table représentant l'utilisation des biens et services en Haute-Normandie en 2007 obtenue par régionalisation de la table nationale 2005 (million €₂₀₀₇ au prix de base).

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)	Agriculture, chasse et foresterie Pêche Mines Industries de transformation Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude Construction Secteurs tertiaires Transport par eau Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)											CATEGORIES DE DEMANDE FINALE k (1, ..., k , ..., p)							Total	Input total de produits régionaux (au prix de base)						
												CONSOMMATIONS FINALES			C A P I T A L		EXPORTATIONS				Demande finale totale (prix de base)					
												Consommation finale des ménages	Consommation finale des ONG et autres associations sans but lucratif	Consommation finale des administrations Publiques	Formation brute de capital fixe (FBCF)	Variation des objets de valeur (acquisitions - cessions)	Variation des stocks	Exportations internationales (fab)				Exportations interrégionales				
											$U^d (n \times m); u_{ij}^d$							$F^d (n \times m); f_{ik}^d$							$\sum_{k=1}^p f_{ik}^d$	q_i
Agriculture, chasse et foresterie	190	0	0	174	0	9	7	33	43	0	0	456	466	0	0	14	0	19	88	93	680	1 137				
Pêche	0	0	0	4	0	1	0	0	5	0	0	10	36	0	0	0	0	0	3	10	49	60				
Produits miniers	1	0	2	9	137	28	68	13	4	0	0	262	1	0	0	0	0	-3	11	6	15	277				
Produits industriels	119	1	28	2 317	23	432	49	420	1 183	10	53	4 635	4 592	0	55	1 196	11	41	3 292	1 350	10 537	15 172				
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	11	1	2	12	31	66	22	15	117	5	7	289	252	0	0	0	0	-9	250	487	981	1 269				
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	69	0	12	363	24	1 195	15	287	224	2	8	2 199	464	0	234	0	0	-15	1 305	692	2 680	4 879				
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	15	2	6	109	10	208	566	15	275	0	12	1 217	645	0	0	0	0	-12	77	3 093	3 804	5 021				
Construction	7	0	3	32	15	36	113	745	417	5	16	1 390	273	0	0	5 246	0	-40	0	996	6 474	7 864				
Services	300	9	52	2 615	215	2 876	421	1 205	10 908	96	418	19 114	13 327	587	10 927	2 313	3	-144	2 905	7 624	37 543	56 658				
Service de transport par eau	1	0	0	6	1	6	1	2	6	71	10	104	10	0	0	2	0	-1	234	249	494	597				
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	3	0	4	112	21	124	29	38	594	45	404	1 374	166	0	0	4	0	-14	149	151	456	1 830				
Total (au prix de base)	716	14	110	5 753	479	4 982	1 290	2 773	13 775	234	928	31 051	20 233	587	11 216	8 775	15	- 179	8 314	14 752	63 713	94 765				
Importations internationales et interrégionales (caf) (M_j)	359	4	74	3 533	1 297	2 825	835	1 214	4 151	61	273	14 627	7 931	97	1 655	2 370	10	-37	5 980	4 724	22 730	37 357				
Ajustement caf/fab sur les exportations (A_1)																			-122		-122					
Achats directs des résidents à l'étranger (A_2)													662								662					
Achats dans la région par les non-résidents (A_3)													-565						-565							
Taxes moins les subsides sur les produits (t_j)	31	4	12	405	107	541	219	213	1 015	15	49	2 612	2 315	11	92	858	2	-25	0	0	0	5 864				
Total (au prix d'achat)	1 106	22	196	9 691	1 883	8 348	2 344	4 200	18 941	310	1 250	48 291	30 576	696	12 963	12 003	27	-241	13 606	19 476	86 984	1 337 986				
Salaires bruts (Y_{1j})	353	14	46	2 001	112	779	601	1 684	17 698	64	645	23 998														
Autres taxes nettes sur la production (Y_{2j})	-12	0	6	295	17	112	85	42	511	2	42	1 101														
Excédent brut d'exploitation (Y_{3j})	535	29	77	4 489	134	1 407	769	1 424	12 014	43	453	21 374														
Valeur ajoutée au prix de base ($\sum_{z=1}^t Y_{zj}$)	876	43	129	6 786	263	2 298	1 455	3 150	30 224	108	1 141	46 474														
Output total (au prix d'achat) (g_j)	1 982	65	325	16 477	2 146	10 646	3 799	7 350	49 164	419	2 390	94 765														
Input travail (emplois en nombre d'individus) (l_j)	24 640	618	1 407	63 899	1 228	23 782	7 690	51 478	476 851	813	15 927	668 333														

Note : Dans la dernière colonne, l'input total des trois derniers produits n'est pas exactement égal à celui de la Supply table (Tableau 31) bien que les valeurs soient très proches. C'est une anomalie des opérations de régionalisation qui devrait être corrigée (éventuellement par une RAS finale d'ajustement comme le fait McDonald (2005)).

Tableau 33. Importations totales (internationales plus interrégionales) vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million €₂₀₀₇ au prix de base CAF).

SECTEURS j ($1, \dots, j, \dots, m$) (NACE agrégé)	PRODUITS i ($1, \dots, i, \dots, n$) (CPA agrégé)											CATEGORIES DE DEMANDE FINALE k ($1, \dots, k, \dots, p$)								Input total de produits régionaux (au prix de base)			
												CONSOUMATIONS FINALES				C A P I T A L					EXPORTATIONS		Demande finale totale (prix de base)
												Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction		Secteurs tertiaires	Transport par eau	
	$U^m (n \times m); u_{ij}^m$											$\sum_{j=1}^m u_{ij}^m$	$F^m (n \times m); f_{ik}^m$								$\sum_{k=1}^p f_{ik}^m$	q_i^m	
Agriculture, chasse et foresterie	107	0	0	99	0	5	4	18	24	0	0	257	260	0	0	8	0	14	49	54	386	643	
Pêche	0	0	0	3	0	1	0	0	4	0	0	8	28	0	0	0	0	0	2	8	38	46	
Produits miniers	6	0	19	78	1 165	241	573	109	31	0	1	2 223	7	0	0	0	0	-26	90	53	125	2 348	
Produits industriels	82	1	27	2 373	22	393	49	442	972	9	53	4 424	3491	0	52	1 265	10	38	3 303	1 269	9 428	13 852	
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	9	1	2	10	26	54	19	12	97	4	6	239	208	0	0	0	0	-7	207	403	811	1 049	
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	84	0	13	313	24	1 395	12	265	227	1	7	2 340	510	0	299	0	0	-13	1 524	755	3 075	5 416	
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	2	0	1	12	1	23	62	2	30	0	1	134	71	0	0	0	0	-1	9	342	420	554	
Construction	1	0	0	3	2	4	11	76	42	0	2	141	28	0	0	533	0	-4	0	101	658	799	
Services	67	2	12	614	50	678	98	282	2 577	23	101	4 504	3 285	97	1 303	563	1	-34	720	1 659	7 594	12 098	
Service de transport par eau	0	0	0	1	0	1	0	0	1	12	2	17	2	0	0	0	0	0	39	41	82	99	
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	1	0	1	28	5	31	7	9	147	11	100	341	41	0	0	1	0	-4	37	37	113	454	
Total (au prix de base)	359	4	74	3 533	1 297	2 825	835	1 214	4 151	61	273	14 627	7 931	97	1 655	2 370	10	-37	5 980	4 724	22 730	37 357	

Tableau 34. Importations internationales vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million €₂₀₀₇ au prix de base CAF).

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)												CATEGORIES DE DEMANDE FINALE k (1, ..., k , ..., p)								Demande finale totale (prix de base)	Input total de produits régionaux (au prix de base)	
	Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction	Secteurs tertiaires	Transport par eau	Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	Total	CONSOUMATIONS FINALES	C A P I T A L			EXPORTATIONS					
PRODUITS i (1, ..., i , ..., n) (CPA agrégé)												Consommation finale des ménages	Consommation finale des ONG et autres associations sans but lucratif	Consommation finale des administrations Publiques	Formation brute de capital fixe (FBCF)	Variation des objets de valeur (acquisitions - cessions)	Variation des stocks	Exportations internationales (fab)	Exportations interrégionales			
	$U^{m\text{internatio.}} (n \times m); u_{ij}^{m\text{internatio.}}$											$\sum_{j=1}^m u_{ij}^{m\text{inter}}$	$F^{m\text{internatio.}} (n \times m); f_{ik}^{m\text{internatio.}}$								$\sum_{k=1}^p f_{ik}^{m\text{inter}}$	$q_i^{m\text{inter}}$
Agriculture, chasse et foresterie	51	0	0	46	0	3	2	9	11	0	0	122	126	0	0	3	0	4	24	24	181	303
Pêche	0	0	0	3	0	1	0	0	3	0	0	7	24	0	0	0	0	0	2	7	33	40
Produits miniers	6	0	19	77	1153	239	567	107	31	0	1	2200	7	0	0	0	0	-26	89	53	124	2324
Produits industriels	61	2	25	1873	26	320	56	331	1050	33	67	3844	2773	34	81	1065	42	68	2661	948	7671	11516
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	9	1	2	10	25	52	18	12	93	4	5	229	200	0	0	0	0	-7	199	387	780	1009
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	63	0	8	242	19	1041	9	165	168	1	5	1721	383	0	226	0	0	-10	1148	564	2312	4033
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	2	0	1	12	1	23	62	2	30	0	1	134	71	0	0	0	0	-1	9	341	420	554
Construction	1	0	0	3	2	4	11	74	42	0	2	139	27	0	0	523	0	-4	0	99	645	784
Services	41	1	7	365	30	402	57	163	1493	13	61	2632	1759	66	1144	312	0	-21	472	1203	4936	7568
Service de transport par eau	0	0	0	1	0	1	0	0	1	12	2	17	2	0	0	0	0	0	39	41	82	99
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	1	0	1	27	5	30	7	9	145	11	99	337	41	0	0	1	0	-3	36	37	112	448
Total (au prix de base)	233	5	62	2659	1262	2115	790	873	3067	74	242	11382	5413	100	1450	1905	42	0	4679	3705	17294	28676

Tableau 35. Importations interrégionales vers la Haute-Normandie en 2007 obtenues par régionalisation des tables Supply-Use nationales 2005 (million €₂₀₀₇ au prix de base CAF).

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)												CATEGORIES DE DEMANDE FINALE k (1, ..., k , ..., p)								Demande finale totale (prix de base)	Input total de produits régionaux (au prix de base)	
	Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction	Secteurs tertiaires	Transport par eau	Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	Total	CONSOUMATIONS FINALES	C A P I T A L			EXPORTATIONS					
PRODUITS i (1, ..., i , ..., n) (CPA agrégé)												Consommation finale des ménages	Consommation finale des ONG et autres associations sans but lucratif	Consommation finale des administrations Publiques	Formation brute de capital fixe (FBCF)	Variation des objets de valeur (acquisitions - cessions)	Variation des stocks	Exportations internationales (fab)	Exportations interrégionales			
	$U^{minterreg.} (n \times m); u_{ij}^{minterreg.}$											$\sum_{j=1}^m u_{ij}^{minterreg.}$	$F^{minterreg.} (n \times m); f_{ik}^{minterreg.}$								$\sum_{k=1}^p f_{ik}^{minterreg.}$	$q_i^{minterreg.}$
Agriculture, chasse et foresterie	56	0	0	53	0	3	2	9	12	0	0	135	134	0	0	5	0	10	26	30	205	341
Pêche	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	1	5	6
Produits miniers	0	0	0	1	12	2	6	1	0	0	0	22	0	0	0	0	0	1	1	1	24	24
Produits industriels	24	2	8	737	16	146	31	153	586	26	40	1769	786	34	39	267	36	38	711	390	2301	4070
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	0	0	0	0	1	2	1	0	4	0	0	9	8	0	0	0	0	0	8	15	31	40
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	21	0	4	71	5	353	3	100	59	0	2	620	127	0	74	0	0	-3	375	191	764	1383
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Construction	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	1	0	0	10	0	0	0	2	12	15
Services	27	1	5	249	21	276	40	119	1083	10	41	1871	1526	31	159	251	0	-14	248	457	2659	4530
Service de transport par eau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	1	6
Total (au prix de base)	128	3	18	1112	55	782	83	384	1748	37	85	4435	2586	65	272	533	36	30	1369	1088	5980	10415

VII.6. Formalisation mathématique du système économique

a) Description des matrices et vecteurs économiques du modèle ECO

Les équations présentées ici sont les équations conventionnelles des modèles I-O basés sur des tables Supply-Use qui permettent de modéliser le système économique représenté à la Figure 14. Ces équations ont été originellement développées par Stone (1961, 1966) et ce sont celles qui sont utilisées par Victor dans la table I-O environnementale présentée au Tableau 16 (McDonald, 2005). Nous avons repris ces équations pour développer la partie purement économique du modèle ECO (flux internes à l'économie correspondant au Quadrant supérieur gauche de la table I-O de Victor).

Le modèle ECO est un modèle I-O statique¹³¹ ouvert¹³² basé sur une table *commodity by industry* représentant l'économie régionale de la Haute-Normandie en 2007. Il est construit sur les données de la Supply table régionale du Tableau 31, la Use table régionale du Tableau 32 et les tables des importations interrégionales et internationales du Tableau 33, Tableau 34 et Tableau 35.

Le modèle I-O est composé de différentes matrices, vecteurs et scalaires succinctement décrits ci-dessous. Une description plus détaillée est donnée au Tableau 23 et au Tableau 24 (même si les opérations de régionalisation ont modifié ces tableaux, les symboles utilisés ici restent les mêmes). Les matrices sont indiquées en lettres majuscules alors que les vecteurs et les scalaires sont indiqués en lettres minuscules:

- Deux matrices carrées (le nombre de lignes n = le nombre de colonnes m): la matrice V de production de biens et services par les secteurs de la région, et la matrice U^d des utilisations de biens et services produits dans la région comme inputs intermédiaires (l'exposant « d » est utilisé pour signifier qu'il s'agit d'inputs domestiques, c'est-à-dire produits dans la région). Chacune de ces deux matrices est composée de n produits (biens et services) en ligne et de m secteurs en colonne. Notons que la matrice V inclut les flux de produits aux frontières du système économique régional concernant la production, à savoir les exportations internationales et interrégionales, alors que la matrice U^d ne les inclut pas. Les flux aux frontières concernant les utilisations de produits se manifestent sous forme d'importations internationales et interrégionales qui sont représentées dans une autre matrice (voir plus bas).
- Deux matrices rectangulaires : une matrice F^d ($n \times p$) représentant les différentes catégories de demande finale localisées dans la région consommant des biens et services également produits dans la région, et une matrice Y ($t \times m$) représentant les inputs primaires (composantes de la valeur ajoutée).

¹³¹ Un modèle I-O statique signifie que ses coefficients techniques ne varient pas. Ils sont calculés sur base de la matrice de l'année de référence (dans le cas du modèle ECO, cette année est 2007) et restent ensuite constants dans toutes les simulations réalisées. Cela suppose que l'on puisse raisonnablement penser que la structure de l'économie ne se modifie pas significativement dans le cadre des simulations réalisées. Toutefois, bien que dans le modèle ECO, les coefficients techniques soient généralement statiques, nous en avons modifié certains pour tenir compte des modifications induites par les scénarios de restauration environnementale simulés. Cela est détaillé plus bas à la section concernant la formalisation mathématique de l'écosystème.

¹³² Un modèle I-O ouvert traite la demande finale des ménages et les salaires bruts en dehors de la matrice des coefficients techniques d'inputs alors qu'un modèle fermé les y intègre respectivement comme un secteur $m+1$ et un produit $n+1$. Les modèles fermés prennent en compte ce qu'on appelle les effets induits, c'est-à-dire les effets indirects de la demande finale des ménages sur les autres secteurs. Dans un modèle ouvert, seuls les effets directs de la demande finale des ménages sont pris en compte.

- Une matrice rectangulaire séparée (M), composée de n produits en ligne et de $m+p$ secteurs en colonne (m secteurs $j + p$ catégories de demande finale k) représentant les importations interrégionales et internationales en produits i consommées par les secteurs j et les différentes catégories de demande finale k (les exportations apparaissant au Tableau 33 sont des importations directement réexportées). Ces importations internationales et interrégionales étaient initialement incluses dans la matrice U et F d'Eurostat (2009) (Tableau 24). Elles ont été soustraites des inputs intermédiaires et finaux et placées dans une matrice distincte lors des opérations de régionalisation (Section VII.5) afin de conserver des matrices U et F purement domestiques (régionales). Cependant, pour conserver l'identité entre la Use table et la Supply table, les importations ont été ajoutées dans un vecteur ligne au sein de la Use table (vecteur m abordé ci-dessous).
- Quatre vecteurs :
 - o le vecteur ligne g' ($1 \times m$) représentant l'output total par secteur j ,
 - o le vecteur colonne q ($n \times 1$) de l'utilisation totale d'inputs par produit i ,
 - o le vecteur ligne m ($1 \times (m + p)$) des importations interrégionales et internationales consommées comme inputs intermédiaires par les secteurs ainsi que comme input final par la demande finale (le vecteur m est calculé en sommant les éléments de chaque colonne de la matrice M) – ne pas confondre le vecteur m avec le symbole identique qui symbolise le nombre total de secteurs;
 - o le vecteur ligne μ ($1 \times p$) de l'input total consommé par catégorie k de demande finale (chaque élément μ_k de ce vecteur est égal à la somme des produits i de la colonne k à laquelle il appartient, avec $i=1, \dots, n$).

Toutes ces matrices et vecteurs sont exprimés en valeur monétaire, c'est-à-dire en euros aux prix de l'année 2007 (€₂₀₀₇). Les éléments de chacune des cinq matrices sont décrits comme suit. Chacun des v_{ij} de la matrice V représente la valeur du produit i fabriqué par le secteur j en Haute-Normandie ($i = 1, \dots, n$ et $j = 1, \dots, m$ où $n = m = 35$). Chaque u_{ij}^d de la matrice U^d représente la valeur du produit i fabriqué dans la région et utilisé par le secteur j (également localisé dans la région) comme input intermédiaire pour assurer la production de son output. Chaque f_{ik}^d de la matrice F^d représente la valeur du produit i fabriqué dans la région et utilisé par la catégorie p de demande finale k ($k = 1, \dots, p$). Les p catégories sont les suivantes : la consommation finale des ménages, des ONG et autres associations sans but lucratif et des administrations publiques, la formation brute de capital fixe (FBCF), la variation des objets de valeurs et des stocks, les exportations internationales et interrégionales. Chaque élément y_{zj} de la matrice Y représente l'input primaire z ($z = 1, \dots, t$) consommé par le secteur j . Les t catégories d'inputs primaires sont les suivantes : le paiement des salaires bruts (taxes sur le revenu et contributions sociales incluses), les taxes nettes sur la production et l'excédent brut d'exploitation (c'est-à-dire les bénéfices des entreprises).

b) Equations algébriques et matricielles sur les matrices et les vecteurs du modèle ECO

Deux identités de base permettent la construction des équations I-O basées sur les tables Supply-Use (ou *commodity by industry*) :

- $q_i = q'_i$, ce qui signifie que l'input total par produit est égal à l'output total par produit ou autrement dit, que la dernière colonne des totaux de la Use table est égale à celle de la Supply table.

- $g_i = g'_i$, ce qui signifie que l'input total par secteur est égal à l'output total par secteur ou autrement dit, que la dernière ligne des totaux de la Use table est égale à celle de la Supply table.

Le modèle ECO repose sur des équations I-O basées sur les tables *commodity by industry* (Tableau 31 au Tableau 35) développées entre autres dans Victor (1972a), Lixon *et al.* (2008) et Miller et Blair (2009). Ci-dessous est présenté le développement mathématique qui mène à l'équation centrale de la modélisation I-O. Il s'agit d'une version de la matrice inverse de Leontief adaptée aux modèles *commodity by industry*.

Une première relation peut être déduite le long de chaque ligne de la Use table (Tableau 24 et Tableau 24Tableau 32) sur base du principe simple que l'input total par produit i est égal à la somme des cellules de la ligne i :

$$\begin{cases} q_i = \sum_{j=1}^m u_{ij}^d + \sum_{k=1}^p f_k^d \\ q_i = q'_i \end{cases} \quad \text{Eq. 80}$$

Une relation similaire peut être déduite le long des colonnes de la Supply table (Tableau 31) sur base du fait que l'output total par secteur j est égal à la somme des cellules de la colonne j :

$$\begin{cases} g'_j = \sum_{i=1}^n v_{ij} \\ g'_j = g_j \end{cases} \quad \text{Eq. 81}$$

Le modèle I-O développé ici repose sur une hypothèse bien connue dans les modèles *commodity by industry* appelée *industry-based technology assumption*, une hypothèse qui suppose qu'une technologie est fabriquée par un panel défini d'industries. Plus concrètement, cette hypothèse amène à considérer que l'output total d'un produit i est fourni par un panel de secteurs j en proportions fixes. Il en découle le calcul de proportions d'output par produit (*commodity output proportion*) que l'on peut aussi appeler coefficients techniques d'output (*output technical coefficients*):

$$d_{ij} = \frac{v_{ij}}{q_i} \quad , \quad (i = 1, \dots, n) \quad (j = 1, \dots, m) \quad \text{Eq. 82}$$

L'équation Eq. 82 a pu être construite grâce à l'identité de base d'égalité entre l'output total par produit (q'_i) et l'input total par produit (q_i). Cette équation établit ainsi un lien mathématique entre la production d'outputs v_{ij} par produit et par secteur et la consommation d'input total par produit (q_i).

Une relation équivalente entre les inputs intermédiaires u_{ij}^d par produit et par secteur et les outputs totaux par secteur (g'_j) doit également être construite. Cette relation repose sur une seconde hypothèse de base des modèles I-O en général déjà employée par Leontief dans les années 1930. Cette hypothèse revient à poser que pour produire une unité de son output total g'_j , un secteur j nécessite un panel d'inputs intermédiaires u_{ij}^d en proportions fixes. Ces proportions sont appelées coefficients techniques d'input (*input technical coefficients*). Elles se calculent comme suit :

$$a_{ij}^d = \frac{u_{ij}^d}{g'_j} \quad , \quad (i = 1, \dots, n) \quad (j = 1, \dots, m) \quad \text{Eq. 83}$$

L'équation Eq. 83 a pu être construite grâce à l'identité de base d'égalité entre l'output total par secteur (g'_j) et l'input total par secteur (g_i). Cette équation établit ainsi un lien mathématique entre

la consommation d'inputs intermédiaires u_{ij}^d par produit et par secteur et la production d'output total par secteur (g_j').

Les proportions d'output par produit ainsi que les coefficients techniques d'input¹³³ des équations Eq. 82 et Eq. 83 sont calculés sur base de données de l'année de référence t_0 (c'est-à-dire 2007) du Tableau 31 et du Tableau 32. Cela revient à poser l'hypothèse que la structure de l'économie reste constante entre l'année de référence et l'horizon de temps t_n (c'est-à-dire 2015) de la simulation. En outre, cela suppose que les mesures politiques simulées, outre l'évolution spontanée de l'économie, ne modifient pas non plus sa structure. Il s'agit là d'un modèle qui est dit « statique ».

Cette hypothèse de staticité présente néanmoins un désavantage. Elle peut générer des écarts entre les résultats du modèle et les données observées dans l'économie réelle. Cependant, la *industry-based technology assumption* sur laquelle repose le modèle ECO atténue ce problème car les proportions d'output par produit qui en découlent sont plus stables dans le temps que la méthode alternative basée sur la *commodity-based technology assumption*. Il s'agit d'une hypothèse selon laquelle un secteur fabrique un panel de produits (*commodity*) en proportions fixes (en général un produit primaire principal et quelques produits secondaires). Plus concrètement, cette hypothèse amène à considérer que l'output total d'un secteur j est composé d'un panel de produits i en proportions fixes. Ces proportions sont appelées proportions d'output par industrie (*industry output proportions*).

Les proportions d'output par industrie sont calculées par le ratio $\frac{v_{ij}}{g_j}$ à la place du ratio $\frac{v_{ij}}{q_i}$ de l'équation Eq. 82 utilisé pour les proportions d'outputs par produit. Or, en calculant ces deux ratios sur les tables Supply-Use annuelles d'Eurostat (2009) pour la France sur la période 1995-2004, l'on constate que les proportions d'output par industrie varient entre -43% et +9% par rapport aux valeurs de 1995 (calculées pour les outputs primaires uniquement). Or le même exercice réalisé avec les proportions d'output par produit donne une variation de -8% à +22% seulement par rapport à 1995. C'est la raison pour laquelle nous avons préféré utiliser ce ratio-là. Il en découle que l'erreur due à la staticité des coefficients techniques d'output s'en trouve probablement réduite. Cela ne pourra toutefois être vérifié que lorsque les tables Supply-Use 2015 seront publiées, c'est-à-dire probablement après 2020. Enfin, les coefficients techniques ne varient pas seulement avec le temps. Les mesures simulées peuvent également les modifier. Cela a été pris en compte en partie dans les simulations de restauration de surfaces de nourriceries (voir la Section VII.6 consacrée à la formalisation mathématique de l'écosystème).

Les proportions d'output par produit et les coefficients techniques d'inputs calculés aux équations Eq. 82 et Eq. 83 peuvent être réarrangés comme suit :

$$d_{ij} q_i = v_{ij} \quad \text{Eq. 84}$$

$$a_{ij}^d g_j = u_{ij}^d \quad \text{Eq. 85}$$

Une des deux identités de base des modèles I-O *commodity by industry* repose sur l'égalité entre l'output total produit par secteur j et l'input total consommé par secteur j . Cette identité peut être utilisée pour exprimer l'équation Eq. 81 comme suit :

$$g_j = \sum_{i=1}^n v_{ij} \quad \text{Eq. 86}$$

¹³³ Pour un développement détaillé sur les différentes méthodes de calcul des coefficients techniques d'output et d'input, consulter Raa et Rueda-Cantuche (2003 et 2007).

Et l'équation Eq. 87 de l'output total par secteur peut être obtenue en insérant l'équation Eq. 84 dans Eq. 86:

$$g_j = \sum_{i=1}^n d_{ij} q_i \quad \text{Eq. 87}$$

Les expressions mathématiques présentées ci-dessus sont exprimées algébriquement. L'expression matricielle de l'équation Eq. 87 s'écrit comme suit:

$$g^T = D^T q, \quad \text{Eq. 88}$$

Où la matrice D^T est multipliée au vecteur colonne q pour donner le vecteur ligne (transposé en colonne) g^T . Le « T » en exposant signifie que le vecteur est transposé (les lignes prennent la place des colonnes et inversement). Pour rappel, les multiplications matricielles et vectorielles s'effectuent par l'opération *ligne* \times *colonne*. Une explication détaillée des multiplications matricielles et autres opérations sur les matrices et les vecteurs est disponible dans Miller et Blair (2009) et Victor (1972a).

De manière similaire, en insérant l'équation Eq. 85 dans l'équation Eq. 80, cela donne :

$$q_i = \sum_{j=1}^m a_{ij}^d g_j + \sum_{k=1}^p f_{ik}^d \quad \text{Eq. 89}$$

L'expression matricielle de l'équation algébrique Eq. 89 s'écrit comme suit:

$$q = A^d g^T + F^d i \quad \text{Eq. 90}$$

Où A^d est une matrice $n \times m$ des coefficients techniques d'input a_{ij}^d , et i est un vecteur colonne unité (chaque élément est égal à 1). Multiplier une matrice par un vecteur colonne unité permet de sommer les éléments de chaque ligne de la matrice pour obtenir un vecteur colonne de la demande finale totale ($\sum_{k=1}^p f_k^d$) toutes catégories k confondues.

En insérant l'équation Eq. 90 dans Eq. 88, cela donne:

$$g^T = D^T (A^d g^T + F^d i) \quad \text{Eq. 91}$$

Et en réarrangeant l'équation Eq. 91 (en faisant simplement passer tous les termes g^T du côté gauche de l'égalité puis en isolant ce terme), cela donne l'équation centrale des modèles I-O *commodity by industry* :

$$g^T = [(I - D^T A^d)^{-1} D^T] F^d i \quad \text{Eq. 92}$$

Où I est une matrice unité $n \times m$ dont les éléments de la diagonale sont égaux à 1 et tous les autres éléments égaux à zéro. L'équation Eq. 92 est aux modèles I-O *commodity by industry*, ce que l'équation de la matrice inverse de Leontief, $X = (I - A)^{-1} Y$ (Eq. 23), est aux modèles I-O *industry by industry*. Dans cette équation, X correspond à l'output total sectoriel g^T et Y à la demande finale totale $F i$.

Dans l'équation Eq. 92, le terme entre crochets $[(I - D^T A^d)^{-1} D^T]$ représente la quantité d'output total de chaque secteur j (exprimé en euros) qui doit être produite pour fournir un euro de produit i à la demande finale. En d'autres termes, cette équation est utilisée pour mesurer les impacts directs et indirects sur les secteurs de production découlant d'une modification de la demande finale en biens et services (Lixon *et al.*, 2008). Dans les modèles I-O, la demande finale est utilisée pour simuler un changement résultant du développement d'une activité économique ou d'une mesure politique envisagée dans le cadre d'une analyse de scénarios. Lixon *et al.* (2008) par exemple ont recours à l'équation Eq. 92 dans laquelle ils réduisent la demande finale de certains produits. Leur but étant de

simuler une baisse de la production de certains biens en vue d'étudier l'impact sur le reste de l'économie d'une politique de diminution des émissions de gaz à effet de serre axée sur la baisse de la production économique.

Appelons S , la matrice résultante des opérations entre les crochets de l'équation Eq. 92 ($S = [(I - D^T A^d)^{-1} D^T]$) et s_{ij} les éléments qui la composent. Nous pouvons ensuite réécrire l'équation matricielle Eq. 92 en notation algébrique :

$$\begin{cases} g_1 = s_{11} \sum_{k=1}^p f_{1k}^d + s_{12} \sum_{k=1}^p f_{2k}^d + \dots + s_{1m} \sum_{k=1}^p f_{nk}^d \\ g_2 = s_{21} \sum_{k=1}^p f_{1k}^d + s_{22} \sum_{k=1}^p f_{2k}^d + \dots + s_{2m} \sum_{k=1}^p f_{nk}^d \\ \dots \\ g_m = s_{m1} \sum_{k=1}^p f_{1k}^d + s_{m2} \sum_{k=1}^p f_{2k}^d + \dots + s_{nm} \sum_{k=1}^p f_{nk}^d \end{cases}, \quad j = 1, \dots, m, i = 1, \dots, n \quad \text{Eq. 93}$$

L'interprétation qui peut être faite de cette expression algébrique est similaire à celle réalisée pour la matrice inverse de Leontief à l'équation Eq. 24. En effet, l'expression algébrique de l'équation Eq. 93 prend une forme identique à l'équation Eq. 24 si ce n'est que les coefficients de la matrice S ne sont pas uniquement calculés à partir de coefficients techniques d'input mais également à partir de coefficients techniques d'output. L'équation Eq. 93 montre que la production d'output total (g_1) du secteur $j = 1$ ne dépend pas seulement de la demande finale totale $\sum_{k=1}^p f_{1k}^d$ en produits $i = 1$ (effet direct de la demande finale sur la production). Elle dépend également de la demande finale totale en produits i allant de 2 à n . Il s'agit là d'un effet indirect de la demande finale en produits 2, 3, ..., et n sur la production du secteur 1. Cet effet indirect s'explique par le fait que les outputs du secteur 1 sont achetés par les autres secteurs comme inputs intermédiaires nécessaires à la fabrication des produits 2, 3, ... et n . Il en résulte que la première ligne de l'équation Eq. 93 se lit comme suit (les autres lignes se lisent de manière similaire):

- Lorsque la demande finale totale ($\sum_{k=1}^p f_{1k}^d$) en produits 1 augmente de une unité, l'output total produit par le secteur 1 (g_1) augmente de s_{11} .
- Lorsque la demande finale totale ($\sum_{k=1}^p f_{2k}^d$) en produits 2 augmente de une unité, l'output total produit par le secteur 1 (g_1) augmente de s_{12} .
- ...
- Lorsque la demande finale totale ($\sum_{k=1}^p f_{ik}^d$) en produits i augmente de une unité, l'output total produit le secteur 1 (g_1) augmente de s_{1j} .
- ...
- Lorsque la demande finale ($\sum_{k=1}^p f_{nk}^d$) en produits n augmente de une unité, l'output total produit par le secteur 1 (g_1) augmente de s_{1m} .

Une équation similaire à l'équation Eq. 92 est construite pour le vecteur des importations totales m (interrégionales et internationales) sur base des données du Tableau 33 :

$$m = \hat{g} A^{mT} i + \hat{\mu} \widetilde{A}^m T i \quad \text{Eq. 94}$$

Où :

m = vecteur des importations totales par secteur j
 \hat{g} = vecteur de la somme des inputs consommés (ou des outputs i produits) par le secteur j de la demande intermédiaire. Le signe $\hat{}$ au-dessus du vecteur indique qu'il a été diagonalisé. Multiplier une matrice par un vecteur diagonalisé permet de multiplier chaque ligne de la matrice par un même facteur. Dans ce cas-ci, la matrice ayant été diagonalisée, cela revient à multiplier chaque coefficient technique d'une même colonne j par l'output total du secteur j (g_j).

A^{mT} = matrice transposée des coefficients techniques d'inputs importés pour satisfaire la demande intermédiaires u_{ij}^d (chaque élément de la matrice = $a_{ij}^m = \frac{m_{ij}}{g_j}$).

i = vecteur colonne unité (vecteur dont chacun de ses éléments est toujours égal à 1). Multiplier une matrice par un vecteur colonne unité permet de sommer les éléments d'une même ligne).

$\widehat{A^{fm}}^T$ = matrice transposée des coefficients techniques d'inputs importés pour satisfaire la demande finale f_{ik}^m (chaque élément de la matrice = $\widehat{a_{ij}^m} = \frac{m_{ik}}{\mu_k}$).

$\hat{\mu}$ = vecteur de la somme des inputs i consommés par la catégorie k de demande finale où chaque élément $\mu_k = \sum_{i=1}^n f_{ik}^d$. Le signe ^ au-dessus du vecteur indique qu'il a été diagonalisé.

L'équation Eq. 94 pose l'hypothèse que la quantité de biens et services importée par un secteur j ou une catégorie k de demande finale est directement proportionnelle à la quantité totale d'inputs domestiques consommés par ce secteur ou cette catégorie. En d'autres termes, cela suppose que pour une unité d'input domestique consommée, une quantité constante d'importations sera toujours nécessaire. En ce qui concerne une désagrégation des importations en importations internationales et interrégionales, il suffit de remplacer dans l'équation A^m par $A^{m\text{internatio}}$ et $\widehat{A^{fm}}$ par $\widehat{A^{fm}\text{internatio}}$ pour obtenir les importations internationales ou par $A^{m\text{interreg}}$ et $A^{m\text{interreg}}$ pour obtenir les importations interrégionales. Les coefficients des matrices d'importations internationales et interrégionales sont calculés sur base du Tableau 34 et du Tableau 35.

En ce qui concerne les autres éléments de la Use table, ils sont calculés au prorata de l'output total sectoriel g'_j (par simplicité, nous le représentons dans les équations ci-dessous par l'input total sectoriel g_j qui lui est de toute manière égal). Il s'agit des taxes sur les produits moins les subsides (t_j), de l'emploi l_j et des inputs primaires (y_{zj}), c'est-à-dire les salaires bruts et des taxes nettes sur la production (l'excédent brut d'exploitation est calculé après comme variable résiduelle). Leur calcul s'exprime comme suit :

$$t_j = \Omega_j g_j$$

$$\text{où } \Omega_j = \frac{t_j}{g_j} \quad \text{Eq. 95}$$

(Ω_j = coefficient technique calculé dans la Use table de l'année de référence, Tableau 32)

$$l_j = \Gamma_j g_j$$

$$\text{où } \Gamma_j = \frac{l_j}{g_j} \quad \text{Eq. 96}$$

(Γ_j = coefficient technique calculé dans la Use table de l'année de référence, Tableau 32)

$$y_{zj} = \pi_j g_j$$

$$\text{où } \pi_j = \frac{y_{zj}}{g_j} \quad \text{Eq. 97}$$

pour $z = 1$ et 2 = salaires bruts et taxes nettes sur la production

(π_j = coefficient technique calculé dans la Use table de l'année de référence, Tableau 32)

Quant à l'excédent brut d'exploitation, il n'est pas calculé comme le reste des inputs primaires mais comme variable résiduelle de manière à garantir que l'input total g_j reste bien égal à l'output total g'_j :

$$y_{zj} = g_j - \sum_{i=1}^n a_{ij}^d g_j - m_j - t_j - \sum_{z=1}^2 y_{zj}$$

$$\text{pour } z = 3 = \text{excédent brut d'exploitation} \quad \text{Eq. 98}$$

Ces équations clôturent la description mathématique du système économique présenté à la Figure 24. La section suivante développe la description mathématique de l'écosystème présenté à la même figure.

VII.7. Formalisation mathématique de l'écosystème

a) Description des matrices et vecteurs écosystémiques du modèle ECO

Pour intégrer l'écosystème dans la modélisation I-O du modèle ECO, les tables Supply-Use présentées au Tableau 31 et au Tableau 32 sont étendues de manière similaire au modèle de Victor (Tableau 16). Il y a une différence importante toutefois par rapport au modèle de Victor : un quadrant inclut les processus internes à l'écosystème comme dans le modèle d'Isard (Tableau 13). Il s'agit du croisement d'une part, de la ligne des produits écologiques de type surfaces de nourriceries et ressources halieutiques en soles (*Solea solea sp.*) et d'autre part, de la colonne du secteur écosystémique qui inclut l'écosystème dans son ensemble.

Les extensions introduites dans les tables Supply-Use sont présentées au Tableau 36 et au Tableau 37. Trois vecteurs lignes et un scalaire sont ajoutés pour décrire les flux de produits écologiques associés à la problématique du développement portuaire et de la destruction des surfaces de nourriceries ainsi que des populations de soles qui y vivent (Figure 24). Ils sont exprimés en unités physiques suivant les principes établis au Chapitre IV. Ils représentent les services écosystémiques finaux qui profitent plus directement aux hommes comme l'approvisionnement en ressources halieutiques (ressources vivantes de la mer – par exemple la sole), en ressources territoriales pour l'installation d'infrastructures portuaires (ex. : surfaces de nourriceries), etc. Les trois vecteurs lignes sont définis comme suit :

- Le vecteur h^N ajouté à la Supply table et dans lequel chaque élément h_j^N représente la quantité de surface de nourriceries restaurée dans l'écosystème par le secteur j .
- Le vecteur h^S ajouté à la Supply table et dans lequel chaque élément h_j^S représente la quantité de soles introduites dans l'écosystème par le secteur j . Ce vecteur pourrait couvrir d'éventuelles actions de repêchage. *A priori*, il n'existe cependant pas d'actions de repêchage de l'estuaire en soles. Ce vecteur est par conséquent égal à zéro.
- Le vecteur r^S ajouté à la Use table et dans lequel chaque élément r_j^S représente la quantité de soles consommées par le secteur j et la catégorie k de demande finale localisés en Haute-Normandie ainsi que dans les autres régions et pays (exportations internationales et interrégionales pour $k = 7$ et 8).
- Un scalaire r^N ajouté à la Use table qui représente la quantité totale de surfaces de nourriceries détruites annuellement par les activités économiques. Il aurait été plus cohérent de traiter cette variable comme un vecteur. Cependant le degré d'incertitude est trop élevé pour pouvoir identifier la surface détruite par chaque secteur j (pour une discussion détaillée sur l'incertitude, voir Chapitre II). Par contre, la quantité totale détruite est connue. C'est cette quantité qui est représentée par le scalaire r^N .

Quatre autres scalaires sont ajoutés pour décrire l'état des produits écologiques qui remplissent un service écosystémique d'auto-entretien (l'une des quatre catégories de service écosystémique décrite au Chapitre I). Ces services sont aussi appelés services intermédiaires ou services d'infrastructure. Ils font partie des processus écologiques et infrastructures de l'écosystème qui assurent son bon fonctionnement et permettent ainsi la production d'autres types de services écosystémiques bénéficiant plus directement à l'homme (ex. : services d'approvisionnement en

ressources, services culturels, services de régulation des flux hydriques qui assurent un service final de protection contre les dommages, etc.). Les quatre scalaires sont définis comme suit :

- e^S et e^N représentent le stock total de soles (en tonnes) et de surfaces de nourriceries qui peuvent être utilisés par l'écosystème, c'est-à-dire la quantité restante après destruction par les processus naturels et anthropiques (ex. : consommation de soles par les secteurs économiques et la demande finale, destruction de nourriceries par le secteur portuaire, etc.) et après régénération par ces mêmes processus (ex. : dynamique hydro-sédimentaire naturelle favorable à la formation de nourriceries, restauration de nourriceries par le secteur portuaire, etc.). En ce qui concerne les usages de la population de soles par l'écosystème, cela concerne par exemple le maintien d'une population de taille suffisante pour assurer la reproduction dans le futur, la consommation de poissons par les oiseaux qui viennent se nourrir dans les zones de nourricerie (Figure 24), la consommation de soles par d'autres espèces de poissons prédateurs, etc. En ce qui concerne les usages des surfaces de nourriceries par l'écosystème, cela concerne par exemple son utilisation comme habitat par les jeunes alevins ainsi que par certains oiseaux.
- e'^S et e'^N représentent les processus écologiques de renouvellement du stock de soles et de nourriceries. Par conséquent, ces deux variables représentent un flux de matières produites naturellement par l'écosystème chaque année. Pour les soles, il s'agit du recrutement (quantité totale d'alevins nés en une année) et pour les nourriceries, il s'agit de la variation de surface entre deux années qui n'est pas due à une activité de restauration. Notons qu'il est toutefois difficile de réellement distinguer l'effet de l'homme et de l'écosystème car les variations annuelles de surfaces de nourriceries sont le résultat d'un mélange complexe entre les évolutions naturelles des dynamiques hydro-sédimentaires dues aux vents, à la force des marées, des courants et des tempêtes mais également dues à la construction d'infrastructures (ponts, digues, etc.), et la hausse du niveau marin lié aux changements climatiques induits par l'homme.

Ces quatre scalaires sont affublés d'un exposant « Seine » pour spécifier qu'il s'agit de variables localisées dans l'estuaire de la Seine. Cela est particulièrement important pour e^S et e'^S car la sole est un poisson qui peut parcourir des centaines de kilomètres et peut par conséquent sortir de l'estuaire de la Seine (la zone d'étude délimitée par le trait bleu en pointillés à la Figure 24). En conséquence, pour traduire l'impact de la variation des stocks marins de soles $(e^S)^{Seine}$ sur la pêche, c'est-à-dire sur les flux de poissons pêchés r^S , il faut pouvoir tenir compte des poissons qui entrent et sortent de la zone d'étude. Pour ce faire, un scalaire $(e^S)^{Manche-Est}$ est également calculé plus loin en fonction de la variation du stock $(e^S)^{Seine}$ de l'estuaire de la Seine causé par la variation des surfaces de nourriceries.

Tableau 36. Supply Table environnementalisée.

HAUTE-NORMANDIE 2007		Secteurs économiques ($j = 1, \dots, m$)	Secteur écosystémique	Output total
Produits économiques (M€) ($i = 1, \dots, n$)		V v_{ij}		q'_i
Output total (M€)		g'_j		$\sum_{j=1}^m g'_j$
Produits écologiques	Nourriceries (km ²)	h_j^N	$(e'^N)^{Seine}$	$\sum_{j=1}^m h_j^N + (e'^N)^{Seine}$
	Soles (t)	$h_j^S = 0$	$(e'^S)^{Seine}$	$\sum_{j=1}^m h_j^S + (e'^S)^{Seine}$

Tableau 37. Use table environnementalisée.

HAUTE-NORMANDIE 2007		Secteurs économiques ($j = 1, \dots, m$)	Demande finale ($k = 1, \dots, p$)	Secteur écosystémique	Input total
Produits économiques (M€) ($i = 1, \dots, n$)		U^d u_{ij}^d	F^d f_{ik}^d		q_i
Total		$\sum_{i=1}^n u_{ij}^d$	$\mu_k = \sum_{i=1}^n f_{ik}^d$		
Importations (M€)		m_j			$\sum_{j=1}^{m+p} m_j$
Taxes moins les subsides sur les produits (M€)		t_j			$\sum_{j=1}^m t_j$
Inputs primaires (M€) ($z = 1, \dots, t$)		Y y_{zj}			$\sum_{j=1}^m y_{zj}$
Input total (M€)		g_j			
Emplois (nombre d'individus)		l_j			
Produits écologiques	Nourriceries (km ²)	r^N		$(e^N)_{Seine}$	$r^N + (e^N)_{Seine}$
	Soles (t)		r_j^S	$(e^S)_{Seine}$	$\sum_{j=1}^m r_j^S + (e^S)_{Seine}$

b) Equations algébriques sur les matrices et les vecteurs du modèle ECO

Equation d'actualisation du système économique à l'horizon de temps t_n

Avant d'intégrer les variables écosystémiques dans le modèle, les variables économiques doivent être actualisées à l'horizon de temps t_n de la simulation des scénarios. Dans le cas du scénario BAU (*business as usual*)¹³⁴ et des scénarios de restauration des surfaces de nourriceries simulés au Chapitre IX et X, t_n correspond à l'année 2015. Pour ce faire, la demande finale et les importations internationales 2007 en Haute-Normandie sont modifiées en fonction de projections exogènes à l'horizon 2015 (à l'exception de la demande intermédiaire et finale en produits de la pêche et de la FBCF en produits de construction qui sont endogénéisés plus bas). Ces projections sont tirées d'estimations de l'évolution de l'économie française sur la période 2007-2011 (OECD, 2009) et de l'économie de la zone euro pour la période 2012-2015 (Bureau Fédéral du Plan, 2008)¹³⁵. Les données de projections se trouvent au Tableau 44 (Chapitre IX). Sur base de ces données, plusieurs catégories k de la demande finale (F) de la Use table régionale 2007 (Tableau 32) ont été actualisées à 2015 comme suit :

$$f_{ik}^{t_n} = f_{ik}^{t_0} (1 + \tau_k)^{t_n - t_0} \quad (k = 1, 3, 4, 7) \quad \text{Eq. 99}$$

Où τ_k est le taux de croissance annuel moyen de la catégorie k de demande finale prévu pour la période 2007-2015 donné par les projections de l'OECD (2009) et du Bureau Fédéral du Plan (2008) ; les valeurs $k = 1, 3, 4$ et 7 couvrent la demande finale des ménages, des administrations publiques, la FBCF et les exportations internationales. Les autres symboles sont explicités au Tableau 37 ainsi qu'au Tableau 32. La matrice des importations internationales a été actualisée de manière identique à l'équation Eq. 99 si ce n'est que la consommation de produit i par la catégorie k de la demande finale (f_{ik}) est remplacée par les importations internationales de produit i par le secteur j et la catégorie k de la demande finale ($m_{ij}^{internatio.}$ et $m_{ik}^{internatio.}$). Faute de projections désagrégées par biens et services, cette technique d'actualisation applique un facteur d'actualisation unique τ_k à tous

¹³⁴ Scénario BAU: scénario tendanciel sans mesures de restauration des surfaces de nourriceries.

¹³⁵ Pour la période 2012-2015, nous n'avons pas trouvé de projections pour la France. En conséquence, nous avons repris les projections pour les 12 pays de la zone euro: Autriche, Belgique, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal et Espagne.

les produits i . Cela revient à poser l'hypothèse simplificatrice que lorsque les importations totales augmentent, chaque bien et service importé augmente dans les mêmes proportions.

Les autres éléments de la demande finale ainsi que les exportations et les importations interrégionales pour lesquelles aucune projection n'a été trouvée dans la littérature ont été actualisés pour chaque produit i au prorata de la variation entre les valeurs observées de 2007 (t_0) et les projections de 2015 (t_n) de la demande totale d'intrants intermédiaires et des autres catégories de la demande finale actualisés à l'équation Eq. 99. Cela revient à poser l'hypothèse que les catégories k de demande finale non incluses dans l'équation ($k = 2, 5, 6$ et 8) varient en proportion de la demande intermédiaire et des autres catégories de demande finale. Cette hypothèse conduit aux équations présentées ci-dessous élaborées sur base de Lixon *et al.* (2008).

La demande finale des ONG et autres associations sans but lucratif (f_{i2}) est actualisée par produit i au prorata de la variation 2007-2015 de la somme de la demande totale d'intrants intermédiaires en produit i ($\sum_{j=1}^m u_{ij}$), de la demande finale des ménages (f_{i1}) et des administrations publiques (f_{i3}). Cela revient à poser l'hypothèse que l'activité des ONG et autres associations sans but lucratif est proportionnelle à l'activité économique interne au territoire couvert par la matrice. Cela se calcule comme suit :

$$f_{i2}^{t_n} = f_{i2}^{t_0} \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_n} + f_{i1}^{t_n} + f_{i3}^{t_n}}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_0} + f_{i1}^{t_0} + f_{i3}^{t_0}} \quad \text{Eq. 100}$$

Les variations d'objets de valeur (f_{i5}) n'ont pas été actualisées. La valeur de 2007 a été reprise tel quel. Cette option a été privilégiée car il s'agit d'une catégorie de demande finale extrêmement difficile à estimer étant donné son caractère aléatoire. En outre, cela représente des montants très faibles et n'influe que de manière négligeable sur les résultats finaux délivrés par le modèle.

La catégorie de demande finale correspondant aux variations de stocks (f_{i6}) est actualisée par produit i au prorata de la variation 2007-2015 de la somme de la demande totale d'intrants intermédiaires en produit i ($\sum_{j=1}^m u_{ij}$), de la demande finale des ménages (f_{i1}) et des administrations publiques (f_{i3}), de la FBCF (f_{i4}) et des exportations internationales ($f_{i7}^{internatio.}$). Cela revient à poser l'hypothèse que les secteurs d'activité économique puisent dans leur stock en proportion de la demande intermédiaire et finale, y compris la demande étrangère exportée. Plus il y a de demande, plus ils auraient tendance à consommer leur stock pour répondre à la demande. Cela se calcule comme suit :

$$f_{i6}^{t_n} = f_{i6}^{t_0} \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_n} + f_{i1}^{t_n} + f_{i3}^{t_n} + f_{i4}^{t_n} + f_{i7}^{internatio.t_n}}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_0} + f_{i1}^{t_0} + f_{i3}^{t_0} + f_{i4}^{t_0} + f_{i7}^{internatio.t_0}} \quad \text{Eq. 101}$$

La demande finale émanant des autres régions, c'est-à-dire les exportations interrégionales ($f_{i7}^{interreg.}$), est actualisée par produit i au prorata de la variation 2007-2015 de la somme de la demande totale d'intrants intermédiaires en produit i ($\sum_{j=1}^m u_{ij}$), de la demande finale des ménages (f_{i1}) et des administrations publiques (f_{i3}) et de la FBCF (f_{i4}). Cela revient à poser l'hypothèse que lorsque l'activité économique augmente en Haute-Normandie, la quantité de produits exportés augmente proportionnellement. C'est la même approche que celle de l'équation Eq. 100. La FBCF a cependant été ajoutée sur base de l'hypothèse que la variation des stocks doit également être liée aux exportations. En effet, il est probable que si la demande des autres régions augmente, les

entreprises de Haute-Normandie soient contraintes de puiser dans une partie de leurs stocks pour y faire face. Cela se calcule comme suit :

$$f_{i7}^{interreg.tn} = f_{i7}^{interreg.t_0} \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{tn} + f_{i1}^{tn} + f_{i3}^{tn} + f_{i3}^{tn}}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_0} + f_{i1}^{t_0} + f_{i3}^{t_0} + f_{i4}^{t_0}} \quad \text{Eq. 102}$$

Les importations interrégionales consommées par la demande intermédiaire des secteurs j ($m_{ij}^{interreg.}$) sont actualisées pour chaque produit i au prorata de la variation 2007-2015 de la demande totale d'inputs intermédiaires en produit i ($\sum_{j=1}^m u_{ij}$). Cela revient à poser l'hypothèse que la part des inputs importés dans la consommation d'inputs intermédiaires par les secteurs j est constante. En conséquence, la quantité d'inputs intermédiaires importés consommés par les secteurs j augmente proportionnellement à leur consommation d'inputs domestiques. Quant aux importations interrégionales consommées par les catégories k de demande finale ($m_{ik}^{interreg.}$), elle est actualisée au prorata de la variation 2007-2015 de la demande finale k . Cela revient également à poser l'hypothèse que la part des inputs importés dans la consommation d'inputs finaux par la demande finale k est constante. Le calcul s'effectue comme suit :

$$\begin{cases} m_{ij}^{interreg.tn} = m_{ij}^{interreg.t_0} \frac{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{tn}}{\sum_{j=1}^m u_{ij}^{t_0}} \\ m_{ik}^{interreg.tn} = m_{ik}^{interreg.t_0} \frac{f_{ik}^{tn}}{f_{ik}^{t_0}} \end{cases} \quad \text{Eq. 103}$$

Pour les catégories k de demande finale dont le dénominateur $f_{ik}^{t_0} = 0$, la somme de la consommation finale des ménages, des ONG, des administrations publiques et de la FBCF a été utilisée à la place de $f_{ik}^{t_0}$ et f_{ik}^{tn} .

Le vecteur ligne m_j de la Use table est ensuite calculé en sommant les éléments i de chaque colonne j et k de la matrice des importations internationales obtenue à l'équation Eq. 99. Il est fait de même avec la matrice des importations internationales obtenue à l'équation Eq. 103. Ensuite les deux vecteurs lignes sont sommés pour obtenir le vecteur ligne des importations totales ($m_j = m_j^{internatio.} + m_j^{interreg.}$)

Finalement, toutes ces modifications de la demande finale seront intégrées dans la matrice F de l'équation principale de la modélisation I-O *commodity by industry* (Eq. 92). Le calcul des importations m_j permettra en outre d'ajuster l'estimation des inputs primaires (voir plus bas). Cette approche d'actualisation de l'économie par la demande finale suit la démarche classique en modélisation I-O qui consiste à simuler un changement dans la production économique d'un pays ou d'une région en modifiant dans le modèle la demande finale (lire entre autre, Carpentier, 1994 ; Lixon *et al.*, 2008).

Equations environnementales de Victor

La modélisation des produits écologiques dans le modèle de Victor (Tableau 16) repose sur les équations de base des coefficients techniques. Celles-ci relient l'output total par secteur (g'_j) aux modifications de l'environnement. Par exemple, pour un flux de produits écologiques comme les ressources halieutiques en soles du Tableau 36 et du Tableau 37, les équations de Victor s'écriraient comme suit:

$$\begin{cases} r_j = \beta_j g'_j \\ h_j = \gamma_j g'_j \end{cases}, \quad (j = 1, \dots, m) \quad \text{Eq. 104}$$

Où β_j serait défini comme étant le flux de soles utilisé par le secteur j par unité de son output total g'_j . Cela reviendrait à supposer par exemple, que pour produire un output de 1 €, le secteur j des hôtels et restaurants utilise comme input intermédiaire, une quantité constante de 0,0025 € de soles pêchées en Manche-Est qui est débarquée dans les ports de Haute-Normandie. Quant à γ_j , il serait défini de manière similaire comme étant le flux de soles introduites dans l'estuaire (rempoissonnement) par le secteur j par unité de son output total g'_j . Cependant, comme déjà signalé plus haut, un éventuel rempoissonnement de l'estuaire n'est pas envisagé. Il en découle que les coefficients techniques γ_j , s'ils étaient calculés, seraient égal à zéro.

Dans le modèle de Victor, les coefficients techniques d'inputs et d'outputs écologiques, β_j et γ_j , sont respectivement calculés dans la Use table et dans la Supply table (Tableau 36 et Tableau 37) de l'année de référence 2007 comme suit :

$$\begin{cases} \beta_j = \frac{r_j}{g'_j} \\ \gamma_j = \frac{h_j}{g'_j} \end{cases} \quad \text{Eq. 105}$$

Les équations Eq. 104 et Eq. 105 constituent les équations de base de l'intégration des composantes écosystémiques dans la modélisation I-O *commodity by industry* de Victor (1972a). Elles sont encore utilisées dans la littérature actuelle, notamment par Jin *et al.* (2003) et Lixon *et al.* (2008). Elles sont bien adaptées aux flux bidirectionnels de matière et d'énergie qui transitent à l'interface de l'écosystème et du système économique. Il s'agit des flux depuis l'économie vers l'écosystème (émissions polluantes et de déchets) et des flux depuis l'écosystème vers le système économique (consommation de ressources naturelles comme le pétrole, le bois, les poissons, etc.). Ce type de flux couvre typiquement les services écosystémiques qui bénéficient plus directement à l'homme comme l'approvisionnement en ressources et le service de régulation des polluants de type puits par l'assimilation des polluants émis dans le milieu naturel (voir Chapitres I et IV). Néanmoins, l'écosystème estuarien simulé dans le modèle ECO (Figure 24), couvre des services écosystémiques de nature différente. En conséquence, pour ces services-là, les équations de Victor ne peuvent pas être appliquées directement. Les équations de flux de produits écologiques entrants et sortants du système économique (Eq. 104 et Eq. 105) doivent être modifiées. En outre, des équations de stocks de produits écologiques doivent être ajoutées. Ces équations sont développées ci-dessous.

Flux entrants de surfaces de nourriceries (r^N) de l'écosystème vers l'économie

La première modification des équations de Victor concerne les flux entrants de produits écologiques r_j dans le système économique lorsque ces produits ne sont plus des ressources naturelles utilisées pour le service écosystémique d'approvisionnement en ressource qu'elles fournissent. C'est le cas des surfaces de nourriceries. Les flux entrants r^N de surfaces de nourriceries (c'est-à-dire les pertes de surface causées par les activités anthropiques) ne peuvent pas être calculés à l'aide de l'équation Eq. 104 de Victor. Cette équation est appropriée aux produits écologiques directement consommés par l'homme comme le sable de carrière, les poissons ou le pétrole. Autant de ressources naturelles qui offrent un service écosystémique d'approvisionnement en ressources. Cependant, les surfaces de nourriceries sont une ressource environnementale qui, outre le service d'approvisionnement de ressources en terrain pour l'installation d'infrastructures industrielles, offrent un service écosystémique d'auto-entretien. Le service d'auto-entretien concerne, dans ce cas-ci, la formation d'habitats de nourriceries estuariennes par le biais des dynamiques hydro-sédimentaires qui génèrent une accumulation de sédiments vaseux à faible profondeur. Ces dynamiques hydro-sédimentaires assurent le maintien d'un habitat de nourriceries qui permet aux populations de poissons et à la biodiversité en générale de se développer. Or la qualité et la quantité de surfaces de nourriceries, comme la plupart des services d'auto-entretien, dépendent de liens de causalités

multiples à l'origine de relations de cause à effet non linéaires. Les surfaces de nourriceries dépendent de facteurs multiples comme la croissance des infrastructures portuaires (Figure 24), le seuil économique et technique au-delà duquel les infrastructures portuaires doivent être étendues pour répondre à la croissance du trafic maritime, les dynamiques hydro-sédimentaires,... (voir Chapitre II).

Des liens de causalité non linéaires ne peuvent pas être simulés par une équation linéaire comme celle de l'équation Eq. 104. En outre, il est difficile de distinguer les pertes de surfaces de nourriceries causées par les activités humaines, de celles résultant de dynamiques naturelles ou d'effets indirects des activités humaines (la construction de digue peut modifier les dynamiques hydro-sédimentaires et affecter les surfaces de nourriceries pendant plusieurs années avant qu'un nouvel équilibre hydro-sédimentaire soit atteint). En conséquence, il n'est pas possible de calculer à proprement parler un flux entrant de produit écologique depuis l'écosystème vers le système économique. Il en découle que c'est l'ensemble de pertes induites par des causes à la fois naturelles et anthropiques (r^N) qui sont estimées à l'horizon 2015. Cette estimation est effectuée sur base de séries de données observées dans le passé en 1834, 1978 et 2004.

Les données observées dans le passé proviennent de Rochette *et al.* (2010). Il s'agit des données de surfaces de nourriceries (voir Tableau 45 au Chapitre IX) pour 7 classes de bathymétries et trois catégories de sédiments (sables, graviers et vases). Ces données permettent de calculer une estimation des surfaces de nourriceries en 2015 en prolongeant la tendance observée dans le passé. Pour cela nous considérons la moyenne de trois tendances : la tendance 1978-2004, 1834-2004 et statu quo 2004. Cette dernière tendance pose l'hypothèse que l'équilibre hydro-sédimentaire a été atteint en 2004 et que les surfaces de nourriceries ne varieront plus de manière significative d'ici 2015. Chaque tendance est prolongée entre 2004 et 2015 en calculant un taux annuel moyen de variation entre l'année de départ et 2004, ce taux ($\tau_{e_{ij}}$) est ensuite appliqué à la valeur de 2004 suivant l'équation suivante :

$$S_{ij}^{2015} = S_{ij}^{2004} (1 + \tau_{e_{ij}})^{(2015-2004)} \quad \text{Eq. 106}$$

Où :

S_{ij} = Surface de nourricerie de bathymétrie de catégorie i ($i = 1, \dots, 7$) et de classe de sédiment j ($j = 1, \dots, 3$),

$\tau_{e_{ij}}$ = taux de croissance annuel moyen de la surface de nourricerie de bathymétrie i et de classe de sédiment j ,

$$\tau_{e_{ij}} = \left[\left(\sqrt{\frac{S_{ij}^{2004}}{S_{ij}^{t_0}}} - 1 \right) + \left(\sqrt{\frac{S_{ij}^{2004}}{S_{ij}^{t_0}}} - 1 \right) + 0 \right] / 3$$

(La valeur nulle dans le dernier terme de l'addition entre crochets correspond à la tendance statu quo 2004. Par définition, un statu quo ne varie pas entre 2004 et 2015 donc le taux de croissance calculé est égal à zéro).

Et la surface totale de nourriceries en 2015 (S_{Totale}^{2015}) est calculée en sommant chacune des surfaces S_{ij}^{2015} sur les 7 catégories de bathymétrie et les 3 classes de sédiments :

$$S_{\text{Totale}}^{2015} = \sum_{i=1}^7 \sum_{j=1}^3 S_{ij}^{2015} \quad \text{Eq. 107}$$

Cependant, le calcul de la surface totale de l'équation Eq. 107 ne repose pas uniquement sur les résultats de l'équation Eq. 106. Une modification importante a été introduite dans le calcul du taux de croissance (τ_{eij}) à l'équation Eq. 106. Un expert en processus hydro-sédimentaires de l'estuaire de la Seine a été consulté, ce qui a permis de modifier les projections 2015 de chaque S_{ij}^{2015} estimées par l'équation Eq. 106 pour tenir compte des évolutions récentes de l'estuaire de la Seine – évolutions qui ne sont pas reflétées dans les tendances du passé. L'avis de cet expert est synthétisé à la Section IX.2 ainsi que la manière dont il a été intégré à l'équation Eq. 106.

Ensuite, r^N est calculé par la différence entre la surface totale 2004 observée¹³⁶ et la surface totale 2015 estimée à l'équation Eq. 107, divisée par le nombre d'années de la période. Le calcul s'effectue comme suit :

$$r^N = \frac{S_{\text{Totale}}^{2015} - S_{\text{Totale}}^{2004}}{2015 - 2004} = 0,59 \text{ km}^2/\text{an} \quad \text{Eq. 108}$$

Sur la période 2004-2015, r^N est positif. Cela signifie que le flux entrant est en réalité un flux sortant. Autrement dit, l'association des dynamiques naturelles et économiques favorise la création de surfaces de nourriceries. Ce phénomène qui peut sembler a priori étonnant est discuté à la Section IX.2. Nous y expliquons, entre autres, que la croissance de la surface totale occulte en réalité une diminution des surfaces de nourriceries les plus denses en juvéniles de soles: les nourriceries sur sédiments vaseux. Si l'on désagrège l'équation Eq. 108 par catégorie de sédiment, on constate que les nourriceries sur sédiments vaseux chutent de $0,17 \text{ km}^2/\text{an}$ entre 2004 et 2015 au profit des nourriceries sur sédiments sableux qui viennent les recouvrir.

Notons qu'à la différence de l'équation Eq. 104 de Victor, sa version modifiée à l'équation Eq. 108 ne permet pas de calculer des pertes de nourriceries par secteur j . En effet, r^N est un scalaire qui donne les pertes de nourriceries totales, tous secteurs j confondus (et influences naturelles incluses). Cela résulte du haut degré de complexité et d'incertitude qui rend difficile la distinction entre la part de responsabilité de chaque secteur j dans la destruction des nourriceries (voir Chapitre II sur l'incertitude inhérente aux dynamiques écologiques de l'estuaire). Il est cependant probable que le secteur portuaire (« Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages) » au Tableau 31) porte une forte part de responsabilité dans l'évolution des surfaces de nourriceries. Le secteur du transport par route également en raison de l'impact de la construction du Pont de Normandie sur les surfaces de nourriceries.

Idéalement, des régressions statistiques auraient été plus appropriées pour prolonger les tendances du passé sur base de séries temporelles de données observées. Cependant, le nombre d'observations de surfaces de nourriceries est insuffisant pour employer des techniques statistiques robustes : des données sont disponibles pour seulement cinq années : 1834, 1910, 1978, 1995 et 2004 (Figure 16). Ce problème est discuté à la Section II.1.

¹³⁶ L'année de référence pour les données de surfaces de nourriceries est 2004 et non pas 2007 comme pour la matrice I-O car 2004 est la dernière année pour laquelle des données de surface sont disponibles.

Stocks de surfaces de nurrireries (e^N)^{Seine} existant dans l'estuaire de la Seine

L'équation Eq. 108 constitue une première modification de l'équation des coefficients techniques d'inputs environnementaux de Victor (Eq. 104). Est introduit à présent, une deuxième modification des équations de Victor. Il s'agit de l'ajout de nouvelles équations permettant d'intégrer à la modélisation I-O des relations d'interdépendances entre services écosystémiques, un aspect important pour la compréhension des écosystèmes et de leurs effets indirects sur les activités économiques (de Groot *et al.*, 2002 ; Carpentier, 1994) (Chapitres I et II). Cela devrait permettre de prendre en compte un plus grand nombre de catégories de services écosystémiques que les services habituellement analysés en modélisation I-O : l'approvisionnement en ressources et l'accumulation de polluants émis dans le milieu naturel. Chercher à couvrir ces relations d'interdépendance mène à devoir remonter la chaîne de causalité depuis le bout de la chaîne où se trouvent la production de services écosystémiques finaux comme les services d'approvisionnement en ressources, jusqu'à l'amont de la chaîne où se trouvent les services intermédiaires qui génère ces services finaux. Les services intermédiaires agissent comme une sorte d'infrastructure qui assure un service de bon fonctionnement et d'entretien de l'écosystème appelé service d'auto-entretien. Cette infrastructure est constituée de stocks de ressources naturelles (sols arables, populations de poissons, forêts, etc.). En conséquence, la modification des équations écologiques de Victor vise ici à introduire ces stocks dans la modélisation I-O afin de prendre en compte leur effet sur la variation des flux de produits écologiques entrant dans le système économique et qui assurent ainsi un service écosystémique d'approvisionnement en ressources.

Une relation d'interdépendance importante dans l'estuaire de la Seine concerne le lien entre un service d'auto-entretien et un service d'approvisionnement en ressources halieutiques. Le service d'auto-entretien concerne la formation d'habitats de nurrireries estuariennes par le biais des dynamiques hydro-sédimentaires qui génèrent une accumulation de sédiments vaseux à faible profondeur. Ces dynamiques hydro-sédimentaires assurent le maintien d'un habitat de nurrireries qui permet aux populations de poissons et à la biodiversité en générale de se développer. Ces dynamiques entretiennent l'écosystème et ses composantes minérales et vivantes. Si les dynamiques sont modifiées, les habitats de nurrireries peuvent voir leur surface croître ou varier. Cela aura inévitablement un effet sur la population de poissons et donc sur les stocks marins disponibles qui fournissent un service d'approvisionnement en ressources halieutiques par le biais des activités de pêche.

Pour prendre en compte ce lien dans le modèle ECO, un nouveau type d'équation est ajouté au modèle de Victor. Il s'agit d'équations de calcul des stocks e d'infrastructures environnementales existant dans l'écosystème à l'horizon de temps t_n . Il est important de calculer ces stocks préalablement pour ensuite pouvoir calculer leur effet sur les autres services écosystémiques qu'ils produisent et qui bénéficient plus directement à l'homme. L'équation de stock consiste premièrement, à ajouter au stock i ($e_i^{t_0}$) existant à la fin de l'année de référence t_0 , la quantité régénérée ou détruite naturellement par l'évolution spontanée de l'écosystème (taux annuel de variation naturelle τ_e) et la quantité restaurée par l'homme annuellement (h_{ij}). Deuxièmement, une soustraction est effectué pour la quantité de stock i consommés ou détruits (r_{ij}) chaque année par les activités anthropiques. Le calcul s'effectue comme suit :

Eq. 109

$$e_i^{t_n} = e_i^{t_0} \times (1 + \tau_e)^{t_n - t_0} + \left(\sum_{j=1}^m h_{ij} - \sum_{j=1}^m r_{ij} \right) \times (t_n - t_0)$$

Où $e_i^{t_n}$ est la quantité du stock d'infrastructures naturelles i restant dans le système à l'issue de n années de processus de destruction et de régénération naturels et anthropiques.

Cette équation a été appliquée pour le calcul de la surface totale de nourriceries $(e^N)^{Seine}$ en 2015 dans le scénario BAU ainsi que dans les deux scénarios de restauration de nourriceries décrits au Chapitre IX. Cependant, son expression à l'équation Eq. 109 est idéalisée. En réalité, tous ses termes ne peuvent pas être calculés distinctement. L'équation de $\tau_{e_{ij}}$ (voir Eq. 106) montre comment τ_e a été calculé. A été abordé ci-dessus la difficulté de séparer les variations de surfaces de nourriceries d'origines naturelles de celle d'origine anthropique indirecte (par le biais de l'influence des activités humaines sur les dynamiques hydro-sédimentaire). En conséquence, dans l'équation Eq. 109, τ_e inclut également le terme $\sum_{j=1}^m r_{i,j}$. Ce dernier doit donc être retiré de l'équation étant donné l'impossibilité de le calculer distinctement. Par contre, les augmentations de stock causées directement par des secteurs d'activité j de restaurations de nourricerie peuvent être aisément quantifiées. Le terme $\sum_{j=1}^m h_{ij}$ garde donc toute sa place dans l'équation. Finalement, l'équation Eq. 109 peut être réécrite plus simplement pour le stock de surfaces de nourricerie $(e^N)^{Seine}$:

$$(e^N)^{Seine} = \sum_{i=1}^7 \sum_{j=1}^3 S_{ij}^{2004} (1 + \tau_{e_{ij}})^{(2015-2004)} + \sum_{j=1}^m h_{ij} (t_n - t_0) \quad \text{Eq. 110}$$

Où $\tau_{e_{ij}}$ inclut l'effet des variations naturelles (τ_e) et l'effet des variations anthropiques ($\sum_{j=1}^m r_{i,j}$) avec corrections sur base d'avis d'experts pour prendre en compte les évolutions récentes.

Le terme $\sum_{j=1}^m h_{ij}$ est typiquement un élément de calcul dans lequel les acteurs peuvent intervenir au sein de processus participatifs pour étudier différents scénarios de restauration de nourriceries. Ils peuvent par exemple augmenter la surface totale à restaurer ou encore la diminuer. Ils peuvent également faire varier l'allocation des surfaces à restaurer par chacun des secteurs j . L'effet des différentes allocations générera des impacts économiques différents. De même, la variation de la surface totale à restaurer induira un impact sur la population de soles et par conséquent sur le secteur de la pêche. Les équations présentées plus bas montrent comment l'allocation sectorielle de la restauration ainsi que les variations de la surface restaurée totale affectent l'économie.

Stock de soles $(e^S)^{Seine}$ dans l'estuaire de la Seine

A présent que l'état du stock de surfaces de nourriceries $(e^N)^{Seine}$ est calculé, son impact sur la population de soles (*Solea solea sp.*) peut être estimé. La formalisation mathématique de la population de soles couvre à ce stade, non pas un service écosystémique d'approvisionnement en ressources halieutiques, mais un service écosystémique d'auto-entretien. Pour que des ressources halieutiques comme la sole puissent être pêchées et constituer un flux de produits écologique entrant dans l'économie, il faut au préalable qu'un stock marin de soles existe et se maintienne dans le temps. D'autre part, pour que ce stock de soles se maintienne, une certaine qualité et quantité d'habitats aquatiques doit être entretenue pour que la population marine de poissons survive et se reproduise. Ce n'est qu'ensuite qu'une certaine portion du stock de soles peut être pêchée et fournir un service d'approvisionnement en ressources halieutiques aux activités anthropiques. La portion du stock qui n'a pas été pêchée est, elle, nécessaire à la régénération de la population de soles afin de permettre aux individus de se reproduire et de fournir d'autres poissons à pêcher l'année suivante. En ce sens, le stock de soles offre bel et bien un service écosystémique d'auto-entretien aussi appelé « service d'infrastructure », c'est-à-dire un service intermédiaire qui génère à son tour un service écosystémique final d'approvisionnement en ressources dont l'homme tire des bénéfices directs (voir définitions au Chapitre I).

Pour calculer le stock de soles, l'équation théorique de calcul d'un stock écologique i (Eq. 109) est adaptée au stock de soles présent dans l'estuaire de la Seine. Elle prend par conséquent la forme d'une équation de population. Si l'équation théorique nécessite d'être adaptée, c'est à nouveau en raison de l'existence de liens de causalité multiples : la taille du stock de soles dans l'écosystème

marin ne dépend pas seulement de la pêche mais également de la surface des habitats de nourricerie ainsi que de la qualité de l'eau et des sédiments marins. Il est donc nécessaire d'inclure dans l'équation de stock le lien d'interdépendance entre les surfaces de nourriceries (service écosystémique d'auto-entretien) et la population de soles (service écosystémique d'auto-entretien qui génère à son tour, un service d'approvisionnement en ressources halieutiques).

Une équation de population de poissons prend la forme suivante :

$$n_k = n_{k-1} \text{Exp}^{\text{pertes en } k-1} \quad \text{Eq. 111}$$

Où :

n_k = population de soles d'âge k ($k = 1, \dots, 10$ ans)

n_{k-1} = population de soles de la génération précédente à celle de l'âge k

Exp = base de la fonction exponentielle = 2,718

$\text{pertes en } k - 1$ = pertes par mortalité naturelle et par capture de pêche de la génération précédente à celle de l'âge k

Le graphique de la Figure 27 et les valeurs du Tableau 38 montrent que cette équation donne des résultats comparables aux estimations de la population de soles du CIEM (Conseil international pour l'exploration de la mer).

Pour convertir le nombre d'individus de soles en biomasse exprimée en kg de poissons d'âge k (e_k^S), l'équation Eq. 111 est multipliée par le poids (W_k) des individus d'âge k :

$$\begin{aligned} e_k^S &= W_k n_k \\ e_k^S &= W_k n_{k-1} \text{Exp}^{\text{pertes en } k-1} \end{aligned} \quad \text{Eq. 112}$$

Ensuite, pour calculer le poids e^S de la population totale tous âges confondus, les générations k sont sommées comme suit :

$$\begin{aligned} e^S &= e_1^S + e_2^S + e_3^S + \dots + e_{10}^S \\ e^S &= W_1 n_1 + W_2 n_2 + W_3 n_3 + \dots + W_{10} n_{10} \\ e^S &= W_1 n_1 + W_2 n_1 \text{Exp}^{\text{pertes en } 1} + W_3 n_2 \text{Exp}^{\text{pertes en } 2} + \dots \\ e^S &= W_1 n_1 + W_2 n_1 \text{Exp}^{\text{pertes en } 1} + W_3 n_1 \text{Exp}^{\text{pertes en } 1} e^{\text{pertes en } 2} + \dots \\ e^S &= n_1 (W_1 + W_2 \text{Exp}^{\text{pertes en } 1} + W_3 \text{Exp}^{\text{pertes en } 1 + \text{pertes en } 2} + \dots) \end{aligned} \quad \text{Eq. 113}$$

La dernière ligne de l'équation Eq. 113 est l'équation générale de population. Ci-dessous, nous y intégrons les paramètres propres à la population de soles de Manche-Est (zone de pêche VIII du CIEM présentée à la Figure 15). La notion de variation de population entre une année de référence t_0 et un horizon de temps t_n est introduite.

L'équation de la taille de la population marine de soles (e_k^S) d'âge k dans l'ensemble de la Manche-Est, est construite sur base des données statistiques provenant de ICES (2006) et Rochette *et al.* (2010) pour lesquelles une valeur moyenne a été calculée sur la période de référence¹³⁷ 1996-2005 (t_0):

¹³⁷ La période de référence 1995-2006 utilisée ici diffère de l'année de référence 2007 utilisée pour les données économiques dans la tables Supply-Use ainsi que de l'année 2004 utilisée pour les surfaces de nourriceries. C'est là un problème lié au manque de séries temporelles complètes de données. En outre, pour la taille de la population de soles, il a été jugé plus pertinent d'utiliser comme année de référence une période de temps plutôt qu'une année ponctuelle car la variabilité interannuelle de la population de soles est très importante.

$$e_k^{S^{t_0}} = W_k n_{k-1}^{t_0} \text{EXP}(-C_{k-1}-M_{k-1}) \quad \text{Eq. 114}$$

Trois paramètres fixes interviennent dans l'équation Eq. 114: C_{k-1} représente le taux de soles capturées par les activités de pêche à l'âge $k-1$, M_{k-1} représente le taux de mortalité naturel à l'âge $k-1$, et W_k représente le poids des individus d'âge k en kilogrammes.

Le poids total de la population de soles en Manche-Est tous âges confondus (e^S) est obtenu en sommant les résultats de l'équation Eq. 114 calculée pour chaque âge k :

$$e^{S^{t_0}} = \sum_{k=1}^{10} e_k^{S^{t_0}} \quad \text{Eq. 115}$$

Ce qui peut être exprimé sous la forme de l'équation générale de population de l'équation Eq. 113 pour donner la population de soles à la période de référence t_0 :

$$e^{S^{t_0}} = n_1^{t_0} \left(W_1 + W_2 \text{Exp}(-C_1-M_1) + W_3 \text{Exp}(-C_1-M_1-C_2-M_2) + \dots + W_{10} \text{Exp}(\sum_{k=1}^{10} -C_k-M_k) \right) \quad \text{Eq. 116}$$

Où $n_1^{t_0}$ s'élève, en moyenne sur la période de référence 1996-2005 en Manche-Est, à 31.150.000 individus de un an ($1 \text{ an} \leq \text{âge} < 2 \text{ ans}$). Les variables de l'équation de nombre d'individus, de mortalité par capture de pêche (C_k), de mortalité naturelle (M_k) et de poids (W_k) par classe d'âge k sont des valeurs moyennes calculées sur base des données annuelles pour la période 1996-2005 présentées à l'Annexe E.

Une légère modification de l'équation précédente montre le lien entre le stock de soles en Manche-Est ($e^{S^{t_n}}$) à l'horizon de temps t_n (2015) et les variations de surfaces de nurseries de l'estuaire de la Seine ($(e^N)^{\text{Seine}}$) sur la période $t_0 - t_n$:

$$\begin{cases} e^{S^{t_n}} = n_1^{t_n} \left(W_1 + W_2 \text{Exp}(-C_1-M_1) + W_3 \text{Exp}(-C_1-M_1-C_2-M_2) + \dots + W_{10} \text{Exp}(\sum_{k=1}^{10} -C_k-M_k) \right) \\ n_1^{t_n} = f((e^N)^{\text{Seine}}) = (1 + a) n_1^{t_0} \end{cases} \quad \text{Eq. 117}$$

La variable $n_1^{t_n}$ est une fonction du stock de surfaces de nurseries ($(e^N)^{\text{Seine}}$). Dans cette fonction, l'impact de la variation des surfaces de nurseries sur la période $t_0 - t_n$ se répercute sur la population totale de soles via les juvéniles d'âge 1 ($n_1^{t_0}$)¹³⁸. Cet effet est décrit par la variable a dont le calcul est décrit ci-dessous :

$$a = \frac{[A^{t_n} - A^{t_0}]}{A^{t_0}} 0,142 \quad \text{Eq. 118}$$

Où le facteur 0,142 tient compte du fait que l'estuaire de la Seine contribue au stock total de juvéniles de soles d'âge 0 (< 12 mois) en Manche-Est à raison de 14,2% en 2004. Ce facteur permet de prendre en compte les soles qui transitent au travers de la frontière du système étudié représenté

Choisir une année de référence ponctuelle aurait imprimé à tout le modèle ECO l'effet des conditions physico-chimiques de cette année-là, ce qui aurait biaisé la capacité de reproduction des soles et par conséquent, la taille de la population.

¹³⁸ En réalité il faudrait travailler avec les juvéniles d'âge 0 mais l'absence de données de population en Manche-Est sur les âges 0 nous contraint à poser l'hypothèse que les calculs effectués sur les abondances d'âge 0 (< 12 mois) dans l'estuaire de la Seine se répercutent de manière directement proportionnelle sur les âges 1.

par le trait bleu en pointillés à la Figure 24. C'est une manière de gérer les migrations de poissons dans le modèle ECO sans devoir développer un modèle pour toute la Manche-Est.

A^{t_n} et A^{t_0} représentent l'abondance de juvéniles de soles d'âge 0 dans l'estuaire de la Seine à l'horizon de temps t_n (2015) et à l'année de référence t_0 (2004). Ces abondances sont elles-mêmes une fonction de la surface de nourriceries $(e^N)^{Seine}$. Elles sont calculées au Tableau 39 pour chacune des 21 catégories i de sédiments et de bathymétrie et ensuite sommées comme suit.

$$\begin{cases} A^{t_0} = \sum_{i=1}^{n=21} \widehat{ID}_i (e^N)_i^{Seine^{t_0}} \\ A^{t_n} = \sum_{i=1}^{n=21} \widehat{ID}_i (e^N)_i^{Seine^{t_n}} \end{cases} \quad \text{Eq. 119}$$

Où \widehat{ID}_i représente l'indice de densité exprimé en nombre de juvéniles de soles d'âge 0 par km^2 pour la classe i de sédiments et de bathymétrie de l'estuaire de la Seine; $(e^N)_i^{Seine^{t_0}}$ et $(e^N)_i^{Seine^{t_n}}$ représente la surface de nourricerie de classe i dans l'estuaire de la Seine en 2004 et en 2015. La somme des surfaces i le long des cellules d'une même colonne du Tableau 39 donne $(e^N)^{Seine}$ de l'équation Eq. 110.

Dans le scénario de restauration simulé dans cette étude, $(e^N)_i^{Seine^{t_n}}$ est modifié pour $i = 10$ en ajoutant $24,38 \text{ km}^2$ à la surface de nourricerie de la projection BAU (voir cellule verte au Tableau 39). C'est cette valeur qui est représentée par $\sum_{j=1}^m h_{ij} (t_n - t_0)$ à l'équation Eq. 110. Si le modèle ECO était amené à être utilisé comme outil d'aide à la décision dans le cadre de processus participatifs, cette valeur devrait être discutée et fixée par les acteurs impliqués dans le processus.

En faisant passer l'entièreté du terme entre parenthèses du côté gauche de l'égalité de l'équation Eq. 116 pour isoler $n_1^{t_0}$, puis en insérant le résultat obtenu (le ratio de $e^{S^{t_0}}$ sur la parenthèse) à la place de $n_1^{t_0}$ dans la seconde ligne de l'équation Eq. 117, et enfin en insérant la seconde ligne de l'équation Eq. 117 à la place de $n_1^{t_n}$ dans la première ligne de la même équation, les paramètres fixes entre parenthèse sont éliminés $(W_1 + e^{(-C_1-M_1)}W_2 + e^{(-C_1-M_1-C_2-M_2)}W_3 + \dots + e^{(\sum_{k=1}^{10} -C_k-M_k)}W_{10})$ et l'équation générale de la population de soles en fonction de la variation de la surface totale de nourricerie peut être simplifiée. Le résultat de cette simplification donne une équation purement linéaire :

$$e^{S^{t_n}} = e^{S^{t_0}} \left(1 + \frac{[A^{t_n} - A^{t_0}]}{A^{t_0}} 0,142 \right) \quad \text{Eq. 120}$$

Où $e^{S^{t_0}}$ est un paramètre fixe qui représente le stock total de soles en Manche-Est donné par ICES (2006) tous âges confondus. Il s'élève à 94.614.700 individus (Tableau 38). Il s'agit là d'une valeur moyenne sur la période 1996-2005 calculée sur base des données des tableaux de l'Annexe E. La valeur de $e^{S^{t_n}}$ est utilisée plus bas pour calculer l'impact sur le secteur de la pêche.

Cependant, étant donné que cette étude s'intéresse également à l'évolution des stocks de poissons dans l'estuaire de la Seine, l'équation Eq. 120 doit être mise à l'échelle de l'estuaire. Cette opération est réalisée en ajoutant au stock de départ présent dans l'estuaire en t_0 , la hausse due à la restauration des surfaces de nourricerie sur la période $t_0 - t_n$ et en lui soustrayant la part du stock

qui est pêchée en t_n . Cela donne le stock de soles $(e^{st_n})^{Seine}$ restant dans l'estuaire et disponible pour l'écosystème après régénération naturelle et consommation humaine ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$):

Eq. 121

$$(e^{st_n})^{Seine} = e^{st_n} - e^{st_0} + e^{st_0} \frac{14,2}{100} - \sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$$

Où :

$e^{st_n} - e^{st_0}$ = la quantité supplémentaire de soles produites dans l'estuaire de la Seine en raison de la restauration des nurseries (le modèle est conçu de telle manière que la seule variation possible du stock total de Manche-Est ($e^{st_n} - e^{st_0}$) sur la période $t_0 - t_n$ soit due à l'augmentation de la surface de nurseries dans l'estuaire de la Seine).

$e^{st_0} \frac{14,2}{100}$ = stock de soles de départ présent dans l'estuaire en t_0 .

$\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$ = consommation humaine totale de soles en Haute-Normandie par les secteur économiques j et la demande finale k en t_n .

Notons que le pourcentage de 14,2% ainsi que les autres paramètres fixes mentionnés plus haut sont supposés constant à travers le temps. Une analyse de sensibilité a toutefois été réalisée (Section X.6) pour envisager l'effet sur les résultats du modèle si ces paramètres étaient amenés à varier d'ici 2015.

Le résultat de l'équation Eq. 121 est motré au Tableau 41. Il indique que $(e^{st_n})^{Seine}$ s'élève à 2485,6 tonnes de soles disponibles pour l'écosystème estuarien en 2015.

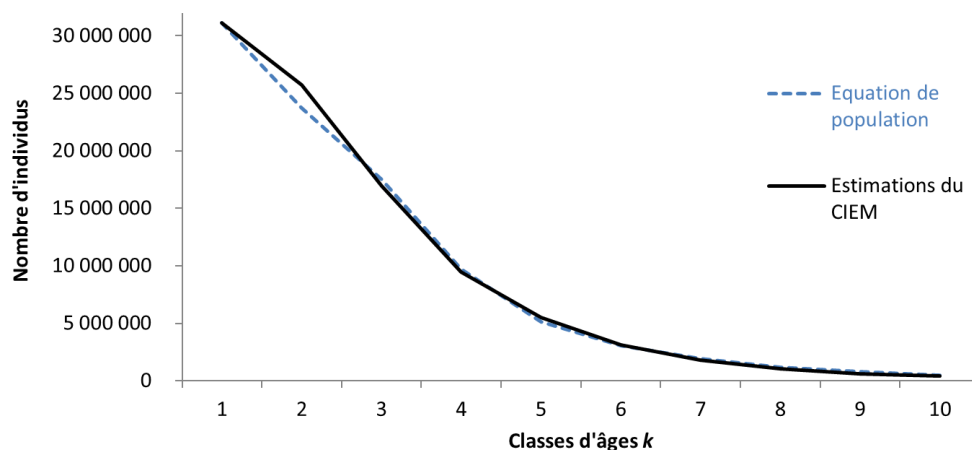


Figure 27. Comparaison de la population de soles par âge en Manche-Est pour la période de référence t_0 1996-2005 telle qu'estimée par le CIEM (ICES, 2006) et les résultats de l'équation de population utilisée dans le modèle ECO : $n_k = n_{k-1} \text{EXP}(-C_{k-1} - M_{k-1})$.

Tableau 38. Données et calculs correspondant à la période de référence t_0 1996-2005 pour l'élaboration du graphique de la Figure 27.

Âge k	Sources : CIEM (ICES, 2006)	Calculs propres d'ajustement des équations	Sources : CIEM (ICES, 2006)	Calculs propres
	Taux de mortalité par captures de pêches ¹³⁹ (C_k)	Taux de mortalité naturelle (M_k)	Nombre d'individus n (Estimation du CIEM)	Nombre d'individus n (équation de population) $n_k = n_{k-1} EXP^{(-C_{k-1}-M_{k-1})}$
1	0,0215	0,17	31 150 000	31 150 000
2	0,2467	0,17	23 700 000	25 721 166
3	0,4104	0,17	17 490 000	16 955 873
4	0,3737	0,17	9 682 000	9 489 769
5	0,4051	0,17	5 115 000	5 509 722
6	0,3837	0,17	3 054 000	3 100 038
7	0,3670	0,17	1 924 400	1 781 961
8	0,3581	0,17	1 175 800	1 041 554
9	0,2565	0,17	822 200	614 230
10	0,3474	0,17	501 300	400 963
Total ($e^{S_{t_0}}$)	-	-	94 614 700	95 765 276

¹³⁹ Taux de mortalité par captures de pêches : il s'agit du taux de poissons pêchés dans la population marine totale.

Tableau 39. Abondance de juvéniles de soles d'âge 0 (< 12 mois) localisés dans les nourriceries de l'estuaire de la Seine en 2004 avec projections 2015 suivant un scénario tendanciel (BAU) et un scénario de restauration.

i	Sédiments	Bathymétrie (m cmh) ⁺⁺	DONNEES OBSERVEES EN 2004			PROJECTIONS BAU 2015			PROJECTIONS SCENARIOS DE RESTAURATION 2015 (+ 24,38 km ² à la cellule verte)		
			Indice de densité \bar{D}_i (nombre juvéniles/km ²)*	Surfaces de nourriceries (Km ²) (e^N) _i Seine ^{t₀}	Indice d'abondance de juvéniles A_{t_0}	Surfaces de nourriceries (Km ²) (e^N) _i Seine ^{t_n}	Indice d'abondance de juvéniles A_{t_n}	Surfaces de nourriceries (Km ²) (e^N) _i Seine ^{t_n}	Indice d'abondance de juvéniles A_{t_n}		
			a	b	a x b	c	a x c	d	a x d		
1	Gravier	a < -3[11,27	0,58	6,49	0,58	6,49	0,58	6,49		
2	Gravier	b [-3;0[51,48	0,13	6,52	0,13	6,52	0,13	6,52		
3	Gravier	c [0;3[50,03	1,63	81,39	1,63	81,39	1,63	81,39		
4	Gravier	d [3;5[33,65	2,30	77,32	2,30	77,32	2,30	77,32		
5	Gravier	e [5;8[15,26	1,77	27,05	1,77	27,05	1,77	27,05		
6	Gravier	f [8;13[4,77	1,63	7,75	1,63	7,75	1,63	7,75		
7	Gravier	g [13;20]	3,90	1,08	4,19	1,08	4,19	1,08	4,19		
Sous-Total Graviers				9,10	210,73	9,10	210,73	9,10	210,73		
8	Sables	a < -3[19,27	6,10	117,50	6,01	115,86	6,01	115,86		
9	Sables	b [-3;0[76,00	12,51	950,68	14,76	1121,79	14,76	1121,79		
10	Sables	c [0;3[69,93	33,13	2316,52	37,52	2623,27	61,90	4328,19		
11	Sables	d [3;5[48,70	29,49	1435,99	31,22	1520,42	31,22	1520,42		
12	Sables	e [5;8[24,35	27,01	657,75	28,60	696,43	28,60	696,43		
13	Sables	f [8;13[8,18	10,88	88,98	8,41	68,79	8,41	68,79		
14	Sables	g [13;20]	6,91	23,45	162,03	20,91	144,52	20,91	144,52		
Sous-Total Sables				142,56	5.729,45	147,43	6.291,07	171,82	7.995,99		
15	Vases	a < -3[27,26	1,61	43,83	1,25	34,14	1,25	34,14		
16	Vases	b [-3;0[94,58	6,37	602,34	6,89	651,82	6,89	651,82		
17	Vases	c [0;3[83,66	14,70	1229,72	15,91	1330,73	15,91	1330,73		
18	Vases	d [3;5[59,72	13,79	823,42	10,19	608,59	10,19	608,59		
19	Vases	e [5;8[32,28	5,19	167,58	0,00	0,00	0,00	0,00		
20	Vases	f [8;13[11,62	2,63	30,59	5,18	60,15	5,18	60,15		
21	Vases	g [13;20]	10,15	0,43	4,37	0,43	4,34	0,43	4,34		
Sous-Total Vases				44,72	2.901,85	39,85	2.689,77	39,85	2.689,77		
TOTAL			45,02 (moyenne)⁺	196,38 = (e^N)_{Seine}	8.842,03	196,38 = (e^N)_{Seine}	9.191,57	220,77 = (e^N)_{Seine}	10.896,48		
TOTAL (indice densité ≥ 45)			66,64 (moyenne)⁺	111,74	7.446,57	118,24	7.944,53	142,62	9.649,44		

Sources : Les indices de densité et les données observées portant sur les surfaces de nourriceries 2004 proviennent de Rochette *et al.* (2010). Ils sont issus de cartes historiques et d'un modèle d'adéquation des habitats (habitat suitability model); les projections de surfaces à l'horizon 2015 (BAU et scénario de restauration) sont issues de calculs propres. **Notes:** * Il s'agit de juvéniles de soles d'âge 0 (<12 mois) dont les indices de densité sont le résultat des estimations du modèle d'adéquation des habitats (habitat suitability model) développé par Rochette *et al.* (2010). ⁺ Moyenne calculée comme suit : $(densité_i \times surface_i^{2004}) / \sum Surface_i^{2004}$. ⁺⁺ cmh = cote marine du Havre. Le zéro en m cmh représente le niveau de la mer mesuré au Port du Havre lors des marées les plus basses de l'année (marées de vive-eau). Le signe négatif concerne les zones au-dessus du niveau de la mer (lors des marées les plus basses de l'année – marée de vive-eau) et les chiffres positifs concernent les zones toujours sous le niveau de la mer pour toute marée. Les zones intertidales sont donc toutes les zones de bathymétrie comprises entre <-3m et 0 m cmh[.

Production de soles $(e'^S)^{Seine}$ par l'écosystème de l'estuaire de la Seine

La variable calculée à l'étape précédente concerne le stock total de soles restant dans l'estuaire de la Seine $(e^S)^{Seine}$ après consommation humaine par les captures de pêche ainsi qu'à l'issue de processus de destructions et de régénérations d'origine naturelle.

A cette étape-ci, nous calculons $(e'^S)^{Seine}$, c'est-à-dire la quantité de soles produites par l'écosystème marin de l'estuaire de la Seine en une année t_n qui correspond à l'horizon de simulation (2015). Le calcul consiste à utiliser les équations Eq. 120 et Eq. 121 à la seule différence que ce n'est pas le stock total (e^{St_0} et e^{St_n}) qui est inclus dans l'équation mais uniquement le stock de soles d'âge 1 ($k = 1$) de manière à couvrir uniquement les soles de moins d'un an qui ont été produites par l'écosystème marin durant l'année comptable t_n . Le résultat est montré au Tableau 40 et s'élève à 272,5 tonnes de soles d'âge 1 produite en 2015 dans l'estuaire de la Seine dans le cadre des deux scénarios de restauration de nourricerie. Ce sont ces 272,5 tonnes qui assurent le renouvellement annuel de la population de l'estuaire.

Production de surfaces de nourriceries $(e'^N)^{Seine}$ par l'écosystème de l'estuaire de la Seine

Comme déjà mentionné plus haut, il est extrêmement difficile de distinguer, dans les variations de surfaces de nourriceries, les causes naturelles des causes anthropiques indirectes. Tout au plus pouvons-nous distinguer les causes anthropiques directes, c'est-à-dire les créations de surfaces lors de la restauration de nourriceries par les secteurs économiques comme ce fut le cas lors de la construction du Pont de Normandie dans les années 1990 et de l'extension du Port du Havre dans les années 2000. Ces deux projets comportaient un volet environnemental de restauration de surfaces de nourriceries. Il en résulte que $(e'^N)^{Seine t_n}$ se calcule sur base de la variation annuelle moyenne de surface de nourriceries entre t_0 (2004) et t_n (2015) puis en retirant du résultat les variations de surfaces dues à des activités de restauration par les secteurs économiques j (h_j^N) :

$$(e'^N)^{Seine t_n} = \frac{(e'^N)^{Seine t_n} - (e'^N)^{Seine t_0}}{2015 - 2004} - \sum_{j=1}^m h_j^N \quad \text{Eq. 122}$$

Flux entrants de soles (r_j^S) de l'écosystème vers l'économie

Le flux entrant (r_j^S) de soles depuis l'écosystème marin vers l'économie alimente la demande des secteurs j en inputs intermédiaires et les catégories k de demande finale. Victor calcule ce type d'input écologique à l'aide de coefficients techniques $\beta_j = \frac{r_j}{g_j}$ (Eq. 105). Cependant, ce type de coefficient ne peut être utilisé que si l'on considère les conditions environnementales inchangées et que le seul facteur influençant le flux de soles entrant dans l'économie soit l'effort de pêche (estimé par l'output total g'_j du secteur j). Or, dans le modèle ECO, les conditions environnementales sont modifiées puisque l'un des objectifs de cette étude vise à analyser l'impact de la modification des surfaces d'habitats de nourriceries. Il en découle que l'équation de Victor n'est pas applicable. Les équations développées ci-dessous prennent en compte le fait que les flux entrants de soles dans l'économie régionale de Haute-Normandie (service écosystémique d'approvisionnement en ressources) dépendent non seulement de l'effort de pêche mais également du stock marin de soles en Manche-Est (service d'auto-entretien) et des surfaces de nourriceries (service d'auto-entretien).

L'impact d'une variation dans le stock de soles de Manche-Est ($e^{S^{t_n}}$) sur les flux de soles entrant dans l'économie Haut-Normande ($r_j^{t_n}$) est estimé en insérant le taux de capture de pêche dans la population totale de soles (C_k) comme facteur supplémentaire dans l'équation Eq. 117. Cela donne la quantité totale consommée en Haute-Normandie :

$$\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n} = \frac{14,31}{100} n_1^{t_n} (C_1 W_1 + C_2 W_2 \text{Exp}^{-C_1 - M_1} + C_3 W_3 \text{Exp}^{-C_1 - M_1 - C_2 - M_2} + \dots + C_{10} W_{10} \text{Exp}^{(\sum_{k=1}^{10} -C_k - M_k)}) \quad \text{Eq. 123}$$

Où $\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$ représente la somme des consommations de soles en unités physiques (kg ou tonnes) par les m catégories de secteur j et les p catégories de demande finale k en Haute-Normandie. Le ratio 14,31/100 représente le pourcentage de débarquement de soles dans les ports Haut-Normands dans le total des débarquements de poissons pêchés en Manche-Est. Ce pourcentage est calculé sur base de statistiques de débarquement de soles en kg en 2003 provenant du CIEM (ICES, 2006). N'ayant pas trouvé de données pour d'autres années, nous avons dû supposer cette part constante entre 2003 et l'horizon de temps $t_n = 2015$.

La deuxième ligne de l'équation Eq. 117 est utilisée ensuite pour calculer $n_1^{t_n}$ de l'équation Eq. 123 en fonction de la surface de nourriceries. Cela permet de relier les captures de soles débarquée aux ports ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$) avec le stock d'habitats de nourriceries ($(e^N)^{Seine}$) présent dans l'estuaire de la Seine.

Impact économique de la variation du stock de soles (e^S)^{Seine} généré par les variations de surfaces de nourriceries

Tel qu'expliqué au Chapitre IV (Figure 11), les services écosystémique d'approvisionnement en ressources peuvent être évalués à la fois en unités physiques et en unités monétaires. Les unités physiques ont été estimées à l'étape précédente au travers du calcul de $\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$ (Eq. 123). Ci-dessous sont calculées les unités monétaires sur base de l'impact de la variation du stock de soles (e^S)^{Seine} sur les activités économiques.

La variation du stock de soles à l'horizon de temps t_n modifie les captures de pêche et par conséquent, les flux de soles entrant dans l'économie de la Haute-Normandie ($r_j^{t_n}$). Cela est décrit par l'équation Eq. 123. Il en résulte inévitablement une modification de la consommation intermédiaire ($u_{3j}^{t_n}$) et finale ($f_{3k}^{t_n}$) de produits de la pêche (produit $i = 3$, code CPA = 05 au Tableau 30). C'est la raison pour laquelle les projections de la demande finale de l'OECD (2009) et du Bureau Fédéral du Plan (2008) utilisée dans les équations d'actualisation du système économique à l'horizon de temps t_n (Eq. 99 à Eq. 103) n'ont pas été utilisées pour les produits de la pêche. Le calcul de la consommation des produits de la pêche est endogénéisé dans le modèle ECO. Autrement dit, leur valeur dépend des résultats de stocks marins de soles qui dépendent eux-mêmes des résultats de surfaces de nourriceries donnés par le modèle.

Deux hypothèses sous-tendent l'endogénéisation de la consommation intermédiaire et finale des produits de la pêche :

Hypothèse n°1 : l'augmentation du stock marin de soles dans la Manche-Est (e^S) entraîne une réaction politique d'augmentation de l'allocation de quotas de pêche européens.

Hypothèse n°2 : l'augmentation des captures de poissons en Manche-Est remplace les importations internationales par de la consommation régionale. Cette hypothèse évite une situation absurde dans

laquelle le modèle générerait un accroissement de la consommation alimentaire de la population sous prétexte que les stocks marins de poissons augmentent.

Sur base de ces trois hypothèses, l'impact économique de la hausse des stocks marins de soles peut être simulé par une augmentation de la demande de poissons proportionnellement à l'augmentation des captures de pêche. C'est là une approche similaire à celle de Carpentier (1994) et Lixon *et al.* (2008) ainsi qu'à la modélisation I-O en général qui consiste à faire varier la demande finale pour simuler une variation de la production d'output d'un secteur. Dans ce cas-ci, c'est l'output du secteur de la pêche qui est amené à augmenter suite à l'accroissement des captures de pêche. Cet effet est calculé comme suit :

$$f_{3k}^{t_n} = f_{3k}^{t_0} \left(1 + \frac{16}{100} \frac{\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n} - \sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}}{\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}} \right) \quad \text{Eq. 124}$$

Où chaque catégorie k de la demande finale en produits de la pêche $i = 3$ ($f_{3k}^{t_n}$) à l'horizon de temps t_n est calculée au prorata de la variation des captures totales de soles entrant dans l'économie à l'année de référence t_0 ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}$) et à l'horizon de temps t_n ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$). Un facteur de pondération est ajouté pour tenir compte du fait que les soles ne représentent qu'une partie des produits de la consommation en produits de la pêche. Ce facteur est calculé sur base des données de répartition du chiffre d'affaires entre les différents produits de la pêche en Haute-Normandie en 1998. La part de la valeur des ventes de soles dans ce chiffre d'affaires s'élève à 16% (Ifremer, 2003). En l'absence de données plus récentes et de séries temporelles de données, nous avons été contraints de supposer cette part relativement constante entre 1998 et 2015.

Dans l'équation Eq. 124, les captures totales de soles entrant dans l'économie à l'année de référence t_0 ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}$) sont calculées comme à l'équation Eq. 123 si ce n'est que $n_1^{t_n}$ est remplacé par $n_1^{t_0}$ qui est égal à 31 150 000 individus (Tableau 38). Quant aux captures totales de soles entrant dans l'économie à l'horizon de temps t_n ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$), il est calculé exactement comme à l'équation Eq. 123 et dépend par conséquent des stocks marins de soles qui dépendent eux-mêmes des surfaces de nourriceries.

Après avoir calculé l'effet de la variation des stocks marins de soles sur la demande finale de poissons, l'effet sur la demande intermédiaire d'inputs doit également être calculé. Utiliser la demande intermédiaire comme levier pour simuler un changement de la production économique constitue une approche originale qui n'est pas utilisée par Carpentier (1994) ni par Lixon *et al.* (2008). Cela permet de prendre en compte le fait que la hausse du stock marin de soles sur la période $t_0 - t_n$ génère un accroissement de captures de pêches qui n'alimentent pas seulement la demande finale mais également les secteurs de transformation du poisson comme le secteur agroalimentaire qui produit du poisson en plats préparés surgelés ou le secteur des hôtels et restaurants. L'hypothèse est posée que ces secteurs utilisent la quantité supplémentaire de poissons pêchés par des compagnies Haut-Normandes comme input intermédiaire à la place des importations internationales de poissons. Le calcul est identique à celui de l'équation Eq. 124 si ce n'est que le symbole de la demande finale f_{3k} est remplacé par celui de la demande d'inputs intermédiaires u_{3j} . La modification des inputs intermédiaires comporte ceci d'original qu'il s'agit là d'une modification des coefficients techniques de la matrice U dans le Use table. En ce sens, bien que le modèle ECO soit un modèle I-O aux coefficients techniques essentiellement statiques, les coefficients techniques d'inputs pour les produits de la pêche font exception. Il en résulte que la matrice A de l'équation générale des modèles I-O *commodity by industry* (Eq. 92) s'en trouve modifiée également.

Etant donné que les prises de poissons supplémentaires débarqués en Haute-Normandie par des secteurs de la région se substituent aux importations internationales, ces dernières doivent être modifiées également. Pour ce faire, les projections de l'OECD (2009) et du Bureau Fédéral du Plan (2008) sont utilisées comme à l'équation Eq. 99 avec, toutefois, une modification qui consiste à leur soustraire la hausse des captures totales de soles entrant dans l'économie sur la période $t_0 - t_n$ ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n} - \sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}$) :

$$m_{3j}^{t_n \text{ internatio.}} = m_{3j}^{t_0 \text{ internatio.}} (1 + \tau_m)^{t_n - t_0} - \left(\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n} - \sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0} \right) \frac{m_{3j}^{t_0 \text{ internatio.}}}{\sum_{j=1}^{m+p} m_{3j}^{t_0 \text{ internatio.}}} \quad \text{Eq. 125}$$

Où τ_m représente le taux annuel moyen de croissance 2007-2015 des importations internationales projeté par l'OECD (2009) et le Bureau Fédéral du Plan (2008). Le terme soustrait est désagrégé pour chaque secteur j et catégorie de demande finale k au prorata de sa part ($m_{3j}^{t_0 \text{ internatio.}} / \sum_{j=1}^{m+p} m_{3j}^{t_0 \text{ internatio.}}$) dans la consommation totale d'importations internationale en produits de la pêche $i = 3$ à l'année de référence t_0 (2007).

Impact économique direct des activités de restauration de surfaces de nourriceries

Les activités de restauration des nourriceries n'impactent pas seulement l'écosystème. Les coûts assumés par les secteurs prenant à leur charge la restauration de nourriceries impactent également le système économique. Cet impact économique est calculé comme suit :

$$f_{22,4}^{t_n} = f_{22,4}^{t_0} + \Psi \sum_{j=1}^m h_j^N \quad \text{Eq. 126}$$

Où $f_{22,4}^{t_0}$ représente les investissements en capital fixe en produits de construction ($i = 22$) à l'année de référence t_0 (2007). En 2007, $f_{22,4}^{t_0} = 5246 \text{ M€}_{2007}$ (Tableau 32). L'indice 4 correspond à la catégorie de demande finale $k = 4$, c'est-à-dire la formation brute de capital fixe (FBCF). Dans le cas de la restauration de nourriceries, la FBCF correspond à des investissements réalisés dans des matériaux de construction tels que le béton et le sable nécessaires à la restauration d'une nourricerie. Ψ représente le coût unitaire de la restauration de 1 km^2 de surface de nourriceries subtidale de faible profondeur. Ce coût s'élève à $174.007.300 \text{ €}_{2007} / \text{km}^2$ (voir calculs à l'Encadré 7 du Chapitre IX)¹⁴⁰. La surface totale restaurée par tous les secteurs j impliqués est représentée par $\sum_{j=1}^m h_j^N$ et est exprimée en km^2 . Dans les deux scénarios de restauration simulés aux Chapitres IX et X, la surface totale restaurée s'élève à $24,38 \text{ km}^2$. Cependant, au vu de l'ampleur de la tâche à réaliser et de son coût prohibitif, la restauration est envisagée sur une période de 11 ans entre 2004 et 2015. Il en découle que la surface totale restaurée annuellement apparaissant à l'équation Eq. 125 est calculée comme suit :

$$\sum_{j=1}^m h_j^N = \frac{24,38 \text{ km}^2}{2015 - 2004} = 2,216 \text{ km}^2 / \text{an} \quad \text{Eq. 127}$$

Dans le cas d'une application du modèle ECO à un processus de décision participatif, la surface totale à restaurer ne serait pas calculée comme à l'équation Eq. 127 mais décidée par les acteurs eux-mêmes. Le Chapitre II discute de l'importance d'inclure les acteurs à la décision dans le cadre de processus participatifs.

¹⁴⁰ €_{2007} = euros dépensés sur la période 2004-2015 mais exprimés aux prix de l'année 2007.

Les acteurs peuvent également fixer la clé de répartition de la surface à restaurer par secteur j . C'est cette clé qui permet d'allouer le coût total de restauration Ψ en allouant une part θ_j à chaque secteur j . Bien que nous suggérions ici que θ_j soit fixé par les acteurs dans le cadre de processus de décision participatifs, un tel exercice n'a pas été réalisé dans le cadre de cette étude. C'est la raison pour laquelle, afin d'illustrer notre approche et le potentiel du modèle ECO, θ_j a été calculé arbitrairement selon deux règles d'allocation des coûts expliquées en détail à la Section IX.3 et IX.4. Résumons ici ces deux règles. La première consiste à allouer 100% du coût total aux responsables directs de la destruction des nourriceries : les ports (le Pont de Normandie est également un responsable direct, bien que dans une moindre mesure, mais il a été omis dans ce calcul). La seconde règle consiste à partager les coûts entre les responsables directs et indirects au prorata des tonnes de marchandises transportées par voie d'eau par chaque secteur j . Cette seconde règle d'allocation part du principe que les développements portuaires à l'origine de la dégradation des nourriceries est induit par une demande industrielle en services portuaires. Cette même logique pourrait conduire à inclure également la demande finale des ménages dans la règle d'allocation puisqu'elle induit le développement industriel en consommant les biens que le marché lui offre.

L'effet de la règle d'allocation des coûts de restauration consiste en une augmentation des coûts de production différente pour chaque secteur j . Cette augmentation génère une diminution de l'excédent brut d'exploitation de chaque secteur j , c'est-à-dire une baisse de profits. En conséquence, nous avons posé l'hypothèse que les secteurs réduiraient le montant des dividendes payées aux actionnaires ainsi que les autres formes de redistribution des bénéfices. La diminution de l'excédent brut d'exploitation peut aussi mener à une diminution des investissements bruts et nets. Cet effet n'a toutefois pas été pris en compte. Nous avons également posé l'hypothèse que pour éviter le déclin de l'activité, les secteurs j réduiraient le montant total des salaires bruts. Cela peut s'opérer soit par des licenciements, soit par une réduction des salaires bruts avec son cortège de négociations, de conventions collectives et de grèves. Le calcul des baisses d'excédent brut d'exploitation et de salaires est expliqué ci-dessous.

Le coût unitaire de restauration Ψ est multiplié par la surface totale restaurée ($\sum_{j=1}^m h_j^N$) pour obtenir le coût total. Il est ensuite alloué à chaque secteur j en fonction du pourcentage d'allocation θ_j calculé au Tableau 46. Le calcul s'exprime comme suit:

$$y_{4j}^{virtuelle} = \theta_j \Psi \sum_{j=1}^m h_j^N \quad \text{Eq. 128}$$

Où $y_{4j}^{virtuelle}$ représente le coût de restauration assumé par le secteur j introduit dans une nouvelle ligne de la Use table sous la forme d'une taxe virtuelle qui vient s'ajouter à la matrice Y des inputs primaires. L'ajout de cette ligne supplémentaire à la matrice des inputs primaires permet de calculer l'impact des coûts de restauration sur deux autres composantes des inputs primaires : les salaires bruts et l'excédent brut d'exploitation. Il en découle que les équations des inputs primaires correspondant aux salaires bruts et à l'excédent brut d'exploitation (Eq. 97 et Eq. 98) sont modifiées comme suit (Eq. 129 et Eq. 132) :

$$y_{1j} = \pi_j \check{g}_j - \frac{y_{4j}^{virtuelle}}{2} \quad (z = 1 = \text{salaires bruts}) \quad \text{Eq. 129}$$

Où :

\check{g}_j représente l'output total du secteur j . Le chapeau inversé $\check{}$ signifie qu'il s'agit seulement d'une estimation préliminaire. Une valeur plus précise sera calculée à une étape ultérieure (voir plus bas). L'estimation préliminaire de l'output total sectoriel est calculé en sommant

toutes ses composantes (inputs intermédiaires $u_{ij}^{t_n}$, importations m_j , taxes sur les produits moins les subsides \tilde{t}_j et valeur ajoutée totale du secteur j $\tilde{V}\bar{A}_j$) :

$$\check{g}_j = \sum_{i=1}^n u_{ij}^{t_n} + \bar{m}_j + \tilde{t}_j + \tilde{V}\bar{A}_j \quad \text{Eq. 130}$$

$\tilde{V}\bar{A}$ représente une estimation préliminaire de la valeur ajoutée totale du secteur j . L'estimation préliminaire de la valeur ajoutée est calculée au prorata de la variation du total des inputs intermédiaires domestiques entre l'année de référence t_0 (voir valeur au Tableau 32) et l'horizon de temps t_n (la seule différence entre t_0 et t_n étant les valeurs d'inputs intermédiaires pour les produits de la pêche calculés à l'équation Eq. 124 pour $u_{3j}^{t_n}$) :

$$\tilde{V}\bar{A}_j = \sum_{z=1}^t y_{zj}^{t_0} \frac{\sum_{i=1}^n u_{ij}^{t_n}}{\sum_{i=1}^n u_{ij}^{t_0}} \quad \text{Eq. 131}$$

\tilde{t}_j est une estimation préliminaire des taxes nettes sur les produits moins les subsides qui est calculée comme la valeur ajoutée à l'équation Eq. 131, c'est-à-dire au prorata de la somme des inputs intermédiaires $\left(\frac{\sum_{i=1}^n u_{ij}^{t_n}}{\sum_{i=1}^n u_{ij}^{t_0}}\right)$.

\bar{m}_j n'est à ce stade qu'une estimation préliminaire. Elle est composée de la somme des importations internationales et interrégionales. Les importations internationales sont calculées de manière définitive sur base des valeurs m_{ij} de l'équation Eq. 99 et Eq. 125 en sommant les m_{ij} d'une colonne j ($m_j = \sum_{i=1}^n m_{ij}$). Par contre les importations interrégionales font l'objet d'une estimation préliminaire en raison de l'absence de projections de l'OECD (2009) et du Bureau Fédéral du Plan (2008) à l'horizon 2015. Elles sont estimées en utilisant l'équation Eq. 103, c'est-à-dire au prorata de la variation du total des inputs intermédiaires par produits i sur la période t_0 - t_n (la seule différence entre t_0 et t_n étant les valeurs d'inputs intermédiaires et finaux pour les produits de la pêche calculés à l'équation Eq. 124).

Quant à l'équation des inputs primaires correspondant à l'excédent brut d'exploitation (Eq. 98), elle est modifiée comme suit :

$$\check{y}_{3j} = \tilde{V}\bar{A}_j - y_{1j} - y_{2j} - \frac{y_{4j}^{virtuelle}}{2} \quad (z = 3 = \text{excédent brut d'exploitation}) \quad \text{Eq. 132}$$

Où :

y_{2j} représente les autres taxes nettes sur la production calculées comme à l'équation Eq. 97.

y_{1j} représente les salaires bruts calculés à l'équation Eq. 129.

A l'équation Eq. 129, la moitié des coûts de restauration, représentés par la taxe virtuelle $y_{4j}^{virtuelle}$, sont soustraits aux salaires bruts sur base de l'hypothèse que l'autre moitié sera financée par une réduction de l'excédent brut d'exploitation. Cette répartition moitié-moitié est arbitraire. Une autre répartition pourrait être testée sur base d'une enquête auprès des chefs d'entreprise ou sur base d'engagements pris par eux dans le cadre de processus de décisions participatifs et des négociations interprofessionnelles au sein desquels politiques, syndicats et chefs d'entreprises se réunissent pour fixer un socle commun d'avantages sociaux à tous les travailleurs du secteur privé.

Si les coûts de restauration sont retirés aux composantes de la valeur ajoutée des secteurs j , c'est parce que dans l'estuaire de la Seine, ces coûts sont assumés par les secteurs économiques directement responsables de la dégradation des nourriceries en vertu de l'application du principe

pollueur payeur figurant dans la directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » (European Parliament et Council, 2008). Avec l'équation Eq. 132, l'excédent brut d'exploitation est calculé pour chaque secteur j , comme une variable résiduelle de la valeur ajoutée totale après soustraction des salaires bruts, des taxes nettes sur la production et des coûts de restauration représentés par la taxe virtuelle. C'est finalement la définition générale d'un excédent brut d'exploitation ou d'un bénéfice : ce qu'il reste de l'ensemble des ventes (chiffre d'affaires ou output total) après avoir payé les coûts de production. Les coûts de production couvrent l'achat d'intrants (inputs intermédiaires), le paiement des salaires bruts, des taxes et, dans le cas des scénarios de restauration de nourriceries, de la taxe virtuelle représentant les coûts de restauration (quant aux frais d'amortissement des équipements usagés et obsolète, ce sont des coûts de production qui sont inclus dans l'excédent brut d'exploitation).

Ce calcul revient à poser l'hypothèse que les coûts de restauration, par une augmentation des coûts de production, génèrent une diminution de l'excédent brut d'exploitation (ainsi que des salaires bruts) plutôt qu'une augmentation des prix des biens et services produits par les secteurs j . Cette hypothèse suppose que les prix ne peuvent pas augmenter car ils sont fixés à une échelle nationale ou internationale. Si les secteurs de Haute-Normandie augmentaient leurs prix, il est probable que des importations d'autres régions ou d'autres pays viendraient se substituer aux produits de la région. Bien que cette hypothèse se vérifie probablement pour une série de biens et services, elle devrait cependant être affinée pour les biens et services dont la proximité géographique joue un rôle prépondérant. C'est le cas par exemple des services offerts par les commerces de quartier (boulangerie, librairies, services de jardinage, hôtel et restaurants, etc.). Il est plus cohérent de penser que pour ces secteurs-là, le prix soit fixé régionalement et non pas à l'échelle nationale ou internationale. Il est par exemple inconcevable d'imaginer qu'un habitant de Haute-Normandie aille acheter sa baguette et son journal dans la région d'à côté sous prétexte qu'ils y soient moins chers.

La variation de l'excédent brut d'exploitation générée par les coûts de restauration affecte la consommation finale des ménages détenteurs d'action et qui perçoivent donc un revenu sous forme de dividendes. Il en est de même pour la variation des salaires bruts perçus par les ménages en paiement de leur force de travail. Pour prendre cet effet en compte, l'équation Eq. 99 (pour tous les produits i sauf ceux de la pêche) et l'équation Eq. 124 (pour les produits de la pêche) utilisées pour estimer la consommation des ménages en 2015 sont modifiées de manière à y inclure l'effet de la variation des revenus. Le calcul est effectué au prorata de la variation du salaire disponible pour des dépenses de consommation entre l'année de référence t_0 et l'horizon de temps t_n auquel les mesures de restauration de nourriceries sont mises en œuvre. Pour calculer le revenu disponible pour les dépenses, les impôts sur le salaire, l'épargne, et les charges sociales ont été soustraites au salaire brut. En outre, les revenus issus de la redistribution de l'excédent brut d'exploitation sous forme de dividendes et autres revenus sur les bénéficiaires a été ajouté. Le calcul s'effectue comme suit :

Eq. 133

$$\left\{ \begin{array}{l} f_{i1}^{t_n} = f_{i1}^{t_0} (1 + \tau_1)^{t_n - t_0} \left[1 + \left(\frac{\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}} - \sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_n \text{ dispo.}}}{\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}}} \right) \right] \text{ pour tous les produits } i \text{ (sauf } i = 3) \\ f_{31}^{t_n} = f_{31}^{t_0} \left(1 + \frac{16}{100} \frac{\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n} - \sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}}{\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_0}} \right) \left[1 + \left(\frac{\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}} - \sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_n \text{ dispo.}}}{\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}}} \right) \right] \text{ pour les produits de la pêche} \end{array} \right.$$

Où :

$$\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}} = \sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_0} (1 - \widehat{CS}_j - \widehat{TR} - \widehat{EP}) + \frac{24}{100} \sum_{j=1}^m y_{3j}^{t_0} \quad \text{Eq. 134}$$

Avec:

$y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}}$ = salaire disponible pour être dépensé en achat de biens et services durant l'année de référence t_0 (2007).

\widehat{CS}_j = part des charges sociales incluses dans le revenu brut payé aux travailleurs du secteur j . Les « charges sociales » couvrent la part patronale des versements effectués par les employeurs au profit des salariés aux organismes de sécurité sociale, aux mutuelles et caisses de retraite, aux organismes d'assurance chômage, etc... (sources de données : Insee, accédé en 2010b).

\widehat{IR}_j = taux moyen d'imposition en France sur les salaires bruts des travailleurs en 2007, tous secteurs confondus (source de données : Insee, accédé en 2010c).

\widehat{EP} = part du salaire brut qui est épargnée par les travailleurs (valeur moyenne pour la France en 2007, tous secteurs confondus) (source de données : Insee, accédé en 2010c).

$\frac{24}{100}$ = part de l'excédent brut d'exploitation qui est redistribué aux ménages sous forme de dividendes et autres revenus sur le bénéfice en France en 2007, tous secteurs confondus (source de données : Insee, accédé en 2010c).

$\sum_{j=1}^m y_{3j}^{t_0}$ = Excédent brut d'exploitation de l'année de référence t_0 (2007) (voir valeurs au Tableau 32). Les taux \widehat{CS}_j , \widehat{IR}_j , \widehat{EP} et $\frac{24}{100}$ sont réutilisés et supposés constant entre 2007 et 2015. Ce qui revient à poser l'hypothèse que le régime fiscal, le comportement des entreprises dans la redistribution de leurs bénéfices et le comportement d'épargne des ménages ne se modifiera pas d'ici là.

$\sum_{j=1}^m y_{1j}^{t_n \text{ dispo.}}$ est calculé de manière identique à l'équation Eq. 134 si ce n'est que $y_{1j}^{t_0 \text{ dispo.}}$ est remplacé par $y_{1j}^{t_n \text{ dispo.}}$.

L'équation Eq. 133 revient à poser l'hypothèse que la consommation totale des ménages est directement proportionnelle à leur revenu et que cette proportionnalité s'applique de la même manière à tous les produits i . Une manière d'améliorer cette hypothèse simplificatrice pourrait consister à introduire dans le modèle ECO des coefficients d'élasticité-revenu de la demande pour tenir compte du fait que tous les produits ne voient pas leur consommation varier dans les mêmes proportions quand les revenus des ménages se modifient. Il est par exemple probable qu'en cas de légère diminution des revenus des ménages, les produits de première nécessité comme le pain et le sucre ne diminuent pas alors que celle des hôtels et restaurants bien.

VIII. SYNTHÈSE DE LA FORMALISATION MATHÉMATIQUE DU MODÈLE ECO

VIII.1. Impacts économiques directs et indirects

Les opérations mathématiques de formalisation de l'écosystème décrites à la section précédente sont synthétisées à la Figure 28. Celle-ci est elle-même une représentation plus détaillée du modèle schématisé à la Figure 14. L'ensemble de ces opérations génère un impact économique direct et indirect qui est décrit ci-dessous. Le résultat complet de ces opérations est représenté au Tableau 40 et au Tableau 41. Il s'agit de la Supply et de la Use table des Tableaux 31 et Tableau 32 auxquels deux lignes et une colonne ont été ajoutées comme schématisé au Tableau 36 et au Tableau 37 pour intégrer aux tables I-O l'environnement (produits écologiques et secteur écosystémique).

- Il y a d'abord l'effet direct de la hausse du stock marin de soles dans l'estuaire de la Seine ($(e^S)^{Seine}$) qui conduit à :
 - une augmentation des consommations intermédiaires u_{3j}^{tn} en produits de la pêche (Eq. 124). Cela génère une augmentation des valeurs du vecteur g' des outputs totaux par secteur j (Eq. 130).
 - Une augmentation de la consommation finale des ménages en produit régionaux de la pêche f_{31}^{tn} (Eq. 124). Cela génère une augmentation des valeurs de la troisième ligne de la matrice de la demande finale F dans l'équation centrale des modèles I-O *commodity by industry* (Eq. 92).
- Il y a également l'effet direct des coûts de restauration Ψ :
 - Un effet positif pour le secteur rétribué pour assurer la restauration. Il s'agit du secteur de la construction. Ses activités conduisent à un accroissement des investissements $f_{22,4}^{tn}$ en infrastructures nécessaires à la restauration des nourriceries (Eq. 126). Cela génère une augmentation des valeurs de la 22^{ème} ligne de la matrice de la demande finale F (colonne $k = 4$) dans l'équation centrale des modèles I-O *commodity by industry* (Eq. 92).
 - Un effet négatif pour les secteurs qui assument la charge des coûts de restauration et qui répercutent ces coûts sur les salaires (y_{1j}) et la rétribution de certains ménages sous forme de dividendes et autres formes de redistribution des bénéfices des entreprises (y_{3j}). Cela est calculé aux équations Eq. 129 et Eq. 132.
- Ces effets directs génèrent à leur tour des effets indirects des salaires sur la consommation des ménages (appelé en modélisation I-O « effet induit »). La diminution des salaires (y_{1j}) et des dividendes (y_{3j}) affecte le pouvoir d'achat des ménages et conduit à une diminution de leur consommation finale (f_{i1}^{tn}) à toutes les lignes de la matrice F dans la colonne $k = 1$ (Eq. 133).

- Simultanément à la baisse de la demande finale des ménages (f_{i1}^{tn}) causée par la diminution des salaires et des bénéfices, deux autres composantes de la demande finale augmentent. Il s'agit des investissements en infrastructures pour la restauration de nourriceries ($f_{22,4}^{tn}$) et de la consommation finale de poissons régionaux (f_{31}^{tn}). Ces trois variations de la matrice F ont un effet sur l'output sectoriel étant donné que toute entreprise doit ajuster sa production aux variations de la demande finale. Cet effet global lié à la modification de la matrice F est calculé par l'équation centrale des modèles I-O *commodity by industry* (Eq. 92) que nous rappelons ici :

$$g^T = [(I - D^T A^d)^{-1} D^T] F^d i \quad \text{Eq. 92}$$

Ceci est la valeur définitive de l'output sectoriel. Le chapeau a donc été retiré au-dessus du symbole g .

- Et enfin, cette modification de l'output total sectoriel génère une variation des inputs primaires, calculés au prorata de l'output total sectoriel par le bais de coefficients techniques des équations Eq. 95 pour les taxes sur les produits moins les subsides (t_j), Eq. 96 pour le nombre d'emplois (l_j), Eq. 97 pour les autres taxes nettes sur la production (y_{2j}), et Eq. 129 pour les salaires (y_{1j}). Les importations interrégionales sont calculées au prorata de l'output total comme à l'équation Eq. 94 et sont sommées aux importations internationales calculées aux équations Eq. 99 et Eq. 125. L'on obtient alors la valeur définitive du vecteur ligne m_j et le chapeau qui signifie qu'il s'agissait d'une estimation préliminaire peut être retiré du symbole mathématique. La valeur ajoutée totale est calculée en soustrayant à l'output total calculé ci-dessus par l'équation Eq. 92 la somme des inputs intermédiaires domestiques et importés et des taxes moins les subsides sur les produits :

$$\widehat{V}A_j = g_j - \sum_{i=1}^n u_{ij} - m_j - t_j \quad \text{Eq. 135}$$

Ceci est la valeur définitive de la valeur ajoutée sectorielle. Le chapeau a donc été retiré au-dessus du symbole g .

L'équation Eq. 135 montre l'impact des importations puisque si celles-ci diminuent suite à une hausse de la consommation de poissons régionaux au détriment des importations internationales de poissons, la valeur ajoutée augmente et par conséquent l'excédent brut d'exploitation aussi (voir son calcul à l'équation Eq. 132). Il faut toutefois reconnaître que cet effet est faible car les soles ne représentent pas une part très significative des importations internationales.

Quant à l'excédent brut d'exploitation (bénéfices y_{3j}), il est calculé comme valeur résiduelle en remplaçant $\widehat{V}A_j$ par $\widehat{V}A_j$ dans l'équation Eq. 132, ce qui permet d'obtenir la valeur définitive de \check{y}_{3j} et de retirer le chapeau pour obtenir y_{3j} .

Au final, un agrégat économique bien connu peut être calculé pour mesurer la production économique, il s'agit du PIB régionalisé, à savoir le Produit Régional Brut (PRB). Il est calculé comme suit par la méthode des revenus (Eurostat, 2008) :

- PRB =
 Salaires bruts
 +Autres taxes nettes sur la production
 +Excédent brut d'exploitation
 =valeur ajoutée brute aux prix de base
 + taxe sur les produits moins les subsides
 = Produit régional brut aux prix du marché

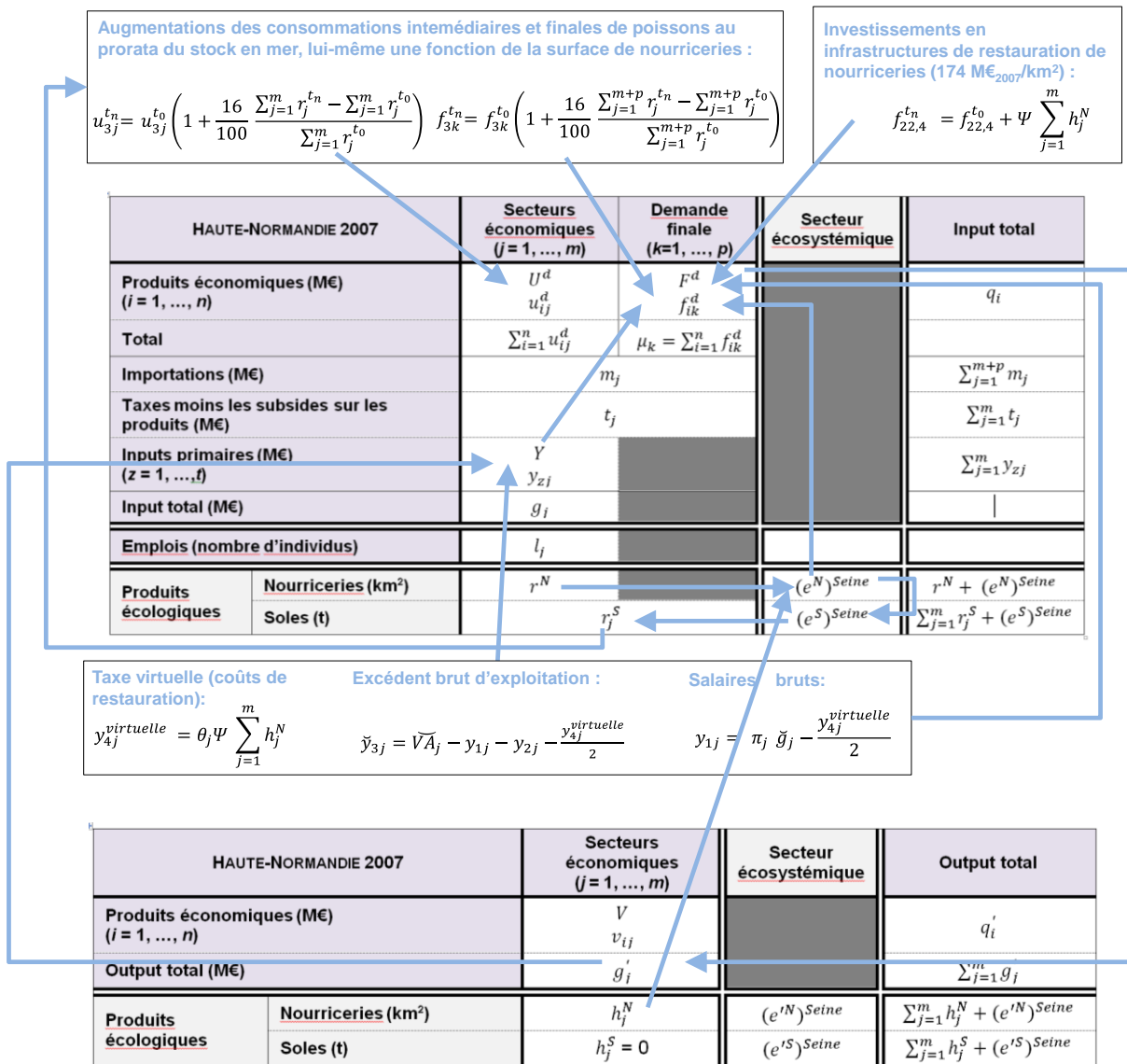


Figure 28. Schéma synthétique de la formalisation mathématique de l'écosystème construite dans la Supply et à la Use table environnementalisées.

Tableau 40. Supply table environnementalisée représentant la production de produits économiques et écologiques en Haute-Normandie en 20207 (million €₂₀₀₇ au prix de base).

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)	Produits											Secteur écosystémique	Output total produit régionalement (q'_i) (au prix de base)
	Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction	Secteurs tertiaires	Transport par eau	Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)		
	$V (n \times m); v_{ij}$												
Agriculture, chasse et foresterie	1 103	0	0	8	0	1	0	0	25	0	0		1 137
Pêche	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0		60
Produits miniers	0	0	252	0	0	22	0	2	1	0	0		277
Produits industriels	787	0	0	13 031	2	575	2	9	757	0	8		15 172
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	0	0	1	13	1 212	39	0	0	3	0	0		1 269
Chimie, plastique, verre et matériaux de construction	0	0	2	19	16	4 8301	0	0	10	0	0		4 879
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	0	0	0	229	447	443	3 743	4	7	0	146		5 021
Construction	10	0	18	156	4	128	14	7 232	240	0	60		7 864
Services	81	6	51	3 018	296	4 605	40	102	48 032	0	452		56 684
Service de transport par eau	0	0	0	0	165	0	0	0	6	418	0		590
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	0	0	0	0	3	2	0	0	83	0	1 723		1 812
Output total produit régionallement (au prix de base) (g'_j)	1 982	65	325	16 477	2 146	10 646	3 799	7 350	49 164	419	2 390		94 765
Renouvellement des nourriceries haute densité (scénarios de restauration) (km ²)	0,1716	0,0007	0,8942	0,0997	0,4278	0,1078	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,5147	0,5914	2,8080
Renouvellement de la population de soles (scénarios de restauration) (tonnes)	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	272,5528	272,5528

Note : la répartition des surfaces de nourriceries produites par les secteurs j s'effectue au prorata de la part θ_j (Eq. 128) des tonnes transportées (scénario de restauration avec partage des coûts). Le calcul détaillé de θ_j est présenté au Tableau 46.

Tableau 41. Use table environnementalisée représentant l'utilisation de produits économiques et écologiques en Haute-Normandie en 2007 (million €₂₀₀₇ au prix de base).

SECTEURS j (1, ..., j , ..., m) (NACE agrégé)												CATÉGORIES DE DEMANDE FINALE k (1, ..., k , ..., p)										Secteur écosystémique	Input total de produits régionaux (au prix de base)	
	Agriculture, chasse et foresterie	Pêche	Mines	Industries de transformation	Raffineries de pétrole, producteur de coke et de combustible nucléaire	Industries chimiques, plastiques, verre et matériaux de construction	Producteurs d'électricité, de gaz, de vapeur et d'eau chaude	Construction	Secteurs tertiaires	Transport par eau	Activités auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	Total	CONSOUMMATIONS FINALES			C A P I T A L			EXPORTATIONS					
													Consommation finale des ménages	Consommation finale des ONG et autres associations sans but lucratif	Consommation finale des administrations Publiques	Formation brute de capital fixe (FBCF)	Variation des objets de valeur (acquisitions - cessions)	Variation des stocks	Exportations internationales (fab)	Exportations interrégionales	Exportations totale (prix de base)			
Agriculture, chasse et foresterie	190	0	0	174	0	9	7	33	43	0	0	456	466	0	0	14	0	19	88	93	680		1 137	
Pêche	0	0	0	4	0	1	0	0	5	0	0	10	36	0	0	0	0	0	3	10	49		60	
Produits miniers	1	0	2	9	137	28	68	13	4	0	0	262	1	0	0	0	0	-3	11	6	15		277	
Produits industriels	119	1	28	2 317	23	432	49	420	1 183	10	53	4 635	4 592	0	55	1 196	11	41	3 292	1 350	10 537		15 172	
Coke, pétrole raffiné et combustibles nucléaires	11	1	2	12	31	66	22	15	117	5	7	289	252	0	0	0	0	-9	250	487	981		1 269	
Chimie, plastique, verre et mat. de construction	69	0	12	363	24	1 195	15	287	224	2	8	2 199	464	0	234	0	0	-15	1 305	692	2 680		4 879	
Electricité, gaz, vapeur et eau chaude	15	2	6	109	10	208	566	15	275	0	12	1 217	645	0	0	0	0	-12	77	3 093	3 804		5 021	
Construction	7	0	3	32	15	36	113	745	417	5	16	1 390	273	0	0	5 246	0	-40	0	996	6 474		7 864	
Services	300	9	52	2 615	215	2 876	421	1 205	10 908	96	418	19 114	13 327	587	10 927	2 313	3	-144	2 905	7 624	37 543		56 658	
Service de transport par eau	1	0	0	6	1	6	1	2	6	71	10	104	10	0	0	2	0	-1	234	249	494		597	
Services auxiliaires au transport (Ports et agences de voyages)	3	0	4	112	21	124	29	38	594	45	404	1 374	166	0	0	4	0	-14	149	151	456		1 830	
Total (au prix de base)	716	14	110	5 753	479	4 982	1 290	2 773	13 775	234	928	31 051	20 233	587	11 216	8 775	15	-179	8 314	14 752	63 713		94 765	
Importations internationales et interrégionales (caf) (m_j)	359	4	74	3 533	1 297	2 825	835	1 214	4 151	61	273	14 627	7 931	97	1 655	2 370	10	-37	5 980	4 724	22 730		37 357	
Ajustement caf/fab sur les exportations (a_1)																								
Achats directs des résidents à l'étranger (a_2)													662									662		
Achats dans la région par les non-résidents (a_3)													-565											
Taxes moins les subsides sur les produits (t_j)	31	4	12	405	107	541	219	213	1 015	15	49	2 612	2 315	11	92	858	2	-25	0	0	0		5 864	
Total (au prix d'achat)	1 106	22	196	9 691	1 883	8 348	2 344	4 200	18 941	310	1 250	48 291	30 576	696	12 963	12 003	27	-241	13 606	19 476	86 984		1 337 986	
Salaires bruts (y_{1j})	353	14	46	2 001	112	779	601	1 684	17 698	64	645	23 998												
Autres taxes nettes sur la production (y_{2j})	-12	0	6	295	17	112	85	42	511	2	42	1 101												
Excédent brut d'exploitation (y_{3j})	535	29	77	4 489	134	1 407	769	1 424	12 014	43	453	21 374												
Valeur ajoutée au prix de base ($\sum_{z=1}^t y_{zj}$)	876	43	129	6 786	263	2 298	1 455	3 150	30 224	108	1 141	46 474												
Output total (au prix d'achat) (g_j)	1 982	65	325	16 477	2 146	10 646	3 799	7 350	49 164	419	2 390	94 765												
Input travail (emplois en nombre d'individus) (l_j)	24 640	618	1 407	63 899	1 228	23 782	7 690	51 478	476 851	813	15 927	668 333												
Stock de nourriceries haute densité (scénarios de restauration) (km ²)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	0,0000												142,6244
Stock de soles (scénarios de restauration) (tonnes)	0,0001	0,0007	0,0000	0,0395	0,0000	0,0134	0,0000	0,0000	0,0519	0,0029	0,0000	0,1085	0,3742	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0301	0,1084	0,5128		2485,5721	2486,1934

Note : Dans la dernière colonne, l'input total des trois derniers produits n'est pas exactement égal à celui de la Supply table (Tableau 40) bien que les valeurs soient très proches. C'est une anomalie des opérations de régionalisation qui devrait être corrigée (éventuellement par une RAS finale d'ajustement comme le fait McDonald (2005)). L'input de sole par secteur j et catégorie k de la demande finale est calculé en désagrégant l'input total de soles ($\sum_{j=1}^{m+p} r_j^{t_n}$) de l'équation Eq. 123 au prorata de la consommation d'inputs intermédiaires en produits de la pêche par le secteur j (u_{3j}) et d'inputs finaux par la demande finale k (f_{3k}) dans le total des consommations en produit de la pêche (q_3).

VIII.2. Validation du volet économique du modèle ECO

a) Estimations préliminaires de la demande finale F en 1999, 2006 et 2005

Valider le modèle consiste à calculer l'erreur systématique induite par l'architecture du modèle. Cette erreur est causée par une architecture composée de coefficients techniques statiques alors que la structure de l'économie est en constante évolution. Elle est également causée par le caractère linéaire des équations I-O utilisées pour décrire un système économique. Or ce système peut parfois s'éloigner sensiblement des conditions linéaires. Cette section est consacrée à chiffrer l'erreur induite par l'architecture du modèle. Pour une discussion plus détaillée sur ce type d'erreur, consultez le Chapitre II (il y est détaillés également les autres types d'erreurs et incertitudes du modèle ECO).

En raison de la complexité de l'anthropo-écosystème de l'estuaire de la Seine et de l'absence de séries temporelles de données suffisamment longues et complètes tant en ce qui concerne les paramètres et variables économiques qu'écologiques, l'ensemble du modèle n'a pas pu être validé. Par contre, nous sommes parvenus à valider les composantes économiques du modèle ECO. Cela a été réalisé en comparant les résultats donnés par le modèle à des résultats observés dans le passé.

Le modèle a été validé pour trois dates dans le passé : 1999, 2005 et 2006. D'autres dates n'ont pas pu être investiguées en raison du manque de données observées. Dans tous les cas, le choix de 1999 permet d'étudier le comportement du modèle sur des échelles de temps de 8 ans (1999-2007), ce qui correspond à la durée de la période entre l'année de référence du modèle (2007) et l'horizon de temps de simulation (2015). Il en découle que le calcul de l'erreur sur l'architecture du modèle suppose que les erreurs estimées sur base d'analyses rétrospectives sont égales aux erreurs quand le modèle est utilisé en analyse prospective. Si la tendance d'évolution de la structure de l'économie sur la période 2007-2015 venait à changer radicalement par rapport à l'évolution qui s'est produite entre 1999 et 2007, cette hypothèse serait invalidée.

L'approche de validation consiste à reprendre des données de demande finale F observées dans le passé et à calculer g ainsi que les inputs primaires à l'aide du modèle et en particulier de l'équation Eq. 92. Les résultats obtenus sont ensuite comparés aux résultats observés. La différence entre les deux donne le pourcentage d'erreur du modèle ECO. Un problème s'est toutefois posé: des séries temporelles de données observées de demande finale régionale n'existent pas à l'échelle de la Haute-Normandie. Par conséquent, il a fallu les estimer.

La demande finale des organisations sans but lucratif et autres ONG ($k=2$) ainsi que celle des administrations publiques ($k=3$) a été estimée au prorata de l'évolution de la population haute-normande entre 2007 et chacune des années considérées dans le passé pour valider le modèle (1999, 2005 et 2006). Les données de population sont tirées de Insee (2005, 2006, 2007), Insee (accédé en 2010d,e). Un même ratio a été appliqué à tous les produits i de la colonne $k=2$ et $k=3$.

La demande finale des ménages en 1999, 2005 et 2006 a été estimée au prorata de la variation du revenu net total des travailleurs haut-normands tous secteurs confondus entre la période de référence 2007 et l'année de validation. Le revenu net total provient des statistiques de l'Insee (2001 et 2010c). Il couvre le revenu brut déduction faite des cotisations sociales et des impôts sur le revenu.

La formation brute de capital fixe ($k=4$), les variations d'objets de valeurs et les variations de stocks concernant des produits fabriqués régionalement ont été estimées pour chaque produit i sur base

des Use tables nationales disponibles pour les trois années de validation¹⁴¹. Par exemple pour la FBCF, sa variation entre 2007 et chaque année de validation a été calculée à l'échelle nationale. Le facteur de variation a ensuite été multiplié à la FBCF de la Use table régionale 2007. Cela revient à poser l'hypothèse que les variations 1999-2007, 2005-2007 et 2006-2007 de la FBCF à l'échelle régionale sont identiques à celle de l'échelle nationale. Les résultats de FBCF obtenus peuvent être appelés : f_{i4}^{1999} , f_{i4}^{2005} , f_{i4}^{2006} .

La FBCF, les variations d'objets de valeurs et les variations de stocks concernant des produits importés ont été estimées au prorata de leur part dans la valeur totale régionale en 2007 (calculée en sommant les éléments i de la colonne $k=4$ des valeurs f_{i4}^{1999} , f_{i4}^{2005} et f_{i4}^{2006} calculées ci-dessus). Par exemple pour estimer la FBCF importée en Haute-Normandie en 1999 ($m_{k=4}^{1999}$), la FBCF totale domestique calculée ci-dessus pour l'année 1999 ($\sum_{i=1}^n f_{i4}^{1999}$) a été multipliée par la part de la FBCF importée en 2007 ($m_{k=4}^{2007}$) dans la FBCF totale domestique ($\sum_{i=1}^n f_{i4}^{2007}$) donnée dans la Use table régionale 2007 (Tableau 41) :

$$m_{k=4}^{1999} = \frac{m_{k=4}^{2007}}{\sum_{i=1}^n f_{i4}^{2007}} \sum_{i=1}^n f_{i4}^{1999} \quad \text{Eq. 136}$$

Où les données du Tableau 41 nous permettent de calculer le ratio suivant : $\frac{m_{k=4}^{2007}}{\sum_{i=1}^n f_{i4}^{2007}} = \frac{2370 \text{ M€}_{2007}}{8775 \text{ M€}_{2007}}$.

Cette technique a été utilisée de manière similaire pour les produits importés alimentant les variations d'objets de valeurs et les variations de stocks. Elle revient à poser l'hypothèse que le ratio $m_{k=4}^{2007} / \sum_{i=1}^n f_{i4}^{2007}$ ne varie pas significativement dans le temps. Cette hypothèse se vérifie, du moins à l'échelle nationale, car sur la période 1995-2005 dans les Use tables nationales d'Eurostat (2009), on observe que le ratio $m_{k=4} / \sum_{i=1}^n f_{i4}$ est passé de 0,128 à 0,098, soit une variation de seulement 23%.

Les exportations internationales et interrégionales sont estimées au prorata de la variation de la valeur ajoutée régionale par secteur j entre l'année de référence t_0 (2007) et chacune des trois années de validation. Les séries temporelles de valeur ajoutée utilisées dans ce calcul proviennent de l'Insee (2008a). Elles se présentent sous la forme de valeurs désagrégées en 14 secteurs suivant le système de catégorisation NES-14 présenté à la table de correspondance du Tableau 25. Cette table a été utilisée pour allouer les valeurs ajoutées NES-14 aux 35 secteurs NACE agrégés du modèle ECO. Le calcul s'effectue comme suit tant pour les exportations internationales que interrégionales à l'année de validation (t_{valid}):

$$f_{i7}^{t_{valid}} = \frac{f_{i7}^{t_0}}{VA^{t_0}} VA^{t_{valid}} \quad \text{Eq. 137}$$

Il semblerait que cette approche puisse donner des résultats relativement corrects car les exportations totales sont bien corrélées à la valeur ajoutée. En effet, le ratio des exportations totales sur la valeur ajoutée totale calculé dans les tables Supply-Use d'Eurostat (2009) pour chacune des années de la période 1998-2007 est relativement constant. Ce ratio se situe toujours entre 26% et 29%.

¹⁴¹ Les Use tables nationales 1999 et 2005 proviennent d'Eurostat (2009). Les tables 2006 et 2007 sont issues de calculs propres d'actualisation à partir de la Use table 2005.

b) Comparaison des résultats du modèle et des données observées

Les composantes de la matrice de la demande finale calculées ci-dessus sont insérées dans l'équation centrale des modèles I-O *commodity by industry* (Eq. 92). Les résultats obtenus en termes de PRB, d'emploi et de valeur ajoutée sont présentés au Tableau 42. Ils y sont comparés aux données observées pour chacune des trois années de validation susmentionnées dans le but de calculer des pourcentages d'erreurs liés à l'architecture de la composante économique du modèle ECO. Cette comparaison n'est pas effectuée en valeurs absolues car les données observées sont agrégées suivant le système de catégorisation NES-14. Or celui-ci ne correspond pas exactement au système de catégorisation NACE agrégé en 35 secteurs (NACE-35) utilisé dans la Use table régionalisée du modèle ECO. Lorsque l'on somme les secteurs NACE-35 pour les agréger en NES-14 (sur base de la table de correspondance du Tableau 25), il n'y a pas toujours une égalité parfaite. Cela peut être observé dans la deuxième et troisième colonne du Tableau 42.

En effet, pour certains secteurs, les données observées tirées de la Use table du modèle ECO sont d'un même ordre de grandeur que les données observées de l'Insee pour l'année 2007 mais pas exactement égales. La méthode de régionalisation du modèle ECO peut expliquer ces écarts mais aussi des différences entre les données statistiques de l'Insee et les données de la Use table du modèle ECO que nous possédons : absence de données à l'Insee, secret statistique empêchant l'Insee de divulguer les données pour certains secteurs, agrégation d'un plus grand nombre de secteurs dans le modèle ECO que dans la catégorie NES-14, etc.).

Pour d'autres secteurs, on note un plus grand écart entre les 2 valeurs (Use Table et Insee) dû au fait que certains des 35 secteurs du modèle ECO se retrouvent dans plusieurs secteurs NES-14. Par exemple, le secteur tertiaire ($j=23$) du modèle ECO est composé de services de commerce (NES14 J), de services aux entreprises (NES14 N) et d'une partie des services aux particuliers (NES14 P). Il en résulte qu'au Tableau 42 (colonnes *a* et *b*), en face de la catégorie NES-14 J correspondant au secteur du commerce (vente au détail et en gros), nous n'avons pas pu mettre la catégorie équivalente de la Use table régionalisée du modèle ECO puisque celle-ci a été agrégée à l'ensemble des autres secteurs tertiaires. C'est ce qui explique que la valeur du modèle ECO soit tellement supérieure à celle de l'Insee pour l'année 2007 ($14943 \text{ M€}_{2007} > 3749 \text{ M€}_{2007}$). Pour éviter ce problème à l'avenir, l'agrégation du modèle ECO de 59 secteurs NACE à 35 secteurs ne devraient être effectuée que pour délivrer les résultats finaux, pas en cours de construction et de validation du modèle.

Il en découle que pour éviter de surévaluer le pourcentage d'erreur lié à l'architecture économique du modèle ECO, il a été jugé préférable de comparer le pourcentage de variation $t_0 - t_{valid}$ des données observées au pourcentage de variation $t_0 - t_{valid}$ des résultats du modèle. Ces pourcentages de variation sont calculés en base 100, cela signifie que les valeurs de l'année de validation t_{valid} sont exprimées en pourcent de l'année de référence t_0 qui correspond à 2007. Ces calculs sont effectués au Tableau 42.

Le pourcentage d'erreur lié à l'architecture de la composante économique du modèle ECO est ensuite calculé en reprenant pour chaque ligne du Tableau 42 la différence entre le pourcentage de variation $t_0 - t_{valid}$ des données observées et celui du modèle. La valeur minimum (ou maximum) entre les trois années de validation définit la marge inférieure (ou supérieure) d'incertitude. Ces marges d'incertitude du modèle causées par son architecture économique sont présentées ci-dessous au Tableau 43.

Une étape supplémentaire est nécessaire pour tenir compte de l'erreur liée à une imprécision des données entrées dans le modèle, par exemple l'imprécision des données sur la capacité d'accueil des nourriceries de poissons en 2015 (voir Section X.6 sur l'analyse de sensibilité). Cette étape vise à obtenir une marge d'incertitude globale sur les résultats du modèle ECO tant liée à ses composantes

économiques qu'à ses composantes écosystémiques. En premier lieu, des marges minimum et maximum des valeurs possibles pour les données entrées dans le modèle sont définies sur base de données observées dans le passé. Ensuite, on fait varier aléatoirement les données entre ces marges. Chacune des valeurs aléatoires obtenues est entrée dans le modèle ECO. Les résultats du modèle pour chacune des combinaisons aléatoires sont converties en base 100 = BAU (c'est-à-dire que les résultats du modèles pour les deux scénarios de restaurations sont exprimés en pourcentage de la valeur obtenue dans le scénario BAU). Ensuite, parmi ces résultats, les valeurs minimum et maximum sont reprises pour définir les marges d'erreur du modèle liées à l'incertitude sur les données qui y sont entrées. Enfin, les marges inférieures (ou supérieures) d'incertitude liées à l'architecture du modèle données au Tableau 43 sont multipliées aux valeurs minimum (ou maximum) exprimées en base 100 = BAU¹⁴². Cela est effectué comme suit :

Eq. 138

$$\begin{aligned} MIN & (\text{Valeurs_en_base_100}) \times (1+A) \\ MAX & (\text{Valeurs_en_base_100}) \times (1+B) \end{aligned}$$

où *A* correspond à la marge inférieure d'incertitude liée à l'architecture du modèle, et *B* correspond à la marge supérieure d'incertitude liée à l'architecture du modèle. Quand la marge inférieure d'incertitude *A* est positive, elle n'est pas utilisée et seule la valeur en base 100 = BAU est reprise comme marge d'erreur globale minimum du modèle ECO. Quand la marge supérieure d'incertitude *B* est négative, elle n'est pas utilisée et seule la valeur en base 100 = BAU est reprise comme marge d'erreur globale maximum du modèle ECO. Ces marges d'incertitudes globales sont représentées par les barres d'erreur apparaissant aux graphiques du Chapitre X.

Pour deux des composantes de la valeur ajoutée sectorielle, à savoir l'excédent brut d'exploitation et les salaires bruts sectoriels, la marge d'erreur n'a pas pu être calculée en raison de l'absence de données régionales Insee pour les années 1999, 2005, 2006 et 2007. Dès lors nous avons été contraints de faire l'hypothèse que le pourcentage d'erreur sur la valeur ajoutée sectorielle est identique pour ses composantes.

Le Tableau 43 montre que les pourcentages d'erreur liés à l'architecture économique du modèle restent généralement dans des marges relativement acceptables. La marge d'erreur sur le total des variables analysées varie entre 2,77% et 13,97%. Une exception toutefois : l'industrie automobile. Son pourcentage d'erreur oscille entre une marge inférieure de 21,76% et une marge supérieure de 91,39%. Cela signifie que les résultats de valeur ajoutée donnés par le modèle ECO pour ce secteur sont systématiquement sous-estimés par rapport à la vraie valeur (valeur qui sera observée dans le futur à l'horizon de temps simulé) à raison de 21,76% à 91,39%. Il est cependant difficile de déterminer s'il s'agira d'une erreur de 21,76% ou de 91,39%. Il en découle que le modèle ECO constitue une source d'incertitude élevée pour ce secteur.

Il est cependant probable que le haut pourcentage d'erreur sur le secteur automobile s'explique par une mauvaise estimation de la demande finale aux années de validation 1999, 2005 et 2006. Une autre explication pourrait reposer sur une mauvaise estimation de la demande finale des ménages dans la procédure de régionalisation de la Use table nationale 2007 (Etape 10 de régionalisation de la Section VII.5). En effet, un facteur unique a été appliqué à tous les produits *i* au prorata du nombre d'habitants (\widehat{Pop}) et du revenu des habitants (\widehat{rpt}) de la région Haute-Normandie dans le total national. Il en résulte que si la demande finale en véhicules par habitant est significativement plus élevée en Haute-Normandie que dans le reste de la France, cela n'est pas pris en compte dans la méthode de régionalisation et les résultats du modèle sont sous-estimés. Une autre possibilité peut provenir d'une mauvaise estimation des exportations internationales et interrégionales qui

¹⁴² Hypothèse : que les résultats du modèle soient exprimés en base 100 = valeurs de 2007 ou en base 100 = valeurs du scénario BAU, le pourcentage d'erreur dû à l'architecture économique du modèle est identique.

représentent une part très importante de la demande finale totale en véhicules. Une analyse approfondie des opérations de régionalisation permettrait d'identifier la cause exacte du pourcentage d'erreur élevé sur le secteur automobile. Quoiqu'il en soit, l'erreur sur les autres secteurs est beaucoup moins élevée. En conséquence, tant que le modèle ECO n'est pas utilisé pour donner des résultats sur le secteur automobile, cela ne pose pas de problème.

Tableau 42. Calcul du pourcentage d'erreur lié à l'architecture économique du modèle ECO par rétrovalidation : comparaison des résultats du modèle à des données observées de l'Insee en 1999, 2005 et 2006 pour la Haute-Normandie.

	Référence $t_0 = 2007$		$t_{valid} = 1999$					$t_{valid} = 2005$					$t_{valid} = 2006$				
	Données observées en 2007 *		Résultats du modèle I-O		Données observées *			Résultats du modèle I-O		Données observées *			Résultats du modèle I-O		Données observées *		
	Use table régionalisée 2007	Données Insee 2007	Valeurs absolues 1999	Variation 1999-2007 (Base 100 = 2007)	Données Insee 1999	Variation 1999-2007 (Base 100 = 2007)	% erreur base 100	Valeurs absolues 2005	Variation 2005-2007 (Base 100 = 2007)	Données Insee 2005	Variation 2005-2007 (Base 100 = 2007)	% erreur base 100	Valeurs absolues 2006	Variation 2006-2007 (Base 100 = 2007)	Données Insee 2006	Variation 2006-2007 (Base 100 = 2007)	% erreur base 100
<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	$d = \frac{100}{a}c$	<i>e</i>	$f = \frac{100}{b}e$	$g = \frac{(f-d)}{d}$	<i>h</i>	$i = \frac{100}{a}h$	<i>j</i>	$k = \frac{100}{b}j$	$l = \frac{(k-i)}{i}$	<i>m</i>	$n = \frac{100}{a}m$	<i>o</i>	$p = \frac{100}{b}o$	$q = \frac{(p-n)}{n}$	
Millions Euros courants (sauf si spécifié)																	
PRB	49 085,89	48 951,00	38 269,39	77,96	37 126,00	75,84	-2,72%	45 253,21	92,19	44 921,00	91,77	-0,46%	46 164,26	94,05	46 357,00	94,70	0,69%
Emploi (nombre d'individus)	668 333,09	712 729,87	536 440,05	80,27	668 563,51	93,80	16,87%	625 341,20	93,57	698 757,14	98,04	4,78%	638 519,87	95,54	703 177,85	98,66	3,27%
Valeur ajoutée (VA)	46 474,08	44 204,00	36 770,10	79,12	33 086,00	74,85	-5,40%	43 359,43	93,30	40 276,00	91,11	-2,34%	44 249,71	95,21	41 803,00	94,57	-0,68%
VA Agriculture, sylviculture, pêche - NES14 A	919,31	897,00	716,52	77,94	844,00	94,09	20,72%	868,08	94,43	946,00	105,46	11,69%	868,29	94,45	798,00	88,96	-5,81%
VA Industries agricoles et alimentaires - NES14 B	970,78	803,00	750,45	77,30	691,00	86,05	11,32%	913,84	94,13	778,00	96,89	2,92%	926,77	95,47	764,00	95,14	-0,34%
VA Industries des biens de consommation - NES14 C	2 000,00	928,00	1 605,21	80,26	970,00	104,53	30,23%	1 876,69	93,83	930,00	100,22	6,80%	1 908,35	95,42	947,00	102,05	6,95%
VA Industrie automobile - NES14 D	783,05	482,00	819,99	104,72	966,00	200,41	91,39%	857,97	109,57	808,00	167,63	53,00%	788,54	100,70	591,00	122,61	21,76%
VA Industries des biens d'équipement - NES14 E	2 262,88	1 555,00	1 896,49	83,81	1 502,00	96,59	15,25%	2 078,93	91,87	1 269,00	81,61	-11,17%	2 142,38	94,67	1 501,00	96,53	1,96%
VA Industries des biens intermédiaires - NES14 F	6 969,23	3 713,00	5 678,23	81,48	3 304,00	88,98	9,22%	6 479,49	92,97	3 436,00	92,54	-0,47%	6 597,26	94,66	3 444,00	92,76	-2,02%
VA Energie - NES14 G	1 943,02	1 768,00	1 502,17	77,31	1 363,00	77,09	-0,28%	1 909,80	98,29	1 774,00	100,34	2,09%	1 821,12	93,73	1 634,00	92,42	-1,39%
VA Construction - NES14 H	3 150,14	3 167,00	1 815,70	57,64	1 756,00	55,45	-3,80%	2 521,89	80,06	2 472,00	78,05	-2,50%	2 706,51	85,92	2 814,00	88,85	3,42%

VA Commerce - NES14 J	14 943,46	3 749,00	10 990,45	73,55	2 961,00	78,98	7,39%	13 678,49	91,53	3 595,00	95,89	4,76%	14 132,71	94,57	3 699,00	98,67	4,33%
VA Transports - NES14 K	3 369,67	3 204,00	2 640,46	78,36	2 423,00	75,62	-3,49%	3 152,56	93,56	2 849,00	88,92	-4,96%	3 250,14	96,45	2 973,00	92,79	-3,80%
VA Activités financières, activités immobilières - NES14 LM	16 776,98	7 222,00	12 274,71	73,16	4 444,00	61,53	-15,90%	15 336,54	91,41	6 217,00	86,08	-5,83%	15 866,57	94,57	6 702,00	92,80	-1,88%
VA Services aux entreprises - NES14 N	15 308,64	5 761,00	11 274,65	73,65	3 695,00	64,14	-12,91%	14 021,09	91,59	5 062,00	87,87	-4,06%	14 482,47	94,60	5 385,00	93,47	-1,19%
VA Services aux particuliers - NES14 P	16 217,16	1 565,00	11 994,35	73,96	1 156,00	73,87	-0,13%	14 886,32	91,79	1 496,00	95,59	4,14%	15 367,42	94,76	1 528,00	97,64	3,03%
VA Education, santé, action sociale, administration - NES14 QR	9 462,80	9 390,00	8 882,78	93,87	7 011,00	74,66	-20,46%	9 304,35	98,33	8 644,00	92,06	-6,38%	9 365,90	98,98	9 023,00	96,09	-2,91%
TOTAL	858 970,18	850 088,87	684 321,69	79,67	771 861,51	90,80	13,97%	801 839,89	93,35	824 230,14	96,96	3,87%	819 158,26	95,37	833 140,85	98,01	2,77%

* Source des données observées en 2007, 2006, 2005 et 1999 : Insee (2009b et 2008a) et Eurostat (2008).

Tableau 43. Marges d'incertitudes liées à l'architecture économique du modèle ECO calculées sur base du Tableau 42.

%	Marge inférieure d'incertitude	Marge supérieure d'incertitude
	<i>MIN (g, l, q)</i>	<i>MAX (g, l, q)</i>
PRB	-2.72%	0.69%
Emploi (nombre d'individus)	3.27%	16.87%
Valeur ajoutée (VA)	-5.40%	-0.68%
VA Agriculture, sylviculture, pêche - NES14 A	-5.81%	20.72%
VA Industries agricoles et alimentaires - NES14 B	-0.34%	11.32%
VA Industries des biens de consommation - NES14 C	6.80%	30.23%
VA Industrie automobile - NES14 D	21.76%	91.39%
VA Industries des biens d'équipement - NES14 E	-11.17%	15.25%
VA Industries des biens intermédiaires - NES14 F	-2.02%	9.22%
VA Energie - NES14 G	-1.39%	2.09%
VA Construction - NES14 H	-3.80%	3.42%
VA Commerce - NES14 J	4.33%	7.39%
VA Transports - NES14 K	-4.96%	-3.49%
VA Activités financières, activités immobilières - NES14 LM	-15.90%	-1.88%
VA Services aux entreprises - NES14 N	-12.91%	-1.19%
VA Services aux particuliers - NES14 P	-0.13%	4.14%
VA Education, santé, action sociale, administration - NES14 QR	-20.46%	-2.91%
TOTAL	2.77%	13.97%

**PARTIE III – APPLICATION DU MODELE ECO
AU CAS DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE**

INTRODUCTION

A la Partie I, nous avons montré l'intérêt de développer des outils d'aide à la décision qui respectent les principes de base de la gestion intégrée des zones côtières et de la Science Post-Normale. Selon ces principes, les outils d'aide à la décision devraient offrir une perspective holistique et pouvoir traiter des thématiques environnementales à hauts degrés d'incertitude. Or la difficulté de mettre en place une économie durable semble provenir en partie d'une utilisation inadéquate d'outils au champ d'analyse trop étroit, c'est-à-dire des outils qui ne possèdent pas de propriétés holistiques. Ces outils ne parviennent pas à prendre en compte certaines catégories de services écosystémiques importantes. Ils ignorent en outre les interdépendances entre services écosystémiques.

En développant le modèle économique-écologique ECO présenté à la Partie II, nous avons voulu tester la capacité des modèles input-output (I-O) à répondre aux deux principes recommandés par la gestion intégrée des zones côtières et la Science Post-Normale. Pour cela, nous avons premièrement développé une table I-O hybride qui permet d'évaluer les ressources environnementales en différentes unités (tant monétaires que physiques). Deuxièmement, nous avons intégré à ce modèle les résultats de recherches récentes¹⁴³ sur les dynamiques biologiques et physiques de l'estuaire de la Seine. Ces deux éléments ont permis la prise en compte des interdépendances entre deux services écosystémiques : le service d'approvisionnement en ressources halieutiques (pêche de poissons commerciaux) et le service d'auto-entretien (processus hydro-sédimentaire qui participent à la formation naturelle des nourriceries estuariennes où les jeunes alevins viennent se développer). En raison de la limitation des données, nous ne prenons en compte que les juvéniles de soles communes (*Solea solea sp.*). Nous savons cependant que les nourriceries servent également d'habitat à 8 autres espèces de poissons commerciaux en estuaire de Seine : bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*), merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) (Ifremer, 1999). Néanmoins, le choix de la sole n'est pas dénué d'intérêt : il s'agit d'une espèce de poisson qui, de par son mode de vie et ses caractéristiques biologiques propres, constitue un bon indicateur de la qualité des habitats (Gilliers *et al.*, 2006). En outre sa valeur commerciale importante en fait un indicateur intéressant pour quantifier les interdépendances entre le système économique et l'écosystème estuarien.

L'intégration de l'interdépendance entre les deux services écosystémiques susmentionnés contribue à élargir la modélisation I-O à la catégorie de services écosystémiques la plus importante car la plus vitale : les services d'auto-entretien (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Généralement dans la littérature I-O, seuls les services de régulation de type « puits » (assimilation des polluants par l'écosystème) et d'approvisionnement en ressources naturelles (pétrole, poissons, etc.) sont pris en compte. C'est à la fois l'originalité de notre approche et sa faiblesse parce que cela demande de traiter des thématiques environnementales dont la complexité augmente l'incertitude. Pour une explication plus développée sur la complexité et l'incertitude dans l'estuaire de la Seine, lire les Chapitres II et X.

¹⁴³ Cf. Rochette *et al.* (2010), Cuvilliez *et al.* (2007 et 2009) et Ruellet *et al.* (2008).

Dans le présent chapitre, nous présentons une application du modèle I-O économique-écologique au cas d'étude de l'estuaire de la Seine. L'application traite de l'impact du transport maritime sur la destruction des surfaces de nourriceries en estuaire de Seine. Cette application explore la manière dont les modèles I-O peuvent contribuer aux deux principes de base de la gestion intégrée des zones côtières et de la Science Post-Normale mentionnés précédemment.

L'application du modèle au cas de l'estuaire de la Seine consiste à simuler des scénarios de restauration de surfaces importantes de nourriceries sur la période 2004-2015. Des mesures de grande ampleur prennent leur sens au regard du problème de la diminution des biomasses de poissons marins qui concerne au moins 32% des stocks en Europe (ICES, 2008). La surcapacité des flottes de pêche représente la principale cause de ce constat. A ce problème de surexploitation des ressources halieutiques s'ajoute celui de la dégradation des écosystèmes liée à la pollution d'origine urbaine et industrielle au cours du 20^{ème} siècle (Rochette *et al.*, 2010). Une troisième pression s'additionne aux deux précédentes, il s'agit de la destruction physique des habitats naturels estuariens causée par la croissance urbaine et le développement des activités portuaires. Cette anthropisation croissante des estuaires a induit des effets négatifs sur les biomasses de juvéniles qui utilisent les nourriceries estuariennes comme habitat d'accueil depuis les premières phases larvaires jusqu'à l'âge post-juvénile de migration vers les zones du large. Il en résulte que 3 des 9 espèces¹⁴⁴ de poissons commerciales présentes dans l'estuaire de la Seine sont en danger : la sole, la plie, et le merlan (ICES, 2008). Une augmentation de la surface de nourriceries permettrait d'une part de contrecarrer la tendance à leur destruction physique et d'autre part d'augmenter la résilience des populations de poissons à la pêche en augmentant le nombre de jeunes alevins. Toutefois, ce type de mesure n'aura d'effet significatif sur les stocks de poissons que si des mesures de réduction de la pression liée à la pêche sont mises en œuvre en parallèle, la surpêche étant un facteur prépondérant.

La relation entre surfaces de nourriceries et stocks de poissons a été démontrée et quantifiée par Rochette *et al.* (2010) pour la population de soles (*Solea solea sp.*). Le choix de cette espèce dans cette analyse est déterminé par la disponibilité de connaissances scientifiques et de données suffisamment détaillées pour élaborer une modélisation économique-écologique. Une autre raison du choix de cette espèce réside dans sa haute valeur commerciale, ce qui en fait a priori un bon objet de mesure des interrelations entre le système économique et environnemental (au travers de deux services écosystémiques : auto-entretien et approvisionnement en ressources). Enfin, il s'agit d'une espèce de poisson qui, de par son mode de vie et ses caractéristiques biologiques propres, constitue un bon indicateur de la qualité des habitats (Gilliers *et al.*, 2006).

La sole, la plie et le merlan ne sont probablement pas les seules espèces en danger en estuaire de Seine et en Manche-Est. ICES (2008) relève que pour 57% des stocks européens de poissons marins, les données et les connaissances scientifiques sont insuffisantes pour statuer sur leur état. Avec un degré d'incertitude aussi élevé sur l'état des stocks, les mesures de restauration des habitats aquatiques mises en œuvre dans le respect du principe de précaution pourraient acquérir de plus en plus de légitimité politique dans un futur proche. Dans le cadre des objectifs de restauration des ressources halieutiques auxquels s'est engagée l'Union Européenne lors du sommet de la Terre à Johannesburg en 2002 (Froese et Proel, 2010), la modélisation proposée ici vise à mesurer l'impact économique et écologique d'une mesure de restauration de surfaces de nourriceries potentielles pour poissons mise en œuvre dans le respect des trois principes de la directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » (European Parliament and Council, 2008). Il s'agit des principes suivants : i) le principe de précaution, ii) les dommages environnementaux qui doivent être réparés à la source, iii) le coût de la réparation qui doit être assumé par le responsable du dommage (principe du pollueur-payeur).

¹⁴⁴ Sole, plie, limande, bar, tacaud, merlan, hareng, sprat, flet (Ifremer, 1999).

Dans notre cas d'étude, l'application de ces trois principes se traduit par un scénario de restauration de surfaces de nourriceries dans lequel le principe de pollueur-payeur est respecté en allouant les coûts de restauration aux responsables de la destruction des nourriceries. Dans ce scénario, la surface restaurée correspond à 25% des nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil¹⁴⁵ (densité > 45 juvéniles de soles par km²) détruites entre 1834 et 2004. Cela revient à restaurer une surface de 24,38 km² de nourriceries subtidales potentielles, ce qui est particulièrement conséquent au regard des programmes de restauration entrepris dans le passé dans l'estuaire de la Seine (seuls 1,5 à 2 km² ont été restaurés entre 1834 et 2010). Cela devrait générer une hausse du stock de poissons marins, avec comme conséquence, l'augmentation de la résilience des populations de poissons face aux activités de pêche ainsi que leur capacité à se régénérer dans le futur. La surface restaurée reviendrait à retourner aux conditions observées aux alentours de 1895¹⁴⁶, ce qui en termes de préservation des stocks de poissons, offre une marge de sécurité confortable et permet certainement de respecter le principe de précaution. En effet, à la fin du 19^{ème} siècle, une époque où la population humaine et le développement industriel étaient relativement faibles, les stocks de poissons devaient très certainement atteindre des niveaux que la société actuelle jugerait plus qu'acceptables. Notre scénario de restauration ne permettra cependant pas de retrouver des stocks équivalents à cette époque, la surpêche restant un facteur prépondérant. Par contre il permettra d'augmenter la résilience des stocks actuels face aux activités de pêche et aux polluants qui limitent la capacité de reproduction des individus et augmentent le taux de mortalité.

Les scénarios tendanciels (BAU) ainsi que les deux scénarios de restauration sont présentés ci-dessous au Chapitre IX. Ces scénarios ont été simulés dans le modèle ECO. Les résultats du modèle sont présentés et discutés au Chapitre X. Le Chapitre XI présente un exemple de valorisation des résultats du modèle ECO dans un processus de décision participatif (évaluation multicritère et multiacteur). Cet exemple illustre la manière dont les conflits d'usages de l'estuaire peuvent être mis en évidence et la recherche de compromis trouvés par la négociation. La pertinence des mesures de restauration, par rapport à des mesures entreprises plus à la source des problèmes, est discutée au Chapitre XII. Le Chapitre XIII fait office de synthèse et de conclusion générale.

¹⁴⁵ Nous avons défini la haute capacité d'accueil comme étant une densité observée supérieure à la densité moyenne, soit supérieure à 45 juvéniles de soles de moins d'un an par km² (Tableau 45). En 1834, les nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil s'élevaient à 172,45 km². En 2004, elles chutaient à 75,13 km², soit une perte de 97,32 km² (calculée sur base des données de Rochette *et al.*, 2010 et Riou *et al.*, 2001).

¹⁴⁶ 1895 : calculée sur base de données observées de surfaces de nourriceries en 1834, 1910 et 1978 (Tableau 45). Les surfaces entre ces trois dates ont été estimées par régression polynomiale du second degré.

IX. SCENARIOS DE RESTAURATION DE SURFACES DE NOURRICERIES SUBTIDALES POTENTIELLES

IX.1. Introduction

Entre 1834 et 2004, la construction de digues pour le transport maritime et le développement des ports a modifié la partie intérieure de l'estuaire de la Seine. A la suite de ces modifications, 33% de sa surface en nourriceries potentielles – faibles et hautes capacités d'accueil ensemble – ont été transformés en zone terrestre (Rochette *et al.*, 2010). Des trois catégories de sédiments sur lesquelles les zones de nourriceries à haute capacité d'accueil se développent, les sables ont diminué fortement entre 1834 et 2004 (- 97,32 km²) (Tableau 39). Quant aux nourriceries à haute capacité sur sédiments graveleux et vaseux, elles ont augmenté respectivement de 0,66km² et de 26,49 km². Il apparaît donc clairement que ce sont les nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil qu'il faut restaurer puisque ce sont celles qui ont été détruites.

Sur base de ces observations, nous avons construit trois scénarios qui ont ensuite été simulés dans le modèle input-output ECO : (1) un scénario de référence « business as usual » (BAU) sans mécanismes de restauration; (2) un scénario de restauration des surfaces de nourriceries potentielles sableuses à haute capacité d'accueil au sein duquel les coûts de restauration sont pris en charge intégralement par les ports (responsables directs); (3) un scénario de restauration identique au précédent mais avec un partage des coûts entre tous les secteurs primaires et secondaires qui bénéficient des services portuaires pour le transport par voie d'eau de leurs marchandises (responsables indirects de la destruction des habitats). Les résultats de cette simulation sont présentés et discutés plus bas.

IX.2. Scénario business as usual

a) Evolution des surfaces de nourriceries 2004-2015

Dans le scénario BAU, aucune activité de restauration des nourriceries potentielles n'est entreprise. Les pertes induites par des causes naturelles et anthropiques (r^N) sont estimées à l'horizon de temps 2015 sur base des données exogènes au modèle I-O issues de Rochette *et al.* (2010). Il s'agit des données de surfaces de nourriceries (Tableau 39) pour 7 classes de bathymétries et trois catégories de sédiments (sables, graviers et vases). Ces données ont permis de calculer une estimation des surfaces de nourriceries en 2015 en prolongeant la tendance observée dans le passé. Pour cela nous avons considéré la moyenne de trois tendances : la tendance 1978-2004, 1834-2004 et statu quo 2004. Cette dernière tendance pose l'hypothèse que l'équilibre hydro-sédimentaire a été atteint en 2004 et que les surfaces de nourriceries ne varieront plus de manière significative d'ici 2015. Chaque tendance est prolongée entre 2004 et 2015 en calculant un taux annuel moyen de variation entre l'année de départ et 2004, ce taux (τ_{eij}) est ensuite appliqué à la valeur de 2004 suivant l'équation suivante :

$$S_{ij}^{2015} = S_{ij}^{2004} \times (1 + \tau_{e_{ij}})^{(2015-2004)} \quad \text{eq. 139}$$

Où :

S_{ij} = Surface de nourricerie de bathymétrie de catégorie i ($i = 1, \dots, 7$) et de classe de sédiment j ($j = 1, \dots, 3$),

$\tau_{e_{ij}}$ = taux de croissance annuel moyen de la surface de nourricerie de bathymétrie i et de classe de sédiment j ,

$$\tau_{e_{ij}} = \left[\left(\sqrt{\frac{S_{ij}^{2004}}{S_{ij}^{t_0}}} - 1 \right)^{(2004-1834)} + \left(\sqrt{\frac{S_{ij}^{2004}}{S_{ij}^{t_0}}} - 1 \right)^{(2004-1978)} + 0 \right] / 3$$

(La valeur nulle dans le dernier terme de l'addition entre crochets correspond à la tendance statu quo 2004. Par définition, un statu quo ne varie pas entre 2004 et 2015 donc le taux de croissance calculé est égal à zéro).

Et la surface totale de nourriceries en 2015 (S_{Totale}^{2015}) est calculée en sommant chacune des surfaces S_{ij}^{2015} sur les 7 catégories de bathymétrie et les 3 classes de sédiments :

$$S_{\text{Totale}}^{2015} = \sum_{i=1}^7 \sum_{j=1}^3 S_{ij}^{2015} \quad \text{eq. 140}$$

Cependant, le calcul de la surface totale de l'équation eq. 140 ne repose pas uniquement sur les résultats de l'équation eq. 139. Deux modifications ont été introduites dans le calcul du taux de croissance ($\tau_{e_{ij}}$) à l'équation eq. 139.

Premièrement, un expert en processus hydro-sédimentaires de l'estuaire de la Seine a été consulté (Encadré 6), ce qui a permis de modifier les projections 2015 de chaque S_{ij}^{2015} estimées par l'équation eq. 139 pour tenir compte des évolutions récentes de l'estuaire de la Seine – évolutions qui ne sont pas reflétées dans les tendances du passé.

Encadré 6. Avis d'expert : les surfaces de nourriceries en 2015.

Introduction

Domaine de compétence de l'expert (Antoine Cuvilliez) : dynamiques hydrosédimentaires en estuaire de la Seine et en particulier dans la vasière nord (surface en 2005 : 2,89 km²)¹⁴⁷.

Nous possédons une base de données des surfaces de nourriceries potentielles totales (faible et hautes capacités d'accueil) couvrant une superficie dans le secteur Seine de 966,94 km² en 2004 provenant de Rochette *et al.* (2010). Le secteur Seine s'étale depuis l'embouchure vers le sud et le large. Cependant les données retraçant l'évolution des nourriceries potentielles totales entre 1834 et 2004 couvrent une zone plus restreinte (petit rectangle en pointillés à la Figure 15) de 196,38 km² en 2004 (Tableau 39). Cette zone est localisée à l'intérieur de l'embouchure. Antoine Cuvilliez recommande de ne pas extrapoler l'évolution historique à la totalité de la surface du secteur Seine car les dynamiques hydrosédimentaires dans l'embouchure ne sont pas identiques à celles qui se produisent au large. C'est pourquoi nous avons travaillé uniquement sur la zone restreinte de 196,38 km².

En outre, il est extrêmement délicat de prolonger jusqu'en 2015 des tendances observées dans le passé car cela exclurait les évolutions récentes. Par exemple, Antoine Cuvilliez souligne qu'en 2003, une digue en épi a été construite dans le cadre du projet d'extension du port du Havre (Port 2000), ce qui modifie fortement les tendances d'évolution des surfaces de nourriceries de la vasière nord. C'est la raison pour laquelle nous avons soumis à Antoine Cuvilliez les courbes calculées par l'équation eq. 139 montrant les projections 2004-2015 des surfaces de nourriceries pour trois types de sédiments (graviers, vases et sables) toutes bathymétries confondues. Ses commentaires sont retranscrits ci-dessous.

Graviers

Concernant la projection 2004-2015 pour les 7 classes de bathymétries des nourriceries sur sédiments graveleux, la courbe d'évolution calculée sur base de la tendance statu quo 2004 a été jugée plausible. Nous avons donc repris pour 2015 les mêmes valeurs que celles de 2004. Elles ont ensuite été standardisées comme à l'équation eq. 141 pour éviter que le total des surfaces ne dépasse une valeur de 196,38 km² en 2015 (ce qui correspond au total 2004).

Vases

La projection 2004-2015 pour les nourriceries vaseuses basée sur l'équation eq. 139 suit une tendance d'augmentation. Il a été estimé que dans une certaine mesure, c'était une bonne représentation car il est vrai que les vases sont en augmentation au nord de la digue basse nord du chenal de navigation (c'est-à-dire dans la zone de la fosse nord). Cette augmentation serait due à un cordon sableux qui se crée au sud de la fosse nord, protégeant ainsi les vases de la fosse nord. Cependant, il s'est révélé difficile pour l'expert de déterminer dans quelle mesure la projection reflète la destruction des nourriceries vaseuses situées au sud de la digue basse sud du chenal de navigation (zone située en dehors de sa zone d'expertise). Les vases y diminuent en raison d'un processus d'ensablement. Pour tenir compte de ces deux tendances, nous avons passé en revue chaque bathymétrie sur sédiments vaseux. Antoine Cuvilliez a ensuite donné son appréciation sur la tendance à l'augmentation ou à la diminution appliquée à la zone de la vasière Nord pour 4 classes de bathymétries (3 classes ne font donc pas l'objet de l'avis d'experts):

Vases [-3; 0[: ces surfaces vont **augmenter** entre 2004 et 2015 (car protégées par cordon sableux au sud)

Vases [0; 3[: ces surfaces vont **augmenter** entre 2004 et 2015 (car protégées par cordon sableux au sud)

Vases [3; 5[: ces surfaces vont **diminuer fortement** entre 2004 et 2015

Vases [5; 8[: ces surfaces vont **totalelement disparaître** entre 2004 et 2015

A défaut d'un avis d'expert pouvant s'appliquer aux autres zones de nourriceries de l'estuaire que celle de la vasière nord, nous avons décidé d'appliquer ses appréciations au-delà de la vasière nord, c'est-à-dire à la totalité des 196,38 km². Soulignons en outre que ces appréciations ont été données dans le cadre d'une évolution tendancielle. Si soudainement, le port du Havre investissait dans des infrastructures de décolmatage qui viseraient à désensabler l'estuaire, les appréciations d'Antoine Cuvilliez seraient à modifier. Au moment de l'interview, ces investissements de plusieurs millions d'euros devaient être décidés en septembre 2010.

¹⁴⁷ Cuvilliez *et al.* (2007) et Ruellet *et al.* (2008).

Sables

Les appréciations données par Antoine Cuvilliez sur l'évolution des nourriceries sur sédiments sableux au sein de la vasière nord sont les suivantes :

Sables [-3; 0[: ces surfaces vont **augmenter très fortement** entre 2004 et 2015

Sables [0; 3[: ces surfaces vont **augmenter très fortement** entre 2004 et 2015

Sables [3; 5[: ces surfaces vont **augmenter** entre 2004 et 2015

Sables [5; 8[: ces surfaces vont **augmenter faiblement** entre 2004 et 2015

Comme pour les sédiments vaseux, seules 4 classes de bathymétries ont été considérées, 3 classes ne font donc pas l'objet de l'avis d'experts.

Source : entretien avec Antoine Cuvilliez, expert en dynamiques hydro-sédimentaires, 31 mai 2010.

Traduire en termes quantitatifs les appréciations de l'expert exprimées en termes qualitatifs n'a pas été aisé. Par exemple, pour une appréciation du type « augmenter très fortement », nous avons repris le taux de croissance annuel moyen le plus élevé des différentes périodes existantes (1834-1910, 1834-1978, 1834-1995, 1834-2004, statu quo 2004). Pour l'appréciation « augmenter faiblement », nous avons repris un des taux de croissance annuels moyens faibles sans choisir le plus faible. Ces choix sont certes subjectifs mais ils sont cadrés par deux hypothèses relativement plausibles qui empêchent le choix de taux de croissance aberrants : i) entre 2004 et 2015, il n'y aura plus de construction d'infrastructures qui diminueraient significativement la surface totale sous eau dans l'estuaire comme ce fut pourtant le cas dans le passé ; ii) la surface totale pour chaque catégorie de sédiment toutes bathymétries confondues ne peut pas tout d'un coup dépasser des seuils historiques. Cela signifie que, si à un moment, sur base des appréciations qualitatives de l'expert, nous étions amenés à choisir des taux de croissance qui donnent, par exemple, une surface de nourriceries sur sédiments vaseux aussi grande qu'au début du 20^{ème} siècle, nous choisirions un autre taux de croissance. En conséquence, étant donné l'incertitude de la méthode, il est certain que la surface estimée pour 2015 est à prendre tout au plus comme un ordre de grandeur.

Cette méthode nous amène à estimer la surface de nourriceries à haute capacité d'accueil à 118,24 km² en 2015. Cela représente une hausse par rapport à la surface de 111,74 km² en 2004 (Tableau 39). Cette augmentation de 5,8%, si elle se vérifie en 2015, pourrait s'expliquer par une réaction des dynamiques hydro-sédimentaires propres aux estuaires face aux modifications anthropiques (comme par exemple la digue en épi construite en 2003 – cf. commentaire d'Antoine Cuvilliez à l'Encadré 6). Il est cependant important de remarquer que cette hausse des surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil se produit au détriment des nourriceries vaseuses. En effet, si l'on décortique notre projection par classe de sédiments, nous remarquons qu'elle cache une diminution des surfaces sur sédiments vaseux : -11% entre 2004 et 2015, soit une perte de 4,87 km². Or il s'agit là des nourriceries au plus haut potentiel d'accueil de juvéniles de soles. Dans les hypothèses que nous avons prises, cette perte est directement causée par un ensablement des surfaces vaseuses.

La deuxième modification que nous avons apportée à l'équation eq. 139 concerne les 6 classes de bathymétries sur sédiments sableux et vaseux S_{ij}^{2015} pour lesquelles il n'y a pas d'avis d'expert (< -3[; [8;13[; [13;20] m CMH). Nous n'avons par contre pas touché aux 15 surfaces S_{ij}^{2015} calculées en eq. 139 et modifiées sur base de l'avis d'experts. Nous avons ensuite standardisé les 6 surfaces pour que le total des surfaces de nourriceries en 2015 soit égal au total en 2004 (196,38 km²). Cela revient à poser l'hypothèse que la surface totale de l'estuaire de la Seine n'est plus modifiée, et donc le champ des variations possibles porterait uniquement sur la répartition de chaque type de nourricerie au sein de la surface totale de l'estuaire. Autrement dit aucune surface sous eau en 2004 (ou en zone

intertidale ; c'est-à-dire comprise dans la zone de balancement des marées) ne sera transformée en terre en 2015. Il en résulte que si les sables peu profonds augmentent par exemple, les sables et/ou les vases profondes devront diminuer (pas les graviers car l'expert estime que ces surface ne devraient pas varier). L'équation de standardisation consiste à retirer le surplus pour que le total calculé corresponde à 196,38 km². Ce surplus est retiré à chacune des 6 surfaces susmentionnées au prorata de sa part dans le total de ces 6 surfaces :

$$(S_{ij}^{2015})_{\text{standardisé}} = S_{ij}^{2015} - \left[(S_{\text{Tot.}}^{2015} - S_{\text{Tot.}}^{2004}) \times \frac{S_{ij}^{2015}}{\sum_{i=1}^6 S_{ij}^{2015}} \right] \quad \text{eq. 141}$$

Où :

S_{ij}^{2015} représente la surface de nourriceries de bathymétrie i et de classe de sédiment j en 2015 parmi les 6 non pronostiquées par l'expert ; S_{ij}^{2015} est estimée par l'équation eq. 139.

$S_{\text{Tot.}}^{2004} = 196,38 \text{ km}^2$; c'est l'étalon utilisé pour standardiser car nous posons l'hypothèse que la surface interne de l'estuaire ne variera pas entre 2004 et 2015 (cela signifie qu'aucune surface sous eau ne sera convertie en terre).

$S_{\text{Tot.}}^{2015} = 204,54 \text{ km}^2$; c'est la somme des surfaces de nourriceries en 2015 telles que calculées avec l'équation eq. 139 pour les 6 surfaces sans pronostiques de l'expert et modifiées par avis d'expert pour les 15 autres surfaces.

$(S_{ij}^{2015})_{\text{standardisé}}$ représente la surface standardisée pour les 6 surfaces non pronostiquées par l'expert. Les 15 autres surfaces ne sont pas standardisées, la valeur calculée sur base des pronostics de l'expert est directement réutilisée.

b) Evolution économique 2007-2015

L'évolution économique entre 2007 et 2015 est simulée en utilisant les prévisions de l'OECD (2009) et du FPB (2008) qui figurent sur le Tableau 44. Le Tableau 44 reprend 4 des 8 vecteurs qui composent la matrice **F** de la demande finale. Sur base de ces données, nous avons calculé le facteur de variation 2007-2015 que nous avons multiplié aux colonnes correspondantes de la matrice **F** dans la *use table* 2007. Un facteur unique a été appliqué par colonne sans distinction de produits (faute de projections estimées pour l'horizon 2015 produit par produit). En l'absence de données à l'horizon 2015 sur les autres composantes de la matrice **F** (la consommation finale des ONG, la variation des stocks et des objets de valeur, et les exportations interrégionales), nous avons dû les approximer par une autre méthode expliquée à la Section VII.7.

Cette méthode d'approximation a également été appliquée aux importations interrégionales. Pour les importations internationales (depuis la Haute-Normandie vers le reste du monde à l'exception des autres régions de France), le facteur correspondant du Tableau 44 a été appliqué à la ligne correspondante de la *supply table*. Par manque de données de projections désagrégées, il n'a pas été possible de calculer un facteur différent par secteur ou par produit. Cela revient à poser l'hypothèse, par exemple, que lorsque la consommation finale des ménages augmente d'un facteur 1,076, tous les biens et services consommés par les ménages augmentent dans cette proportion sans distinction entre produits.

A la différence des projections pour les nourriceries, l'année de référence pour les projections économiques n'est plus 2004 mais 2007 : c'est l'année à laquelle correspondent les tables I-O du modèle ECO développé dans cette étude.

Les facteurs de projection économique ont été appliqués à tous les produits de la table I-O y compris les produits de la pêche et de construction. Cela ne sera pas le cas dans les deux scénarios de restauration décrits ci-dessous.

Tableau 44. Projections 2005-2015 des taux de croissance moyens annuels de la demande finale et des importations en France.

Années	% de variation par rapport à l'année précédente								Facteur multiplicateur
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Facteur de variation 2007-2015**
Dépenses de consommation finale des ménages	1,0	0,6	0,3	1,5	1,2	1,0	0,9	0,8	1,076
Dépenses de consommation finale des administrations publiques	1,1	1,5	1,3	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	1,077
Formation brute de capital fixe	0,4	-6,8	-0,3	3,1	2,1	2,0	1,9	1,9	1,039
Exportations de biens et services*	-0,6	-11,0	4,7	6,4	7,5	7,8	7,8	7,5	1,323
Importations de biens et services*	0,6	-10,0	2,9	6,3	4,8	3,8	3,4	3,1	1,148

* Il s'agit des exportations et des importations internationales, et non interrégionales.

** Les facteurs de multiplication de la dernière colonne ont été calculés comme suit:

Facteur de variation 2007-2015 = $(1+a_{2008}) \times (1+a_{2009}) \times (1+a_{2010}) \times \dots \times (1+a_{2015})$, où a_i est le pourcentage de variation de l'année i par rapport à l'année précédente $i-1$ (en valeur décimale).

Note : les chiffres pour la période 2005-2011 ont été estimés pour la France par l'OECD (2009). Les chiffres 2012-2015 sont tirés de pourcentages de variation annuelle des taux de croissance pour la zone euro (12 Etats membres) produits par le FPB (2008), pourcentages que nous avons ensuite appliqués aux taux de croissance 2011 pour la France afin de calculer les valeurs 2012-2015.

IX.3. Scénario de restauration financé par les destructeurs directs

a) Restauration de surfaces de nourriceries potentielles 2004-2015

Le scénario de restauration consiste à restaurer une surface égale à 25% des nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil perdues sur la période 1834-2004¹⁴⁸. Cela représente une surface totale de 24,38 km² (Tableau 39). Par manque d'espace à l'intérieur de l'embouchure de la Seine, ce scénario prévoit une restauration au nord du port du Havre sous forme de nourriceries potentielles subtidales, c'est-à-dire des nourriceries situées sous la zone de balancement des marées et qui se trouvent par conséquent toujours sous eau même à marée basse (Figure 29).

Il s'agit là d'un scénario dont la surface restaurée dépasse largement les 1,5 à 2 km² de surfaces globalement restaurées dans le passé dans le cadre de la construction du pont de Normandie en 1988-1995 et de la construction de la digue pour l'extension du port du Havre en 2002-2004 (projet nommé « Port 2000 »). L'impact écologique d'un tel scénario devrait se révéler extrêmement positif pour l'écosystème puisque la surface de nourriceries à haute capacité d'accueil atteindrait 142,62 km² en 2015 (Tableau 39). C'est une surface qui se rapproche de celle qui structurerait l'estuaire en

¹⁴⁸ La surface totale de nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil s'élevait en 1834 à 172,46 km². En 2004, elle chutait à 75,13 km², soit une perte de 97,33 km² (Tableau 45). Surface à restaurer = $25,05/100 \times 97,33 \text{ km}^2 = 24,38 \text{ km}^2$.

1895¹⁴⁹. Cette surface a été estimée en appliquant les équations eq. 139, eq. 140 et eq. 141 avec correction sur base d'avis d'experts de l'Encadré 6 et ajout de la superficie restaurée.

Tableau 45. Evolutions observées des surfaces de nourriceries à faibles et hautes capacités d'accueil (km²) sur la période 1834-2004 et projections 2015 suivant un scénario tendanciel (BAU) et un scénario de restauration.

Sédiments	Bathymétrie (m cmh)**	Indice de densité (nombre juvéniles/km ²)*	DONNÉES OBSERVÉES					PROJECTIONS		
			1834	1910	1978	1995	2004	BAU 2015	Scénario restauration 2015 (+24,38 km ²)	
			Km ²							
Gravier	a < -3[11,27	0,00	0,01	0,00	0,04	0,58	0,58	0,58	
Gravier	b [-3;0[51,48	0,18	1,13	0,00	0,80	0,13	0,13	0,13	
Gravier	c [0;3[50,03	0,92	1,44	0,00	1,63	1,63	1,63	1,63	
Gravier	d [3;5[33,65	1,18	1,42	0,15	1,34	2,30	2,30	2,30	
Gravier	e [5;8[15,26	10,16	6,97	0,08	0,13	1,77	1,77	1,77	
Gravier	f [8;13[4,77	18,31	9,15	0,01	1,24	1,63	1,63	1,63	
Gravier	g [13;20]	3,90	0,00	9,64	0,00	0,00	1,08	1,08	1,08	
Sables	a < -3[19,27	31,67	21,11	1,92	2,70	6,10	6,01	6,01	
Sables	b [-3;0[76,00	85,33	41,28	14,12	12,60	12,51	14,76	14,76	
Sables	c [0;3[69,93	75,56	51,77	59,00	27,79	33,13	37,52	61,90	
Sables	d [3;5[48,70	11,57	34,11	35,43	32,00	29,49	31,22	31,22	
Sables	e [5;8[24,35	33,68	16,80	23,60	23,58	27,01	28,60	28,60	
Sables	f [8;13[8,18	14,26	22,19	19,30	22,37	10,88	8,41	8,41	
Sables	g [13;20]	6,91	0,06	3,93	25,80	0,00	23,45	20,91	20,91	
Vases	a < -3[27,26	0,77	3,32	3,29	2,85	1,61	1,25	1,25	
Vases	b [-3;0[94,58	1,88	1,49	10,43	5,51	6,37	6,89	6,89	
Vases	c [0;3[83,66	3,26	6,87	6,53	26,59	14,70	15,91	15,91	
Vases	d [3;5[59,72	3,22	1,58	2,42	15,86	13,79	10,19	10,19	
Vases	e [5;8[32,28	6,87	2,15	0,08	8,87	5,19	0,00	0,00	
Vases	f [8;13[11,62	3,86	7,76	0,06	9,96	2,63	5,18	5,18	
Vases	g [13;20]	10,15	0,00	0,72	0,14	0,00	0,43	0,43	0,43	
TOTAL (nourriceries totales : faibles et hautes capacité d'accueil)		45,02 (moyenne) ⁺	302,72	244,83	202,36	195,84	196,38	196,38	220,77	
TOTAL (nourriceries à haute capacité d'accueil **)		66,64 (moyenne) ⁺	181,91	139,67	127,94	122,77	111,74	118,24	142,62	

Sources : Les indices de densité et les données observées portant sur l'évolution des surfaces de nourriceries sur la période 1834-2004 ont été calculées à partir de cartes historiques par Rochette *et al.* (2010); les projections de surfaces à l'horizon 2015 (BAU et scénario de restauration) sont issues de calculs propres.

Notes : * Il s'agit de juvéniles de soles d'âge 0 (<12 mois) dont les indices de densité sont le résultat des estimations du modèle d'adéquation des habitats (habitat suitability model) développé par Rochette *et al.* (2010). ** Il s'agit de zone de nourriceries de densité > 45 juvéniles de soles d'âge 0 par km² (<1an). ⁺ Moyenne calculée comme suit : $(densité_i \times surface_i^{2004}) / \sum Surface_i^{2004}$. ⁺⁺ cmh = cote marine du Havre. Le zéro en m cmh représente le niveau de la mer mesuré au port du Havre lors des marées les plus basses de l'année (marées de vive-eau). Le signe négatif concerne les zones au-dessus du niveau de la mer (lors des marées les plus basses de l'année – marée de vive-eau) et les chiffres positifs concernent les zones toujours sous le niveau de la mer pour toute marée. Les zones intertidales sont donc toutes les zones de bathymétrie comprises entre <-3m et 0 m cmh[.

¹⁴⁹ 1895 : calculé sur base de données observées de surfaces de nourriceries en 1834, 1910 et 1978 (Tableau 45). Les surfaces entre ces trois dates ont été estimées par régression polynomiale du second degré.

b) Coûts de restauration

Dans ce scénario, les coûts de restauration (calculés à l'Encadré 7) sont exclusivement financés par les ports de Haute-Normandie. Cela revient à tester une application du principe pollueur-payeur qui imputerait la perte de surfaces de nourriceries uniquement aux responsables directs (omission faite de l'impact du transport routier lié à la construction du pont de Normandie).

La restauration de zones de nourriceries potentielles représente des coûts de mise en œuvre très élevés. Pour éviter la trop forte pénalisation des financeurs à court terme, la prise en charge du programme de restauration simulé a été étalée sur une période de 11 ans entre 2004 et 2015¹⁵⁰. Cela représente une surface annuelle à restaurer de 2,2164 km² et un coût de mise en œuvre de 174.007.300 €₂₀₀₇/km² (voir les détails du calcul des coûts dans l'Encadré 7). Ce coût est bien supérieur à celui pris en charge par le Port autonome du Havre (2000) pour restaurer le km² de nourriceries détruites par le projet Port 2000. Ce coût s'élevait alors à 27.700.000 €₂₀₀₇/km² (Port autonome du Havre, 2000). Cela s'explique par le fait qu'il s'agissait de nourriceries intertidales (zone comprise entre la plus haute mer et la plus basse mer de vive-eau¹⁵¹, c'est-à-dire la zone de balancement des marées). Cependant vu l'ampleur de notre scénario, la zone intertidale est trop petite pour y restaurer 24,38 km². C'est pourquoi nous avons décidé de valoriser des zones potentielles de restauration vers le large, dans les zones subtidales, c'est-à-dire en dehors de la zone de balancement des marées. Cette forte différence des coûts de restauration est expliquée par l'augmentation de la distance entre la côte et le site de restauration. Or les coûts de transport des sédiments par une drague aspiratrice en marche (DAM) sont relativement élevés. Une manière de réduire ce coût consisterait à réduire de moitié la surface restaurée apparaissant à la Figure 29 (rectangle blanc) et de restaurer l'autre moitié à l'intérieur de l'embouchure de l'estuaire entre Villerville et Honfleur. Les coûts de transports en seraient largement diminués.

¹⁵⁰ Cette période de 11 ans a été choisie pour répondre à une double préoccupation. La première concerne la nécessité de réduire le coût annuel en étalant la mesure de restauration sur une période de plusieurs années. La seconde préoccupation vise à ne pas étaler trop loin dans le futur, cela pour des raisons environnementales mais également techniques. Il est généralement déconseillé d'utiliser une matrice input-output à coefficients techniques statiques à un horizon de temps de plus de 10 ans. Il va cependant de soi que la période d'étalement est à débattre entre les acteurs. Il ne revient pas aux scientifiques de l'imposer.

¹⁵¹ Vive-eau : marée d'amplitude maximum correspondant aux périodes de pleine et nouvelle lune.



Figure 29. Emplacement envisagé pour le scénario de restauration de 24,38 km² de nourriceries potentielles subtidales sur sédiments sableux (rectangle blanc à l'échelle). Source carte: Géoportail (2010).

Encadré 7. Localisation et calcul du coût du scénario de restauration de surfaces de nourriceries subtidales potentielles.

Note importante :

Ce scénario est indicatif et destiné à étudier l'impact économique d'une mesure de restauration de grande ampleur. Sa faisabilité technique devrait cependant être évaluée par des ingénieurs spécialisés.

Localisation géographique :

Dans le scénario de restauration, nous prévoyons que les 24,38 km² de nourriceries subtidales potentielles seront fabriquées par apport de sédiments de dragage depuis le chenal de navigation vers le site de restauration. Ces sédiments seront apportés par une drague de type DAM (drague aspiratrice en marche) qui est celle actuellement utilisée par le port de Rouen en charge de l'entretien du chenal de navigation. La drague pourrait démarrer de la zone de dragage dite « zone 4 » (Figure 30) adjacente au Pont de Normandie pour draguer le fond du chenal et se remplir à pleine capacité (5000 m³). Elle se dirigerait ensuite vers le site de restauration (Figure 30). Nous avons décidé de localiser le côté sud de la surface rectangulaire de restauration à 3 km au nord de Sainte-Adresse (pour limiter le risque d'ensablement du port du Havre). Quant au côté est, il débute à 500 m de la côte. Le rectangle s'étend sur 3 km vers l'ouest au large et sur 8,127 km vers le nord pour couvrir au total une surface de 24,38 km².

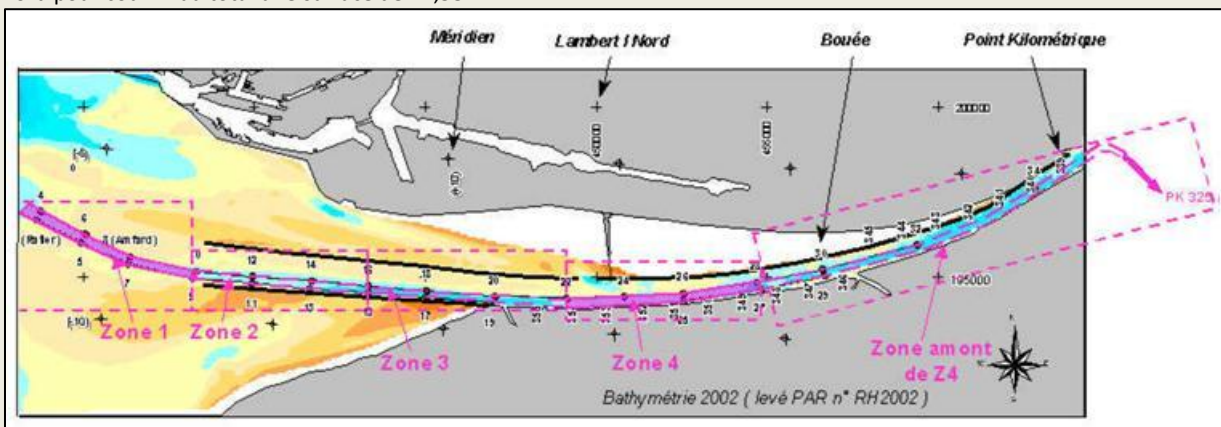


Figure 30. Localisation des zones de dragage dans le chenal de navigation de l'estuaire de la Seine. Note : La zone de l'engainement et de la brèche sont divisées en zones 1, 2, 3, 4, et 4 amont. Source : Port de Rouen – Vallée de Seine (2006a).

Volume de sédiments à apporter :

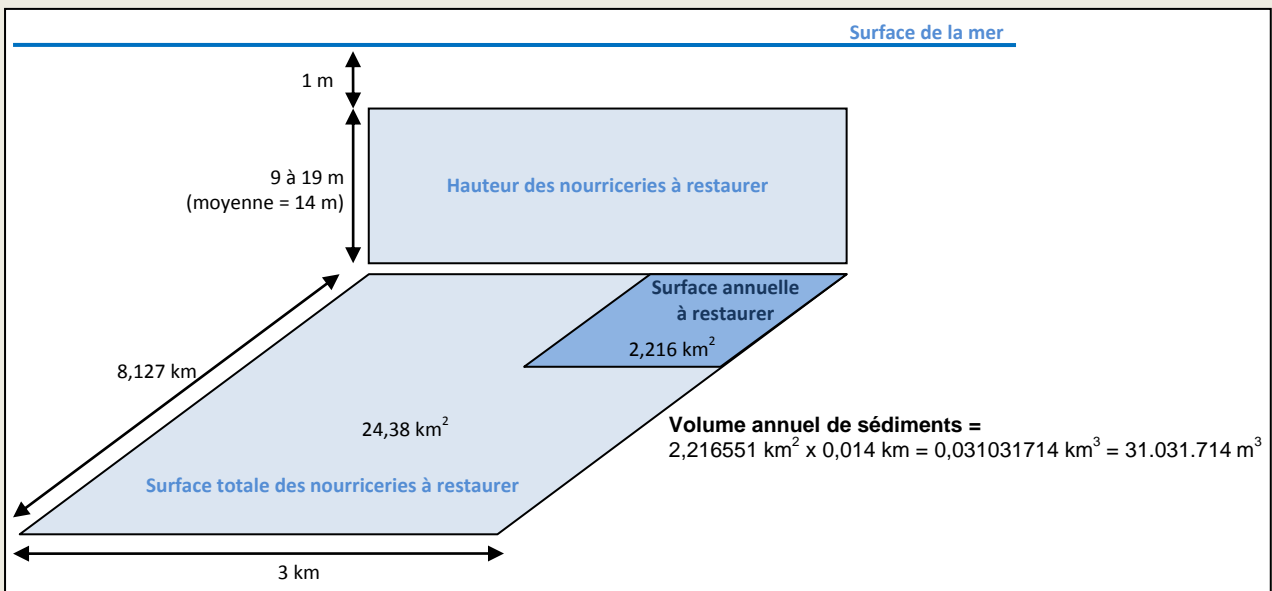


Figure 31. Volume annuel de sédiments à apporter sur le site de restauration des nourriceries subtidales potentielles.

La Figure 31 nous permet de calculer le volume de sédiments nécessaire pour restaurer annuellement pendant 11 ans 2,216551 km² de nourriceries potentielles. Etant donné que nous souhaitons restaurer une nourricerie subtidale de 1 m de profondeur et que le site de restauration est situé entre l'isobathe de 10 m et de 20 m de profondeur (Figure 32), cela fait

une hauteur d'eau à remplir de 9 à 19 m, soit une valeur moyenne de 14 m. Le volume annuel de sédiments nécessaires s'élève en conséquence à 31.031.714 m³.

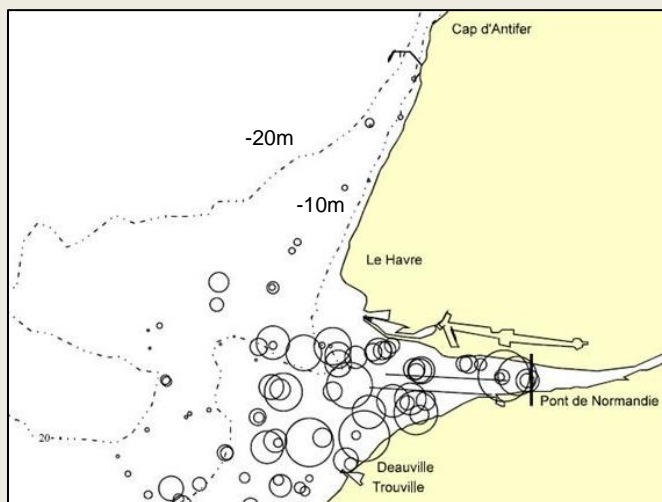


Figure 32. Lignes bathymétriques -10 m et -20 m dans l'estuaire de la Seine (Ifremer, 1999).

Coût du remplissage de la drague DAM :

- Capacité maximale de remplissage de la DAM : 5000 m³ de sédiments
- Durée remplissage de la DAM : 35 minutes pour 5000 m³
- Volume annuel total à remplir : 31.031.714 m³
- Nombre de trajets annuels nécessaires : 31.031.714 m³ / 5000 m³ = 6206
- Temps de remplissage nécessaire : 35 minutes / 5000 m³ x 31.031.714 m³ = 3620,37 h (= 151 jours)
- Coût unitaire : 2000€₂₀₁₀/h
- Coût annuel total de remplissage de la DAM : 2000€₂₀₁₀ x 3620,37 h = 7.240.733,27 €₂₀₁₀/an

Coût annuel des trajets de la DAM vers le site de restauration (aller-retour) :

- Trajet aller-retour entre le Pont de Normandie (point de départ de la drague) et l'extrémité sud de la zone rectangulaire de restauration¹⁵² : 50 km
- Trajets aller-retour au sein de la zone rectangulaire de restauration : 8,127 km (nous avons calculé un trajet moyen en considérant que la drague circule entre le bord sud et le centre du rectangle, soit un trajet aller simple de 4,0635 km).
- Il faut 6206 trajets aller-retour par an, soit 6206 x (50 km + 8.127 km) = 360.736,162 km.
- Vitesse de la drague DAM : 1,852 km/h
- Donc il faudra 194.781,94 h pour effectuer tous les trajets = 22 ans
- Coût annuel des trajets : 194.781,94 h x 2000 €₂₀₁₀/h = 389.563.889,85 €₂₀₁₀

Au vu du temps que cela prendrait d'effectuer tous les trajets, il faudrait utiliser 22 dragues pour que cela soit réalisable en 1 an. Une deuxième solution consisterait peut-être à fonctionner à l'aide d'un système drague + bateau (option à discuter avec des experts en la matière). Cela permettrait de palier la vitesse relativement lente des dragues DAM en utilisant des bateaux plus rapides pour effectuer les trajets. La drague aspirerait les sédiments dans l'embouchure et remplirait le bateau qui une fois chargé, partirait vers la zone de restauration pour y déposer les sédiments. Une troisième possibilité pour réduire les coûts du transport et le nombre de dragues pourrait consister à réduire de moitié la surface restaurée apparaissant à la Figure 29 (rectangle blanc) et de restaurer l'autre moitié à l'intérieur de l'embouchure de l'estuaire entre Villerville et Honfleur. Les coûts de transports en seraient largement diminués. Ces trois options n'ont cependant pas été prises en compte dans nos scénarios. En outre, leur faisabilité technique devait être étudiée avec la participation d'experts dans le domaine.

Coût annuel total :

$$\begin{aligned} \text{Coût annuel total} &= \text{Coût annuel de remplissage de la drague DAM} + \text{Coût annuel des trajets} \\ &= 7.240.733,27 \text{ €}_{2010}/\text{an} + 389.563.889,85 \text{ €}_{2010} \\ &= 396.804.623,12 \text{ €}_{2010}/\text{an} = \mathbf{385.600.151,00 \text{ €}_{2007}/\text{an}^*} \end{aligned}$$

¹⁵² Mesuré sur l'outil cartographique du GIP Seine aval (accédé en septembre 2010).

Cela correspond à un coût au km² de 179.063.458 €₂₀₁₀/km² (en prix de 2007, cela correspond à un montant de **174.007.300€₂₀₀₇/km²**)*.

* Les coûts doivent être insérés dans la matrice I-O suivant la méthode développée à la Partie II. Cependant, ils doivent au préalable être convertis en prix de 2007 car les valeurs monétaires de la matrice sont exprimées en prix de cette année-là.

Faisabilité technique du scénario de restauration et précautions concernant les coûts estimés :

La faisabilité technique du scénario de restauration traité dans cet encadré n'a pas été testée. C'est pourquoi il faut considérer le coût annuel total de la restauration (voir plus haut) avec certaines précautions. Il doit plutôt être considéré comme un ordre de grandeur qui devra être affiné après qu'une étude technique approfondie ait été menée. Celle-ci devra étudier la pertinence et la faisabilité des éléments suivants : la localisation géographique de la surface à restaurer (Figure 29), la possibilité d'y accumuler des sédiments sur des fonds marins de 10 à 20 m de profondeur, la mobilité de ces sédiments à travers le temps et la nécessité éventuelle d'en apporter de nouveaux pour compenser les pertes, la nécessité éventuelle de fixer le volume de sédiments déposés sur le fond à l'aide de digues, etc.

Concernant la pertinence du scénario de restauration, il se pourrait très bien qu'une restauration en « patch » soit plus adéquate (tant d'un point de vue de faisabilité technique qu'en termes d'efficacité écologique). Par exemple, il pourrait s'agir de restaurer 8 km² à l'intérieur de l'estuaire (à la hauteur de Honfleur ou plus en amont), 8 km² au niveau de Villerville et 8 km² entre Sainte-Adresse et Antifer (voir localisations à la Figure 29). Dans ce cas, les coûts de restauration estimés dans cet encadré devraient être recalculés car la profondeur des zones à restaurer, la quantité de sédiments à apporter et les temps de transport des sédiments seraient modifiés.

Une autre option, qui permettrait de réduire considérablement les coûts estimés, pourrait consister à localiser les zones à restaurer contre la côte. Cela permettrait de restaurer des nourriceries intertidales en lieu et place de nourriceries subtidales (nous avons simulé un tel scénario dans le résumé long en anglais présenté au début de cet ouvrage). Or le coût des nourriceries intertidales est 6 fois moins élevé que celui des nourriceries subtidales : 27.700.000 €₂₀₀₇ par km² de nourriceries intertidales (Port autonome du Havre, 2000) contre 174.007.300 €₂₀₀₇ par km² de nourriceries subtidales (calculé ci-dessus). Si pour les coûts calculés dans cet encadré, nous avons simulé une restauration de nourriceries subtidales dans une zone localisée en dehors de l'embouchure de la Seine et relativement éloignée des côtes, c'est pour deux raisons. Premièrement, nous avons supposé que la restauration d'une surface aussi vaste générerait le trafic maritime au sein de l'embouchure. Deuxièmement, nous avons supposé que localiser la zone restaurée à 500 m des côtes générerait moins les activités récréatives et autres activités liées à la côte. Néanmoins, cette hypothèse mériterait d'être discutée et éventuellement remise en question au regard des coûts supplémentaires qu'elle génère (les coûts augmentent très vite dès que l'on s'éloigne à plus de 500 m de la côte en raison de la profondeur qui croît rapidement et augmente donc la quantité de sédiments à apporter).

Une troisième option qui réduirait considérablement les coûts consisterait à restaurer des nourriceries intertidales en amont du Pont de Normandie en recréant des zones d'inondation contrôlée (Figure 33) le long de la Seine (*Flood Control Areas et Controlled Reduced Tide*). Celles-ci présenteraient l'avantage d'assurer à la fois un service écosystémique de nourricerie et un service de protection contre les inondations (Cox *et al.*, 2006 et Jacobs *et al.*, 2009).

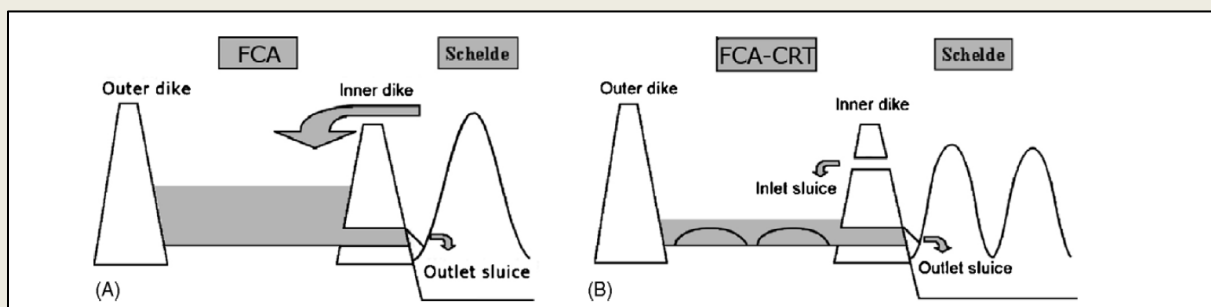


Figure 33. Zone d'inondation contrôlée (*Flood Control Area* ou *FCA*) avec *Controlled Reduced Tide* (*CRT*).

Notes : (a) Quand une tempête se produit, l'eau passe au-dessus de la digue interne (*Inner dike* située le long de la rivière) et la zone d'inondation contrôlée sert de réservoir protégeant les terrains localisés derrière la digue externe (*Outer dike*). (b) En l'absence de tempêtes, durant les cycles normaux de marées, l'eau entre et sort de la zone d'inondation contrôlée au travers de brèches dans la digue interne conçues à cet effet (*Inlet sluice* et *Outlet sluice*). Source : Cox *et al.* (2006).

Sources : calculs propres sur base des données de coûts transmises par Axel Romana (Ifremer et Conseil de l'Estuaire) et Patrice Tournier du Port autonome de Rouen (communication personnelle au séminaire annuel du GIP Seine aval à Rouen, 14 septembre 2010).

c) Evolution économique 2007-2015

En ce qui concerne l'évolution économique entre 2007 et 2015, nous avons utilisé la même méthode et les mêmes projections de demande finale et d'importations (Tableau 44) que pour le scénario BAU à l'exception des produits de la pêche et de construction. Les consommations finales de ces deux produits ont été endogénéisées par le modèle et calculées par les équations Eq. 124 à Eq. 126. Les consommations finales en produits de la pêche ont été endogénéisées pour refléter l'effet direct des mesures de restauration sur les stocks de poissons. Or cette hausse des stocks de poissons marins se traduit dans notre modèle par une hausse des tonnages pêchés et de la consommation, étant donné que deux hypothèses ont été posées : i) la Commission Européenne augmente les quotas de pêches en proportion de l'augmentation des stocks, ii) les importations internationales de poissons peuvent être substituées par l'offre supplémentaire de poissons régionaux. Pour les produits de la construction, parmi les différentes composantes de la demande finale, l'endogénéisation ne concerne que l'investissement en machines et équipements (formation brute de capital fixe ou « *gross fix capital formation* »). En effet, dans le système de comptabilité nationale que respectent les matrices I-O, les digues spéciales construites pour la restauration de nourriceries potentielles sont à considérer comme des investissements puisqu'il s'agit d'un équipement qui perdure au-delà d'une année comptable. Pour les produits de la pêche, les consommations intermédiaires sont également modifiées pour simuler l'hypothèse que les industries agroalimentaires et le secteur des hôtels, cafés et restaurants vont remplacer leur consommation d'inputs intermédiaires en poissons importés par des poissons produits localement. Les équations du modèle qui reposent sur ces deux hypothèses sont développées à la Section VII.7.

IX.4. Scénario de restauration financé par les destructeurs directs et indirects de 2^{ème} ordre

Le scénario de restauration avec partage des coûts est identique au précédent si ce n'est que les coûts de restauration sont partagés entre les ports et les secteurs qui bénéficient des services portuaires pour le transport de marchandises. Cela couvre donc tous les secteurs primaires et secondaires. Ce scénario sert à tester un programme de restauration dans lequel le principe du pollueur-payeur ne s'applique plus seulement aux responsables directs mais également aux responsables indirects (omission faite de l'impact du transport routier lié à la construction du Pont de Normandie). Dans le but de tester l'utilité du modèle pour un tel scénario, nous avons arbitrairement alloué les coûts de restauration au prorata des tonnes de marchandises annuellement transportées par voie d'eau par chaque secteur (Tableau 46). Cependant, au vu du cadre méthodologique discuté au Chapitre II, si notre modèle était utilisé pour une application pratique de terrain, il va de soi que les prérogatives pour fixer la répartition des coûts reviendraient aux acteurs locaux impliqués dans un processus participatif d'évaluation sociale multicritère tel que proposé par Giampietro *et al.* (2006) et Stirling (2006). Les ports ne transportent pas de marchandises. Cependant, ils pourraient assumer la part des coûts imputables aux compagnies localisées en dehors de la région mais qui transportent des marchandises par voie d'eau dans l'estuaire de la Seine. C'est l'hypothèse qui a été choisie dans ce scénario. Les ports pourraient ensuite décider de modifier le prix des services portuaires qu'ils fournissent à ces compagnies. Cependant cela n'a pas été simulé dans le modèle. La hausse des prix pourrait cependant être quantifiée facilement, la méthodologie I-O étant bien adaptée à ce type de calculs (Hannon, 2001). Par contre, l'estimation de la réaction possible des consommateurs à cette hausse requiert l'introduction de coefficients d'élasticité-prix de la demande, ce qui nécessiterait d'opérer une extension du modèle ECO.

Si nous avons choisi le tonnage transporté par voie d'eau comme clé de répartition des coûts entre secteurs, c'est parce que le transport maritime est indirectement responsable de la destruction des surfaces de nourriceries causée par la construction et l'entretien du chenal et des digues nécessaires

à la navigation. Les ports sont donc les responsables mais tous les secteurs primaires et secondaires sont *in fine* les bénéficiaires directs du transport maritime géré par les ports.

Tableau 46. Allocation sectorielle du coût total de restauration des nourriceries (385.6 M€2007) au prorata du transport par voie d'eau en 2006.

N° I-O	Libellé CPA des produits	Transport par voie d'eau (tonnes) *	Part dans le total transporté (%)	Contribution au coût total de restauration (%) **
		a	b = a / Σa	c = b x 76,78%
4	Mining activities	37.985.940	52,54% (Pétrole,,=40,83%)+	40,343%
28	Harbours	0	0,00%	23,22%***
11	Coke, refined petrol. & nuclear fuels	18.171.203	25,14%	19,299%
1	Agriculture & hunting	6.379.109	8,82%	6,775%
12	Chemicals	3.668.936	5,07%	3,897%
5	Food industry	2.053.683	2,84%	2,181%
2	Forestry & logging	910.280	1,26%	0,967%
9	Pulp & paper	761.545	1,05%	0,809%
14	Other non-metallic mineral products	666.264	0,92%	0,708%
15	Metal products (except machinery & equipment)	494.057	0,68%	0,525%
16	Assemblage d'équipements mécaniques et Electriques	338.902	0,47%	0,360%
17	Motor vehicles, trailers and semi-trailers	318.334	0,44%	0,338%
13	Rubber & plastic	243.100	0,34%	0,258%
18	Manufacture of furniture	110.338	0,15%	0,117%
8	Wood & cork (except furniture)	100.625	0,14%	0,107%
7	Textile, fur & Leather	42.387	0,06%	0,045%
3	Fishing & fish farms	31.416	0,04%	0,033%
10	Publishing, printing & reproduction of recorder media	8584	0,01%	0,009%
6	Tobacco products	7059	0,01%	0,007%
TOTAL		72.291.762	100%	100%

Source : calculs et tableau réalisés à partir de la base de données du MEEDDAT (2009). Voir détails des calculs au Tableau 55 de l'Annexe D.

Notes :

+ La part des produit miniers énergétiques (houille, tourbe, pétrole brut, gaz naturel, charbon, lignite) représente 40,83% et celle des produits miniers non énergétiques (sables, minerais métalliques, pierres) 11,71%.

* Transport par voie d'eau = exportation et importations interrégionales et internationales de marchandises transportées par voie d'eau depuis et vers la Haute-Normandie en 2006.

** Les pourcentages d'allocation des coûts sont inférieurs à la part transportée par chaque secteur car nous avons retiré 23,2% à chaque pourcentage pour tenir compte des transports par voie d'eau qui ont lieu en Haute-Normandie mais qui sont le fait de secteurs localisés en dehors de la région.

*** La part des coûts assumés par les ports (harbours : 23,2%) représente la proportion de biens transportés par voie d'eau en Haute-Normandie par des entreprises localisées en dehors de la région. Le détail de calcul est donné au Tableau 55 de l'Annexe D.

X. RESULTATS ET DISCUSSION

X.1. Introduction

Dans les graphiques présentés ci-dessous (Figure 34, Figure 35 et Figure 36), les résultats des deux scénarios de restauration sont comparés au scénario BAU à l'horizon 2015. Toutes les valeurs sont exprimées en base 100 = BAU, c'est-à-dire que les valeurs du scénario BAU sont fixées à 100. Par exemple, si nous avons une valeur de PRB (Produit Régional Brut)¹⁵³ de 30.000 M€₂₀₀₇ dans un des scénarios de restauration et de 40.000 M€₂₀₀₇ dans le scénario BAU, la valeur du scénario de restauration serait standardisée en base 100 et deviendrait $100/40.000 \times 30.000 = 75$ M€₂₀₀₇.

Sur tous les histogrammes présentés ci-dessous, les barres d'erreur aux sommets des bâtonnets sont calculées par un pourcentage qui inclut l'erreur causée par l'architecture même du modèle ainsi que par une analyse de sensibilité qui inclut l'erreur sur les données.

Concernant l'erreur sur l'architecture du modèle, nous avons appliqué le pourcentage d'erreur calculé à la Section VIII.2. Ce pourcentage a été calculé en insérant dans le modèle des données de demande finale pour les années passées. Les résultats obtenus en termes de PRB ou de bénéfices ont ensuite été comparés à des données observées pour ces années-là. Les différences les plus importantes ont été reprises comme pourcentages d'erreur.

Concernant l'erreur sur les données, l'analyse de sensibilité consiste à faire varier aléatoirement les paramètres entrés dans le modèle au sein de marges de variation observées dans des séries temporelles de données (il s'agit de 498 variations aléatoires plus la valeur de la marge minimum et celle de la marge maximum des paramètres, donc 500 variations en tout). Cela permet d'obtenir les résultats que donne le modèle quand d'autres valeurs de paramètres y sont introduites. C'est important : en effet, les valeurs que nous avons choisies ne sont pas forcément les bonnes, la valeur exacte étant inconnue (par contre leur marge de variation est connue). L'analyse de sensibilité est présentée en détail plus loin.

Les différentes catégories d'incertitude qui sont à l'origine des erreurs sur l'architecture du modèle et les données sont expliquées plus en détails au Chapitre II.

X.2. Restauration de nourriceries et stock de soles

La Figure 34 montre que les deux scénarios de restauration contribuent à augmenter la surface de nourriceries en 2015 de 20,6% par rapport à une situation en 2015 sans programme de restauration (scénario BAU). Cela correspond à une surface de 118,24 km² pour le scénario BAU et de 142,62 km² pour les deux scénarios de restauration (Tableau 39). Bien que cette hausse soit la plus probable sur base des connaissances scientifiques actuelles et de la méthode que nous avons appliquées (eq. 139 et eq. 140), elle est relativement incertaine car la complexité de l'écosystème et l'incertitude sur les

¹⁵³ Le Produit Régional Brut (PRB) est à la région ce que le Produit Intérieur Brut (PIB) est à l'Etat.

données ne nous permettent pas de déterminer avec une grande précision l'état futur du système. L'analyse de sensibilité sur les données associée au pourcentage d'erreur sur l'architecture du modèle montre que la hausse de la surface de nurseries varie en réalité au sein de marges d'incertitude qui se situent entre une augmentation de 18,0% à 24,5% par rapport au BAU (barre d'erreur de la Figure 34). En insérant ces valeurs de surface dans l'équation Eq. 119 et en ayant recours ensuite aux équations Eq. 120 et Eq. 121, on obtient la biomasse de soles fournie par la Haute-Normandie à la Manche-Est. On voit que les deux scénarios de restauration de nurseries potentielles dépassent le scénario BAU de 18,5% (14,8%-22,9%). Les marges d'incertitude relativement importantes s'expliquent par le fait que la biomasse totale de soles en Manche-Est est multifactorielle et ne dépend pas seulement de la surface de nurseries potentielles. Elle dépend également de la qualité chimique de l'eau et des sédiments, du nombre d'œufs pondus et fécondés les années précédentes, de la température de l'eau, etc. (Rijnsdorp *et al.*, 1992 ; Rochette *et al.*, 2010).

Un dernier point à souligner concernant le stock de soles. Il ne faut pas oublier que la Haute-Normandie contribue au stock de soles de la Manche-Est à raison de 14,2% en 2004. En conséquence, la hausse du stock de soles en Manche-Est est inférieure à la hausse de la contribution de la Haute-Normandie. Si nos scénarios de restauration permettent d'augmenter le stock de soles produit par l'estuaire de la Seine en Haute-Normandie de 18,5%, le stock total en Manche-Est lui, n'augmente que 2,7%. D'où l'importance de prendre des mesures similaires dans les autres territoires¹⁵⁴ de la Manche-Est pour que l'impact sur le stock de sole devienne significatif.

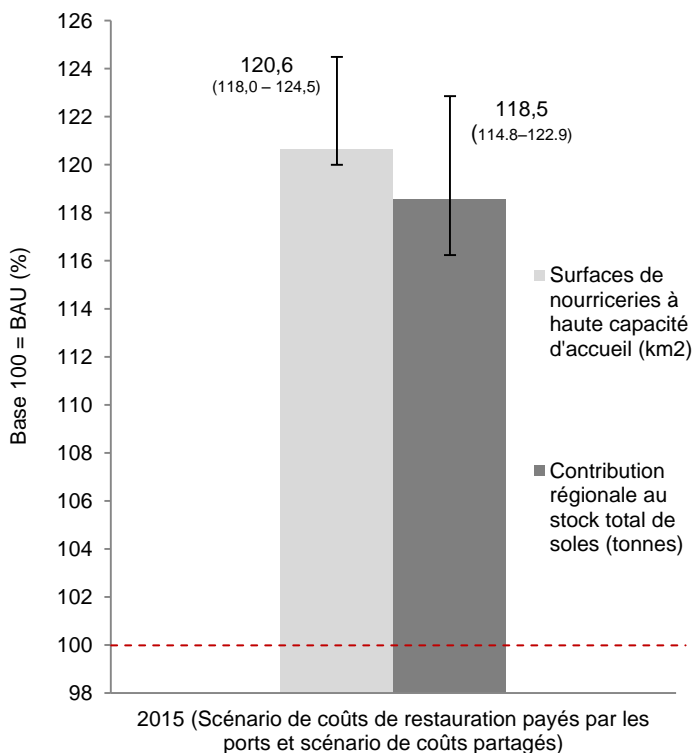


Figure 34. Impact environnemental de la restauration de nurseries potentielles sur la période 2004-2015. Les marges d'incertitude sont indiquées entre parenthèses.

Note : les surfaces de nurseries concernent les zones de densité supérieures à 45 juvéniles de soles par km² (âge < 1 an). La contribution régionale au stock total de soles représente la quantité de soles (juvéniles et adultes) apportée par la région Haute-Normandie au stock de soles de Manche-Est (zone de pêche VIIId).

¹⁵⁴ Outre la Haute-Normandie, la Manche-Est est composée de 4 autres territoires : le Sud de l'Angleterre, le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie et la Basse-Normandie.

X.3. La restauration de nourriceries, un dilemme pour la croissance économique ?

En ce qui concerne les trois indicateurs macro-économiques de la Figure 35, les deux scénarios de restauration donnent des résultats quasiment identiques par rapport au BAU. Nous observons une diminution de -0,3% pour le PRB (-3,1 % – 0,4%) et une perte de -0,4% pour l'excédent brut d'exploitation (-5,8% – -0,4%) – résultats du scénario de restauration financé par les ports (l'excédent brut d'exploitation représente les bénéfices d'une entreprise)¹⁵⁵. Concernant le revenu total des ménages perçu sous forme de salaires bruts¹⁵⁶, les deux scénarios de restauration génèrent une perte de 0,5% (-5,8% – -0,4%) par rapport au scénario BAU. Cela signifie que sans mesures d'accompagnement (par exemple des réductions de salaires), la restauration de nourriceries générera en 2015 0,5% de postes de travail en moins que le scénario BAU. Cela n'est pas négligeable car cela représenterait 3370 emplois perdus en Haute-Normandie¹⁵⁷. Cela ne signifie cependant pas que l'emploi diminue entre l'année de référence (2007) et l'horizon de temps de la simulation (2015). Sur l'ensemble de cette période, l'emploi augmente de 7,0% malgré le coût des mesures de restauration. Par contre, sans mesure de restauration, il aurait augmenté de 7,5%. Ces valeurs ont été estimées sur base de l'hypothèse que nous avons posée, à savoir que les entreprises porteront la charge des coûts de restauration pour moitié sur les bénéfices et pour moitié sur les coûts salariaux.

S'il s'avérait que les entreprises appliquaient un autre pourcentage de répartition, par exemple 25% sur les bénéfices et 75% sur les salaires brut, les pertes d'emplois (ou les réductions de salaire) seraient supérieures aux chiffres que nous avançons.

Cette hypothèse de répartition des coûts entre salaire et bénéfices explique que les salaires soient plus faibles dans les scénarios de restauration que dans le BAU. Concernant les bénéfices, ceux-ci étant également moins élevés dans les scénarios de restauration, les dividendes rétribués aux ménages détenteurs d'actions sont inférieures au scénario BAU. Pour ces deux raisons, la consommation des ménages diminue inévitablement, ce qui ralentit la production économique, réduit le PRB et au final, génère une diminution indirecte de l'excédent brut d'exploitation (les bénéfices) en plus de la diminution directe liée aux coûts de restauration. Cela explique que les indicateurs macroéconomiques atteignent des niveaux légèrement plus faibles dans les scénarios de restauration que dans le BAU.

Cependant, il est possible que le PRB et l'excédent brut d'exploitation soient sous-estimés car nos résultats incluent la plupart des coûts de la restauration des nourriceries potentielles alors que de nombreux services écosystémiques bénéfiques pour l'économie n'ont pas pu être pris en compte. La conséquence en est que nos résultats doivent être considérés comme des valeurs minimum plutôt que comme des valeurs totales. Si ces services écosystémiques avaient pu être pris en compte, un

¹⁵⁵ L'excédent brut d'exploitation est calculé dans les tables Supply-Use, en soustrayant les taxes nettes sur la production (nette des subsides) et les salaires bruts de la valeur ajoutée au prix de base. Notons que la valeur ajoutée au prix de base exclut la TVA (celle-ci est aussi appelée « taxe sur les produits ») (Eurostat, 2008). Le solde de cette soustraction est dénommé « excédent brut d'exploitation », ce qui représente en fait le bénéfice. Celui-ci sert à rétribuer les facteurs de production autre que le travail et le service public offert par les autorités publiques (rémunéré au travers des taxes) : rétribution des actionnaires sous forme de dividendes, paiement des taux d'intérêt aux banques sur le capital emprunté, paiement de loyers au propriétaire immobilier auquel l'entreprise louerait éventuellement un bâtiment, etc.

¹⁵⁶ Le salaire brut = rémunération directement touchée par le travailleur + impôts sur le travail + contributions sociales (cotisations de soins de santé, chômage, etc.). Cela correspond à la définition de « Compensation des employés » utilisé dans les tables Supply-Use (Eurostat, 2008).

¹⁵⁷ Pour donner un ordre de grandeur, rappelons qu'en 2007, la population de Haute-Normandie s'élevait à 1.816.716 habitants (Insee, accédé en 2010g). Rapporté à l'échelle de la population en France métropolitaine en 2007, cela représenterait une perte d'emplois pour 118.000 travailleurs.

impact macroéconomique positif aurait probablement pu être obtenu et les valeurs de la Figure 35 auraient été supérieures à 100.

Le modèle I-O peut potentiellement intégrer les effets de modification de certains autres services écosystémiques fournis par les nourriceries de poissons après adaptation de la connaissance scientifique sur ces services aux besoins de la modélisation économique-écologique. Les services concernés sont : i) le service d’approvisionnement en 8 espèces de poissons commerciaux autres que la sole (bar, flet, plie, tacaud, merlan, sprat, hareng et limande), ii) le service d’auto-entretien pour ces espèces (processus hydro-sédimentaires qui participent à la formation naturelle des nourriceries estuariennes où les jeunes alevins viennent se développer), iii) le service d’auto-entretien pour les oiseaux qui utilisent les zones de nourriceries de poissons comme zone de séjour¹⁵⁸, iv) le service de régulation de l’impact des inondations (zone tampon de protection éventuellement jouée par certaines nourriceries), v) le service culturel de la pêche récréative, vi) le service culturel de la chasse dans les zones de séjour pour oiseaux, vii) le service de régulation de la qualité de l’eau (les nourriceries sont des zones tampons au sein desquelles les polluants s’adsorbent sur les sédiments en suspension et peuvent éventuellement y subir un processus de détoxification). Cependant, l’interdépendance entre la plupart de ces sept services écosystémiques et le système économique demeure encore hautement incertaine par manque de connaissance scientifique et absence de données. C’est la raison pour laquelle l’application du modèle ECO au cas des nourriceries de l’estuaire de la Seine ne couvre, pour le moment, que deux services écosystémiques sur les sept susmentionnés : le service d’approvisionnement en soles et le service d’auto-entretien de formation de nourriceries pour les soles également. Des modèles biophysiques ou une approche par comparaison statistique entre l’estuaire de la Seine et un site de référence non pollué comme celle développée par Rochette *et al.* (2010) constituent des méthodes qui pourraient contribuer à réduire les incertitudes. En attendant, les processus de décision participatifs présentés au Chapitre II doivent prendre en compte ces incertitudes inhérentes à la complexité intrinsèque des écosystèmes et au manque de connaissance et de données. Quand la quantification des interdépendances entre le système économique et l’écosystème n’est pas possible, leur description qualitative permet d’apporter des éléments qui peuvent aider à la décision.

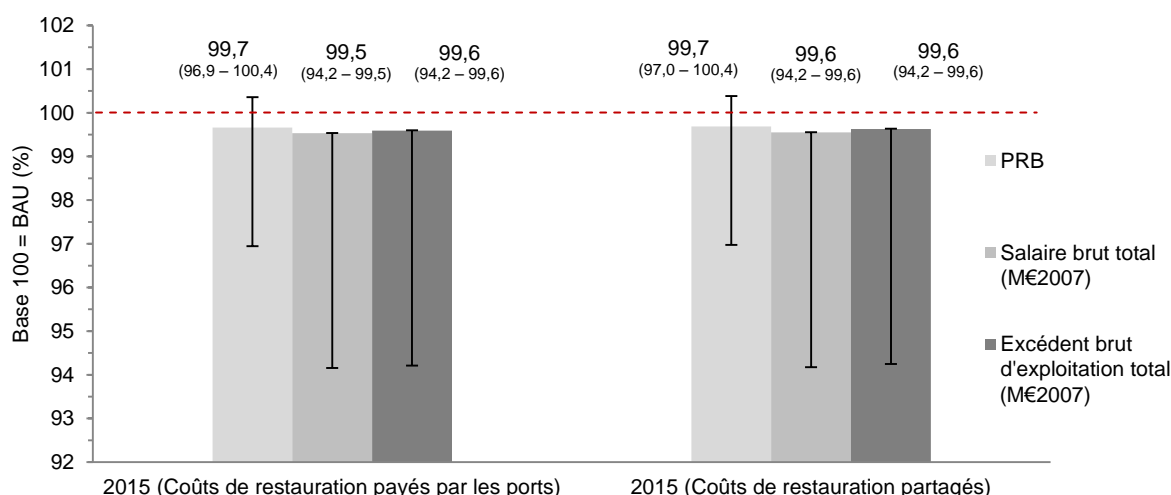


Figure 35. Impacts macroéconomiques des scénarios de restauration des nourriceries potentielles (2004-2015). Les marges d’incertitude sont indiquées entre parenthèses.

¹⁵⁸ Outre les services écosystémiques d’habitat de nourricerie pour jeunes alevins, les vasières intertidales assurent également un service d’habitat pour les oiseaux. Elles constituent un lieu d’alimentation pour certaines espèces d’oiseaux nationales et migratrices. A marée basse, les limicoles exploitent les vasières à des fins trophiques. La majorité des espèces d’oiseaux limicoles consomment des petits invertébrés vivant dans la vase ou l’humus (AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c ; GIP Seine Aval, 1998).

X.4. Les perdants et les gagnants de la restauration de nourriceries

Le coût direct des scénarios de restauration est assez élevé puisqu'il s'élève à 385.600.151 €₂₀₀₇/an, soit 0,8% du PRB de Haute-Normandie en 2007. Les impacts indirects sont, eux, mitigés puisque, alors que certains secteurs voient leurs bénéfices diminuer, le secteur de la pêche et de la construction les voient augmenter.

Ces effets directs et indirects sont détaillés à la Figure 36. Elle montre que dans les deux scénarios de restauration de surfaces de nourriceries potentielles, l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche est légèrement supérieur au scénario BAU dans le scénario de restauration financé par les ports (+0,2%) et égal au BAU dans le scénario avec partage des coûts (+0,0%). Cet impact positif est imputable à l'augmentation du stock de soles en Manche-Est. Cette hausse est le résultat direct de la restauration des 24,38 km² de surfaces de nourriceries potentielles en estuaire de la Seine. Cela se traduit par une augmentation des ventes des poissons débarqués dans les ports de la région qui se substituent aux importations internationales (hypothèse que nous avons posée). Dans le scénario avec coûts partagés, cela permet au secteur de la pêche de ne pas voir son excédent brut d'exploitation diminuer par rapport au BAU, malgré les coûts de restauration que ce secteur doit assumer.

Si la hausse de l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche n'est pas plus élevée, c'est dû au fait que l'estuaire de la Seine n'est qu'une source partielle d'approvisionnement du stock total de soles de la zone de pêche VIId (Manche-Est) – son poids ayant été estimé à 14,2% par Rochette *et al.* (2010). Si le Sud de l'Angleterre, le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie et la Basse-Normandie (les quatre régions qui composent la Manche-Est avec la Haute-Normandie) réalisaient un programme de restauration des surfaces de nourriceries potentielles analogue à celui suggéré dans nos scénarios, l'impact sur l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche haut-normande serait bien plus conséquent. Cependant, les marges d'incertitude (Figure 36) montrent qu'il est possible que l'impact soit en réalité plus important. Dans le scénario de restauration avec partage des coûts, il pourrait s'élever jusqu'à 20,7%, même si la région Haute-Normandie était le seul territoire à mettre en œuvre une politique de restauration. A l'inverse, une baisse pourrait se produire, ce qui provoquerait une réduction de l'excédent brut d'exploitation pouvant atteindre 5,8% par rapport au scénario BAU¹⁵⁹.

¹⁵⁹ La baisse de l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche (donnée par la marge d'incertitude inférieure pour les scénarios de restauration par rapport au scénario BAU), ne peut pas réellement s'expliquer par la variabilité due à l'incertitude sur les données entrées dans le modèle. En effet, l'analyse de sensibilité sur les données (voir Section X.6) montre que l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche dans les scénarios de restauration avec partage des coûts n'est que très légèrement inférieur au scénario BAU, soit 99,98% de la valeur atteinte dans le BAU (Tableau 47). La baisse de l'excédent brut d'exploitation, si elle devait avoir lieu, s'explique plutôt par l'incertitude qui porte sur l'architecture du modèle, c'est-à-dire sur les coefficients techniques statiques et les relations linéaires supposées entre la production et la demande finale (Chapitre II). La validation du modèle (Chapitre VIII) montre que, pour l'excédent brut d'exploitation, l'erreur introduite par son architecture (pourcentage d'erreur sur la valeur ajoutée en base 100 du secteur de la pêche: -5,8% à +20,7%) est plus importante que celle due à la variabilité des données. Si la baisse de l'excédent brut d'exploitation de 5,8% devait s'observer dans la réalité, cela pourrait s'expliquer par la diminution du salaire brut total en raison des coûts de restauration qui pousseraient les entreprises à réduire les salaires ou à licencier des employés. La diminution du pouvoir d'achat des ménages qui en résulterait pourrait se traduire par une diminution de la consommation des produits de la pêche. Ce qui ne manquerait pas de générer une diminution des ventes de poissons et donc de l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche. Une autre explication pourrait provenir de la hausse des prix des inputs intermédiaires (essence pour le bateau, services portuaires, équipements de pêche) introduite par les industries pour compenser les coûts de restauration de nourriceries qu'elles doivent assumer. Cependant, cela ne réduirait l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche que si celui-ci n'était pas en mesure d'augmenter ses coûts à son tour. Cela pourrait se produire en présence d'une concurrence très forte liée aux importations de poissons d'autres régions et pays n'ayant pas de frais de restauration d'écosystèmes à assumer.

Les marges d'incertitude pour le scénario aux coûts financés exclusivement par les ports sont quasiment identiques.

Le secteur de la construction est le grand bénéficiaire des programmes de restauration. Dans le scénario de restauration avec partage des coûts, la hausse de son excédent brut d'exploitation s'élève à 10,1% (5,9% – 14,1%) par rapport au BAU. Les résultats pour le scénario de restauration financé par les ports sont quasiment identiques. Cette hausse est générée par une augmentation de la demande pour la construction de digues particulières utilisées dans les opérations de restauration de surfaces de nourriceries potentielles et l'acheminement de sédiments de l'embouchure vers le site de restauration (Figure 29). La croissance dans les deux secteurs par rapport au BAU, la pêche et la construction, génère un impact positif sur les secteurs qui les fournissent en inputs intermédiaires (non montré sur le graphique de la Figure 36).

Cependant, des impacts négatifs se font également sentir dans certains secteurs. La restauration de nourriceries potentielles génère des coûts élevés pour trois secteurs : les ports, les mines (y sont inclus l'extraction de produits miniers énergétiques comme le pétrole et le gaz naturel mais aussi des produits non énergétiques comme le sable)¹⁶⁰ et le secteur des manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires. Ces coûts élevés réduisent leur excédent brut d'exploitation de manière relativement drastique. Les ports perdent 43,2% de leur excédent brut d'exploitation quand ils assument seuls les coûts de restauration. Il est intéressant de noter que cette perte des ports génère une légère baisse dans l'excédent brut d'exploitation des manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires (-4,4%). Cela peut s'expliquer par le fait que la consommation d'inputs intermédiaires en coke et en pétrole raffiné par les ports s'élève en 2007 à 7 millions €₂₀₀₇ (Tableau 32). Or cela représente 0,5% de la consommation totale en coke et en pétrole raffiné (consommations intermédiaires et finales). En outre une part importante (19,8%) de la consommation totale de ces produits dépend de la consommation finale des ménages haut-normands. Or les coûts de restauration entraînent une baisse des revenus des ménages et donc de leur consommation également. Il est cependant probable qu'une extension du modèle ECO avec des élasticités-revenu de la demande montrerait que la consommation d'énergies fossiles varie peu en fonction du salaire. Il s'agit d'un besoin de base, les ménages préféreront sans doute rogner sur d'autres biens et services. En conséquence, le modèle ECO surestime probablement la baisse d'excédent brut d'exploitation du secteur des manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires. Le secteur des mines, quant à lui, n'est pas affecté par la chute de l'excédent brut d'exploitation des ports, car ces derniers ne consomment quasiment pas de produits miniers, ni les ménages haut-normands. Les produits miniers sont plutôt consommés par les autres secteurs de la région sous forme d'inputs intermédiaires ainsi qu'à l'étranger au travers des exportations interrégionales et internationales.

Dans le scénario des coûts de restauration partagés, le secteur des mines et celui des manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires voient leurs pertes de bénéfices par rapport au BAU atteindre respectivement 110,4% et 44,6% dans le scénario avec partage des coûts. Pour le secteur des mines, cela signifie que les coûts engendrés sont supérieurs aux bénéfices qu'il aurait pu engranger dans le cadre d'un scénario BAU. Cela représente une forte pression sur le

¹⁶⁰ Les produits miniers se répartissent entre produits énergétiques et non énergétiques. Pour donner une idée de l'importance de chacun de ces deux groupes de produits miniers, nous pouvons nous baser sur le transport de marchandises par voie d'eau en Haute-Normandie (importations et exportations interrégionales et internationales de et vers la Haute-Normandie). Dans le total des produits miniers transportés par voie d'eau en Haute-Normandie, la part des produits miniers énergétiques (houille, tourbe, pétrole brut, gaz naturel, charbon, lignite) représente 78% et celle des produits miniers non énergétiques (sables, minerais métalliques, pierres) représente 22% (calculs propres sur base des données du MEEDDAT (2009), voir le Tableau 46 ainsi que le Tableau 55).

secteur minier : en effet, même en valeur absolue, la valeur de son excédent brut d'exploitation est négatif (-7,124 M€₂₀₀₇ en 2015). Cela résulte de la règle d'allocation des coûts de restauration (détaillée plus haut au Chapitre IX) qui fait peser sur les ports 23,2% du coût total annuel, 40,3% sur le secteur des mines et 19,3% sur le secteur des « manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires » (Tableau 46). Ces impacts sectoriels négatifs montrent qu'un compromis doit être réalisé entre l'objectif de maximisation des profits des entreprises et l'objectif environnemental de restauration de nourriceries potentielles. Cela représente un atout du modèle I-O : il permet d'identifier les compromis envisageables, repérer les secteurs les plus vulnérables dans ce compromis et quantifier l'importance du compromis en termes monétaires pour les secteurs économiques (excédent brut d'exploitation) et en unités physiques pour l'environnement (tonnes de soles, hectares de nourriceries). Ces atouts constituent des avantages certains pour les processus de décision participatifs.

Au vu de cet impact conséquent sur le secteur des mines dans le scénario avec coûts partagés, le scénario dans lequel la totalité des coûts est assumée par les ports peut sembler séduisant. Cependant un tel choix pose plusieurs questions. Premièrement, les ports devraient assumer seuls la totalité des coûts de restauration. Deuxièmement, les ports subissent une perte considérable d'excédent brut d'exploitation : - 43,2% dans le scénario de restauration avec partage des coûts par rapport à l'excédent brut d'exploitation qui aurait pu être engrangé dans le cadre d'un scénario BAU. Avec une telle perte, les ports de Haute-Normandie risquent fortement d'être concurrencés par les ports des autres régions de France ou des pays limitrophes ainsi que par les autres moyens de transport (route et chemin de fer).

Un troisième scénario devrait être testé pour évaluer la faisabilité économique de la restauration de 24,38km² de surfaces de nourriceries potentielles. Il s'agirait d'allouer les coûts de restauration non seulement aux responsables directs (les ports et le Pont de Normandie) et indirects (les secteurs primaires et secondaires qui bénéficient des services portuaires pour le transport de marchandises) mais aussi aux responsables indirects de troisième ordre, c'est-à-dire les secteurs tertiaires qui bénéficient du transport de marchandises par voie d'eau produites par les secteurs primaires et secondaires. Par exemple, de par leur consommation d'énergie pour le transport (voiture, camions), l'éclairage et le chauffage, les secteurs tertiaires bénéficient des combustibles fossiles transportés par voie d'eau par le secteur minier et le secteur des « manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires ». Or ces secteurs cumulent un total de 59,6% du coût total de restauration des nourriceries potentielles quand les coûts sont partagés. Si ce coût était réparti entre les secteurs tertiaires au prorata de leur consommation d'inputs intermédiaires en combustibles fossiles et nucléaires, cela allègerait déjà grandement l'impact sectoriel. Un tel scénario est sans doute plus plausible que le 2^e scénario (coûts de restauration partagés) : en effet, toute la responsabilité de la restauration des nourriceries n'est plus majoritairement imputée à trois secteurs, les ports, les mines et le secteur des « manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires ». Les responsables indirects de troisième ordre sont également inclus (secteurs tertiaires qui consomment les marchandises transportées par voie d'eau par les secteurs primaires et secondaires). Cela en fait peut-être une clé d'allocation des coûts plus équitable ou en tous cas qui paraîtrait plus légitime aux yeux des acteurs de l'estuaire.

Cet exemple illustre le fait qu'il pourrait être intéressant de réfléchir sur la manière d'étendre l'allocation des coûts de restauration aux secteurs tertiaires pour empêcher l'écroulement de certains secteurs primaires et secondaires tout en garantissant une clé de répartition équitable. Par ailleurs, les secteurs tertiaires génèrent des bénéfices importants et possèdent des marges de manœuvre. En Haute-Normandie, le secteur tertiaire génère une quantité de bénéfices annuels qui sont plus de deux fois supérieurs à l'ensemble des secteurs portuaires, primaires et secondaires

réunis : 14.250 M€₂₀₀₇ pour le secteur tertiaire¹⁶¹ en 2007 contre 6672 M€₂₀₀₇ pour les secteurs primaires et secondaires réunis (Tableau 41). Or la totalité des coûts annuels de restauration s'élèvent à 385,6 M€₂₀₀₇. Un montant faible au regard des bénéfices dégagés par les secteurs tertiaires. Cela montre que les difficultés économiques liées aux projets de restauration de surfaces de nourriceries potentielles de grande ampleur sont dues plutôt à un problème d'allocation des coûts de restauration qu'à un manque de budget pour les financer. La recherche d'une règle équitable d'allocation des coûts entre acteurs pourrait être réalisée dans le cadre d'un processus participatif avec les acteurs locaux en appliquant le contrôle de qualité propre à l'évaluation sociale multicritères développé par Giampietro *et al.* (2006).

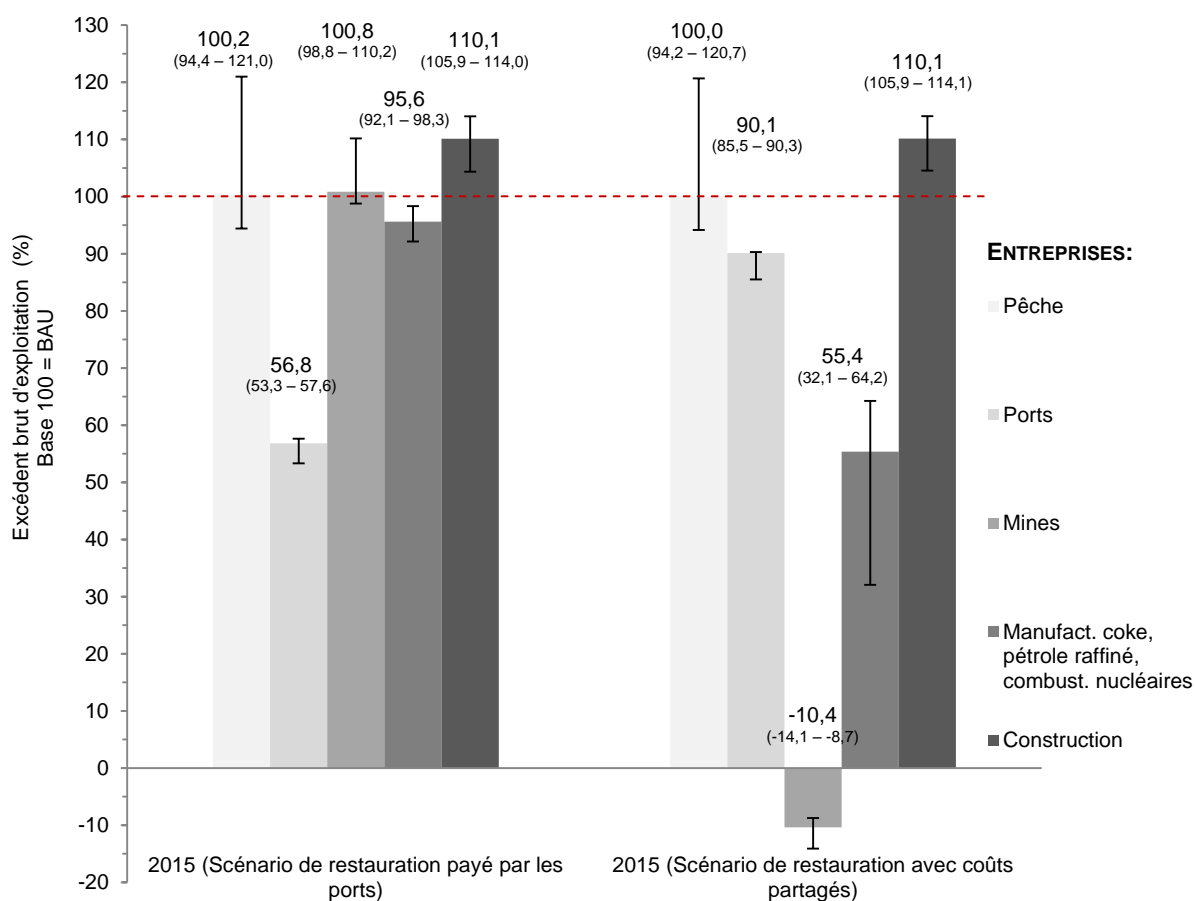


Figure 36. Impact sectoriel des scénarios de restauration de nourriceries potentielles (2004-2015) en termes d'excédent brut d'exploitation (bénéfices des entreprises). Les marges d'incertitude sont indiquées entre parenthèses.

X.5. Limites des données et du modèle

a) Limites liées aux données

Comme cela a été indiqué dans la discussion ci-dessus, les résultats de cette modélisation doivent être considérés comme des valeurs minimum puisque si la plupart des coûts sont pris en compte, ce n'est pas le cas des bénéfices fournis par les services écosystémiques. En effet, les scénarios de restauration de nourriceries ne ciblent que deux services écosystémiques sur un total de neuf liés aux nourriceries (cf. services énumérés à la Section X.3 ci-dessus). Il en résulte une sous-estimation

¹⁶¹ Est inclus dans ce calcul l'excédent brut d'exploitation du secteur tertiaire dénommé comme tel au Tableau 41 mais aussi celui des autres secteurs de services, du secteur de la construction et du secteur de l'approvisionnement en gaz, eau chaude et électricité. Le secteur portuaire est par contre exclu du calcul.

de l'effet positif des mesures environnementales sur les indicateurs économiques (PIB, bénéfices, emploi, etc.) puisque les services écosystémiques génèrent des bénéfices importants pour le système économique. Le modèle I-O est construit de telle manière qu'il pourrait aisément intégrer certains de ces services écosystémiques fournis par les nourriceries.

b) Limites liées à la méthode

Une première limite de la méthode provient du fait que le modèle I-O ne tient pas compte de l'effet des mesures environnementales sur les prix ni de l'impact des prix sur la demande finale. En conséquence, l'impact des mesures environnementales sur les indicateurs économiques est biaisé. Il est biaisé à la hausse par le fait que la hausse des stocks de poissons peut conduire à une baisse des prix, or cela n'est pas pris en compte par le modèle. Cependant, cette hausse devrait être compensée par une hausse de la demande, quoi que faiblement étant donné le caractère plutôt inélastique des produits de la pêche. En effet, l'élasticité prix de la demande de poissons s'élève à 0,87 (Rickertsen, 1998), ce qui signifie qu'une baisse des prix se traduit par une hausse de la consommation moins que proportionnelle. En outre, cette légère surestimation est compensée à la baisse par un autre biais dû au fait que l'augmentation des coûts de production résultant des coûts de restauration des nourriceries potentielles peut mener à une hausse des prix de certains biens de consommation et de services. Cela n'est pas non plus pris en compte par le modèle ni l'effet de cette hausse sur une diminution éventuelle de la demande finale des ménages. Il y a aussi un effet de la demande intermédiaire en digues de béton pour la restauration des nourriceries potentielles. Une hausse de la demande intermédiaire ne peut que mener à une hausse des prix (à moins que les prix du béton ne soient fixés à l'échelle nationale ou internationale en totale indépendance avec ce qui se passe en Haute-Normandie). Tous ces biais pourraient être corrigés par l'intégration de coefficients d'élasticité dans le modèle (élasticité estimant l'impact de l'offre sur les prix pour les poissons, l'impact des prix sur la demande finale et l'impact de la demande intermédiaire sur les prix des digues en béton).

Une deuxième limite de la méthode résulte du fait que le modèle I-O est statique et non pas dynamique. C'est-à-dire que dans le scénario 2004-2015, l'impact d'une année sur l'autre n'est pas pris en compte. Or, il se pourrait que l'impact économique des coûts de restauration soit un peu plus important dans un modèle dynamique que dans un modèle statique. En effet, la première année (t), les bénéfices de certaines entreprises diminuent puisqu'elles doivent assumer les coûts annuels de restauration des nourriceries potentielles. Il est donc probable que l'année suivante ($t+1$), elles investiront moins en raison d'une diminution des recettes de l'année précédente. Cette baisse des investissements risque de ralentir l'économie et d'accroître la réduction des bénéfices des entreprises en $t+1$. Cela accentuerait la perte de bénéfices liée aux coûts de restauration payés en $t+1$ et il en résulterait une diminution accrue des investissements en $t+2$, et ainsi successivement... Une première façon de prendre en compte cet effet d'une année sur l'autre consisterait à exécuter le modèle pour chacune des années qui sépare 2004 de 2015 et à utiliser les résultats de la simulation d'une année dans la simulation de l'année suivante. Cette première approche pourrait être améliorée en y intégrant des équations obtenues par régression linéaire multi-variable comme dans le modèle LowGrow de Peter Victor (2007). Ces régressions sont basées sur des séries temporelles de données et permettent de calculer la demande finale des ménages en fonction du niveau des salaires et du PRB. Toujours en matière de demande finale, l'investissement en machines et équipements pourrait lui aussi être estimé sur base du PRB et du niveau des taxes (incluant une taxe virtuelle qui simulerait le coût de restauration des nourriceries potentielles).

X.6. Analyse de sensibilité et interprétation des résultats

a) Quatre paramètres à faire varier

Comme nous l'avons montré dans la Partie II, le modèle économique-écologique repose sur deux tables représentant le système économique de la Haute-Normandie en 2007 : la Use table et la Supply table. Pour représenter le système économique en 2015, nous avons introduit dans les équations I-O des projections des valeurs de demande finale et d'importations estimées pour 2015. Pour représenter les liens entre le système économique et l'écosystème, nous avons dû ajouter à ces deux tables des équations qui représentent : le lien entre les surfaces de nourriceries et les stocks de soles en Manche-Est, le lien entre ces stocks et la production économique en Haute-Normandie, l'effet de la production économique sur la perte de surfaces de nourriceries, et l'effet des activités de restauration (et de leurs coûts) sur l'économie également (Figure 24). Tous ces liens de causalité entre l'écosystème et le système économique reposent sur l'insertion de quatre paramètres dans le modèle :

- la capacité d'accueil des nourriceries estuariennes en juvéniles de soles à l'hectare en 2015,
- la surface de nourriceries en 2015 dans les zones non restaurées,
- le stock de soles en Manche-Est pour l'année de référence,
- Projections de l'évolution de la demande finale et des importations entre 2007 et 2015.

Nous avons fait varier aléatoirement ces quatre paramètres 500 fois entre une marge minimum et une maximum (498 variations aléatoires + 1 valeur minimum et 1 valeur maximum du paramètre). Chacune des valeurs de paramètre obtenues a été introduite dans le modèle. Celui-ci a donc fourni 500 résultats. Nous avons calculé les valeurs minimum et maximum de chacune des séries des 500 résultats donnés par le modèle pour chaque indicateur économique et environnemental (PRB, excédent brut d'exploitation, stock de soles, etc.). Ces valeurs minimum et maximum définissent la marge d'incertitude sur nos résultats liée à l'incertitude sur les valeurs que doivent prendre les paramètres du modèle. En y ajoutant la marge d'erreur liée à l'architecture du modèle (voir Chapitre II et Section VIII.2), on obtient la marge d'incertitude totale (représentée par les barres verticales noires qui figurent sur les Figure 34, Figure 35 et Figure 36) ou autrement dit, la gamme de valeurs au sein de laquelle se situe le résultat donné par notre modèle. C'est en raison de cette incertitude qu'il est préférable d'exprimer les résultats par une gamme de valeurs possibles plutôt que par une valeur unique.

Pour faire varier aléatoirement les quatre paramètres 500 fois entre une marge minimum et une maximum, il nous a fallu préalablement obtenir ces marges. La manière dont nous avons procédé est expliquée ci-dessous.

b) Premier paramètre : la capacité d'accueil des nourriceries

Le premier paramètre – la capacité d'accueil des surfaces de nourriceries – dépend de la contamination future des sédiments et de l'eau. En 1834, la capacité d'accueil était plus élevée en raison d'une meilleure qualité chimique du milieu aquatique estuarien. C'est ainsi qu'à cette époque, l'ensemble de l'estuaire de la Seine contribuait au stock total de soles en Manche-Est à raison de 26% alors qu'en 2004, ce pourcentage tombait à 14,2% (Rochette *et al.*, 2010). La multitude de facteurs de causalité ne permettant pas de calculer l'effet d'une concentration en polluants dans les eaux de surface sur la capacité d'accueil des nourriceries, et d'ailleurs ignorant quelle sera la concentration en polluants en 2015, nous avons été contraint de supposer la capacité d'accueil constante entre 2004 et 2015. Il en résulte que le pourcentage de contribution de l'estuaire de la Seine au stock de

sole en Manche-Est est supposé constant lui aussi. Cependant, pour vérifier la sensibilité du modèle à cette hypothèse, nous avons fait varier ce pourcentage dans des marges correspondantes aux variations observées dans le passé. En passant d'un pourcentage de 26% en 1834 à 14,2% en 2004, cela revient à une perte annuelle de 0,07 points de pourcentage (= [26%-14,2%]/[2004-1834]), soit un total entre l'année de référence pour l'écosystème (2004) et l'horizon 2015 de 0,8 point de pourcentage (= 0,07 * [2015-2004]). En conséquence, nous avons fait varier aléatoirement le pourcentage de contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de soles en Manche-Est entre la valeur minimum de 13,4% et la valeur maximum de 15,0%. La marge inférieure suppose que le niveau de pollution et de destruction augmentera d'ici 2015 et que la Directive Cadre Eau n'atteindra pas ses objectifs ou que ceux-ci seront postposés à 2021 ou 2027, ce qui est le cas pour 51% des masses d'eau du sous-bassin Seine aval (Encadré 1). A l'inverse, la marge supérieure suppose une variation à la hausse, ce qui n'est pas complètement impossible si les objectifs de bon état écologique fixé par le Directive Cadre Eau sont atteints d'ici 2015 dans les 49% des masses d'eau pour lesquelles les objectifs de bon état n'ont pas été postposés.

c) Deuxième paramètre : la surface de nourriceries en 2015

Le deuxième paramètre – la surface de nourriceries en 2015 – est quant à lui hautement incertain dans les zones non restaurées. Cela s'explique par trois éléments. Premièrement, bien que sur base d'avis d'experts en hydro-morpho-sédimentologie, on puisse estimer l'évolution des surfaces de nourriceries entre 2004 et 2015, il est difficile de traduire ensuite des estimations qualitatives de type « augmentera faiblement » en hectares ou en kilomètres carrés. Ajoutons à cela qu'aucun expert ne peut prédire l'avenir. Enfin, la connaissance scientifique d'un expert est partielle, elle ne couvre qu'un domaine ou une zone géographique en particulier. Par exemple, les experts ne sont pas forcément compétents sur la totalité de la surface de l'estuaire mais plutôt sur une zone réduite ciblée comme la vasière Nord. Ces trois éléments montrent toute l'incertitude qui pèse sur nos évaluations de surfaces à l'horizon 2015. Pour prendre en compte cette incertitude, nous avons fait varier les surfaces estimées en 2015 au Tableau 39 dans le même ordre de grandeur que les variations du passé. A cette fin, nous avons calculé, pour chacune des classes de bathymétries et de sédiments, le taux de variation annuel de la tendance 1834-2004 (1910-2004 quand la valeur de 1834 valait zéro), 1978-2004 (1995-2004 quand la valeur de 1978 valait zéro), statu quo 2004 (taux de variation annuel nul). Ensuite nous avons calculé les taux de croissance annuels minimum et maximum des trois tendances et nous avons calculé les marges d'incertitude comme suit pour la surface en 2015 :

$$\begin{cases} Surface_{MIN}^{2015} = Surface^{2004} \times (1 + a_{MIN})^{(2015-2004)} \\ Surface_{MAX}^{2015} = Surface^{2004} \times (1 + a_{MAX})^{(2015-2004)} \end{cases} \quad \text{eq. 142}$$

Les résultats de l'équation eq. 142 sont repris au Tableau 56 de l'Annexe E.

d) Troisième paramètre : le stock de soles en Manche-Est pour l'année de référence

Le troisième paramètre - le stock de soles en Manche-Est pour l'année de référence – constitue un paramètre délicat car sa variation interannuelle est extrêmement importante. Or le choix de l'année de référence influe grandement sur les résultats. En effet, si pour calculer l'effet des scénarios de restauration, nous avons exclusivement repris la valeur des stocks en 2004, nous aurions négligé le fait que la restauration de nourriceries potentielles n'est pas le seul facteur influençant le stock de soles. Il se pourrait qu'en 2014 par exemple, le stock augmente subitement en raison de la qualité chimique de l'eau et des sédiments, du nombre d'œufs pondus et fécondés les années précédentes, de la température de l'eau, etc. (Rijnsdorp *et al.*, 1992 ; Rochette *et al.*, 2010). Dans ce cas, l'effet de

la restauration par rapport au scénario serait plus faible puisque les stocks totaux augmenteraient même sans restauration.

C'est la raison pour laquelle nous avons calculé les marges d'incertitude minimum et maximum sur base des valeurs annuelles de la période 1996 – 2005 pour les paramètres suivants qui déterminent l'état du stock : nombre d'individus et poids par âge. Étant donné que l'état des stocks conditionne en partie la quantité de quotas de pêche octroyés par la Commission européenne, nous avons également calculé les marges d'incertitude pour les taux de capture par pêche. Les variations annuelles observées de ces paramètres sont présentées aux Tableau 57, Tableau 58 et Tableau 59 de l'Annexe E. Les marges d'incertitude minimum et maximum calculées sur base de ces variations sont données au

Tableau 60. Au final, faire varier le paramètre « stock de soles en Manche-Est en 2004 » permet d'éviter de biaiser les résultats du modèle par le choix de l'année de référence (2004 pour les paramètres physiques). En effet, vu la variation interannuelle importante, ce choix influence de manière relativement importante les résultats du modèle.

e) Quatrième paramètre : croissance de la demande finale et des importations

Le quatrième et dernier paramètre représente les projections de la croissance de la demande finale et des importations entre 2007 et 2015. Les marges d'incertitude ont été calculées sur base d'une variation de +/- 15% du taux annuel moyen de croissance appliqué aux projections 2007-2015 de l'OCDE (2009) et du FPB (2008).

Ce pourcentage a été choisi sur base de la méthode par chiffrage ex-post mentionnée par Lutz et Sanderson (2001) pour estimer le taux d'incertitude (voir Section IV.4). Il s'agit d'une méthode rétrospective qui consiste à calculer l'erreur sur les projections futures en exécutant le modèle pour chiffrer un événement passé. Cette méthode peut aussi consister à utiliser des prédictions calculées dans le passé pour une date future déjà passée. La différence entre la valeur réelle et celle donnée par le modèle ou les prédictions donne le pourcentage d'erreur possible.

Par exemple, en juillet 2010, le Fonds Monétaire International a relevé sa prévision de croissance du PIB mondial pour l'année 2010 à 4,6% alors qu'en avril de la même année il prédisait 4,2% (Reuters, 2010). Les projections de l'OCDE (OECD, 2009) doivent également être corrigées puisqu'elle prédisait une décroissance du PIB français de 2,3% pour l'année 2009 alors que les observations ex-Post de l'Insee ont montré que cette décroissance avait en réalité atteint 2,5% (Insee, accédé en 2010f). Dans le premier cas, il s'agit d'une erreur de prévision qui sous-estime le PIB de 9,5 % et dans le second cas il s'agit d'une erreur qui surestime le PIB de 8,7%. Avec notre pourcentage de +/-15%, nous sommes au-delà des erreurs de projection commises dans le passé. Cela confère une marge de sécurité relativement confortable à notre analyse de sensibilité.

f) Analyse de sensibilité et interprétation des résultats

Les barres d'erreur résultant de cette analyse de sensibilité additionnées au pourcentage d'erreur dû à l'architecture du modèle I-O sont représentées sur les graphiques du Chapitre X. Ces barres d'erreur restent suffisamment faibles. En effet, quand les résultats en base 100 sont inférieures à 100, les barres d'erreur restent généralement inférieure à 100 également. Il existe cependant quelques cas où elles se trouvent de part et d'autre de la valeur 100. Dans ce cas, il n'est pas possible de déterminer si la situation avec restauration présente un avantage par rapport à la situation sans restauration (BAU). Néanmoins, elles sont systématiquement décalées d'un côté ou de l'autre, ce qui montre une certaine tendance (soit vers les valeurs inférieures à 100, soit vers les valeurs

supérieures)¹⁶². Autrement dit, le modèle permet d'identifier le caractère avantageux ou désavantageux des scénarios de restauration de nourriceries potentielles par rapport au scénario sans restauration pour la plupart des indicateurs pris en compte. Cela montre que les marges d'incertitude restent suffisamment faibles pour que les conclusions de notre étude restent valables quelles que soient les valeurs prises par les paramètres entrés dans le modèle et les résultats de sortie du modèle.

Si l'on souhaite utiliser le modèle non plus seulement pour qualifier un scénario de restauration comme meilleur ou moins bon que le BAU mais pour quantifier la mesure dans laquelle il est meilleur ou moins bon, les marges d'incertitude restent relativement faibles pour la plupart des indicateurs. Cela permet un chiffrage relativement précis. Cependant, ce n'est pas le cas pour tous les indicateurs. Par exemple les bénéfices tirés de la restauration de nourriceries potentielles pour le secteur de la pêche varient entre 94 et 121 M€₂₀₀₇ (Figure 36). L'incertitude est clairement décalée vers les valeurs supérieures à 100, ce qui signifie une amélioration par rapport au scénario BAU. Cependant, il est impossible de spécifier une valeur précise de ce bénéfice. Or s'il s'avérait être plus proche de 94 que de 121 M€₂₀₀₇, cela signifierait que l'amélioration générée par la restauration est nulle ou négative (il s'agirait alors d'une détérioration) par rapport au scénario BAU. Certains seraient alors tentés de remettre en question la pertinence des programmes de restauration (omission faite des bénéfices purement environnementaux qui eux, semblent très nets -Figure 34).

Nous avons choisi d'exprimer les résultats testés dans cette analyse de sensibilité en base 100 car l'intérêt est double. Premièrement il s'agit d'un avantage communicationnel. Cela permet de voir très vite les indicateurs pour lesquels les scénarios de restauration donnent des résultats supérieurs ou inférieurs au scénario sans restauration (BAU). Cela montre en quelque sorte le coût d'opportunité de la restauration. Quand le scénario de restauration présente des indicateurs inférieurs à 100, la différence par rapport à 100 exprime un coût d'opportunité en pourcentage, c'est-à-dire le pourcentage d'euros que l'on va perdre si l'on investit dans la restauration des nourriceries potentielles au lieu de continuer à investir comme par le passé.

Le deuxième intérêt d'exprimer les résultats en base 100 est démontré au Tableau 47. Ce tableau montre la grande variabilité des résultats exprimés en valeurs absolues, surtout pour les indicateurs environnementaux. En effet, la différence entre les valeurs maximum et minimum pour la surface de nourriceries ainsi que pour la contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de soles exprimées en valeurs absolues se trouvent parmi les quatre plus élevées. Pour les surfaces de nourriceries, cette différence varie entre -22% et -26% et pour la contribution de l'estuaire au stock total, elle varie entre -81% et -82% selon les scénarios envisagés. Ces pourcentages importants s'expliquent par la complexité importante de l'écosystème et le haut degré d'incertitude qu'une telle complexité engendre. C'est la raison pour laquelle au Tableau 47, la marge d'incertitude pour la contribution de l'estuaire au stock total est assez élevée : 949 t – 5334 t. Cela représente une variation d'un facteur 5,6 entre la marge minimum et la marge maximum. Par contre, si l'on passe en base 100, la différence entre les deux marges (114,85 – 122,86) tombe à un facteur 1,07. Et pour les surfaces de nourriceries, la différence entre les deux marges (118,04 – 124,49) tombe à un facteur 1,05. Cela montre que pour les indicateurs environnementaux, notre modèle est relativement précis si on l'utilise en valeurs relatives (base 100 = BAU). L'utilisation du modèle doit donc se limiter à comparer un scénario à un autre. L'utiliser pour chiffrer un scénario unique en valeurs absolues amène à devoir travailler avec de telles marges d'incertitude que cela manque probablement d'intérêt.

¹⁶² Toutefois pour statuer avec plus de certitude, il faudrait calculer la distribution des valeurs extrêmes au sein de l'ensemble des valeurs possibles pour déterminer s'ils ont un sens ou non. Cependant, le manque de séries de données rend ce genre d'opération difficile.

Concernant les indicateurs économiques, l'incertitude sur les paramètres entrés dans le modèle ne joue que faiblement sur les résultats du modèle. En effet, les marges d'incertitude sur les résultats du modèle restent généralement inférieures à 10% pour les indicateurs économiques (à l'exception de deux indicateurs pour lesquels la base 100 n'amène pas la marge d'incertitude à un niveau acceptable : l'excédent brut d'exploitation du secteur des Mines et du secteur des Manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires). Néanmoins, la base 100 reste une meilleure option pour exprimer les indicateurs économiques puisque nous avons vu au Chapitre VIII que pour ces indicateurs, la marge d'incertitude causée par l'architecture du modèle I-O est importante (celle-ci n'est pas représentée au Tableau 47).

En effet, le passage à la base 100 améliore globalement la précision des résultats donnés par le modèle ECO. Le Tableau 47 montre que tous indicateurs confondus, le pourcentage de variation moyen entre les deux marges d'incertitude est moins élevé en base 100 (entre -1 et 1%) qu'en valeurs absolues (entre -9 et -6%). On le voit bien, alors qu'en valeurs absolues, les deux scénarios de restauration cumulaient 7 marges d'incertitude très larges (variations > 10% indiquées en brun foncé au Tableau 47), en base 100 leur nombre tombe à 2 et leur valeur diminue. Ce qui ressert le champ des valeurs possibles autour d'une valeur centrale. Cela est illustré par l'écart-type. Pour le scénario avec coûts pris en charge par les ports, l'écart-type passe de 0,19 pour les résultats exprimés en valeurs absolues, à 0,02 pour ceux exprimés en base 100. Concernant le scénario avec coûts partagés, l'écart-type passe de 0,27 pour les résultats exprimés en valeurs absolues, à 0,20 pour ceux exprimés en base 100. Cela montre bien que le modèle devient plus précis en base 100 car le champ des résultats possibles se réduit (la précision est une catégorie d'incertitude que la base 100 permet de réduire – explications Chapitre II). Cela confirme la remarque formulée ci-dessus pour les indicateurs environnementaux, à savoir que le modèle doit être utilisé pour comparer un scénario par rapport à un autre, pas pour chiffrer un scénario unique en valeurs absolues. Peter Victor est arrivé à la même conclusion pour son modèle économique-écologique LowGrow (Victor, 2008).

La nécessité de travailler en base 100 limite l'usage du modèle à l'évaluation de l'ordre de grandeur de grandes tendances. Cela permet d'effectuer, aux premiers stades des processus de décision, une première analyse des mesures environnementales envisageables et de leur intérêt pour l'écosystème ainsi que pour l'économie. Cependant, le modèle ne peut en aucun cas être utilisé pour calibrer de manière précise un programme de mesures environnementales. Cela doit être réalisé plus en aval des processus de décision à l'aide d'outils plus précis. Et quand cela n'est pas possible, une négociation doit entrer en jeu. C'est là qu'interviennent les rapports de force entre groupes d'intérêt et que le jugement individuel et le sens commun entrent en action.

Tableau 47. Résultats donnés par le modèle input-output après avoir effectué une analyse de sensibilité sur 4 paramètres (capacité d'accueil des nurseries en juvéniles de soles, surface de nurseries en 2015, stock de soles en Manche-Est en 2007, croissance de la demande finale et des importations entre 2007 et 2015).

Indicateurs (M€ ₂₀₀₇ sauf quand spécifié)	Valeurs absolues									Base 100 = B A U					
	Scénario BAU 2015 (pas de restauration)			Restauration payée par les ports 2015			Restauration partagée entre secteurs 2015			Restauration payée par les ports 2015			Restauration partagée entre secteurs 2015		
	Min	Max	%	Min	Max	%	Min	Max	%	Min	Max	%	Min	Max	%
PRB	54741.71	55982.50	-2%	54556.92	55793.29	-2%	54572.78	55809.43	-2%	99.66	99.67	0%	99.69	99.70	0%
Output industriel total	101753.71	103610.68	-2%	102088.29	103937.08	-2%	102111.70	103961.03	-2%	100.32	100.33	0%	100.34	100.35	0%
EBE	21463.09	22206.56	-3%	21375.79	22116.70	-3%	21384.35	22125.43	-3%	99.59	99.60	0%	99.63	99.64	0%
Surface de nurseries à haute capacité d'accueil (km ²)*	99.57	135.16	-26%	123.96	159.54	-22%	123.96	159.54	-22%	118.04	124.49	-5%	118.04	124.49	-5%
Contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de soles en Manche-Est (tonnes)	949.04	5333.77	-82%	1165.95	6126.05	-81%	1165.95	6126.05	-81%	114.85	122.86	-7%	114.85	122.86	-7%
EBE - Pêche	24.03	24.39	-1%	24.08	24.45	-1%	24.02	24.39	-1%	100.23	100.24	0%	99.98	99.98	0%
EBE - Agriculture	548.88	568.59	-3%	544.71	564.33	-3%	532.02	551.64	-4%	99.24	99.25	0%	96.93	97.02	0%
EBE - Ports	437.67	453.52	-3%	245.54	261.34	-6%	393.74	409.54	-4%	56.10	57.63	-3%	89.96	90.30	0%
EBE - Mines	67.45	71.44	-6%	68.05	72.02	-6%	-9.70	-5.72	69%	100.82	100.89	0%	-14.38	-8.01	79%
EBE - Foresterie	23.52	24.13	-3%	23.51	24.11	-3%	21.65	22.25	-3%	99.91	99.93	0%	92.04	92.23	0%
EBE - Manufact. coke, raffineries pétrole et combust. nucléaires	60.40	110.24	-45%	56.44	106.17	-47%	19.64	69.38	-72%	93.45	96.32	-3%	32.52	62.94	-48%
EBE - Construction	1376.45	1404.43	-2%	1518.01	1545.60	-2%	1518.13	1545.73	-2%	110.05	110.28	0%	110.06	110.29	0%
Salaires bruts - Agriculture*	326.92	334.21	-2%	325.26	332.50	-2%	312.34	319.59	-2%	99.49	99.49	0%	95.54	95.63	0%
Salaires bruts - Pêche*	14.23	14.43	-1%	14.25	14.46	-1%	14.19	14.39	-1%	100.17	100.18	0%	99.74	99.74	0%
Salaires bruts - Ports*	699.14	711.45	-2%	506.98	519.24	-2%	655.17	667.43	-2%	72.51	72.98	-1%	93.71	93.81	0%
Salaires bruts - Mines*	47.00	47.99	-2%	47.20	48.18	-2%	-30.57	-29.59	3%	100.40	100.41	0%	-65.05	-61.66	5%
Salaires bruts - Foresterie*	53.57	54.35	-1%	53.54	54.32	-1%	51.69	52.47	-1%	99.94	99.95	0%	96.49	96.54	0%
Salaires bruts - Manufact. coke, raffineries pétrole et combust. nucléaires*	121.83	124.08	-2%	121.53	123.77	-2%	84.36	86.60	-3%	99.75	99.76	0%	69.24	69.79	-1%
Salaires bruts - Construction*	1746.48	1758.92	-1%	1847.28	1859.69	-1%	1847.37	1859.78	-1%	105.73	105.77	0%	105.73	105.78	0%
Salaires bruts - TOTAL*	25634.38	26107.24	-2%	25514.31	25985.31	-2%	25519.66	25990.78	-2%	99.53	99.54	0%	99.55	99.56	0%
Moyenne	-	-	-9%	-	-	-9%	-	-	-6%	-	-	-1%	-	-	1%
Ecart type	-	-	0.19	-	-	0.19	-	-	0.27	-	-	0.02	-	-	0.20

Notes :

- Ce tableau montre les résultats minimum et maximum donnés par le modèle après avoir fait varier aléatoirement 4 des paramètres entrés dans le modèle entre leurs marges maximum et minimum. Ces résultats n'incluent pas les marges dues à l'incertitude sur l'architecture du modèle. Les marges de variations supérieures à +/- 10% sont indiquées par les cellules en brun foncé. On voit qu'en base 100, les variations supérieures 10% sont moins nombreuses. Le modèle devient plus précis car le champ des résultats possibles se réduit. L'écart-type le montre bien. Pour le scénario avec coûts payés par les ports, l'écart-type passe de 0,19 pour les résultats exprimés en valeurs absolues, à 0,02 pour ceux exprimés en base 100. Concernant le scénario avec coûts partagés, l'écart-type passe de 0,27 pour les résultats exprimés en valeurs absolues, à 0,20 pour ceux exprimés en base 100.

- EBE : Excédent Brut d'Exploitation

* Il s'agit de zone de nurseries de densité > 45 juvéniles de soles d'âge 0 par km².

* Le salaire brut = rémunération directement touchée par le travailleur + impôts sur le travail + contributions sociales (cotisations de soins de santé, chômage, etc.).

XI. LE MODELE ECO DANS UNE EVALUATION MULTICRITERE ET MULTI-ACTEURS : UN VOIE VERS UN COMPROMIS ?

XI.1. Introduction

Ce chapitre illustre la manière dont les résultats du modèle ECO présentés au Chapitre X pourraient contribuer à nourrir une approche de décision participative. La nécessité d'intégrer les acteurs aux processus de décision dans le cadre de démarches participatives a été expliquée au Chapitre II. Les arguments essentiels sont rappelés ci-dessous.

Quand le degré d'incertitude et les enjeux sont faibles, nous nous situons dans le champ de la science académique « normale », un champ dans lequel il est fiable de se reposer sur une expertise codifiée sans trop de discussion. Par exemple, un chimiste peut élaborer de l'essence à partir de pétrole brut pour autant que les protocoles standards en chimie des hydrocarbures soient appliqués correctement.

Lorsque l'incertitude ou les enjeux atteignent un niveau moyen, l'application de techniques standardisées et de connaissances généralisées n'est plus suffisante. Les compétences, l'habileté, les facultés de jugement et parfois le courage sont alors nécessaires pour ajuster les connaissances générales existantes à des situations particulières. Une interaction avec d'autres membres de la société devient nécessaire. Giampietro *et al.* (2006) et Funtowicz et Ravetz (1994) illustrent ce besoin d'interaction par l'exemple du chirurgien. Ces auteurs expliquent que le patient doit être impliqué quant aux choix effectués par le chirurgien, étant donné les enjeux très importants d'une intervention chirurgicale : son issue n'est pas complètement déterminée par des faits scientifiques, elle entraîne donc un certain degré d'incertitude lorsque le chirurgien se trouve dans l'impossibilité de prédire le degré d'incapacité ou de handicap ainsi que son caractère temporaire ou permanent.

Quand le niveau d'incertitude ou les enjeux sont encore plus élevés et n'englobent pas uniquement un individu mais également le reste de la société, les choix sont conditionnés par les valeurs des nombreux groupes d'acteurs concernés. Dans ce type de situation, des discussions partisans et des tactiques de défense sont mises en place pour prendre parti et remettre en question chaque argument scientifique (ex. : le déni de l'existence des changements climatiques par certaines compagnies pétrolières). Nous sommes alors dans le domaine de la Science Post-Normale (Giampietro *et al.*; 2006). Dans ce domaine, la science ne cherche plus à délivrer une vérité mais elle se structure autour d'un nouveau principe de base, celui de la qualité. Ce principe permet de traiter des problématiques environnementales souffrant d'indéterminisme irréductible et de problèmes éthiques très complexes, deux éléments centraux dans la résolution des problèmes sociétaux qui relèvent du champ de la Science Post-Normale. Ce champ vise à garantir un processus d'assurance qualité qui passe par la démocratisation des savoirs. Pour ce faire, les comités de tiers experts sont élargis au reste des acteurs concernés par une problématique. En plaçant l'implication de tous les acteurs au

sein de processus de décision participatifs, la Science Post-Normale cherche à couvrir la multiplicité des perspectives légitimes (Funtowicz et Ravetz, 1994 ; Ravetz, 2006).

Le principe de participativité des acteurs, à la base de la Science Post-Normale et de la GIZC, vise à prendre en compte la multiplicité des perspectives légitimes (Funtowicz and Ravetz, 1994 ; Ravetz, 2006 ; Stojanovic and Ballinger, 2009 ; Belfiore, 2000 ; O'Hagan and Ballinger, 2009). La perspective d'un seul acteur ne peut pas être « vraie » ni « correcte » car personne ne peut se targuer d'avoir vécu à lui tout seul l'ensemble de la réalité sociale. C'est pourquoi, il est inévitable que des polémiques naissent et opposent les perspectives des acteurs vivant dans des réalités sociales distinctes (O'Connor, 1999 ; Bremer, 2010).

En réponse à la nécessité de participation des différents acteurs impliqués, mise en évidence par les auteurs de la Science Post-Normale, ce chapitre vise à présenter une approche d'évaluation multicritère et multiacteur. Cette approche engage les acteurs dans une dynamique de décision participative qui facilite une véritable appropriation des impacts économiques et écologiques causés par les choix de production et les comportements de consommation. Les différentes catégories d'acteurs y apportent chacun leurs propres expériences pour construire une intelligence collective sur des questions de stratégie efficace, acceptable et réaliste. Au travers de la démarche d'évaluation multicritère et multiacteur, les profanes comme les experts peuvent émettre des jugements et des recommandations utiles et, ainsi, participer à la qualité de la décision. Les profanes ont droit à la parole au même titre que le patient a son mot à dire avant que le chirurgien ne prenne une décision quant à son opération, même si ce patient ne possède aucune connaissance approfondie en médecine.

C'est sur cette argumentation que la démarche d'évaluation multicritère et multiacteur présentée ci-dessous trouve sa légitimité. Elle n'a pas été réellement mise en œuvre avec les acteurs de l'estuaire de la Seine. Il s'agit d'un exemple d'application destiné à montrer les possibilités qui existent en la matière. Cette démarche s'appuie par contre sur des applications de la méthode participative INTEGRAAL mise en œuvre avec d'autres acteurs que ceux de l'estuaire de la Seine.¹⁶³

La section suivante décrit la méthode d'évaluation multicritère et multiacteur INTEGRAAL en cinq étapes et applique chacune des étapes au cas des nourriceries de l'estuaire de la Seine. La matrice de délibération intervenant à la quatrième étape y est détaillée. Nous y expliquons la manière dont elle contribue à structurer les différents critères d'évaluation, les outils et indicateurs d'analyse ainsi que les scores donnés à chaque critère pour chaque scénario de mesures. Un exemple de résultats est présenté simulant une participation virtuelle des acteurs de l'estuaire. *In fine*, à la cinquième étape de la méthode, nous montrons la manière dont la démarche de délibération par étapes successives permet d'initier un processus de négociation dans le but de d'aboutir à des compromis.

¹⁶³ Les auteurs suivants donnent une description de la méthode INTEGRAAL, de ses origines et des terrains de ses premières expérimentations : Chamaret *et al.* (2007), Maxim et O'Connor (2009), O'Connor et Spangenberg (2007) et Da Cunha (2010). Il existe en outre une vaste littérature internationale sur l'analyse intégrée et les démarches délibératives, citons par exemple : Holland (1997), Frame et Brown (2008), O'Neil (2007), Procter et Dreschsler (2006), van Asselt Marjolein et Rijkens-klomp (2002), van der Sluijs *et al.* (2008a, b, c), Blackstock *et al.* (2007).

XI.2. L'approche participative INTEGRAAL appliquée à l'estuaire de la Seine

De manière similaire à la méthode d'évaluation sociale multicritère et multiacteur de Giampietro *et al.* (2006) et Stirling (2006), la méthode INTEGRAAL présente l'intérêt de combiner des outils d'expertise avec des démarches participatives autour d'un problème de choix social. Les problèmes de choix social concernent des décisions industrielles, commerciales ou politiques qui engagent les intérêts d'une diversité plus ou moins grande d'acteurs. Peut être considéré comme acteur toute partie prenante dont les intérêts seraient mis en jeu dans la problématique considérée, dans ce cas-ci l'évolution des nourriceries de l'estuaire de la Seine. Cela peut par exemple englober les associations de quartier, les associations de pêcheurs, des clubs de sport nautique, des organisations de défense de l'environnement, des responsables du monde industriel, les autorités portuaires, les autorités publiques, des parlementaires et autres élus ainsi que des équipes de recherche scientifique possédant une expertise dans la problématique en question.

La méthode d'évaluation multicritère et multiacteur INTEGRAAL comporte cinq étapes représentées à la Figure 37. Il ne s'agit pas forcément d'une méthode linéaire, elle est idéalement itérative d'où sa représentation en cercle fermé. Les cinq étapes sont chacune développées ci-dessous.

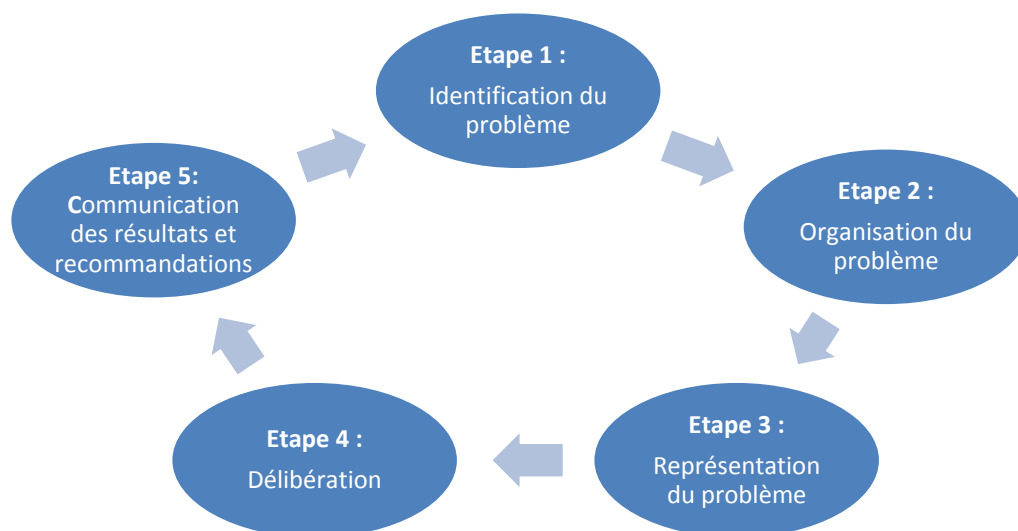


Figure 37. Les cinq étapes de la méthode INTEGRAAL

a) Identification du problème

La première étape vise à identifier le champ du problème, c'est-à-dire les limites géographiques du terrain concerné, les acteurs impliqués, leurs objectifs ainsi que leurs activités culturelles et économiques. Elle vise également à identifier les services écosystémiques à exploiter ou à préserver les conflits résoudre ainsi que les incertitudes à gérer.

Le champ du problème lié aux nourriceries de l'estuaire de la Seine est présenté ci-dessous succinctement. La description n'est cependant pas exhaustive car l'objectif de ce chapitre vise simplement à illustrer la manière dont les résultats du modèle ECO peuvent s'insérer dans une démarche d'évaluation multicritère et multiacteur. Pour une vision plus complète et détaillée de la problématique des nourriceries dans l'estuaire de la Seine, voir la Section VII.3.

Identification des acteurs impliqués

Pour illustrer la démarche INTEGRAAL, cinq acteurs principaux impliqués dans la problématique des nourriceries de l'estuaire de la Seine ont été choisis :

- Les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon. Ce secteur est responsable d'une part considérable du trafic maritime, constituant une *Driving force* à l'origine de la construction d'infrastructures portuaires et de digues générant des destructions directes et indirectes de surfaces de nourriceries.
- Les ports du Havre et de Rouen. Le secteur des activités portuaires est l'un des principaux responsables directs (avec la construction du Pont de Normandie) de la destruction des surfaces de nourriceries depuis 1834.
- Les pêcheurs professionnels et de loisir. La pêche souffre de la baisse des stocks de certaines espèces de poissons en Manche-Est, dont la sole. Une augmentation de la surface des habitats aquatiques comme les nourriceries estuariennes constitue une solution parmi d'autres pour améliorer la résilience des populations marines de poissons face aux pressions humaines. Outre une augmentation des populations marines, et par conséquent des prises de pêche (en supposant que la Commission européenne augmente les quotas de pêche en proportion), cela renforcerait la capacité de renouvellement de ces populations. Le secteur de la pêche verrait par conséquent son revenu s'accroître et sa source de revenus pérennisée sur le long terme.
- La Maison de l'Estuaire, association sans but lucratif chargée d'assurer le rôle de médiateur entre les différents acteurs concernés par l'environnement et le développement de l'estuaire de la Seine. Cette association assume également la charge de gestionnaire de la réserve naturelle de l'estuaire de la Seine.
- Le secteur de la construction. Les entreprises de ce secteur sont financées pour mettre en œuvre la restauration de surfaces de nourriceries.

Activités économiques et culturelles des acteurs

Les activités économiques de ces acteurs couvrent essentiellement des activités portuaires, des activités liées aux énergies fossiles (elles représentent 66% des marchandises transportées par voie d'eau en Haute-Normandie en 2006)¹⁶⁴, la pêche et la construction. Les activités culturelles des acteurs susmentionnés, sont principalement la pêche de loisir ainsi que la chasse d'oiseaux utilisant les nourriceries de poissons comme zone de séjour (à marée basse, les oiseaux limicoles se nourrissent de petits invertébrés logés dans la vase).

Identification des services écosystémiques liés aux nourriceries de poissons

Enfin, les services écosystémiques associés aux surfaces de nourriceries sont l'approvisionnement en ressources halieutiques et cynégétiques, l'approvisionnement en terrain pour l'installation d'infrastructures, l'approvisionnement en eau comme moyen de transport (la Seine), les services culturels récréatifs (chasses, pêche de loisir, ballades natures, etc.), la régulation de l'impact des inondations (qui dépend de la localisation des nourriceries restaurées), et les services d'auto-entretien (services de support de vie pour les poissons et les oiseaux).

Identification des conflits d'usage de l'estuaire

Il arrive que l'usage d'un service écosystémique par un acteur ou un organisme vivant dans l'estuaire entre en conflit avec l'usage d'un autre service écosystémique. L'issue de ces conflits détermine

¹⁶⁴ Voir Tableau 46 (Chapitre IX).

l'évolution des rapports de force entre acteurs ou renforce les poids de telle ou telle tendance de développement économique (AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004c). Le Tableau 48 illustre les conflits d'usage potentiel dans l'estuaire de la Seine autour de la problématique des nourriceries pour un nombre d'acteurs volontairement limité. Dans ce tableau, les usages en ligne entrent en conflit avec les usages en colonne. Par exemple, la deuxième ligne du tableau indique que l'usage du service d'habitat de nourriceries fourni par l'estuaire pour le développement des jeunes alevins entre en conflit avec l'usage du service d'approvisionnement en ressources territoriales pour l'installation d'infrastructures portuaires. Réciproquement, la troisième ligne du tableau indique que l'activité portuaire pourrait s'opposer à l'existence de certaines surfaces de nourriceries, par exemple s'il est question d'imposer à ce secteur de restaurer des surfaces qu'il jugerait trop importantes.

Le Tableau 48 montre également que les pêcheurs professionnels et les pêcheurs de loisir pourraient s'associer avec la Maison de l'Estuaire pour s'opposer aux activités portuaires. Cette coalition pourrait par exemple argumenter que les ports devraient restaurer une plus grande surface de nourriceries afin d'augmenter la population des jeunes alevins produits dans l'estuaire de la Seine. Le secteur portuaire pourrait aisément rétorquer aux pêcheurs que la pêche professionnelle constitue la principale cause de diminution des stocks de poissons marins en Europe. En conséquence, avant de clamer la nécessité de restaurer des surfaces de nourriceries, il serait bon de réduire l'effort de pêche. Cet exemple illustre à merveille une controverse qui se nourrit des incertitudes portant sur les dynamiques écologiques. Il en découle que les acteurs peuvent exprimer des opinions très contrastées et irréconciliables, sans qu'il soit aisé de départager le vrai du faux ou le bon du mauvais. En pareil cas, il n'est pas facile de déterminer si cela vaut la peine de préserver et de restaurer le service écosystémique d'habitat fourni par les nourriceries tant que l'effort de pêche ne diminue pas. Une telle incertitude ne facilite pas la prise de décision ni la négociation à mener pour arriver à un compromis.

Tableau 48. Table des usages de services écosystémiques mutuellement exclusifs et des conflits potentiels entre acteurs dans l'estuaire de la Seine (non exhaustif).

	Nourriceries de poissons	Ports du Havre et de Rouen*	Maison de l'Estuaire**	Pêche professionnelle***	Pêche de loisir et chasse ⁺	Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon**	Secteur de la construction***
Nourriceries de poissons							
Ports du Havre et de Rouen*							
Maison de l'Estuaire**							
Pêche professionnelle***							
Pêche de loisir et chasse ⁺							
Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon**							
Secteur de la construction***							

Source : structure du tableau adaptée de la démarche de prospective participative mise en œuvre par l'AESN – DIREN Haute-Normandie (2004c).

Notes : une cellule bleue indique un conflit d'usage potentiel (direct ou indirect). Une cellule blanche indique l'absence de tout conflit. Les usages en ligne entrent en conflit avec les usages en colonne. * Activités portuaires : usage du service écosystémique d'approvisionnement en eau pour le transport par bateau. ** Maison de l'Estuaire : défense de l'usage des services écosystémiques de support de vie tels que les habitats de nourriceries et la biodiversité des populations de poissons et d'oiseaux. *** Pêche professionnelle : usage du service écosystémique d'approvisionnement en ressources halieutiques (poissons). ⁺ Pêche de loisir et chasse : usage du service écosystémique d'activités récréatives. ** Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon : usage identique aux activités portuaires (voir ci-dessus). *** Secteur de la construction : étant financé pour assurer les travaux de restauration, ce secteur bénéficie des activités de restauration des nourriceries. Cependant, certaines entreprises de la construction bénéficient des granulats extraits sur les fonds marins de l'estuaire, or cette activité d'extraction peut endommager les nourriceries, d'où une situation de conflit mitigé entre la construction et les nourriceries.

b) Organisation du problème

La deuxième étape de la démarche INTEGRAAL vise à structurer le problème de choix social en termes d'acteurs (les parties prenantes de la problématique considérée), de catégories d'enjeux de performance (ex. : la pérennité des services écosystémiques, la viabilité et la rentabilité économique, l'acceptabilité sociale, etc.) et d'options d'actions à mettre en œuvre (options technologiques, régimes de gouvernance, mécanismes d'incitation à évaluer). Cette étape repose à la fois sur une étude approfondie de terrain (dont des entretiens) et de la littérature.

Les options d'actions à mettre en œuvre sont détaillées ci-dessus au Chapitre IX. Il s'agit du scénario sans mesures de restauration (BAU) et des deux scénarios de restauration de nourriceries subtidales peu profondes. La première option de restauration consiste à faire reposer la charge des coûts de restauration exclusivement sur les responsables directs de la destruction des nourriceries : les activités portuaires. Le second scénario de restauration vise à partager les coûts entre responsables directs et indirects : les activités portuaires, les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, le secteur de la pêche professionnelle, ainsi que les autres secteurs primaires et secondaires bénéficiant des services portuaires pour le transport de marchandises par voie d'eau.

Pour évaluer la performance des mesures de restauration, ces deux scénarios sont ensuite comparés au scénario BAU. Les enjeux de performance de chaque scénario sont quantifiés en termes d'efficacité écologique. Cette efficacité s'exprime en surface de nourriceries ainsi qu'en biomasse totale de la population de soles produite par l'estuaire de la Seine. Les enjeux de performance sont également quantifiés en termes de rentabilité économique des secteurs identifiés à l'Etape 1. Cette rentabilité est chiffrée par l'excédent brut d'exploitation (les bénéfiques). L'acceptabilité sociale est quantifiée par le nombre d'emplois. La performance macroéconomie régionale est, quant à elle, chiffrée par le Produit Régional Brut, un indicateur du niveau de la production économique et des revenus produits en Haute-Normandie.

La problématique des nourriceries peut donc se structurer suivant 5 catégories d'acteurs, 3 scénarios de mesures et 5 critères d'évaluation que sont les enjeux de performance. Cette structure peut être représentée par trois tableaux (un par scénario) de 25 cellules chacun, avec, en colonne, les 5 critères d'évaluation et en ligne les 5 catégories d'acteurs.

c) Représentation du système

La troisième étape vise à mobiliser des outils pour la représentation du système et des solutions. Cette étape consiste à produire des moyens de représentation de la situation et des options de mesures envisageables. Il s'agit, selon le cas, d'outils d'analyse diagnostique en écologie territoriale, de modèles I-O, d'analyses de cycle de vie, de cartes, de systèmes d'indicateurs pour représenter le système économie-environnement aux échelles adaptées, etc.

Dans le cas de l'exemple illustré ici, l'outil utilisé pour représenter le système et les solutions possibles à la dégradation des nourriceries est le modèle ECO. Ce modèle I-O permet de résoudre en partie certaines controverses et incertitudes identifiées à la première étape. Les résultats du modèle présentés au Chapitre X montrent que, malgré l'absence de mesures de réduction de l'effort de pêche, des scénarios de restauration permettent une hausse significative du stock marin de soles produit dans l'estuaire de la Seine. Cela signifie qu'en termes d'efficacité écologique, l'estuaire de la Seine améliore sensiblement son service écosystémique de support de vie assuré par les habitats de nourriceries. En outre, les surfaces de nourriceries restaurées peuvent attirer des oiseaux limicoles qui se nourrissent d'invertébrés logés dans la vase. Les surfaces restaurées assurent par conséquent un double service écosystémique de support de vie pour les poissons et pour les oiseaux. Il est cependant vrai que l'impact sur le secteur de la pêche n'est, lui, pas très élevé étant donné que les soles migrent au sein de l'ensemble de la Manche-Est. Les gains de soles produits dans l'estuaire de la Seine sont donc dilués dans un espace beaucoup plus grand. Le service d'approvisionnement en ressources halieutiques n'est, par conséquent, pas grandement amélioré. Les associations de protection de l'environnement comme la Maison de l'Estuaire pourraient toutefois argumenter qu'il est difficile qu'un seul estuaire parvienne, par des activités de restauration, à augmenter significativement la population de toute la Manche-Est. Chacune des neuf zones côtières et estuariennes de la Manche-Est (Figure 15) devrait fournir sa part dans l'effort de restauration pour que l'effet se fasse ressentir dans les captures de pêche.

Il faut également noter qu'une incertitude persiste en raison d'un manque de données, incertitude que le modèle ECO ne peut pas résoudre. Il s'agit du manque de données concernant les 8 espèces de poissons¹⁶⁵ commerciaux autres que la sole, qui utilisent également les nourriceries comme habitats. En conséquence, le service écosystémique d'approvisionnement en ressources halieutiques

¹⁶⁵ Il s'agit des espèces suivantes : bar (*Dicentrarchus labrax*), flet (*Platichthys flesus*), plie (*Pleuronectes platessa*), tacaud (*Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*), merlan (*Merlangius merlangus*), sprat (*Sprattus sprattus*), hareng (*Clupea harengus*) et limande (*Limanda limanda*) (Ifremer, 1999).

est nettement sous-estimé par le modèle. Il en découle que les résultats économiques du modèle doivent être considérés comme une valeur plancher. D'autant plus que d'autres services écosystémiques n'ont pas été inclus. C'est le cas des services de protection contre les inondations, de support de vie pour les oiseaux ou encore des services culturels comme la pêche de loisir et la chasse. Or, les retombées directes et indirectes de la pêche de loisir et de la chasse génèrent une rente économique qu'il ne faut pas sous-estimer (ex. : consommation d'hôtels et restaurants, achat de matériel de pêche, etc.).

Cet exemple volontairement simplifié est destiné à illustrer la manière dont un modèle I-O environnementalisé peut résoudre en partie une incertitude à l'origine d'une controverse. Par exemple, le modèle ECO montre que l'argument initial invoqué par les secteurs portuaires contre la Maison de l'Estuaire et les pêcheurs (voir exemple de l'Etape 1) nécessite d'être nuancé. En effet, bien que l'effort de pêche constitue un facteur prépondérant dans la diminution des populations marines de poissons, la restauration de surfaces de nourriceries n'est pas sans effet même en l'absence de mesures de réduction de la pression de la pêche. Si, après la simulation du modèle ECO, les ports souhaitent toujours s'opposer à la restauration de nourriceries sur des surfaces importantes, ils devront invoquer d'autres arguments. Par exemple, celui de leur rentabilité financière voire de leur viabilité financière.

Le modèle ECO peut être utilisé pour éclaircir l'enjeu de performance lié à la rentabilité et à la viabilité financière. Les résultats du Chapitre X montrent en effet que si les ports assument seuls la charge de la restauration de surfaces importantes de nourriceries subtidales (24,38 km²), leur perte de bénéfice par rapport à un scénario sans mesures de restauration serait de 43%. Ce, même en étalant les travaux et le financement de la restauration sur une période de 11 ans. Ce constat ouvre un débat sur la possibilité de partager les coûts avec les responsables indirects des destructions de nourriceries. Cette question est discutée au Chapitre X.

Un autre débat qui pourrait être soulevé par la présentation des résultats du modèle ECO concerne l'acceptabilité sociale des mesures de restauration. Les résultats montrent que si les entreprises et les industries se comportent comme supposé dans le modèle, c'est-à-dire en répercutant les coûts de restauration pour moitié sur leurs bénéficiaires et pour moitié sur le budget consacré au paiement des salaires, la perte d'emploi par rapport à une situation sans mesures (scénario BAU) pourrait être de 0,5% (avec une marge d'incertitude pouvant aller jusqu'à 5,8% de perte d'emploi). Est-ce acceptable pour les travailleurs de Haute-Normandie ? D'autant plus que cela ne signifie pas que l'emploi diminue entre l'année de référence (2007) et l'horizon de temps de la simulation (2015). Sur l'ensemble de cette période, l'emploi augmenterait de 7,0%. Cependant, en l'absence de mesures de restauration, il aurait augmenté de 7,5%.

d) Délibération

La quatrième étape consiste à mobiliser les acteurs pour une évaluation multicritère des options d'actions. L'objectif vise à réunir les acteurs dans le cadre défini de l'Etape 2 (5 catégories d'acteurs, 5 enjeux de performances et 3 options d'actions) afin que chacun évalue les options envisagées par rapport aux enjeux de performance ou d'acceptabilité. Pour ce faire, recourir à une matrice de délibération se révèle très utile. Il s'agit d'une méthodologie utilisée pour structurer les différents critères d'évaluation, les outils d'analyse et les indicateurs décrivant les scénarios de mesures ainsi que les notes d'évaluation données par chaque acteur. Cette structure est essentielle car elle facilite le processus de participation, met en évidence les compromis à faire et, *in fine*, initie le processus de négociation inévitable dans le cadre des problématiques incertaines et controversées. Un tel processus est par exemple essentiel dans le cas de l'estuaire de la Seine car, comme il a déjà été mentionné plus haut, la restauration de surfaces importantes de nourriceries génère une situation d'incertitude et de controverse élevées.

L'équipe de recherche du laboratoire REEDS de l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines a créé une Matrice de Délibération en format informatique dénommée KerBabelTM. Sa version en ligne, dénommée kerDST, contribue à engager les acteurs dans un processus de dialogue et de négociation autour des avantages et inconvénients des options technologiques, des régimes de gouvernance et des mécanismes d'incitation en mobilisant une gamme plus ou moins large d'indicateurs. L'intérêt de la Matrice de Délibération réside dans sa capacité à croiser les trois composantes du problème de choix social structuré à l'Etape 2. Ces trois composantes constituent les trois axes de la Matrice de Délibération :

- 1^{er} axe : les options d'actions envisagées et destinées à être comparées sont décrites à travers l'axe des scénarios.
- 2^{ème} axe : les scénarios sont évalués par rapport aux enjeux de performance qui constituent, chacun, un critère d'évaluation (ex. : attractivité financière, performance énergétique et environnementale, qualité d'habitat, profil socioéconomique, etc.).
- 3^{ème} axe : les catégories d'acteurs chargés d'évaluer les scénarios en fonction de chaque critère (plusieurs acteurs de la même catégorie peuvent chacun introduire leur propre évaluation dans la Matrice de Délibération).

Les trois axes sont représentés sur les trois arêtes d'un cube. Le croisement de chacun des trois axes est représenté sous la forme d'une cellule sphérique de couleur dans la Matrice de Délibération (Figure 38) : l'acteur *x* juge le scénario *y* sur base du critère d'évaluation *z*. Plusieurs niveaux d'approfondissement successifs s'offrent alors aux participants de l'évaluation pour effectuer leurs jugements. La matrice offre trois possibilités distinctes aux acteurs d'exprimer un jugement :

(1) Colorer la cellule, par exemple en vert pour « performance acceptable », jaune pour « performance médiocre » et rouge pour « performance inacceptable ».

(2) Colorer la cellule en justifiant leur jugement au travers d'un commentaire (enregistré sur papier ou en ligne).

(3) Colorer une cellule en fonction d'un panier d'indicateurs utilisés pour justifier leur jugement. Ces indicateurs sont utilisés pour décrire un enjeu de performances propres à un scénario suivant différentes perspectives. Il est possible d'accorder une couleur à la valeur prise par l'indicateur (jugement normatif) suivant le même code de couleurs que celui susmentionné. En outre, un poids relatif peut être donné à chaque indicateur du panier. Un scénario d'action n'est par conséquent pas seulement évalué en fonction de différents critères. Au sein d'un même critère l'évaluation peut être désagrégée en fonction de différents indicateurs décrivant l'enjeu de performance couvert par le critère.

Par exemple, la Figure 39 illustre le cas où, pour un scénario donné, l'acteur 1 évalue l'enjeu 4 à l'aide de 3 indicateurs. Il répartit la pondération comme suit : indicateur 1 = 50%, indicateur 2 = 25% et indicateur 3 = 25% (voir cellule « Power »). La raison de cette pondération peut provenir, par exemple, de son manque de confiance dans la capacité des indicateurs 2 et 3 à refléter l'enjeu de performance de manière fiable. Etant donné que l'indicateur 1 et 3 se voient attribuer une couleur rouge (performance évaluée par l'indicateur 1 et 3 jugée inacceptable), et l'indicateur 2 une couleur jaune (performance jugée comme médiocre), 75% de la cellule est remplie par la couleur rouge. En conséquence, l'acteur 1 juge que, sur base des indicateurs permettant de décrire l'enjeu de performance 4, le scénario d'actions considéré est majoritairement inacceptable.

Une fois les jugements réalisés, la Matrice devient le support de dialogue et de délibération entre les acteurs sur le problème. La méthode de la Matrice de Délibération a été utilisée depuis 2002 dans

divers contextes en France et à l'étranger. Le rapport de recherche REEDS donne une vision complète de ces expériences (Raharinirina et O'Connor, 2010).

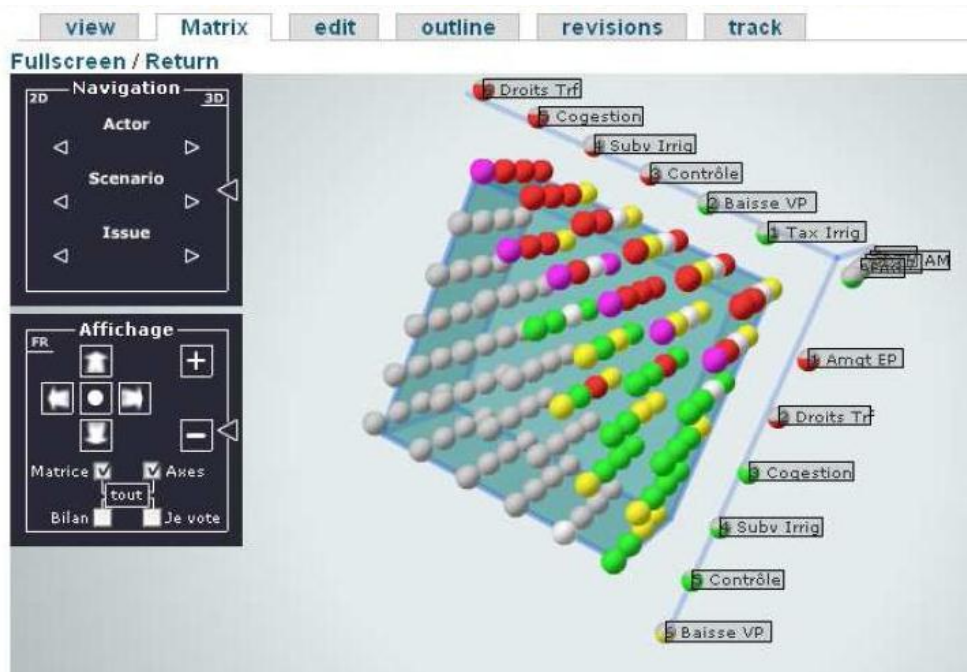


Figure 38. Matrice de Délibération kerDST et ses trois axes : scénarios d'actions, critères d'évaluation, acteurs chargés d'évaluer.

Source : IACA/C3ED (Ex-REEDS) (2006).

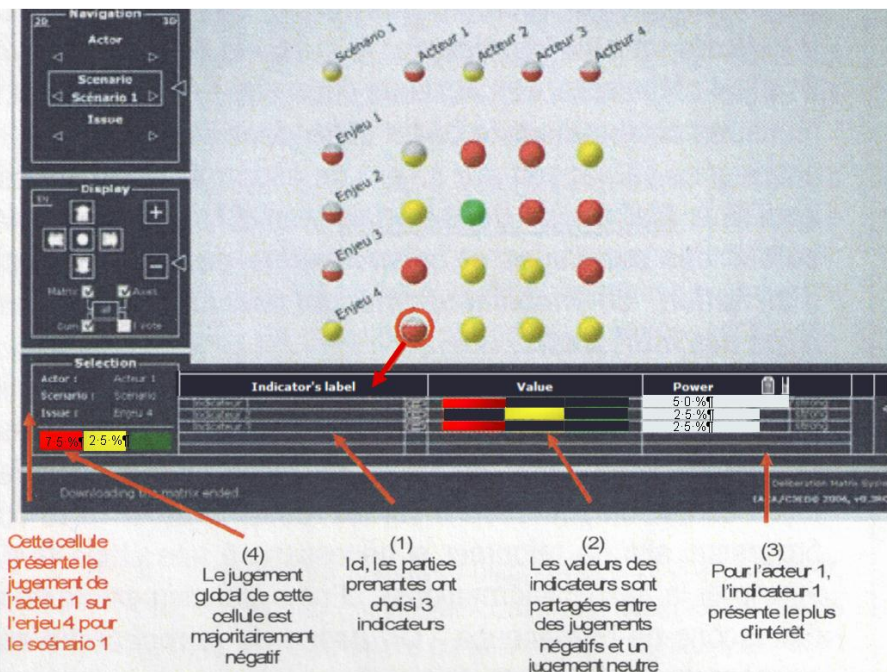


Figure 39. Tranche de la Matrice de Délibération kerDST pour un scénario montrant l'évaluation de l'acteur 1 en fonction du critère de l'enjeu 4 sur base de 3 indicateurs.

Le cube de la Matrice de Délibération représenté à la Figure 38 peut être manipulé dans l'espace de façon à ce que chacune de ses tranches montre soit un scénario différent, soit un critère différent, soit un acteur différent. Dans le premier cas, cela signifie que les sphères de couleur d'une même tranche représentent l'ensemble des évaluations effectuées par chaque acteur (en ligne) en fonction

de chaque critère (en colonne). Ce type de tranche par scénario est réalisé pour l'exemple de l'estuaire de la Seine du Tableau 49 au Tableau 51 présentés ci-dessous. Les enjeux de performances figurant dans ces tableaux sont mesurés à l'aide des indicateurs du modèle ECO à l'horizon de temps 2015. Les valeurs des indicateurs sont présentées et discutées en détail au Chapitre X. Les cellules du tableau ont été colorées en s'imaginant dans la peau des acteurs, en essayant de garder à l'esprit leurs intérêts, leurs objectifs et leurs contraintes.

Scénario sans mesures de restauration (BAU)

Surfaces de nourriceries :

Le Tableau 49 représente le scénario sans mesures de restauration (BAU). Le remplissage des cellules propres aux raffineries de pétrole et aux ports du Havre et de Rouen a été réalisé en supposant qu'il est dans l'intérêt de ces secteurs d'affirmer que les surfaces de nourriceries atteindront un niveau acceptable (couleur verte) dans le scénario sans mesures de restauration (BAU). Cependant, au vu de l'évolution des indicateurs de surfaces de nourriceries, une telle affirmation, si elle venait à être communiquée au grand public, pourrait sérieusement mettre leur crédibilité en jeu. En effet, le graphique de la Figure 51 montre que même si les surfaces de nourriceries sont susceptibles d'augmenter légèrement en passant de 112 km² en 2004 à 118 km² en 2015, l'on est encore loin des 128 km² présents à la fin des années 1970-début des années 1980. Or les acteurs locaux ont exprimé leur souhait de retrouver l'équivalent des surfaces de nourriceries présentes à cette période (AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004c). En outre, le Schéma des pertes de surfaces de nourriceries entre 1834 et 2004 de la Figure 16 relativise quelque peu l'importance de la surface de 118 km² en 2015. Comparée aux 182 km² présents en 1834, cette surface de 2015 représente bien peu de chose. C'est probablement la raison pour laquelle les raffineries de pétrole et le port du Havre et de Rouen seraient susceptibles de colorer en jaune (performance médiocre) la cellule du critère correspondant aux surfaces de nourriceries dans le cadre du scénario BAU. En outre, ces deux secteurs ne sont pas forcément opposés à restaurer les nourriceries puisque cela peut contribuer à améliorer leur image de marque. L'opposition se situe donc sur la quantité à restaurer, pas sur le principe.

Concernant le secteur de la construction, on pourrait s'attendre à ce que celui-ci colore sa cellule en rouge étant donné que ce sont des entreprises de ce secteur que l'on engage pour assurer les travaux de restauration de surfaces de nourriceries. Il est par conséquent dans son intérêt de souligner le manque de surfaces de nourriceries. Cependant, le secteur de la construction bénéficie de l'extraction de granulats trouvés sur les fonds marins (Figure 24). Or cette activité d'extraction peut endommager les surfaces de nourriceries. En conséquence, un conflit interne au secteur peut se présenter. Les entreprises qui bénéficient des granulats se positionneraient plutôt contre la préservation des nourriceries alors que celles qui seraient impliquées dans les travaux de restauration se positionneraient en faveur de la préservation ainsi que de la restauration. C'est la raison pour laquelle nous avons coloré la cellule en jaune, une couleur intermédiaire.

Population de soles de l'estuaire :

Étant donné que la sole fait, avec la plie et le merlan (ICES, 2008), partie des trois espèces en danger en Manche-Est, nous supposons que tous les secteurs jugent ce critère inacceptable dans le scénario sans mesures de restauration.

Bénéfices sectoriels :

Étant donné les prévisions de croissance à l'horizon 2015 en France (voir Tableau 44), probablement qu'aucun secteur ne s'aventurerait à prévoir l'évolution tendancielle de ses bénéfices comme acceptable. Le Tableau 44 montre que la croissance annuelle de la demande finale des ménages

devrait varier entre 0,3% et 1,5% entre 2008 et 2015. Cela représente une croissance annuelle bien inférieure à celle de la période 2005-2007 qui s'élevait en moyenne à 2,5% juste avant que la crise économique des subprimes n'atteigne l'Europe. Il en est de même pour l'investissement, sa croissance annuelle devrait varier entre -6,8% et 3,1% sur la période 2008-2015 alors que sa valeur annuelle moyenne 2005-2007 s'élevait à 5,1%. Au vu de pareilles prévisions économiques, la Maison de l'Estuaire pourrait difficilement juger la rentabilité financière des secteurs économiques représentés au Tableau 49 comme acceptable. Tout au moins, elle pourrait la juger comme médiocre. En ce qui concerne les ports du Havre et de Rouen, étant donné l'extension portuaire du port du Havre réalisée dans les années 2000 et les extensions envisagées par le port de Rouen, on peut se demander si ce secteur ne va pas moins souffrir de la crise que le reste de l'économie. En effet, il devrait capter une part plus importante du trafic international de marchandises. Quant aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, ils devraient bénéficier de l'extension du port du Havre également. C'est la raison pour laquelle nous avons supposé que ces deux catégories d'acteurs pourraient colorer leur cellule en jaune et non pas en rouge. Nous avons par ailleurs supposé que les secteurs de la pêche et de la construction subiront de plein fouet les effets de la crise.

Nombre total d'emplois :

Etant donné le climat économique peu favorable faisant suite à la crise des subprimes et vu que le Tableau 44 ne semble pas montrer une reprise significative d'ici 2015 (à l'exception des exportations), il est probable que la situation de l'emploi s'améliorera peu, voire pas du tout. Nous avons, par conséquent, posé l'hypothèse que les acteurs évalueraient le scénario BAU pour le critère de l'emploi total dans la région de manière identique au critère du Produit Régional Brut (voir ci-dessous).

Une exception cependant, l'évaluation des acteurs représentant le secteur de la pêche. Bien qu'il leur soit demandé d'évaluer la situation de l'emploi total dans la région, ils pourraient être influencés par la situation de l'emploi dans leur propre secteur, une réalité sociale qu'ils rencontrent au quotidien et qui leur parle sans doute plus qu'un agrégat économique régional. Or, le nombre d'emplois dans le secteur de la pêche chute chaque année de 1,2%¹⁶⁶. C'est ce qui explique qu'ils pourraient colorer la cellule en rouge au lieu du jaune choisi par les autres acteurs.

Produit Régional Brut :

Le Produit Régional Brut est un indicateur global de la production économique et des revenus générés en Haute-Normandie. Etant donné la situation de faible croissance (peut-être légèrement plus favorable pour les ports et les raffineries que pour les pêcheurs et le secteur de la construction), il se pourrait que les acteurs évaluent ce critère à un niveau intermédiaire, d'où la couleur jaune. Une exception toutefois, le secteur de la pêche qui pourrait colorer sa cellule en rouge pour les mêmes raisons que celles susmentionnées pour le critère de l'emploi : les conditions défavorables vécues par ce secteur qui le pousserait à un pessimisme général.

¹⁶⁶ Calculé sur la période 1999-2007 à l'échelle de la France sur base des données Supply-Use d'Eurostat (2009).

Tableau 49. Scénario sans mesures de restauration (BAU) : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.

		CRITERES D'EVALUATION (ENJEUX DE PERFORMANCE)					
		EFFICACITE ECOLOGIQUE		RENTABILITE FINANCIERE	ACCEPTABILITE SOCIALE	PRODUCTION ECONOMIQUE GLOBALE	
CATEGORIES D'ACTEURS		Surface de nourriceries (km ²)	Population de soles de l'estuaire (tonnes)	Bénéfices sectoriels (M€ ₂₀₀₇)	Nombre total d'emplois (nombre d'individus)	Produit Régional Brut (M€ ₂₀₀₇)	
		Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon	Jaune	Rouge	Jaune	Jaune	Jaune
		Ports du Havre et de Rouen	Jaune	Rouge	Jaune	Jaune	Jaune
		Pêcheurs professionnels et de loisir	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge
		Maison de l'Estuaire	Rouge	Rouge	Jaune	Jaune	Jaune
		Secteur de la construction	Jaune	Rouge	Rouge	Jaune	Jaune

Note : cellules vertes : performance acceptable ; cellules jaunes : performance médiocre ; cellules rouges : performance inacceptable.

Scénario de restauration des nourriceries avec coûts de restauration assumés par les ports

Surfaces de nourriceries :

Le Tableau 50 représente le scénario avec mesures dans lequel les coûts de restauration des nourriceries sont pris en charge uniquement par les ports. La surface totale restaurée est relativement élevée (24,38km²) en comparaison de la surface totale restaurée par le passé (1,5 à 2 km²). D'autant plus que ce niveau de restauration conduit à retrouver les conditions qui régnaient en 1895, alors que les acteurs, dans les scénarios les plus ambitieux, ne demandent qu'un retour aux conditions de la fin des années 1970-début des années 1980 (AESN-DIREN Haute-Normandie, 2004c). Il en résulte que la plupart des acteurs devraient juger les mesures de restauration comme étant acceptables. Deux exceptions peut-être : le secteur de la pêche et celui de la construction. Le premier pourrait juger que les mesures de restauration sont inacceptables étant donné leur faible impact sur les prises de poissons. Le second pourrait prétexter que la restauration est médiocre dans l'espoir de se voir octroyer de nouveaux contrats de restauration. C'est typiquement le genre d'intérêts cachés qu'une matrice de délibération peut mettre en évidence.

Population de soles de l'estuaire :

La hausse de la population de poissons pêchés n'est pas directement proportionnelle à l'augmentation des surfaces de nourriceries restaurées dans l'estuaire de la Seine. Cela est dû au fait que le stock de poissons produit par l'écosystème marin de l'estuaire est dilué par leur émigration depuis l'estuaire vers le reste de la Manche-Est. C'est la raison pour laquelle nous avons posé l'hypothèse selon laquelle la plupart des acteurs attribueraient une évaluation légèrement plus défavorable (couleur jaune) au critère d'efficacité écologique mesuré par la population de soles qu'à celui mesuré par les surfaces de nourriceries. Car, si la restauration des nourriceries améliore très significativement la contribution de l'estuaire de la Seine au stock total de soles en Manche-Est, encore faudrait-il, pour que cela ait un impact significatif sur le stock total, que les 8 autres zones côtières et estuariennes de Manche-Est localisées dans le nord de la France et le sud de l'Angleterre (Figure 15) assument également leur part de responsabilité et entreprennent des mesures similaires.

Deux exceptions toutefois : le secteur de la pêche et celui de la Maison de l'Estuaire. Concernant le premier, nous avons supposé que l'impuissance de l'estuaire de la Seine à améliorer le stock total en Manche-Est était difficile à admettre, surtout au vu de l'ampleur de la surface restaurée. C'est ce qui explique la coloration rouge de sa cellule, une manière d'exprimer l'insuffisance de la mesure et de suggérer, pourquoi pas, des mesures de restauration supplémentaires en Haute-Normandie ainsi que dans les régions côtières voisines (Basse-Normandie, Picardie et Nord-Pas-de-Calais). Quant au second secteur faisant exception, la Maison de l'Estuaire, même si la restauration des surfaces de nourriceries n'améliore pas significativement le stock total de poissons de Manche-Est, il augmente de manière très significative la surface de zones de séjour pour les oiseaux limicoles. Le service écosystémique de support de vie pour ces espèces est par conséquent pleinement rempli. Cela contribue en outre à augmenter un service écosystémique de type culturel : la chasse. C'est la raison pour laquelle nous imaginons que la Maison de l'Estuaire serait sans doute plus optimiste et pourrait colorer la colonne de la population de soles en vert.

Le secteur de la construction, lui, colore sa cellule en jaune pour les mêmes raisons que celles mentionnées quant au critère des surfaces de nourriceries.

Bénéfices sectoriels :

Au Tableau 50, les coûts de restauration des nourriceries sont assumés par les ports uniquement. Il est par conséquent très probable que, s'ils étaient impliqués dans le processus de délibération simulé ici, ils remettraient une évaluation défavorable pour le critère de rentabilité financière. C'est ce qui explique que leur cellule soit colorée en rouge. Quant aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, bien qu'ils n'assument pas de coûts directement associés à la restauration, les pertes financières subies par les ports les amènent à devoir réduire leur consommation d'intrants intermédiaires en produits pétroliers raffinés. En outre, une part importante de la consommation totale en produits pétroliers raffinés dépend de la consommation finale des ménages haut-normands. Or, le modèle ECO suppose que le secteur portuaire licencie une partie de son personnel ou propose des conventions collectives de réductions salariales dans le but d'éviter le déclin de l'activité portuaire haut-normande face à la concurrence. Cela génère une baisse des revenus des ménages, ce qui se répercute sur leur consommation d'essence, de mazout et de diesel. C'est la raison pour laquelle la cellule correspondant aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon est colorée en jaune (pas en rouge car la Figure 36 montre que la perte de bénéfices pour ce secteur reste modérée).

Le secteur de la pêche est susceptible de colorer sa case de manière identique au scénario BAU (Tableau 49) car, comme il a déjà été mentionné ci-dessus, la restauration de nourriceries dans l'estuaire de la Seine ne permet pas d'augmenter significativement les prises de pêche en Manche-Est. Il en découle que la situation du secteur de la pêche ne se trouve pas améliorée. Or la situation de ce secteur n'est pas très florissante. Sur la période 1999-2007, ses bénéfices à l'échelle nationale ont stagné¹⁶⁷ en termes réels (déduction faite de l'inflation).

Le secteur de la construction, lui, voit sa cellule colorée en vert car les activités de restauration lui assurent des rentrées financières conséquentes. Son bénéfice augmente de 10,1% (Figure 36) par rapport au scénario BAU évalué au Tableau 49.

¹⁶⁷ La croissance annuelle moyenne de l'excédent brut d'exploitation du secteur de la pêche en France ne s'élève qu'à 0,3% sur la période 1999-2007 (calculs propres sur base des données Supply-Use d'Eurostat (2009)).

Nombre total d'emplois :

Certains pourraient nourrir l'espoir que les mesures de restauration de nourriceries améliorent la situation de l'emploi total dans la région. Ce n'est cependant pas ce que montre le modèle ECO. La surface restaurée n'est pas suffisante pour affecter tout une économie régionale. Il en découle que la très légère hausse des prises de pêche ne se reflète pas de manière significative dans l'emploi généré par le secteur de la pêche. Quant aux autres services écosystémiques susceptibles d'accroître l'emploi, ils ne sont pas inclus dans le modèle.

En conséquence, nous avons posé l'hypothèse selon laquelle le secteur privé (raffineries) exprimerait sa déception face à l'incapacité des mesures de restauration à améliorer l'emploi total dans la région. Cependant, comme les coûts de restauration ne génèrent pas non plus une baisse importante de l'emploi, la déception reste modérée et le secteur privé pourrait colorer sa cellule en jaune. Ce jugement comporte cependant deux exceptions : le secteur de la construction et le secteur portuaire. Il va de l'intérêt du premier de soutenir les programmes de restauration des nourriceries. C'est pourquoi le secteur de la construction ne doit pas trop se montrer satisfait des mesures de restauration afin de souligner la nécessité de ne pas s'arrêter là. Concernant le secteur portuaire, il pourrait considérer que le modèle sous-estime les risques de diminution d'emploi et ne tient pas suffisamment compte de l'effet d'entraînement du port dans la région sur la création d'emplois. Si les ports sont affaiblis par les coûts de restauration et qu'ils ne parviennent pas à faire face à la concurrence, ce sont tous les secteurs associés aux ports du Havre et de Rouen qui pourraient s'effondrer : les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, la chimie, la métallurgie, la construction automobile et le transport par voie d'eau (voir Encadré 8). En conséquence, les acteurs représentant les ports du Havre et de Rouen pourraient colorer les cellules de l'emploi régional en rouge.

Quant à la Maison de l'Estuaire, elle se baserait plutôt sur l'argument qui consiste à dire que ce n'est pas le rôle des activités de restauration de résoudre les problèmes d'emploi de Haute-Normandie. En conséquence, si la restauration ne crée pas de dommage significatif à l'emploi régional, c'est à considérer comme un atout de la mesure. Le modèle ECO estime en effet que les coûts de restauration affectent l'emploi très faiblement puisque les pertes d'emploi liées aux licenciements dans le secteur portuaire sont en partie comblées par les gains d'emploi dans le secteur de la construction (secteur qui est financé pour réaliser les travaux de restauration). C'est sur la base de cet argument que nous avons coloré en vert la cellule de la Maison de l'Estuaire.

Produit Régional Brut :

L'argumentation concernant le Produit Régional Brut est identique à celle de l'emploi. En outre, tout comme pour l'emploi, les activités de restauration génèrent un coût global sur l'économie régionale qui est très faible. Par conséquent, le PRB diminue peu entre le scénario BAU et les scénarios de restauration. C'est pourquoi les cellules de la colonne correspondant au critère du PRB sont colorées de manière identique au critère de l'emploi.

Il est cependant possible que la prise en compte des services écosystémiques omis dans le modèle ECO montre qu'en réalité, les scénarios de restauration génèrent une augmentation du PRB. Il en découlerait une évaluation de ce critère par les acteurs toute différente. Les cellules jaunes et rouges de la colonne correspondant à ce critère pourraient, dans ce cas, passer au vert.

Tableau 50. Scénario avec mesures de restauration et coûts assumés par les ports : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.

		CRITERES D'EVALUATION (ENJEUX DE PERFORMANCE)				
		EFFICACITE ECOLOGIQUE		RENTABILITE FINANCIERE	ACCEPTABILITE SOCIALE	PRODUCTION ECONOMIQUE GLOBALE
CATEGORIES D'ACTEURS		Surface de nourriceries (km ²)	Population de soles de l'estuaire (tonnes)	Bénéfices sectoriels (M€ ₂₀₀₇)	Nombre total d'emplois (nombre d'individus)	Produit Régional Brut (M€ ₂₀₀₇)
	Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon					
	Ports du Havre et de Rouen					
	Pêcheurs professionnels et de loisir					
	Maison de l'Estuaire					
	Secteur de la construction					

Note : cellules vertes : performance acceptable ; cellules jaunes : performance médiocre ; cellules rouges : performance inacceptable.

Scénario de restauration des nourriceries avec coûts de restauration partagés

Le Tableau 51 montre l'évaluation du scénario de mesures de restauration dans lequel les coûts de restauration des nourriceries sont partagés entre les responsables directs (les ports) et indirects (les secteurs utilisant les services portuaires). Etant donné que les surfaces restaurées et le coût total de restauration sont identiques au scénario de restauration dans lequel seuls les ports assument la charge des coûts, l'évaluation présentée au Tableau 51 est identique à celle du Tableau 50. Sept cellules font cependant exception : trois dans la colonne des bénéfices sectoriels, deux dans celles du PRB et deux dans celle de l'emploi total régional.

Bénéfice sectoriel :

Etant donné que dans le scénario avec partage des coûts, les ports assument une charge financière beaucoup plus faible dans la restauration, leurs bénéfices sont considérablement plus élevés que dans le scénario de restauration sans partage des coûts. L'évaluation par les acteurs portuaires pour le critère correspondant aux bénéfices sectoriels passe, par conséquent, de la couleur rouge à la couleur jaune. A l'inverse, la charge des coûts assumés par les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon augmente considérablement. L'évaluation que cette catégorie d'acteurs fera de ses bénéfices sectoriels sera très probablement négative. La couleur de leur cellule passe donc du jaune ou rouge.

Par ailleurs, la Figure 36 montre que le secteur des mines souffre énormément des coûts de restauration. Son bénéfice tombe sous zéro, ce qui représente un endettement. De plus, les ports ne sont pas totalement épargnés non plus ; en effet, bien que leur situation soit plus enviable que dans le scénario de restauration sans partage des coûts, ils perdent 10% du bénéfice qu'ils auraient pu atteindre dans le scénario sans mesures de restauration. Trois secteurs atteints, dont un qui s'endette, cela peut donner l'impression d'une mesure quelque peu apocalyptique par rapport au scénario de restauration dans lequel seuls les ports étaient touchés. C'est la raison pour laquelle

nous avons imaginé que la Maison de l'Estuaire donnerait une note « inacceptable » (rouge) au scénario de restauration avec partage des coûts pour le critère de la rentabilité financière.

PRB et emploi total régional :

Dans ce scénario, ce sont les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon qui assument une part considérable de la charge des coûts de restauration. L'emploi et la production de valeur ajoutée sont lourdement affectés dans ce secteur. Il en découle que, pour les mêmes raisons que les ports du Havre et de Rouen dans le scénario de restauration précédent, les raffineries colorent en rouge les cellules correspondant à l'emploi et au PRB.

Tableau 51. Scénario avec mesures de restauration et coûts partagés : évaluation multicritère et multiacteur hypothétique en Haute-Normandie.

CRITERES D'EVALUATION (ENJEUX DE PERFORMANCE)						
CATEGORIES D'ACTEURS		EFFICACITE ECOLOGIQUE		RENTABILITE FINANCIERE	ACCEPTABILITE SOCIALE	PRODUCTION ECONOMIQUE GLOBALE
		Surface de nourriceries (km ²)	Population de soles de l'estuaire (tonnes)	Bénéfices sectoriels (M€ ₂₀₀₇)	Nombre total d'emplois (nombre d'individus)	Produit Régional Brut (M€ ₂₀₀₇)
	Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon					
	Ports du Havre et de Rouen					
	Pêcheurs professionnels et de loisir					
	Maison de l'Estuaire					
	Secteur de la construction					

Note : cellules vertes : performance acceptable ; cellules jaunes : performance médiocre ; cellules rouges : performance inacceptable.

e) Communication des résultats et recommandations

La cinquième étape vise à communiquer les résultats de l'étude auprès des acteurs ayant participé à la délibération mais aussi auprès du public de façon plus large. De manière itérative, il est possible de revenir sur les réussites et les ratés du processus afin de revenir si nécessaire à une étape antérieure (ex. : améliorer la base d'informations ou les outils d'analyse), et plus globalement de tirer des leçons de l'expérience. *In fine*, il s'agit de passer de la recherche au processus de décision.

Les résultats obtenus pour chaque catégorie d'acteurs aux Tableau 49, Tableau 50 et Tableau 51 ont été agrégés au Tableau 52 en supposant que les acteurs, dans une première itération de l'exercice de délibération, allouent une pondération égale à chaque critère. La moyenne des couleurs peut être calculée en remplaçant ces dernières par des chiffres (vert = 3, jaune = 2 et rouge = 1). Au final, les moyennes obtenues sont arrondies au nombre entier le plus proche (ex. : une moyenne de 1,8 serait arrondie à 2) sauf quand la moyenne des évaluations d'un acteur pour un scénario donné se situe à mi-chemin entre deux couleurs. Dans ce cas, la cellule est divisée de manière à prendre les deux couleurs : rouge et jaune pour une moyenne entre 1,4 et 1,6 et jaune et vert pour une moyenne entre 2,4 et 2,6. Cette règle est arbitraire et peut être modifiée par les acteurs s'ils le souhaitent.

Le résultat agrégé par scénario est présenté au Tableau 52. Il montre deux lignes de conflit d'usage de l'estuaire :

- La première ligne de conflit oppose la Maison de l'estuaire (et son allié, le secteur de la construction) aux ports du Havre et de Rouen ou aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon selon le scénario de restauration envisagé.
- La deuxième ligne de conflit est plus forte. Elle oppose les pêcheurs aux ports et aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon. Les premiers ne sont pas satisfaits des mesures de restauration puisque, pour qu'elles affectent les prises de pêche, il faudrait augmenter la surface totale restaurée. Les seconds peuvent difficilement accepter une surface restaurée plus grande au regard des coûts de restauration considérables qu'ils devraient prendre en charge.

Ces deux lignes de fracture reflètent un conflit d'usage de l'estuaire entre, d'une part, les acteurs qui utilisent les services écosystémiques de support de vie (habitats de nourricerie de poissons) et, d'autre part, ceux qui utilisent l'estuaire pour ses services écosystémiques d'approvisionnement en eau utilisée comme moyen de transport (importations et exportations par bateau).

Une manière de régler le conflit qui oppose la Maison de l'Estuaire, d'une part, et les ports et raffineries, d'autre part, est évoquée plus haut à la Section X.4. Il s'agit d'entamer une deuxième itération des étapes 1 à 5 de la méthode INTEGRAAL (Figure 37) pour évaluer un troisième scénario de restauration dans lequel ce ne sont plus seulement les responsables directs et indirects qui assument les coûts mais également les responsables indirects de troisième ordre. Il s'agit des secteurs des services qui bénéficient des produits fabriqués par les secteurs primaires et secondaires à partir d'importations transportées par voie d'eau. La charge des coûts par secteur étant mieux répartie, elle serait fortement allégée. Par conséquent, les acteurs invoqueraient moins d'arguments financiers et économiques pour rejeter un scénario de mesures de restauration. Ce type de compromis réalisé par les ports et raffineries, consistant à accepter la mesure de restauration à condition d'élargir l'allocation des coûts au secteur des services, est susceptible de faire émerger un scénario acceptable pour la majorité des acteurs.

En ce qui concerne le conflit qui oppose les pêcheurs aux ports ainsi qu'aux raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, le débat est délicat parce que les pêcheurs souhaitent augmenter la surface de nourriceries à restaurer. Or le coût de restauration étant très important, cela pourrait mettre en péril la viabilité financière et, par conséquent, l'existence des secteurs économiques impliqués dans la Matrice de Délibération. Ceci soulève la question de la légitimité des activités de ces secteurs. Certes, d'un côté ils sont à l'origine de la destruction de surfaces de nourriceries ainsi que de la biodiversité halieutique et avicole qu'elles abritent mais d'un autre côté, les ports et les secteurs qui y sont liés¹⁶⁸ génèrent 24% du PRB de la région Haute-Normandie ainsi que 19% des emplois directs et indirects (Chapitre XII.1).

Une solution éventuelle à ce conflit pourrait consister, dans la deuxième itération des étapes 1 à 5 de la méthode INTEGRAAL, à évaluer un quatrième scénario comportant des mesures de réduction des rejets polluants ainsi que de traitement des sédiments des nourriceries. Un nouveau critère correspondant à la qualité des eaux et des sédiments devrait être ajouté à la Matrice de Délibération. De nouveaux acteurs devraient être invités à participer. Il s'agirait des acteurs responsables des émissions polluantes dans la Seine de Haute-Normandie mais également en amont du barrage de

¹⁶⁸ Les secteurs dont l'existence dépendent directement de la présence des ports du Havre et de Rouen sont le secteur de la pêche, les raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon, la chimie, la métallurgie, la construction automobile et le transport par voie d'eau (AESN *et al.*, 2003).

Poses, c'est-à-dire dans la région parisienne. Un tel scénario est susceptible de déboucher sur une voie de compromis car comme Rochette *et al.* (2010) le montrent, la qualité des sédiments et de l'eau sont des facteurs prépondérants de la perte de capacité d'accueil des nurseries de poissons. Répartir les moyens entre l'augmentation des surfaces de nurseries et l'amélioration de leur qualité constitue, par conséquent, une bonne démarche de répartition plus équitable des coûts de restauration de la qualité environnementale entre les secteurs économiques et les régions.

Il est possible que lors de cette deuxième itération, d'autres solutions émergent et qu'une troisième itération soit nécessaire. Progresser ainsi, par étape, constitue une démarche d'évolution robuste dans des situations *ex ante* d'incertitude et de controverse (ce qui implique d'une façon ou d'une autre une perspective de négociation).

En fin de compte, la Matrice de Délibération sert souvent à réconcilier deux objectifs généraux mutuellement exclusifs : d'une part, la recherche de bien-être ou de profits immédiats par les acteurs et, d'autre part, l'objectif à long terme de la qualité de l'écosystème et des biens publics en général (Norgaard, 1988, 1994 ; O'Connor, 2002 ; Guimaraes Pereira et O'Connor, 1999 ; Fauchaux et O'Connor, 2005). Dans cette optique, il est possible qu'à un moment de la délibération, un acteur associatif comme la Maison de l'Estuaire invoque le fait que les ports ou les raffineries de pétrole devraient donner moins de poids au critère de la rentabilité financière qu'au critère de l'efficacité écologique car la première n'est affectée que de manière temporaire par les coûts de restauration. Une fois la période de restauration terminée, les secteurs économiques récupèrent leur niveau de bénéfice d'avant. Alors qu'à l'inverse, les scénarios de restauration apportent une amélioration des surfaces de nurseries qui est durable dans le temps (à condition qu'un processus de suivi soit mis en œuvre après la période de restauration).

Pour renforcer son argumentation, la Maison de l'Estuaire pourrait demander qu'un nouveau scénario soit évalué lors d'une troisième itération. Il s'agirait d'un scénario dans lequel l'horizon de temps de la simulation serait prolongé de 10 ans après la période de restauration, ce qui nous amènerait en 2025. Forcément, à cette période-là, les impacts sectoriels des coûts de restauration deviennent nuls puisque la période de restauration s'étend de 2004 à 2015. Il en découle que les désavantages économiques liés à la mesure de restauration disparaissent, alors qu'au contraire, les avantages écoystémiques, eux, perdurent. Ce scénario ne présenterait aucune diminution de bénéfices sectoriels dans le secteur portuaire ou les raffineries de pétrole, ni du PRB, ni de l'emploi total dans la région. Cela promet des cellules de couleur verte en plus grand nombre que lorsque l'horizon de temps de la simulation est fixé à 2015, c'est-à-dire une année durant laquelle les coûts de restauration sont encore à payer.

La réalité est cependant plus complexe que cela et elle est volontairement simplifiée ici pour le propos de l'illustration de l'usage du modèle ECO dans la Matrice de Délibération. Un scénario à 2025 est esquissé pour les critères d'efficacité écologique au Chapitre XII. On y montre que ces critères ne sont pas nécessairement stables dans le temps après que la période de restauration soit terminée (Figure 51).

Tableau 52. Evaluation finale par scénario en fonction de chaque acteur.

CATEGORIES D'ACTEURS		Scénario BAU	Scénario de restauration payée par les ports	Scénario de restauration avec coûts partagés
	Raffineries de pétrole et producteurs de gaz et de charbon	Jaune	Jaune	Rouge
	Ports du Havre et de Rouen	Jaune	Rouge	Jaune
	Pêcheurs professionnels et de loisir	Rouge	Rouge	Rouge
	Maison de l'Estuaire	Rouge	Verte	Verte
	Secteur de la construction	Rouge	Verte	Verte
	TOTAL	Rouge	Verte	Verte

Note : cellules vertes : performance acceptable ; cellules jaunes : performance médiocre ; cellules rouges : performance inacceptable.

XII. PERTINENCE DU CHOIX DES MESURES DE RESTAURATION DE NOURRICERIES DANS UNE ECONOMIE EN CROISSANCE

XII.1. Introduction

Dans le Chapitre X, nous nous sommes principalement attachés à montrer que l'impact économique de mesures ambitieuses de restauration des nourriceries potentielles pouvait se révéler faible à condition que le coût des mesures soit bien réparti entre les responsables directs et indirects des dégradations. Le terme « indirect » englobe ici deux types de responsables :

- i) les responsables indirects de deuxième ordre¹⁶⁹, c'est-à-dire les secteurs primaires et secondaires (secteur minier, raffineries de pétrole, etc.) qui bénéficient des services de transport par bateau rendus possible par les responsables directs (le port du Havre et de Rouen),
- ii) les responsables indirects de troisième ordre, c'est-à-dire les secteurs tertiaires qui bénéficient des marchandises transportées par bateau par les responsables de deuxième ordre (pétrole raffiné, gaz naturel, charbon, textiles, produits carriers, etc.).

Cependant, à aucun moment nous avons remis en question la pertinence des mesures de restauration. Cela ne signifie pourtant pas qu'il n'existe aucune autre mesure complémentaire ou plus adaptée. C'est ce que nous nous attachons à discuter dans ce chapitre.

Les mesures simulées à l'aide du modèle ECO visent la restauration des surfaces de nourriceries estuariennes détruites par un développement important des activités économiques dans l'estuaire de la Seine depuis la révolution industrielle (1850). Ce type de mesures n'a pas pour objectif de modifier le système de production économique. Les mesures de restauration sont uniquement destinées à « réparer » ce qui a été détruit. Ce constat nous amène à poser une question essentielle : si rien n'est modifié dans le système de production économique de la région, comment empêcher que les surfaces restaurées ne subissent le même processus de destruction que les surfaces détruites entre 1834 et 2004 (Figure 16) ? Et même si le suivi des surfaces restaurées assure leur préservation, comment empêcher que les gains de surfaces ne soient pas compensés par des pertes dans les zones non restaurées ? La Figure 40 montre le lien qui semblerait exister entre la production économique, estimé par le produit régional brut par habitant (PRB/hab.) de Haute-Normandie, et la surface totale de nourriceries dans l'estuaire de la Seine. Il semble qu'à mesure que le PRB/hab. croît, la surface de nourriceries décroît. Cependant, cette courbe est à prendre avec beaucoup de précaution car à l'heure actuelle l'état des données et les connaissances scientifiques ne nous permettent pas de quantifier la relation entre PRB/hab. et nourriceries de manière fiable : premièrement, le nombre d'observations est insuffisant (n=17 années) pour employer des techniques statistiques robustes ; deuxièmement, pour les surfaces de nourriceries, ce graphique a été construit sur base de 3 observations sur trois années ponctuelles (1978, 1995 et 2004), les 14 autres ayant été estimés en

¹⁶⁹ Le premier ordre regroupant les responsables directs.

supposant une évolution linéaire entre les dates observées (Cf. données du Tableau 53). En conclusion, le graphique de la Figure 40 ne doit pas être considéré comme une quantification précise de la relation entre croissance économique et surface totale de nourriceries. Il s'agit plutôt d'une hypothèse que nous proposons d'analyser afin d'entrevoir l'effet de la croissance économique sur les nourriceries et d'envisager des mesures éventuelles pour contrer cet effet.

Cette hypothèse semble pertinente dans la mesure où les activités portuaires (et les activités et infrastructures associées : ports, quais, digues, activité de dragage) sont les responsables directs de la destruction des nourriceries et contribuent à une part importante du PRB de Haute-Normandie. Premièrement le secteur portuaire et les six secteurs qui y sont liés – pêche, raffineries de pétrole et producteurs de gaz, chimie, métallurgie, construction automobile, transport par voie d'eau (AESN *et al.*, 2003) – représentent 12% du PRB de Haute-Normandie (effet direct)¹⁷⁰. Mais si l'on considère l'effet direct et indirect en même temps, c'est-à-dire qu'à la production directe de ces secteurs, l'on ajoute l'effet d'entraînement qu'ils peuvent avoir sur la production des autres secteurs (fournisseurs et sous-traitants) ainsi que sur la consommation des ménages (grâce principalement aux salaires), on constate que les ports et leurs secteurs associés constituent 24% du PRB.

Ce pourcentage a été calculé à l'aide du modèle ECO par une simulation dans laquelle le secteur portuaire a été entièrement retiré ainsi que les 6 secteurs pour lesquels la présence des ports constitue un facteur majeur de leur installation dans l'estuaire de Seine (voir Encadré 8). Pour ce faire, la demande finale F_i ¹⁷¹ pour les produits de ces secteurs a été mise à zéro dans la Use table. Leurs outputs ont également été mis à zéro dans la « Supply table ». Tout cela repose sur le principe qu'un secteur qui disparaît ne produit plus rien et qu'en conséquence les consommateurs finaux ne peuvent plus consommer des biens produits régionalement par ces secteurs. Les outputs sectoriels g_i ont ensuite été calculés suivant l'équation matricielle Eq. 92 et la valeur ajoutée est calculée comme à l'équation Eq. 135. Quant au PRB, il est calculé par l'approche des revenus comme suit (Eurostat, 2008) :

PRB =
 Salaires bruts
 +Autres taxes nettes sur la production
 +Excédent brut d'exploitation
 =valeur ajoutée brute aux prix de base
 + taxe sur les produits moins les subsides
 = Produit régional brut aux prix du marché

L'effet sur les pertes d'emploi et de bénéficiaires est prise en compte par les équations Eq. 96, Eq. 97 et Eq. 98. Leur effet sur la baisse consécutive de la demande des ménages a été pris en compte via l'équation Eq. 133 et Eq. 134.

Si l'on considère que la relation représentée par la courbe de la Figure 40 et l'hypothèse sur laquelle elle repose (causalité significative entre le PRB et la destruction des nourriceries) sont correctes, une première solution pour endiguer ce processus de destruction consisterait, a priori, à protéger les surfaces restaurées contre tout risque de dégradation ultérieure. Cela conviendrait bien pour prévenir les destructions directes, c'est-à-dire la colonisation de surfaces de nourriceries par l'installation d'infrastructures (ex. : la construction du pont de Normandie en 1988-1995 ou l'extension du port du Havre en 2002-2004). Cependant, comment empêcher les destructions indirectes dues à une modification des dynamiques hydro-sédimentaires causées par les activités de

¹⁷⁰ Calculé sur base de la Use table régionale de la Partie II (Tableau 41).

¹⁷¹ Demande finale : demande des ménages, des gouvernements et des ONG, exportations, variation de stocks et de valeurs, investissements en capital fixe.

dragage du chenal de navigation, la construction de digues, ou même les changements climatiques générés par les activités anthropiques ?

Si la construction de nouvelles infrastructures dans l'estuaire de la Seine cessait (ex. : chenalisation de la Seine par endiguement), les dynamiques hydro-sédimentaires atteindraient progressivement un équilibre et les surfaces de nourricerie se stabiliseraient (Cuvilliez *et al.*, 2009). Dans ce cas, seuls les impacts du changement climatique comme la montée du niveau marin ou des facteurs naturels comme par exemple une tempête ou des crues exceptionnelles pourraient modifier la répartition des surfaces de nourriceries. Mais il est difficile de prédire si cet équilibre sera bientôt atteint car l'avenir reste incertain quant à la construction de nouvelles infrastructures dans l'estuaire. Néanmoins, si l'on tire les enseignements de l'histoire, on constate que l'estuaire de la Seine n'a jamais cessé d'être modifié depuis 1850 jusqu'à aujourd'hui (Ducrotoy et Dauvin, 2008 ; Cuvilliez *et al.*, 2009 ; Rochette *et al.*, 2010). En conséquence, un arrêt de la construction de nouvelles infrastructures dans l'estuaire au cours du 21^{ème} siècle représenterait un changement historique de la trajectoire économique ascendante poursuivie par la Haute-Normandie depuis la révolution industrielle. Cela semble par conséquent peu probable à moyen terme. En tous cas, pas tant que les réserves pétrolières ne seront pas épuisées car les énergies fossiles constituent un moteur puissant de la croissance économique en général et particulièrement en Haute-Normandie. Presque un quart de l'économie de la région repose sur les activités portuaires et les secteurs qui y sont liés (voir Encadré 8). Or l'activité portuaire repose essentiellement sur le transport d'énergies fossiles comme le pétrole et le gaz naturel. En effet, deux-tiers des marchandises qui transitent par les ports de la région sont des énergies fossiles (Tableau 46). Puisque les spécialistes n'envisagent pas de baisse drastique de la production mondiale de pétrole avant 2040 ou 2100 (Maggio et Cacciola, 2009 ; Kontorovich, 2009 ; Sorell *et al.*, 2010)¹⁷², l'estuaire pourrait encore subir de fortes modifications au cours du 21^{ème} siècle.

A moins que le développement économique de Haute-Normandie puisse se poursuivre sans continuer de détruire les nourriceries estuariennes, à l'inverse de ce qui s'est produit dans le passé ? Autrement dit, serait-il possible de découpler le développement économique de la dégradation des nourriceries ? Cela signifierait que le progrès technologique permettrait de développer des installations portuaires qui ne perturbent pas les nourriceries. On pourrait aussi imaginer que les bénéfices de la croissance économique soient réalloués à la restauration des nourriceries. Cela dépendra de l'importance que l'on attribuera à la protection des écosystèmes et, en conséquence, des mesures de protection et de restauration que l'on engagera dans le futur.

Bien que cette question soit soumise à de nombreuses incertitudes, nous proposons une tentative de réponse dans la section suivante. Celle-ci montre que si des phénomènes de découplage ont pu être observés pour certaines ressources et polluants, des analyses globales sur l'ensemble des ressources ou des polluants montrent que par le passé, aucun découplage n'a pu être observé malgré les mesures mises en œuvre. Dans ce cadre, nous discutons dans la section suivante de la nécessité éventuelle de mesures de limitation de la croissance économique.

¹⁷² Les auteurs estiment que la production annuelle mondiale de pétrole commencera à chuter entre 2007 et 2030. Entre 2040 et 2100, elle aura diminué de moitié par rapport à 2009, ce qui représentera un niveau de production aussi bas qu'en 1970.

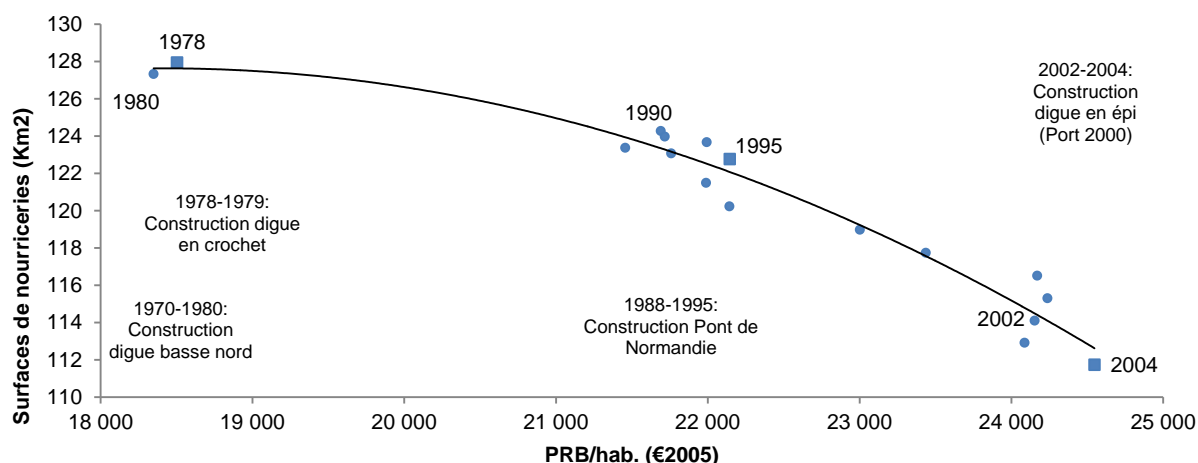


Figure 40. Evolution 1978-2004 des surfaces de nurseries à haute capacité d'accueil de juvéniles de sole (densité > 45 indiv./km²) en fonction du PRB par habitant (à prix constants en euros 2005).

Note : toutes les données 1978-2004 de PRB/hab. sont observées et proviennent d'EconStats (2007) et Insee (2009c) ; les carrés bleus sont des données observées de surfaces de nurseries pour 1978, 1995 et 2004 (Rochette *et al.*, 2010 ; Riou *et al.*, 2001) et entre ces dates, une évolution linéaire a été supposée pour 1978-1995 et une autre pour 1995-2004 (cercles bleus). Graphique élaboré sur base des données du Tableau 53.

Encadré 8. Importance des ports dans le PRB de l'estuaire de la Seine.

Le lien entre les infrastructures portuaires et le niveau de PRB de l'estuaire de la Seine est significatif. Si les ports et les 6 secteurs qui leur sont liés disparaissaient (pêche, raffineries de pétrole et de gaz, chimie, métallurgie, construction automobile, transport par voie d'eau), le modèle ECO montre que le PRB de la région Haute-Normandie chuterait de 24% (effets directs et indirects + prise en compte de la baisse de la demande des ménages¹⁷³).

Si l'on considère les ports isolément, ils ne représentent que 2,4% du PRB. Cependant, s'ils avaient été absents de l'estuaire, tout une série de secteurs ne seraient pas venus s'y installer. La présence de ports génère un effet de concentration sectoriel. Cela s'observe pour les secteurs qui utilisent des matières premières ou des produits intermédiaires dont le transport est caractérisé par un coût excessif comparativement à leur valeur unitaire. L'accès à un port permet un approvisionnement plus compétitif en matières premières de base (ex. : importations de pétrole et de minerai de fer). C'est dans cette logique que les raffineries de pétrole ainsi que les unités de chimie de base doivent être localisées à proximité des ports par lesquels arrivent les matières premières dont elles ont besoin (pétrole, gaz naturel, phosphates, etc.). Cela explique que la baie de Seine soit une zone d'industries chimiques puissantes (raffineries de pétrole et producteurs de gaz, pétrochimie, engrais, etc.). La localisation de ces unités contraint, à son tour, celle d'unités de transformation des produits chimiques minéraux et organiques : une unité de production de matières plastiques (PVC, polypropylène, polyéthylène...) est généralement située à côté de l'unité qui va l'alimenter en chlorure de vinyle, en éthylène, en propylène... (AESN *et al.*, 2003).

L'accès à un port permet également une ouverture sur des marchés extérieurs alimentés par mer comme c'est le cas pour le secteur des métaux non ferreux et de la sidérurgie qui bénéficient du secteur portuaire pour exporter leur produit intermédiaire (pièces d'acier, etc.). En parallèle, ils profitent également d'un accès facile à la matière première de base (ex. : minerais de fer et coke). Cela réduit leurs coûts de transport et augmente ainsi leur compétitivité sur le marché international. En outre, la présence d'industries métalliques génère une logique de regroupements intersectoriels : des unités de construction automobile, de traitement de surface et d'assemblage d'équipements mécaniques et électriques (AEME) viennent s'installer à proximité des unités de fabrication de produits métalliques intermédiaires qui entrent dans la fabrication de leur output.

¹⁷³ Si l'on omet l'effet de la baisse de la consommation des ménages, ce qui revient à poser l'hypothèse que les pertes d'emplois sont compensées par une allocation de chômage égale au salaire perdu, les effets directs et indirects se traduisent par une chute de 19% du PRB.

XII.2. Le découplage : mythe ou réalité ?

a) Evolution par paliers des pertes de nourriceries en fonction du PRB par habitant

En rassemblant les données sur l'évolution des surfaces de nourriceries de 1834 à 2004 ainsi que des données économiques pour la Haute-Normandie, nous avons tenté de reconstruire une courbe qui décrit l'évolution annuelle non plus des surfaces de nourriceries (Figure 40) mais de leurs pertes en fonction du PRB par habitant (Figure 41). Dans le premier cas, il s'agit de l'évolution d'un stock de surfaces alors que dans le second, il s'agit de l'évolution d'un flux. Le détail des données et des sources sur lesquelles nous nous sommes basés pour élaborer ce graphique sont renseignées au Tableau 53.

La Figure 41 suggère que l'évolution des destructions de surfaces de nourriceries évolue par paliers à mesure que le PRB/hab. croît. Il s'agit là d'un phénomène multifactoriel délicat à étudier car il est complexe et souffre d'un haut degré d'incertitude. Ce phénomène ne dépend pas seulement de la croissance du PRB par habitant mais aussi d'une série d'autres facteurs comme la composition du PIB, le type d'infrastructures portuaires construites, la montée du niveau marin, les crues exceptionnelles, les dynamiques physiques hydro-sédimentaires, etc.

L'existence supposée de ces paliers pourrait être expliquée comme suit. Les paliers suggèrent que l'économie de la Haute-Normandie se développe par à-coups. A un moment donné, les activités économiques ont exploité la totalité de la capacité de leurs infrastructures et doivent investir dans de nouvelles infrastructures pour continuer de croître. Ces infrastructures agissent par deux biais à la fois au détriment des surfaces de nourriceries : elles colonisent directement des espaces sur lesquels sont localisées les nourriceries et génèrent des modifications des dynamiques hydro-sédimentaires qui peuvent favoriser l'ensablement des nourriceries. Ces dernières peuvent, dans certains cas, se transformer alors en bancs de sables et évoluer en roselières, deux structures qui ne permettent plus d'assurer le service écosystémique de nourricerie.

Au sein des deux paliers (période 1980-1995 et 1996-2004), les destructions tendent à diminuer légèrement avec la croissance du niveau de vie moyen par habitant (en PRB/habitant). Cependant, si l'on étudie les deux paliers ensemble en se basant sur l'évolution au cours de l'ensemble de la période 1980-2004, aucun découplage n'est observé. Il n'y a ni découplage relatif (diminution des pertes annuelles de nourriceries par unité de PRB), ni découplage absolu (diminution des pertes annuelles de nourriceries même quand le PRB augmente) – distinguer la notion de découplage relatif et absolu est important car lorsque seul le découplage relatif est atteint, une croissance trop importante du PRB peut contrebalancer l'amélioration de l'efficacité du PRB en nourriceries et amener les pertes annuelles à augmenter (Jackson, 2009). Sur la période 1980-2004, les pertes annuelles de nourriceries par unité de PRB ont été multipliées par 2,57 en passant de 0,0103 km²/milliard €2005 en 1995 à 0,0265 km²/milliard €2005 en 2004 (Tableau 53). Et comme sur la même période le PRB a été multiplié par un facteur de 1,47, les pertes annuelles en surfaces de nourriceries (c'est-à-dire en valeur absolue) ont été multipliées par 3,81 (= 2,57 x 1,47) en passant de 0,31 km²/an en 1980 à 1,18km²/an en 2004.

Notons qu'un découplage absolu constitue une meilleure garantie d'amélioration environnementale qu'un découplage relatif puisque ce dernier peut se voir contrebalancé par une croissance trop importante du PIB. Cependant, selon que la problématique environnementale concerne un stock ou un flux, le découplage absolu n'a pas le même effet. Pour les flux d'émissions polluantes par exemple, un découplage absolu, même faible, apporte une amélioration environnementale. La qualité de l'atmosphère sera meilleure si les émissions industrielles annuelles sont réduites, quel que soit le pourcentage de réduction. Par contre, pour les stocks, un découplage absolu faible peut

mener à l'épuisement total du stock. Par exemple si les pertes annuelles de surfaces de nourriceries diminuent mais ne deviennent jamais nulles, cela signifie que chaque année la surface totale de nourriceries se réduit. En conséquence, la tendance à la destruction ralentit mais ne cesse pas. A terme, cela peut mener à une disparition totale du stock de nourriceries.

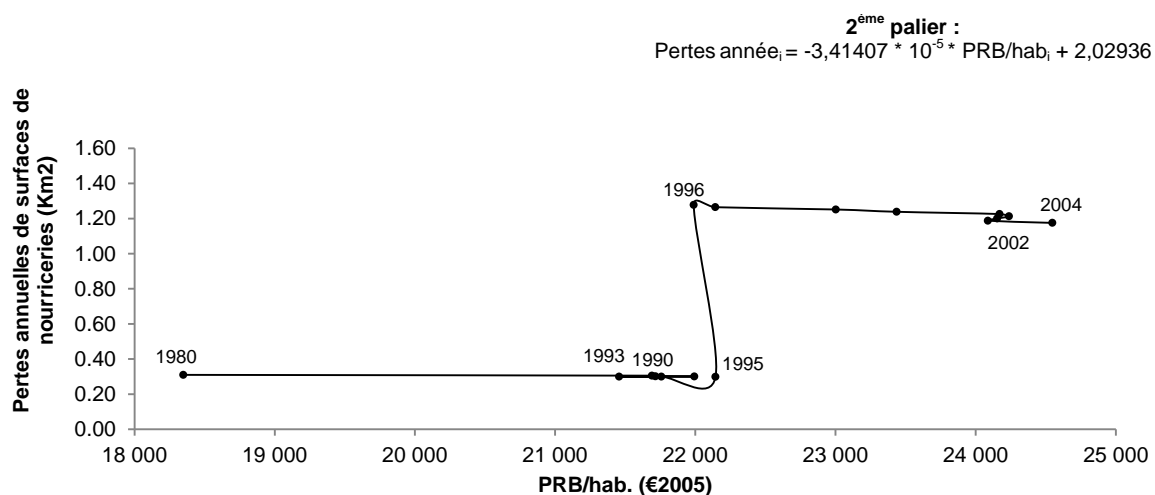


Figure 41. Evolution 1980-2004 des pertes annuelles de surface de nourriceries à haute capacité d'accueil de juvéniles de soles (densité >45 indiv./km²) en fonction du PRB/habitant en Haute-Normandie (en euros constants aux prix 2005).

Note : Les données de surfaces de nourriceries sont observées pour 1978, 1995 et 2004 (Rochette *et al.*, 2010 ; Riou *et al.*, 2001). Entre ces dates, une évolution linéaire a été supposée. Toutes les données de PRB/habitant de Haute-Normandie sont observées et proviennent d'EconStats (2007) et Insee (2009c). Graphique élaboré sur base des données du Tableau 53.

c) Fiabilité du calcul de la relation entre les pertes de nourriceries et le PRB par habitant

L'évolution par à-coups de la destruction des nourriceries en fonction de la croissance économique de Haute-Normandie est à considérer avec précaution car les données environnementales qui nous ont permis de mettre en évidence les paliers de la Figure 41 sont peu nombreuses. Pour l'évolution des surfaces de nourriceries dans le temps, nous ne possédons que 3 points observés : 1978, 1995 et 2004 ; par contre pour les PRB par habitant en Haute-Normandie, nous possédons des données très complètes pour chaque année entre 1975 et 2004. Pour élaborer la Figure 41, nous avons donc dû calculer les pertes annuelles de surface en supposant une évolution linéaire des surfaces de nourriceries entre 1978 et 1995 ainsi qu'entre 1995 et 2004. En raison du manque de données de surfaces de nourriceries, nous avons voulu vérifier la théorie de l'évolution par palier avec une autre série temporelle plus complète. Cette seconde série de données comporte 12 points d'observation entre 1978 et 2005. Elle montre qu'en lieu et place d'une évolution par palier, nous pourrions être en présence d'une évolution sous forme d'une sorte de parabole ou plus probablement d'une sinusoïdale irrégulière (Figure 42). Cela laisse supposer que les pertes annuelles fluctuent entre des pics et des creux au gré des dynamiques hydro-sédimentaires qui se modifient en fonction de l'installation d'infrastructures dans l'estuaire (ports, digues, ponts, etc.).

Cependant, ce second jeu de données présente un désavantage majeur : son échelle spatiale. Alors que le graphique de la Figure 41 couvre une zone de nourricerie à haute capacité d'accueil de 111,74 km² en 2004 (Rochette *et al.*, 2010), la série de 12 points d'observation ne couvre que la vasière nord, à savoir 3,2 km² en 2004 (Cuvilliez *et al.*, 2009). Or une surface d'aussi petite taille n'est pas représentative de la totalité des nourriceries à haute capacité d'accueil de l'estuaire.

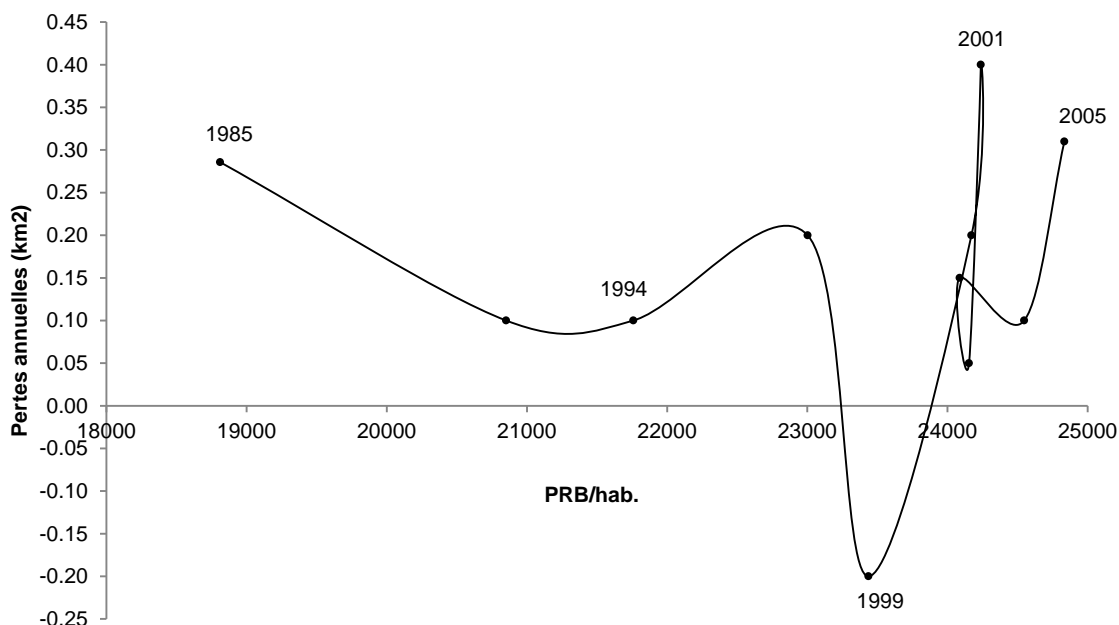


Figure 42. Evolution 1985-2005 des pertes annuelles en nourriceries intertidale au sein de la vasière Nord en fonction du revenu moyen par habitant.

Source : calculs propres sur base de données d'Antoine Cuvilliez *et al.* (2007), Econstats (2010), Insee (2010d, 1999a,b, 2005).

d) Faible découplage entre nourriceries et PRB pour la période 1996-2004

S'il n'est pas aisé de statuer sur la forme que prend l'évolution des pertes annuelles en surfaces de nourriceries (par paliers, en parabole ou en sinusoïdale), les deux séries de données nous permettent, en tous cas, d'aboutir à une même conclusion : il ne semble pas qu'un découplage absolu (ni même relatif) existe entre la perte de surfaces de nourriceries et la croissance économique. L'augmentation du niveau de vie moyen par habitant n'amènerait donc pas à une amélioration de la qualité environnementale pour l'indicateur « surfaces de nourriceries ».

Toutefois, et bien qu'il s'agisse probablement d'une hypothèse optimiste, nous ne pouvons pas écarter l'éventualité selon laquelle le découplage observé au second palier (1996-2004) représenterait la tendance à venir, par exemple parce que l'on pose l'hypothèse qu'il n'y aura plus de saut de palier comme en 1996. Cela signifierait que l'évolution des pertes en ressources naturelles, après avoir subi une augmentation à mesure que le PRB/hab. croissait (saut de palier de 1996), tend à présent vers une diminution à mesure que le développement économique suit son cours. Cependant, si cela se vérifie dans le futur, seule une faible partie de cette tendance pourrait être expliquée par une plus grande prise de conscience environnementale. En effet, les activités de restauration de nourriceries potentielles qui ont eu lieu dans le cadre de la construction du pont de Normandie (1988-1995) et de la digue de Port 2000 au Havre (2002-2004) ont probablement légèrement contribué à freiner la tendance à la perte de nourriceries en cours depuis le milieu du 19^{ème} siècle. Cependant cet effet doit être faible car il ne s'agissait au total que d'une action de restauration unique de l'ordre de 1,5 à 2,0 km². Or chaque année, en moyenne 1,14 km² de nourriceries sont détruites (Tableau 53). On peut se demander si les découplages relatif et absolu observés sur la période 1996-2004 ne s'expliquent pas par des modifications temporaires des dynamiques hydro-sédimentaires causées par la construction du Pont de Normandie et le projet d'extension du port du Havre, Port 2000. Quelle qu'en soit la cause, le découplage relatif des pertes de surfaces de nourricerie par rapport au PRB progresse assez lentement. Alors que l'intensité du PRB en perte de nourriceries atteint 0,0327 km²/Milliard €₂₀₀₅ en 1996, elle a diminué progressivement pour atteindre 0,0241 km²/Milliard €₂₀₀₅ en 2007 (Tableau 53). Cela représente une

diminution d'un facteur 1,357 de l'intensité du PRB en perte de nourriceries sur la période 1996-2007.

Une première question importante doit alors être posée. Cette réduction d'un facteur 1,357 de l'intensité du PRB sur la période 1996-2007 suffira-t-elle à diminuer l'impact environnemental sur la période ? Une manière d'aborder cette question consiste à appliquer une équation simplifiée qui relie les surfaces de nourriceries à l'intensité du PRB en pertes de nourriceries et au PRB (Victor, 2008) :

$$\Delta Nourriceries = Intensité_{PRB} \times PRB \quad \text{eq. 143}$$

Où :

- $\Delta Nourriceries$ = pertes annuelles de surfaces de nourriceries (ha)
- $Intensité_{PRB}$ = intensité du PRB en perte de surfaces de nourriceries (ha/M€2005)
- PRB = Produit Régional Brut

L'équation eq. 143 montre que si l'intensité du PRB en pertes de nourriceries diminue d'un facteur 1,357 sur la période 1996-2007, en toute logique, les pertes annuelles de surfaces de nourriceries devraient évoluer dans les mêmes proportions. Cependant, ce n'est pas ce que l'on observe dans l'estuaire de la Seine car sur la même période, le PRB a augmenté d'un facteur 1,211 en passant d'une valeur de 39.039 M€₂₀₀₅ en 1996 à 47.275 M€₂₀₀₅¹⁷⁴ en 2007. Au final, les pertes annuelles de surfaces de nourriceries ont donc diminué dans des proportions moindres que l'intensité du PRB, c'est-à-dire d'un facteur 1,12 seulement (=1,357/1,211) en passant d'une valeur de -1,28 km² à -1,14 km² (Tableau 53). Une partie des bénéfices de la diminution de l'intensité du PRB a donc été contrecarrée par la croissance du PRB. Cependant, cette croissance n'a pas compensé totalement la diminution de l'intensité du PRB, ce qui a permis durant la période 1996-2004, une légère réduction de l'impact environnemental estimé en termes de pertes annuelles de surfaces de nourriceries. L'estuaire de la Seine a donc connu un découplage relatif et un découplage absolu.

Arrivé à ce constat, une seconde question doit être posée : le faible découplage relatif et absolu observés dans l'estuaire de la Seine sur la période 1996-2004 sont-ils suffisants ? Et dans l'affirmative, suffisants pour qui et en vertu de quel critère ? C'est la question à laquelle nous tentons de répondre ci-dessous.

¹⁷⁴ PRB en euros constants aux prix de 2005.

Tableau 53. Evolution de la surface de nurriceries, du PRB et de la population sur la période 1978-2015 en Haute-Normandie (représentation graphique à la Figure 51).

	Haute-Normandie																				Résultats exploratoires				
		1 978	1 980	1 990	1 991	1 992	1 993	1 994	1 995	1 996	1 997	1 998	1 999	2 000	2 001	2 002	2 003	2 004	2 005	2 006	2 007	2 015 BAU	2025 BAU	2025 Restau. SANS Limite ⁱ	2025 Restau. AVEC limite ⁱ
a	PRB (M€2005)	29 994 ^a	30 055 ^a	37 745	37 980	38 637	37 826	38 478	39 256	39 039	39 367	40 942	41 791	43 229	43 468	43 413	43 374	44 286	44 921	45 489	47 275	53511 ^b	62476 ^b	62476 ^b	55408
b	PRB / hab. (€ 2005)^h	18 503	18 349	21 690	21 716	21 993	21 457	21 759	22 144	21 989	22 143	23 002	23 436	24 171	24 238	24 154	24 087	24 547	24 834	25 104	26 061	28 866 ^b	32850 ^b	32850 ^b	29134
c	Population (millier indiv.)	1621,0	1638,0	1737,2	1741,8	1746,4	1751,0	1755,6	1761,3	1765,8	1770,3	1774,9	1780,2	1784,7	1789,3	1793,9	1798,5	1803,1	1807,7	1812,4	1817,0	1853,8 ^d	1901,8 ^e	1901,8 ^e	1901,8 ^e
d	Surface nurricerie à haute capacité d'accueil (km²)^c	127,94	127,32	124,27	123,97	123,67	123,37	123,07	122,77	121,49	120,23	118,98	117,74	116,51	115,30	114,10	112,91	111,74	110,57	109,42	108,28	118,24 ^f	108,54 ^f	132,92	138,56
e = d_{t₂} - d_{t₁}	Pertes annuelles de nurriceries à haute capacité d'accueil (km²)^c	-	-0,31	-0,31	-0,30	-0,30	-0,30	-0,30	-0,30	-1,28	-1,26	-1,25	-1,24	-1,23	-1,21	-1,20	-1,19	-1,18	-1,16	-1,15	-1,14	+1,29	-0,91 ^g	-0,91 ^g	0,00
= e * 100 / (a/1000)	Intensité du PRB en pertes de nurriceries (ha/Milliard €2005)	-	-1,03	-0,81	-0,79	-0,78	-0,79	-0,78	-0,76	-3,27	-3,21	-3,06	-2,96	-2,84	-2,79	-2,76	-2,74	-2,65	-2,59	-2,53	-2,41	+2,42	-1,45	-1,45	0,00

Sources des chiffres en gras : Insee (2009c), Insee (2005), Insee (1999a), EconStats (2007), Rochette *et al.* (2010), Riou *et al.* (2001). **Sources des chiffres en italique :** estimations propres, calculs détaillés dans les notes ci-dessous.

Notes :

^a A défaut de données régionales pour 1978 et 1980, les PRB haut-normands ont été estimés en multipliant le PIB français respectivement en 1978 et 1980 par la part du PRB haut-normand dans le PIB français en 1990. Cela revient à poser l'hypothèse que cette part est restée constante entre 1978 et 1990.

^b Les PRB haut-normands en 2015 et 2025 ont été estimés en appliquant au PRB de 2007 le taux de croissance annuel moyen de l'économie de Haute-Normandie calculé sur la période 1995-2007 (a = 1,56%). Par exemple pour 2015, le calcul s'effectue comme suit : $PRB_{2015} = PRB_{2007} \times (1 + a)^{(2015-2007)}$. Ce taux de croissance correspond aux prévisions du FPB (2008) qui estime la croissance annuelle moyenne de la zone Euro à 1,6% pour la période 2008-2015. Pour le PRB/hab., il a été calculé en divisant les estimations de PRB pour 2015 et 2025 par la population estimée en 2015 et en 2025 de la troisième ligne.

^c Il s'agit de nurriceries de densité > 45 indiv./km². Les valeurs en noir et gras proviennent de Rochette *et al.* (2010) et Riou *et al.* (2001). Les autres valeurs ont été estimées en posant l'hypothèse suivante : évolution linéaire entre 1978 et 1995, évolution linéaire entre 1995-2004 prolongée jusqu'en 2007, évolution linéaire entre 2007 et la projection BAU 2015 (estimée sur base de prolongation de tendances du passé fortement corrigées sur base d'avis d'experts pour tenir compte des évolutions récentes des dynamiques hydro-sédimentaires dans l'estuaire).

^d La population de Haute-Normandie en 2015 a été estimée par Insee (2005).

^e La population en 2025 a été estimée en utilisant le taux de croissance annuel moyen sur la période 1999-2015 (0,26%) estimé par Insee (2005) : $pop_{2025} = pop_{1999} \times (1 + 0.0026)^{(2025-2015)}$

^f Les surfaces de nourriceries en 2015 ont été estimées en prolongeant les tendances du passé (en appliquant la moyenne des taux de croissance annuel moyen calculés sur les périodes 1834-2004, 1978-1995 et statu quo en 2004) avec corrections sur base d'avis d'experts pour tenir compte des évolutions récentes dans les dynamiques hydro-sédimentaires de l'estuaire (eq. 139, eq. 140, eq. 141). La valeur pour 2025 n'a pas fait l'objet de consultation d'experts. Nous avons posé l'hypothèse que la hausse de 2015 était due aux perturbations liées à la construction de la digue pour Port 2000 et qu'à partir de 2015, le système reprenait sa tendance généralisée à la baisse observée sur la globalité de la période 1834-2004. Les surfaces de nourriceries en 2025 ont été estimées en soustrayant à la surface de 2015, les pertes annuelles propres à chacune des années qui sépare 2025 de 2015. Pour le calcul des pertes annuelles, voir ci-dessous.

^g Les pertes annuelles de surfaces de nourriceries en 2015 et 2025 ont été estimées en posant l'hypothèse que la diminution des pertes annuelles suivra le même rythme que celui poursuivi entre 1996 et 2004. L'équation utilisée pour estimer ces pertes en fonction de l'année i est une régression linéaire simple entre le PRB/habitant (variable explicative) et les pertes annuelles de surfaces de nourriceries (variable expliquée). La régression est calculée sur la période 1996-2004. L'équation utilisée est celle de la Figure 41: $Perte\ année_i = -3,41407 * 10^{-5} * PRB/hab_i + 2,02936$.

^h Les valeurs de PRB/hab. en Haute-Normandie sont données par l'Insee (2009c) en prix courants et transformés en prix constants en euros 2005 grâce à l'indice d'inflation donné sur EconStats (2007). Seules les valeurs 1978 et 1980 étaient indisponibles et ont été calculées en divisant simplement la ligne a (PRB) par la ligne c (population).

ⁱ Le scénario 2025 Restau. SANS limite représente les résultats en 2025 du scénario de restauration de 24,38 km² de nourriceries potentielles entrepris sur la période 2004-2015. Les surfaces de nourriceries ont été calculées en ajoutant les 24,38 km² à la surface existante en 2015 et en utilisant l'équation de la Figure 41 pour calculer les pertes annuelles à soustraire chaque année pour obtenir au final la surface en 2025. La croissance économique suit le même cours que dans le scénario BAU (1,56% par an).

^j Le scénario 2025 Restau. AVEC Limite représente les résultats du scénario de restauration de 24,38 km² de nourriceries potentielles entrepris sur la période 2004-2015 auquel on ajoute une autre mesure, une croissance annuelle du PRB haut-normand de 2% entre 2007 et 2015. Ensuite, l'économie est maintenue à un régime stationnaire (« steady state economy ») et le PRB reste à une valeur constante de 55.408 M€2005. Les pertes annuelles de nourriceries et la surface de nourricerie sont calculées comme dans le scénario 2025 Restau. SANS limite à la seule différence que le PRB croît plus vite entre 2007 et 2015 (2%). En conséquence, les pertes annuelles diminuent plus vite. En outre, à partir de 2015 la croissance économique devient nulle donc les pertes annuelles aussi. Toutefois, nous les maintenons encore pendant 4 ans après 2015 pour tenir compte du temps que met l'estuaire pour atteindre l'équilibre hydro-sédimentaire après une perturbation anthropique. C'est pourquoi la surface de nourriceries est plus élevée que dans le scénario 2025 Restau. SANS limite.

e) Restaurer les nourriceries pour palier le faible découplage

La Figure 41 montre qu'avec la croissance économique, les pertes de surfaces de nourriceries par unité de PRB/hab. diminuent légèrement sur la période 1996-2004 (découplage relatif). Le Tableau 53 montre quant à lui que, sur cette période, les pertes annuelles de surfaces décroissent légèrement également (découplage absolu) malgré la croissance du PRB. Cependant, cette diminution suffira-t-elle par rapport aux objectifs environnementaux que l'on souhaite atteindre?

Premièrement, si les pertes annuelles diminuent mais ne deviennent jamais nulles, cela signifie que chaque année la surface totale de nourriceries se réduit. En conséquence, la tendance à la destruction ralentit mais ne cesse pas.

Deuxièmement, il faut tenir compte des objectifs fixés : quel estuaire souhaitent les acteurs locaux, quelle quantité de surfaces de nourriceries souhaitent-ils dans l'estuaire ? L'AESN-DIREN Haute-Normandie (2004b) et le Bipe et Gerpa (2007) ont construit un scénario de restauration des zones de nourriceries potentielles dans l'estuaire en concertation avec les acteurs locaux. Il est présenté brièvement ci-dessous.

Scénario « volontariste » des acteurs locaux : restauration de 6 km²

Ce scénario dénommé « volontariste » est le scénario de restauration le plus ambitieux envisagé par les acteurs locaux. Il constitue l'aboutissement d'un consensus atteint entre des représentants du monde industriel (ex.: port de Rouen), des scientifiques (ex.: Ifremer), des représentants des autorités publiques (ex.: Agence de l'eau Seine Normandie), des ONG – a.s.b.l. (ex.: La Maison de l'Estuaire), etc. En s'appuyant sur le scénario volontariste, l'estuaire « souhaité » consisterait à « [...] retrouver l'équivalent des surfaces de vasières présentes à la fin des années 70 et au début des années 80 » (Bipe et Gerpa, 2007). Pour cela, ils prévoient de restaurer un total de 6 km² de nourriceries intertidales potentielles (y inclus le km² restauré dans le cadre de Port 2000) sur la période 2005-2025. Si nous nous basons sur les données de Riou *et al.* (2001) et Rochette *et al.* (2010) du Tableau 53, un retour aux conditions de la fin des années 1970, cela signifie qu'en 2025, l'estuaire de la Seine devrait comporter environ 127,9 km² de nourriceries de densité supérieure à 45 juvéniles¹⁷⁵ de sole par km².

Si nous estimons les pertes annuelles futures en divisant la variation de surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil entre 2005 et 2025 par le nombre d'années sur cette période, cela fait une perte annuelle moyenne de 0,10 km² par an¹⁷⁶. Il en résulte que d'ici 2025, toute activité de restauration inférieure à une surface de 0,10 km² par an n'aura pour résultat que de ralentir la perte de nourriceries mais pas de l'empêcher. Une restauration de 6 km² entre 2005 et 2025, représenterait une restauration de 0,3 km² par an. C'est suffisant pour compenser les pertes annuelles. En effet, si à la surface totale de 110,57 km² en 2005, on retire les pertes annuelles (en tenant compte que ces pertes s'amenuisent d'années en années) et que l'on rajoute 0,3 km² restaurés chaque année entre 2005 et 2025, nous obtenons une estimation pour 2025 qui s'élève à 114,54 km². Cela représente une amélioration par rapport aux 108,54 km² attendus dans le scénario

¹⁷⁵ Juvéniles d'âge 0, c'est-à-dire inférieur à un an.

¹⁷⁶ Ce calcul est basé sur les données du Tableau 53. Il tient compte de la diminution des pertes annuelles en surfaces de nourriceries au cours du temps et de notre prévision d'une hausse des surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil entre 2005 et 2015 en réaction aux infrastructures de Port 2000 (digue en épi construite en 2003, etc.). Notons toutefois qu'après 2015, nous avons posé l'hypothèse que les pertes annuelles augmentent fortement. C'est ainsi qu'en 2025, les pertes annuelles s'élèvent à 0,94 km², soit 9 fois plus que la moyenne de 0,10 km² sur la période 2005-2025.

BAU (Tableau 53)¹⁷⁷. Néanmoins, ce n'est pas suffisant pour atteindre les 127,9 km² souhaités par les acteurs locaux. A cela il faut ajouter le fait qu'après 2015, les pertes annuelles pourraient fortement augmenter à nouveau si l'on suppose¹⁷⁸ que le déséquilibre des dynamiques hydro-sédimentaires engendré par les infrastructures de Port 2000 (digue en épi construite en 2003) sera atteint (voir Encadré 6). Cela signifie que les pertes annuelles de surfaces passeraient alors de 0,10km² à 0,91 km² (Tableau 53) si l'on se base sur l'hypothèse que les surfaces de nourriceries reprendraient la tendance du second palier, c'est-à-dire celui de la période 1996-2004 (Figure 41).

Scénario ambitieux : restauration de 24,38 km²

Ce scénario présenté au Chapitre X consiste à restaurer 25% des nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil perdues sur la période 1834-2004. Cela représente un total de 24,38 km² de nourriceries subtidales potentielles sur la période 2004-2015, soit une surface annuelle de 2,2164 km². Cette valeur est très nettement supérieure aux pertes annuelles moyennes calculées sur la période 2005-2025 (-0,10 km²). Avec un tel scénario de restauration, la surface de nourriceries à haut potentiel d'accueil passerait de 110,57 km² en 2005 à 142,62 km² en 2015 au lieu des 118,24 km² prévus dans le cas du scénario BAU (Tableau 53). Si à la surface totale restaurée en 2015, nous appliquons les pertes annuelles (en tenant compte du fait que ces pertes s'amenuisent d'année en année), nous obtenons une estimation¹⁷⁹ pour 2025 qui s'élève à 132,92 km². Soit une surface supérieure aux 127,9 km² souhaitée par les acteurs locaux. Notre scénario permettrait donc de répondre à la demande des acteurs locaux concernant un retour d'ici 2025 aux conditions de la fin des années 1970-début des années 1980. Il permettrait même de faire mieux puisque une surface de 132,92 km², cela correspond aux conditions qui régnaient aux alentours de 1921¹⁸⁰ (Figure 16).

Quel choix opérer entre les options « laisser œuvrer le découplage », « restaurer 6 km² » ou « restaurer 24,38 km² » ?

Sans mesure de restauration des surfaces de nourriceries, les faibles découplages relatif et absolu observés dans l'estuaire de la Seine sur la période 1996-2004 se révèlent insuffisants. En effet, la surface de nourriceries continue de décroître, or le stock total de nourriceries est limité et épuisable. Il se révèle également insuffisant car le découplage ne permet pas de répondre au souhait des acteurs locaux de retrouver les conditions de la fin des années 1970-début des années 1980 (voir l'étude de prospective participative réalisée par l'AESN-DIREN (2004b) et le Bipe et Gerpa (2007)).

Avec des mesures de restauration, ce découplage se révèle également insuffisant au regard du scénario de restauration envisagé par les acteurs locaux qui consistait à restaurer 6 km² de surfaces de nourriceries intertidales. Par contre, si l'on augmente considérablement la surface de restauration en passant à 24,38 km², l'on parvient à faire mieux que le souhait des acteurs locaux. Cependant, tout cela vaut pour des horizons de temps à 2025. Mais que se passera-t-il après ? Le découplage aura-t-il augmenté suffisamment pour éviter de voir la surface totale de nourriceries à haute capacité d'accueil diminuer malgré les mesures de restauration entreprises sur la période 2005-2025 ?

¹⁷⁷ Ce calcul a été réalisé en supposant que les surfaces évoluent entre 2005 et 2025 comme au Tableau 53 et en y rajoutant à la surface obtenue en 2025, la surface totale restaurée sur cette période (6km²).

¹⁷⁸ Cette supposition s'appuie sur l'article de Cuvilliez *et al.* (2009) qui spécifie que les infrastructures construites dans l'estuaire de la Seine génèrent un déséquilibre hydro-sédimentaire durant une période de l'ordre de 10 ans maximum après construction.

¹⁷⁹ Pour calculer la valeur de 2025, nous avons soustrait à la valeur de 2015 (142,62 km²) les pertes annuelles propres à chacune des 10 années qui séparent 2015 de 2025. Ces pertes ont été estimées par régression linéaire calculée sur la période 1996-2004 suivant l'équation de la Figure 41.

¹⁸⁰ 1921 : calculé sur base de données observées de surfaces de nourriceries en 1834, 1910 et 1978 (Tableau 39). Les surfaces entre ces trois dates ont été estimées par régression polynomiale du second degré.

f) Les mesures de restauration suffiront-elles pour l'après 2025 ?

Mesures d'accélération du découplage

Les mesures de restauration de surfaces permettent de corriger les dommages causés par les destructions directes, c'est-à-dire par la colonisation de nourriceries pour l'installation d'infrastructures (ex. : la construction du pont de Normandie en 1988-1995 ou l'extension du port du Havre en 2002-2004). Cependant, comment empêcher les destructions indirectes dues à une modification des dynamiques hydro-sédimentaires causées par les activités de dragage du chenal de navigation, la construction de digues, ou même les changements climatiques générés par les activités anthropiques ?

La restauration annuelle de surfaces supérieures à 0,10 km² (pertes annuelles moyennes entre 2005 et 2025) permet d'améliorer la situation en réduisant l'intensité du PRB en perte de nourriceries (et même à la transformer en gain puisqu'il y a augmentation et non plus réduction de surfaces). Mais la question essentielle reste « pour combien de temps ? » Une fois la période de restauration terminée, si le système estuarien reprend la tendance qu'il a toujours poursuivie depuis 170 ans (comme montré à la Figure 40 et Figure 16), le processus de dégradation reprendra son cours. Etant donné l'incertitude sur cette question et au vu de la tendance observée dans le passé, il serait prudent de compléter les mesures de restauration, qui sont des mesures dites « *end-of-pipe* », par des mesures « à la source » qui améliorent les processus de production économiques et accélèrent le découplage entre croissance économique et destruction de nourriceries. Il pourrait s'agir par exemple de mesures telles que (Tukker et Tischner, 2006 ; Tukker *et al.*, 2005 ; Huppés *et al.*, 2006 ; Victor, 2008 ; Jackson, 2009) :

- 1) Modifier la composition du PRB: par exemple réduire la consommation matérielle pour favoriser les consommations de service (sans substitution par les importations), ce qui permettrait de réduire les importations par bateau dont les infrastructures constituent un des principaux facteurs de destruction des nourriceries.
- 2) Augmenter l'intensité d'utilisation des produits : par exemple développer des produits à fonctionnalités multiples ou développer des systèmes de partage (co-voiturage en entreprises, médiathèques, autres systèmes de prêts et de locations) pour réduire la consommation matérielle et donc les transports de matières par bateau.
- 3) Améliorer l'efficacité environnementale de la production : déplacer le site de clapage des sédiments en mer (pour éviter une réaspiration vers l'intérieur de l'embouchure), améliorer l'efficacité énergétique des bâtiments pour réduire la consommation de combustibles transportés par bateau, améliorer l'efficacité des ports par une meilleure gestion du transbordement (pour accueillir le nombre actuel de bateaux par jour sur une superficie portuaire plus réduite), etc.

Cependant, ces mesures présentent des limites. Tukker *et al.* (2005) et Huppés *et al.* (2006) ont étudié les mesures de modification de la composition du PIB (point (1) ci-dessus). Plus précisément, il s'agissait d'évaluer les possibilités en Europe, de réduire différents impacts environnementaux (consommation de ressources énergétiques, écotoxicité, eutrophisation, pouvoir de réchauffement global, etc.) sur base d'un changement de la consommation des biens et services actuels vers les biens et services à l'impact environnemental le plus faible. Leurs résultats montrent que modifier la composition des produits consommés permettrait de réduire les impacts environnementaux d'un facteur 2 maximum. Meijkamp (2000) et Mont (2004) estiment, quant à eux, que l'augmentation de l'intensité d'utilisation des produits (point (2) ci-dessus) ne peut pas diminuer les impacts environnementaux d'un facteur de plus de 2 également – impacts chiffrés sur base des émissions de polluants toxiques ainsi que de polluants responsables des pluies acides et des changements climatiques (nickel, cadmium, hydrocarbures imbrûlés, NOx et CO₂).

En conséquence, cela ferait au total un facteur 4. En supposant que l'on puisse appliquer ce facteur aux nourriceries, cela signifierait qu'avec des mesures de modification de la composition du PIB et de réduction de l'intensité d'utilisation des produits, les pertes annuelles de surfaces de nourriceries mentionnées au Tableau 53 passeraient en 2007 de 1,14 à 0,28 km². Cela représenterait une amélioration environnementale conséquente mais cela signifie qu'il faudra perpétuellement restaurer au minimum 0,28 km² de nourriceries potentielles par an, si l'on ne veut pas que le stock total de nourriceries diminue. Or les coûts de restauration sont importants : 27.700.000 €₂₀₀₇ par km² de nourriceries potentielles intertidales (Port autonome du Havre, 2000) et 174.007.300 €₂₀₀₇ par km² de nourriceries potentielles subtidales (le second coût a été calculé à l'Encadré 7).

Certes, à cela il faudrait encore ajouter l'effet de l'amélioration de l'efficacité environnementale de la production (point (3) ci-dessus) comme par exemple l'amélioration de l'efficacité énergétique. Cela devrait accélérer la diminution des pertes annuelles de nourriceries (puisque une diminution de la consommation d'énergie réduirait le transport par bateau d'énergies fossiles, produits qui couvrent 66% des transports par bateau en estuaire de Seine - Tableau 46 ¹⁸¹). Cependant, certains auteurs attirent l'attention sur les améliorations technologiques et le management environnemental des entreprises. Trop se fier aux progrès technologiques et au management environnemental est dangereux : la croissance de l'économie risque, en outre, de contrebalancer les gains en intensité du PIB.

De plus, il n'est pas certain que le découplage absolu observé sur la période 1996-2004 à la Figure 41 se prolongera dans le temps. Autrement dit, il n'est pas certain que les pertes annuelles de nourriceries continueront de baisser à mesure que le PRB/hab. augmente. Peut-être que le saut de palier de l'année 1996 se répétera dans le futur. Ceci laisse planer le doute sur la réelle existence d'un découplage absolu. Celui-ci ne serait qu'une tendance passagère (et d'ailleurs très légère vu la faible pente de la droite du deuxième palier) en attendant le prochain saut de palier. Or certains auteurs confortent cette crainte. Par des analyses de problématiques environnementales à des échelles macroéconomiques, ils montrent que le découplage absolu n'est généralement qu'un mythe. Les résultats de ces études sont présentés succinctement dans les paragraphes suivants.

Découplage relatif : une réalité. Découplage absolu : un mythe

Pour rappel, un découplage relatif est une diminution des émissions polluantes (ou de la perte de ressources naturelles) par unité de PRB, ce qui représente une amélioration de l'intensité du PRB en polluants (ou en ressources naturelles). Un découplage absolu consiste en une diminution des émissions polluantes (ou de la perte de ressources naturelles) tout court, et ce, même quand le PRB croît. Lorsque seul un découplage relatif est observé mais pas un découplage absolu, cela signifie que bien que la destruction de ressources naturelles par unité de PRB diminue, si le PRB augmente plus vite que l'amélioration de l'intensité du PRB, la quantité de ressources détruites augmentera.

Par exemple, Jackson (2009) montre pour plusieurs pays que, bien que l'intensité du PIB en consommation matérielle directe ait diminué entre 1975 et 2000 (Figure 43), la croissance du PIB a plus que compensé cette amélioration. C'est pourquoi, en valeur absolue, la consommation matérielle a augmenté sur la période (Figure 44). C'est un exemple dans lequel un découplage relatif a été atteint grâce aux innovations technologiques, au recyclage et au management environnemental des entreprises mais pas un découplage absolu. Cet exemple n'est pas anecdotique : la consommation de matières est un indicateur relativement global qui prend en compte toute une

¹⁸¹ Ces 66% sont atteints en sommant le transport par bateau (flux interrégionaux et internationaux) de la catégorie de marchandises « coke, produits pétroliers raffinés, et combustibles nucléaires » et de la part des produits miniers (« Mining activities ») correspondant aux énergies fossiles (Tableau 46). Les produits miniers énergétiques couvrent les produits suivants : charbon, lignite, tourbe, pétrole brut, gaz naturel, minerais d'uranium et de thorium.

série de produits (extraction de minerais métalliques, de pétrole, de charbon, de sable pour la construction, etc.). En outre, d'autres indicateurs suivent la même tendance. Jackson (2009) démontre le même phénomène pour les émissions de CO₂ au niveau mondial.

Les graphiques de la Figure 43 et Figure 44 suggèrent que les progrès technologiques (amélioration de l'efficacité matérielle des processus de production et de consommation) sont une condition nécessaire à la soutenabilité mais manifestement non suffisante. Sinon, les consommations matérielles absolues de la Figure 44 auraient diminué avec la chute des consommations matérielles relatives de la Figure 43.

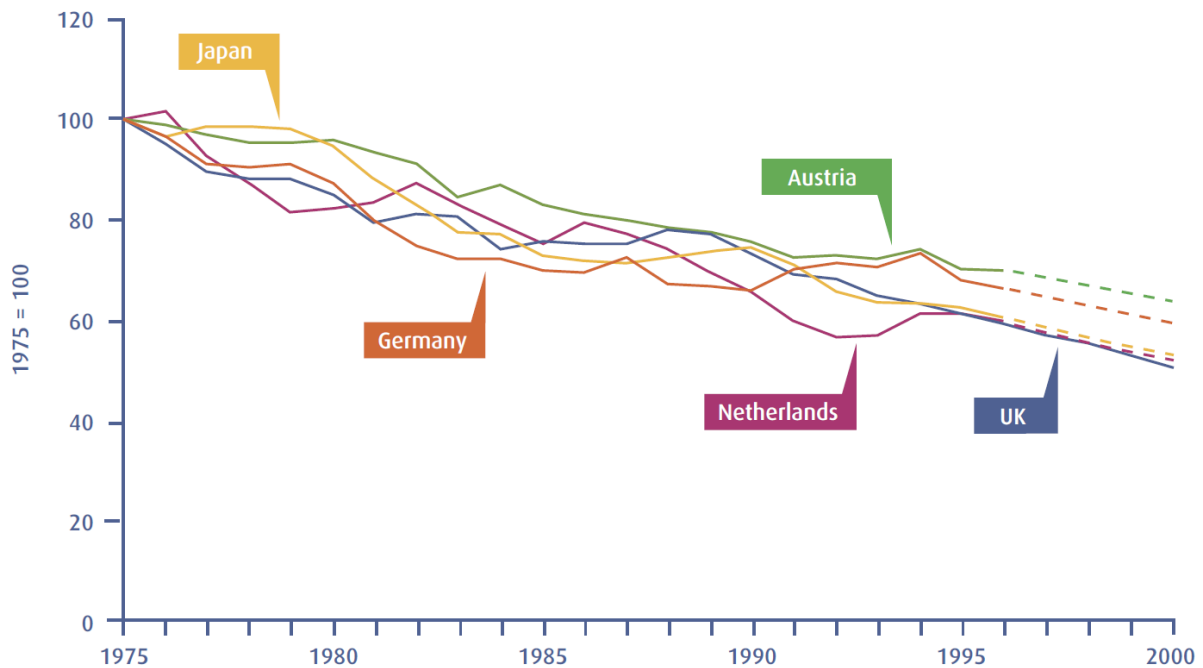


Figure 43. Consommations matérielles directes par unité de PIB dans 5 pays entre 1975 et 2000 (exprimées en base 100 = année 1975). Un découplage relatif est observé. Source : Jackson (2009).

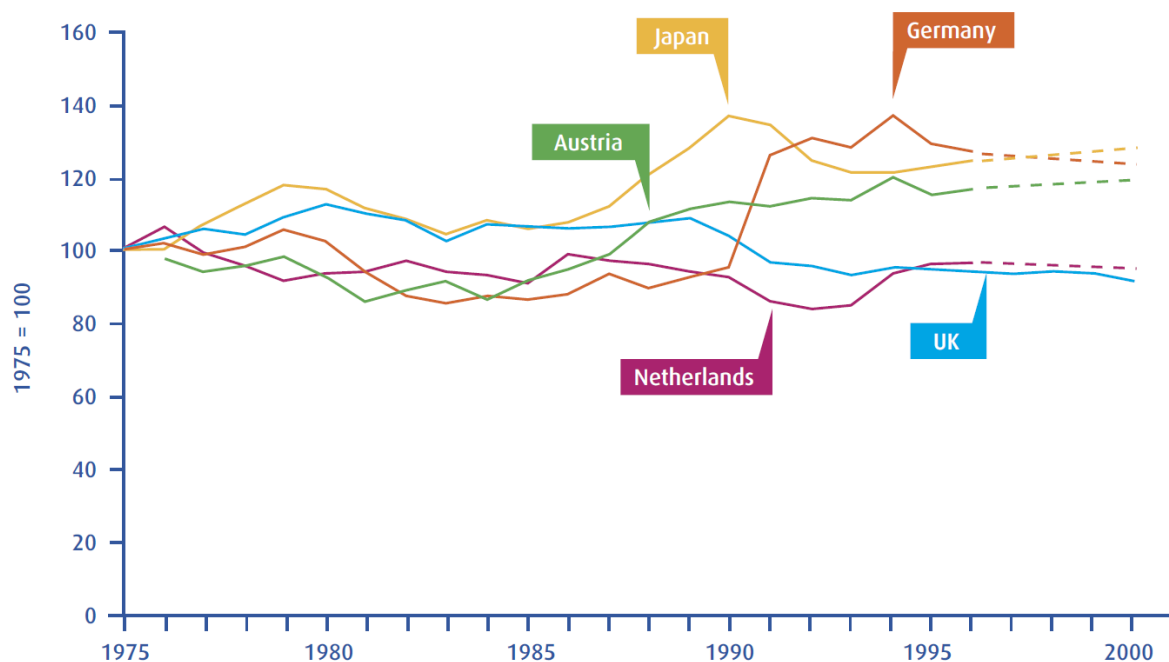


Figure 44. Consommations matérielles directes dans 5 pays entre 1975 et 2000 (exprimées en base 100 = année 1975). Aucun découplage absolu n'est observé. Source : Jackson (2009).

Un autre effet du même ordre, appelé « effet rebond », intervient également dans la compensation des améliorations liées aux progrès technologiques. Cet effet n'est pas neuf, il était déjà mentionné par William Stanley Jevons en 1865 au sujet du charbon (Jevons, 1866) : « *C'est une confusion totale des idées que de supposer qu'un usage économe des combustibles revienne à en réduire la consommation. En réalité, c'est le contraire qui se passe* ». Par exemple, le remplacement des ampoules à incandescences classiques, vendues dans les commerces, par des ampoules fluorescentes, aussi appelées « ampoules économiques », réduit la consommation des ménages en énergie électrique. Etant donné que cela réduira également leur facture énergétique, certains ménages pourraient être tentés de laisser allumer les lampes plus longtemps (Victor, 2008). Ayres (2005) a étudié les implications environnementales de l'augmentation de l'efficacité énergétique (consommation d'énergie par unité consommée ou produite). Il est arrivé à la conclusion que l'augmentation de l'efficacité énergétique et matérielle a rarement, si pas jamais, mené à une réduction de la consommation totale d'énergie et de matière. Haberl *et al.* (2006) arrivent à la même conclusion en se basant sur une analyse globale de données de 1700 à 2000. Sur base de données concernant la quantité de ressources naturelles extraites du sous-sol, la quantité d'énergie consommée et la quantité de terres utilisées, les auteurs arrivent à la conclusion suivante : « *jusqu'à présent du moins, toute augmentation de l'efficacité a toujours été contrebalancée par des augmentations de la consommation [de matière et d'énergie]* ».

Cette analyse globale n'empêche pas que des cas particuliers, à une échelle plus « microéconomique », puissent présenter une tendance différente. Par exemple, une amélioration de l'efficacité de consommation des voitures en essence pourrait générer une augmentation du nombre de kilomètres parcourus sans que cette hausse ne parvienne à compenser la baisse de la consommation en essence. Cependant, l'étude d'Haberl *et al.* (2006) suggère qu'à une échelle macroéconomique (en termes de consommation de ressources naturelles, d'énergie et de terres associées à tout type de biens et non plus seulement de voitures), un effet rebond systématique est observable.

En réalité, des phénomènes de découplage absolu n'ont été observés que pour un nombre restreint de polluants : CFC responsables du trou dans la couche d'ozone, dioxyde de soufre responsable des pluies acides, polluants des eaux de surface, fumées industrielles (Booth, 2004). Aucun découplage absolu n'a jamais été observé pour des indicateurs environnementaux plus agrégés couvrant un ensemble de processus de dégradation environnementale comme les émissions de gaz à effet de serre, l'extraction de ressources naturelles ou la perte de biodiversité (Booth, 2004).

C'est pourquoi Victor (2008) conclut que « *les améliorations technologiques peuvent réduire les impacts environnementaux mais trop s'y fier pourrait, un jour, nous en faire voir les limites* ». En conséquence, certains auteurs suggèrent de ne pas seulement se fier aux progrès technologiques pour améliorer l'efficacité matérielle et énergétique (et par là même, l'intensité CO₂eq. du PIB) mais aussi de se pencher sur le problème de la taille de l'économie. Il s'agit en d'autres mots de définir des limites à la croissance (Tukker, 2010 ; Victor, 2007 ; Jackson, 2009 ; Daly, 2009).

XII. 3. Limiter la croissance économique en complément au découplage : analyse exploratoire

Le Chapitre X présente des simulations de scénarios de mesures qui visent à restaurer les surfaces de nourriceries détruites dans la logique du pollueur-payeur, logique rendue légalement contraignante puisqu'elle apparaît dans la directive cadre « Stratégie pour le milieu marin » (European Parliament et Council, 2008). Cependant, il nous semble que cette logique n'est pas suffisante pour que le niveau de réparation des dommages soit satisfaisant. Outre des mesures de restauration ponctuelles destinées à réparer ce qui a été détruit, la gestion des nourriceries doit également s'opérer de

manière dynamique. C'est-à-dire que des mesures « à la source » doivent être prises régulièrement pour réagir aux évolutions du système économique et aux nouvelles pressions que celui-ci exerce sur les habitats de nourriceries. Ces mesures « à la source » doivent empêcher que les zones restaurées ne subissent le même sort de destruction que les surfaces perdues dans le passé, tant par colonisation directe que, de manière indirecte, par le biais de la modification anthropique des dynamiques hydro-sédimentaires. Elles doivent également empêcher que les surfaces restaurées soient compensées par des pertes ailleurs dans l'estuaire. Tout cela devrait, au final, contribuer à améliorer le faible découplage observé sur la période 1996-2004 entre croissance économique et destruction des nourriceries.

Cependant, des mesures « à la source » de ce type ne suffiront probablement pas : les mesures qui visent à accélérer le découplage ont leurs limites. Un découplage total est difficile à atteindre. Les pertes de nourriceries ne tomberont par conséquent jamais à zéro tant que l'économie continuera de croître. Il faudra, en conséquence, en permanence restaurer des surfaces pour compenser les pertes. En outre, il est probable que le découplage observé sur la période 1996-2004 ne soit que transitoire et qu'avec la croissance économique, de nouvelles infrastructures seront construites dans l'estuaire, ce qui pourrait déclencher un saut de palier et augmenter les pertes annuelles de nourriceries comme cela s'est déjà vu par le passé. C'est dans ce contexte que réfléchir à la pertinence de mesures de limitation de la croissance économique prend son sens. Une telle réflexion est l'objet de cette section.

a) Si le découplage absolu n'est qu'un mythe, faudrait-il limiter la croissance économique ?

Dans la Section précédente, nous remettons en question l'existence d'un découplage absolu entre la croissance économique et les pertes de surfaces de nourriceries. Il n'est en effet pas certain que le découplage absolu observé à la Figure 41 pour la période 1996-2004 ne sera pas suivi par un deuxième saut de palier comme ce fut le cas en 1996. Un tel saut pourrait survenir par exemple lors des extensions envisagées par le port de Rouen ou de l'éventualité de la construction de digues et autres infrastructures supplémentaires comme cela se produit de manière continue depuis 1834 (Figure 19). Cela signifierait que des découplages absolus (et relatifs) seraient observables uniquement durant des périodes transitoires (comme la période 1980-1995 à la Figure 41). Si cette hypothèse se vérifiait, l'observation d'échelles de temps plus longues (~50-100 ans), nous montrerait qu'en réalité, nous sommes soit en présence d'une augmentation des pertes annuelles de surfaces de nourriceries par paliers, soit d'une variation erratique (comme le suggère la Figure 42). Dans les deux cas de figure, augmentation par palier ou variation erratique, cela signifierait qu'en analysant de longues périodes de temps, aucun découplage (ni absolu, ni relatif) ne serait observable. En conséquence, le système ne tendrait pas vers une cessation des pertes annuelles et, à terme, les surfaces de nourriceries de l'estuaire de la Seine seraient amenées à se réduire encore plus que par le passé.

Cette hypothèse est confortée par la Figure 45. Faute de données de PRB pour la Haute-Normandie remontant au 19^{ème} siècle, nous n'avons malheureusement pu qu'élaborer un graphique de l'évolution des pertes annuelles de nourriceries en fonction du temps. Cela ne montre donc pas explicitement le lien entre pertes de nourriceries et croissance économique. Cependant, étant donné que le PRB/hab. a augmenté de manière quasi continue au cours du temps, il est probable que le graphique de la Figure 45 présente un profil très similaire à celui qu'aurait présenté un graphique de l'évolution des pertes annuelles de nourriceries en fonction du PRB/hab. sur la période 1834-2004. La Figure 45 montre que l'évolution des pertes de nourriceries en fonction du temps est erratique si l'on considère la période 1834-2004, avec toutefois une tendance globale à la hausse à partir de 1910.

Des recherches consacrées à d'autres thématiques environnementales confortent notre hypothèse d'absence de découplage absolu pour les thématiques liées à la perte d'habitat comme c'est le cas

des nurriceries de l'estuaire de la Seine. Il s'agit des études globales effectuées à des échelles macroéconomiques par Ayres (2005) et Haberl *et al.* (2006) déjà mentionnées dans la Section précédente. Elles arrivent à la conclusion qu'aucun découplage absolu n'a jamais été observé pour des indicateurs environnementaux plus agrégés couvrant un ensemble de processus de dégradation environnementale comme les émissions de gaz à effet de serre, l'extraction de ressources naturelles ou la perte de biodiversité (Booth, 2004).

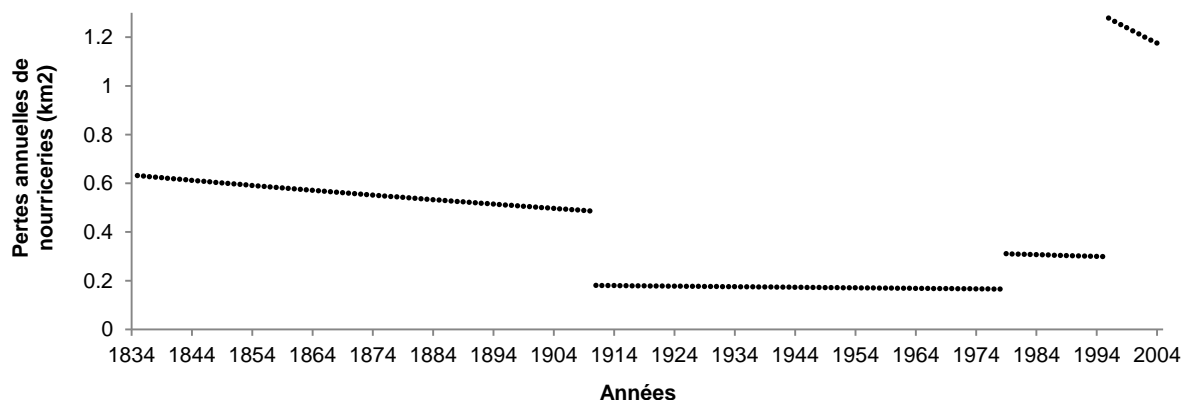


Figure 45. Evolution 1834-2004 des pertes annuelles de nurriceries à haute capacité d'accueil de juvéniles de soles (densité > 45 indiv./km²) en fonction du temps.

Note : Une évolution erratique des pertes de nurriceries en fonction du temps est observée si l'on considère la période 1834-2004 avec toutefois une tendance globale à la hausse à partir de 1910..

Sources : les points du graphique sont tirés de données qui sont observées pour 1834, 1910, 1978, 1995 et 2004 (Rochette *et al.*, 2010 ; Riou *et al.*, 2001) et entre ces dates, une évolution linéaire a été supposée pour 1834-1910, 1910-1978, 1978-1995 et 1995-2004.

L'observation de données du passé semble donc démontrer que l'économie est difficilement capable de croître sans détruire les habitats de nurriceries. En conséquence, il existe une probabilité non nulle que cette tendance se répète à l'avenir, que ce soit en raison d'un manque de capacité de gestion environnementale et d'innovation technologique pour enrayer la tendance ou d'une impossibilité physique, par exemple parce que la croissance économique requerrait toujours plus de ressources naturelles et d'espace pour se développer.

Si l'on accepte qu'avec la croissance économique, il existe un certain risque de destruction des nurriceries, comme cela s'est vu dans le passé, il serait bon de mener une réflexion sur la pertinence de réduire la croissance économique. Nous proposons là, une réflexion de gestion de risque au même titre que l'on met en place, par exemple, des stratégies de gestion du risque d'explosion des centrales nucléaires. De telles stratégies sont mises en place même si la probabilité d'occurrence d'un accident nucléaire est relativement faible¹⁸².

Réduire la croissance économique dans le seul but de protéger les nurriceries de l'estuaire de la Seine peut cependant paraître une mesure tout à fait excessive au regard de l'enjeu. La France et le monde peuvent bien se passer des nurriceries de l'estuaire de la Seine. Cependant, comme nous l'avons déjà mentionné plus haut, la problématique de la croissance économique ne concerne pas uniquement les nurriceries. Elle concerne la plupart des problématiques environnementales plus globales comme par exemple la perte de biodiversité, dont une des causes s'explique par la destruction des habitats qui abritent cette biodiversité. Or les nurriceries de l'estuaire sont précisément des habitats susceptibles d'abriter de la biodiversité. Elles illustrent donc ce phénomène par un cas précis. En outre, la croissance économique n'est pas seulement un problème

¹⁸² Bien que le niveau de risque des accidents nucléaires civils soit relativement faible, il n'empêche que cela n'a pas empêché trois accidents importants sur ces 30 dernières années : l'accident de la centrale de Fukushima au Japon en 2011, la catastrophe de Tchernobyl en Ukraine en 1986 et l'accident de la centrale nucléaire de Three Mile Island aux Etats-Unis en 1979.

environnemental elle pose également des questions au niveau social : sans croissance, il est difficile de répondre aux besoins de base en matière d'alimentation et d'accès à l'éducation ou aux soins de santé, de résorber le chômage, de produire des revenus pour les ménages, etc. (voir Encadré 9 pour une perspective générale de la question de la limite à la croissance).

Au cœur de la question de la limite à la croissance économique se trouve la question du seuil du PRB/hab. A partir de quelle valeur de PRB/hab. faudra-t-il stopper la croissance économique pour éviter que celle-ci ne cause des dégâts environnementaux irréparables ? C'est une question délicate car il faut trouver un équilibre entre une valeur maximum à ne pas dépasser pour ne pas causer des dégâts écologiques et une valeur minimum de croissance en-deçà de laquelle ne pas descendre pour produire suffisamment de richesse afin d'assurer un emploi pour tous, financer le budget de l'Etat et les politiques publiques, offrir un accès pour tous à l'éducation, à la santé, au temps de loisir, etc. Un exemple d'approche envisageable pour déterminer le seuil de PRB/hab. à ne pas dépasser est développé ci-dessous et l'impact écologique de ce seuil sur les nourriceries de l'estuaire de la Seine est calculé.

Encadré 9. La limite à la croissance économique : argumentation générale.

Peter Victor (2007) invoque trois arguments selon lesquels les pays développés devraient à l'avenir, assurer leur prospérité sans croissance : 1) une croissance économique continue à l'échelle mondiale est impossible en raison des contraintes environnementales et des ressources matérielles limitées ; 2) dans les pays développés la croissance est devenue improductive dans le sens où elle nuit plus au bien-être qu'elle ne lui est favorable ; 3) la croissance économique dans les pays développés n'est ni nécessaire ni suffisante pour rencontrer les objectifs politiques de plein emploi, d'élimination de la pauvreté et de protection de l'environnement.

(1) Le premier argument ne s'apparente pas seulement à une opinion ou une croyance, il se pourrait que ce soit une réalité. Une croissance économique continue est impossible et d'ailleurs il semble que toute l'économie française tende depuis soixante ans vers un régime sans croissance. En effet, l'évolution du taux annuel de croissance du PIB sur la période 1950-2010 montre que la limite à la croissance deviendra peut-être un jour une réalité en France. A en juger par les évolutions passées, et s'il n'y a pas de stabilisation de la croissance comme le suggère la projection basée sur la moyenne 1980-2010, le taux annuel de croissance du PIB en France devrait tendre vers zéro d'ici 10 à 45 ans (Figure 46). Cela ne signifie cependant pas qu'il faille laisser ce processus de décroissance « spontané » se produire sans prendre de mesure car d'ici là, les dégâts environnementaux pourraient être conséquents.

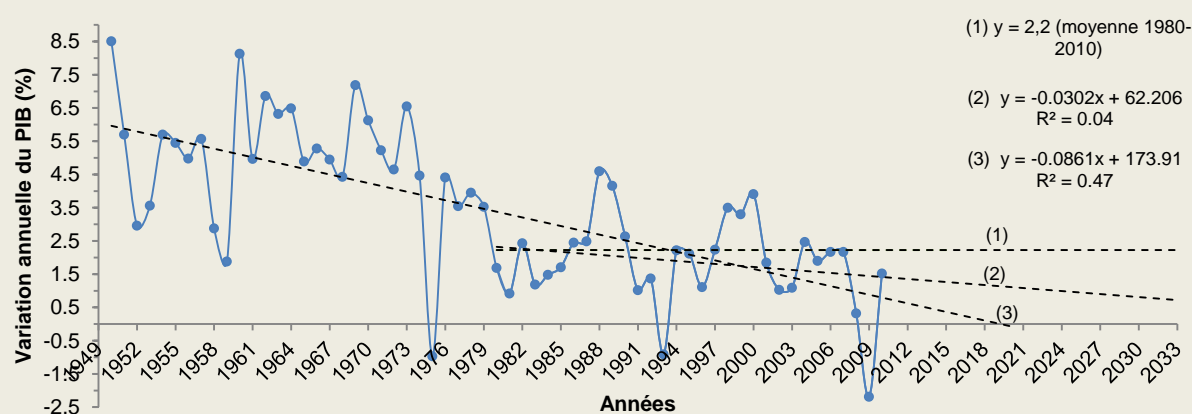


Figure 46. Evolution du taux de croissance annuel du PIB (prix constants) en France sur la période 1950-2010.

Sources : base de données Insee (2008b) pour la période 1950-2007 et Econstats (2010) pour la période 2008-2010.

Note : la moyenne (1) projetée que la croissance se maintiendra à son niveau moyen calculé sur la période 1980-2010. La régression linéaire (2) porte sur la période 1980-2010 et projette qu'une croissance nulle sera atteinte en 2057. La régression linéaire (3) a été calculée sur la période 1950-2010 et projette qu'une croissance nulle sera atteinte en 2019.

(2) Le deuxième argument de Victor (2007) porte sur le fait que la croissance dans les pays développés semble nuire au bien-être plus qu'elle ne lui est favorable. Par exemple, de plus en plus d'évidences semblent montrer que la croissance économique des pays développés ne profite plus qu'à la frange la plus riche de la population au dépend des autres catégories socio-économiques et de l'environnement (Ayres, 1996). L'écart des revenus en France illustre ce phénomène. Le rapport entre le revenu¹⁸³ moyen des 10% les plus pauvres et celui des 10% les plus riches en France s'est accru, passant d'un rapport de 6,0 à 6,7 entre 1998 et 2008 (Observatoire des inégalités, 2010). Et la part du revenu national allouée aux salaires est en baisse. En effet, la part de la rémunération du travail dans la valeur ajoutée est passée en France de 73% à 64% entre 1980 et 1998 (Askenazy, 2003). Le reste sert à amortir les machines usagées et à rémunérer les détenteurs de capital financier et physique. Enfin, il semblerait que la croissance ne permette pas de mettre en œuvre des technologies capables de préserver les ressources naturelles et de réduire significativement les émissions polluantes à l'exception de quelques polluants phares comme les CFC responsables du trou dans la couche d'ozone, le dioxyde de soufre responsable des pluies acides, les polluants des rivières et les fumées industrielles (Booth, 2004). Selon Booth (2004), aucune réduction n'aurait jamais été observée pour des indicateurs environnementaux plus agrégés couvrant un ensemble de processus de dégradation environnementale tels que les émissions de gaz à effet de serre, l'extraction de ressources naturelles ou la perte de biodiversité.

(3) Enfin, le troisième argument de Victor (2007) énoncé ci-dessus consiste à se demander si la croissance est suffisante pour rencontrer les objectifs politiques de plein emploi, d'élimination de la pauvreté, de protection de l'environnement. La croissance économique est très souvent envisagée comme une solution à une série de problèmes socio-économiques et environnementaux. Cependant tout est une question de valeur seuil. Les besoins de base, le sentiment de bonheur et le taux de chômage sont autant de variables qui s'améliorent avec la croissance aux stades précoces de développement d'un pays, c'est-à-dire dans les pays en développement. Cependant ce n'est plus le cas dans les pays développés. Des graphiques le démontrent plus bas.

¹⁸³ Revenu touché par le travailleur après paiement des impôts et cotisations sociales.

b) Peut-on envisager une valeur seuil de PRB à ne pas dépasser ?

Si les bienfaits de la croissance sont évidents dans les pays en développement étant donné le manque criant de revenus et de satisfaction des besoins de base, cela est moins clair dans les pays développés. En effet, la croissance ne permet plus d'améliorer la satisfaction des besoins de base (éducation et espérance de vie à la naissance), ni le degré de bonheur et de satisfaction de la vie en général, ni de réduire le niveau de chômage, tous ces besoins étant déjà satisfaits pour la majeure partie de la population. Les données statistiques du PNUD reprises par Jackson (2009) montrent que le seuil à partir duquel ces besoins de base sont comblés se situe aux niveaux suivants de PIB par habitant :

- (1) Espérance de vie et accès à l'éducation : il n'y a plus d'amélioration au-delà d'un PIB par habitant de 13.000 €₂₀₁₀¹⁸⁴ (Figure 47 et Figure 48). Toute croissance du revenu national par habitant au-delà de ce seuil n'apportera aucune amélioration de la satisfaction de ces besoins.
- (2) Bonheur et satisfaction de la vie en général : il n'y a plus d'amélioration au-delà d'un PIB par habitant de 16.600 €₂₀₁₀¹⁸⁵ (Figure 49). Une fois ce seuil dépassé, une augmentation du revenu national par habitant ne parvient plus à accroître le degré de bonheur et le niveau de satisfaction de la vie en général (estimé par des enquêtes auprès de la population). Certes, l'argent peut contribuer au bonheur mais au-delà d'un certain niveau de revenu, le bonheur atteint un palier et stagne.
- (3) Taux de chômage : le taux de chômage ne diminue plus au-delà d'un PIB par habitant de 32.370 €₂₀₁₀ (ce qui correspond à 44.500 \$₂₀₀₈ sur le graphique). Au-delà de cette valeur seuil, la croissance du PIB par habitant n'est plus capable de résorber le chômage résiduel. La Figure 50 montre qu'il semblerait que le maximum de création d'emploi soit atteint par des pays comme la Suisse, le Danemark, l'Islande, la Norvège, les Pays-Bas et Singapour.

Bien qu'il s'agisse d'un exercice difficile et délicat, nous venons de suggérer au point (3) un seuil de PIB par habitant maximum dont le dépassement n'apporterait plus aucune amélioration sociétale et ce, quel que soit le critère considéré : l'espérance de vie, l'accès à l'éducation, le bonheur et la satisfaction de la vie en général (estimé par enquêtes) et l'emploi.

Dans un tel contexte, il est vrai que d'un point de vue environnemental et si l'on omet les questions économiques que cela pose (compétitivité internationale en termes d'attraction des investisseurs et de la main d'œuvre qualifiée, etc.), mettre en œuvre des mesures de limite à la croissance économique peut sembler séduisant. En effet, sans croissance, le problème de l'extension d'infrastructures industrielles disparaît, les ports et les industries n'ayant plus besoin de se développer au-delà de leur taille déjà atteinte. Une voie exploratoire intéressante pourrait consister, par exemple, à augmenter l'intensité d'utilisation des biens matériels transportés par bateau pour pouvoir en réduire la quantité totale produite (Tukker et Tischner, 2006). Une application concrète de ce principe passerait, par exemple, par une mesure déjà évoquée plus haut : concevoir des produits aux fonctionnalités multiples ou développer des systèmes de location, de partage ou de mise en commun d'un même produit (le covoiturage entre collègues ou les médiathèques constituent d'excellents exemples). Et au final, une réduction de l'achat de biens matériels mènerait à une diminution des biens à transporter, ce qui limiterait *de facto* le transport par bateau et les destructions des nourriceries qui en découlent.

¹⁸⁴ Ce montant correspond à la valeur donnée par Jackson (2009) exprimée en dollars de l'année 2005 (15.000\$₂₀₀₅) que nous avons actualisée aux prix de 2010 et convertie en euros.

¹⁸⁵ Ce montant correspond à la valeur donnée par Jackson (2010) exprimée en dollars de l'année 1995 (15.000\$₁₉₉₅) que nous avons actualisée aux prix de 2010 et convertie en euros.

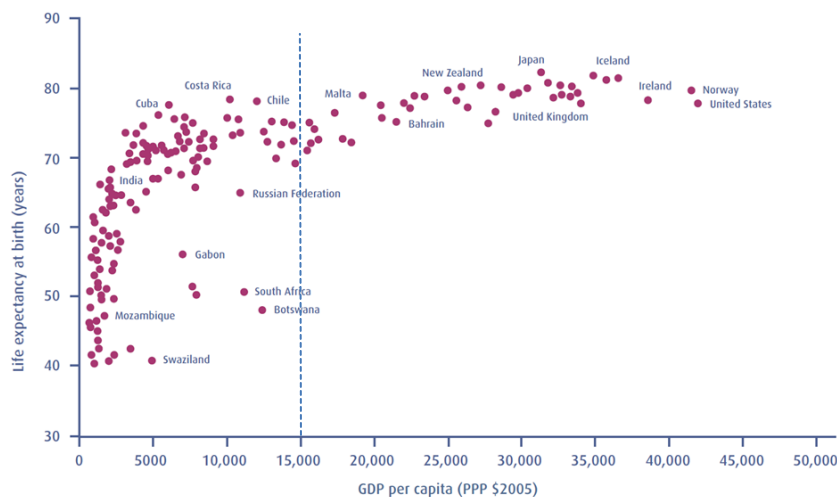


Figure 47. Espérance de vie à la naissance en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 2005).
 Note : la barre bleue verticale indique le seuil au-delà duquel toute croissance du PIB/hab. n'améliore plus l'espérance de vie. Sources : Tim Jackson (2009, basé sur des données statistiques du PNUD)

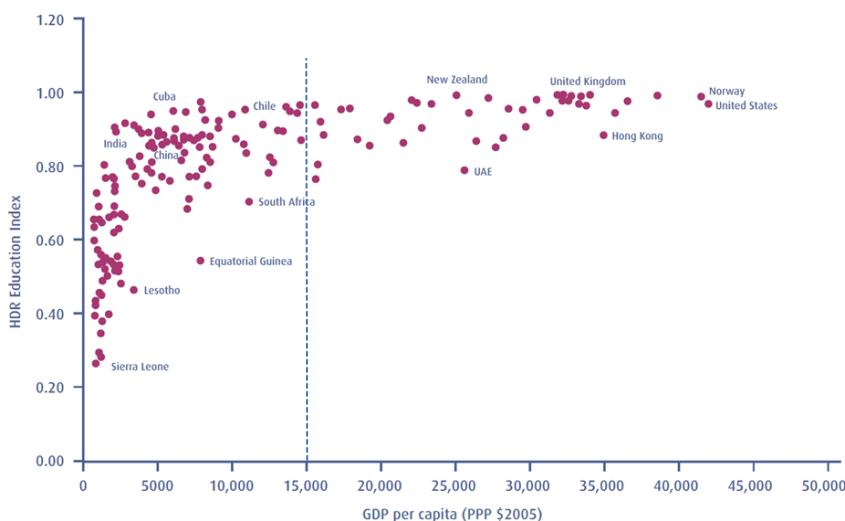


Figure 48. Participation à l'éducation en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 2005).
 Sources : Tim Jackson (2009, basé sur des données statistiques du PNUD).

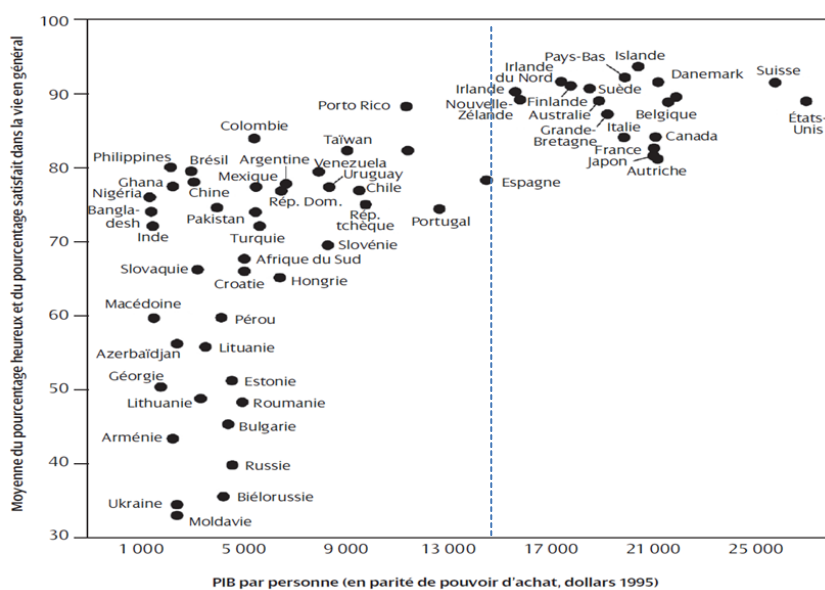


Figure 49. Indice de bonheur et de satisfaction de la vie en général en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars 1995).
 Sources : Jackson (2010).

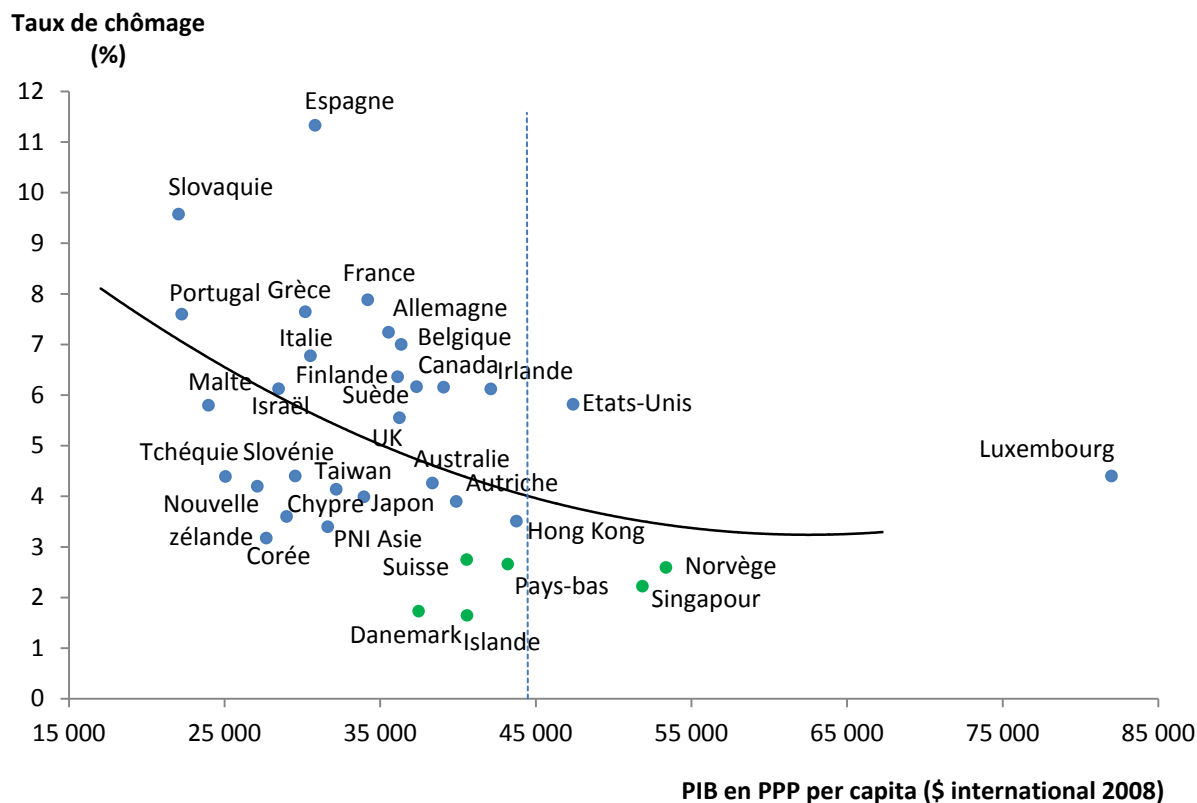


Figure 50. Taux de chômage en fonction du PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat (en dollars internationaux 2008).

Note : PNI Asie : pays nouvellement industrialisés d'Asie (Inde, Chine, Malaisie, Indonésie, Thaïlande, Philippines, Vietnam). Les 6 points verts représentent les pays au sein desquels le taux de chômage est le plus faible. La moyenne de leur PIB per capita s'élève à 44.500 \$₂₀₀₈ (=32.370 €₂₀₁₀). La barre bleue verticale indique le seuil au-delà duquel toute croissance du PIB/hab. ne conduit plus à une diminution du chômage (probablement parce que le niveau du chômage résiduel incompressible est atteint).
Source : base de données EconStats (2010).

c) Impacts environnementaux d'une politique de limite à la croissance dans l'estuaire de la Seine

Relation quantitative entre nourriceries et PRB

Où se situe la Haute-Normandie par rapport à la valeur seuil déterminée à la Figure 50? Son PRB/habitant en 2007 s'élevait à 28.645 €₂₀₁₀ /hab (Tableau 53)¹⁸⁶. Ce montant est situé sous la valeur seuil de PRB/hab. de 32.370 €₂₀₁₀ identifiable à la Figure 50. Cela laisse supposer qu'il reste encore de la marge pour la croissance économique avant de devoir aboutir à un régime stationnaire, c'est-à-dire à une économie sans croissance.

Pour chiffrer la relation entre la croissance du PRB et les nourriceries en 2015, partons de l'hypothèse que la relation proposée à la Figure 40 est correcte. Pour la partie relativement linéaire de cette courbe (entre 1996 et 2004), nous calculons les pertes annuelles en surfaces de nourriceries en soustrayant la surface de l'année *i* par celle de l'année *i+1*. Ensuite, nous calculons une équation linéaire entre ces pertes annuelles et le PRB/hab. comme à la Figure 41. Ces pertes ne peuvent pas être estimées par une constante parce qu'elles diminuent légèrement à mesure que le PRB/hab.

¹⁸⁶ Correspond aux 26.061 €₂₀₀₅/hab du Tableau 53 convertis en prix de l'année 2010.

augmente. Cela nous permet de calculer la surface pour chaque année entre l'année de départ (2004) et l'horizon de temps choisi (2025) :

$$S_{\text{Nourr.}}^i = S_{\text{Nourr.}}^{i-1} - \text{Pertes}^{i-1} \quad \text{eq. 144}$$

Où :

$S_{\text{Nourr.}}^i$ = surface pour l'année i en nurseries de densité en juvéniles de soles > 45 juvéniles/km².

$S_{\text{Nourr.}}^{i-1}$ = surface pour l'année précédant l'année i en nurseries de densité en juvéniles de soles > 45 juvéniles/km².

Pertes^{i-1} = pertes annuelles en surfaces de nurseries durant l'année $i-1$ (km²)
 $= -3,41407 \times 10^{-5} \times \text{PRB}/\text{hab.}_i + 2,02936$ (équation de la Figure 41)

$\text{PRB}/\text{hab.}_i$ = produit régional brut par habitant l'année i (en euros constants €₂₀₀₅)

La réponse à la question de l'impact d'une politique de limite à la croissance sur les nurseries est extrêmement délicate : le manque de données de surfaces de nurseries et la multitude de facteurs ne nous permettent pas d'établir une relation chiffrée solide entre surface et Produit Régional Brut (PRB). C'est pourquoi l'exercice réalisé ici relève plus d'une construction théorique et de l'évaluation de ses impacts potentiels plutôt que de la prédiction ou de la simulation quantitative de scénarios. Cependant, le lien entre la destruction des nurseries d'une part et le développement des infrastructures portuaires et de transport maritime (digues, etc.) d'autre part a pu être démontré par l'étude de cartes historiques ainsi que des dynamiques hydro-sédimentaires (Ducrotoy et Dauvin, 2008 ; Cuvilliez *et al.*, 2009 ; Rochette *et al.*, 2010) – Voir Section VII.3. Or, comme nous l'expliquons à l'Encadré 8, le rôle des ports dans la croissance économique de la Haute-Normandie est conséquent. Si les ports disparaissaient, le modèle ECO montre que le PRB de la région chuterait de 24%. Cette contribution importante du secteur portuaire au PRB laisse penser qu'une relation quantitative entre destruction de nurseries et croissance économique existe bien, même si elle ne peut pas être chiffrée de manière robuste (si ce n'est comme nous l'avons fait à la Figure 40 et à la Figure 41).

Projections de valeurs de PRB en Haute-Normandie à l'horizon 2025

Considérons que la croissance annuelle du PRB haut-normand suit une tendance à la baisse comme suggéré pour la croissance nationale à la Figure 46. Cependant posons l'hypothèse que la croissance régionale de la Haute-Normandie se situe à une valeur intermédiaire de la Figure 46, entre une stabilisation à la moyenne (1) (2,2% en 2015) et la tendance nationale de la régression (2) (1,27% en 2015). Reprendre purement et simplement la régression (1) ne serait pas réaliste car probablement trop optimiste au vu de la baisse de la croissance depuis 1979. Reprendre la régression (3) ne serait pas réaliste non plus car elle est fortement influencée par la chute du PIB de la fin des trente glorieuses (1945-1973), une période très particulière qui biaise à la baisse toute estimation future basée sur cette tendance. Si la croissance de la région Haute-Normandie venait à diminuer, il est probable que cela s'opèrerait de manière relativement modérée étant donné que la région est hautement industrialisée et accueille des industries pétrolières et chimiques très importantes. Elle assure 32,3% des expéditions nationales (exportations) en produits pétroliers raffinés, sans compter qu'elle fournit 10,3% de l'électricité produite en France (Préfecture de la Région Haute-Normandie, 2006).

La projection de croissance annuelle moyenne sur la période 2008-2015 pour la zone euro prévue par le Bureau Fédéral du Plan de Belgique (élaborée sur base des projections de l'OCDE) s'élève à 1,56%¹⁸⁷ par an (FPB, 2008). Ce taux de croissance étant une valeur intermédiaire entre la projection (1) et (2) de la Figure 46, nous proposons de le reprendre pour notre propre projection. Supposons, en outre, qu'il s'applique également à la Haute-Normandie pour la période 2008-2025. Dans ce cas, une croissance annuelle du PRB de 1,56% par an entre 2015 et 2025 est à prévoir (ces chiffres, ainsi que tous ceux qui suivent dans ce paragraphe, proviennent du Tableau 53). Sur base de ce taux de croissance, nous calculons le PRB haut-normand en 2025 que nous divisons par les projections de population à cet horizon de temps pour obtenir le PRB/hab. qui s'élèvera alors à 32.850 €₂₀₀₅. En insérant ce montant dans l'équation eq. 144, nous en déduisons que la surface de nourriceries se réduirait de 8,21% (en passant de 118,24 km² en 2015 à 108,54 km² en 2025). Pour évaluer l'importance de ce lien entre PRB/hab. et destruction de nourriceries, voyons quel serait l'impact de cette croissance économique dans le cadre du scénario de restauration abordé plus haut – restauration de 24,38 km² de nourriceries subtidales potentielles sur la période 2004-2015. Au terme de ce scénario, nous avons vu qu'en 2015, la surface de nourriceries s'élèverait à 142,62 km² (surface estimée en 2015 suivant le scénario BAU + surfaces restaurées). Pour calculer ce qu'il resterait en 2025, nous appliquons à la surface ainsi obtenue pour 2015 l'équation eq. 144 pour chaque année qui sépare 2015 de 2025 et nous obtenons une surface de 132,92 km². Ce résultat correspond au scénario de restauration sans mesure de limite à la croissance. Si à ce scénario de restauration, nous ajoutons en plus une mesure politique de limite à la croissance, que se passerait-il ?

Avec une population haut-normande de 1.817.011 habitants en 2007 (Tableau 53), et une limite à la croissance fixée à un PRB/habitant de 32.370 €₂₀₁₀ (Figure 50), cela représente un PRB de 58.817 M€₂₀₁₀. Pour pouvoir comparer ce montant aux valeurs du Tableau 53 exprimées en prix de 2005, nous le convertissons en prix de 2005, ce qui correspond à 55.408 M€₂₀₀₅.

Impact du PRB sur les nourriceries en 2025 avec et sans limite à la croissance

Imaginons un scénario où les politiques de Haute-Normandie décident que ce seuil de 55.408 M€₂₀₀₅ devrait être atteint au plus tard pour 2015, cela signifie qu'avant de parvenir à un régime stationnaire, le PRB pourrait connaître un taux de croissance annuel moyen de 2,00% entre 2007 et 2015 (soit une hausse totale de 17,20%). Une fois l'année 2015 arrivée, les mesures politiques mises progressivement en place durant la période transitoire 2007-2015 devraient aboutir au maintien d'un PRB constant.

La croissance annuelle moyenne du PRB serait alors limitée à 2 % entre 2007 et 2015. Dès 2015, le PRB serait maintenu à 55.408 M€₂₀₀₅. Ce scénario est chiffré au Tableau 53 (pour une représentation graphique, voir Figure 51). Il montre que des 142,62 km² obtenus en 2015 après restauration de 24,38km² de nourriceries, opération qui permettrait d'accroître de 18,5% la contribution régionale au stock total de soles (Figure 34), il resterait 138,56 km² en 2025. Cette perte est due au fait qu'à l'arrêt de la croissance économique en 2015, il est probable que l'estuaire mette quelques années avant d'atteindre un nouvel état d'équilibre hydro-sédimentaire après la fin des perturbations anthropiques. C'est pourquoi nous avons considéré que les pertes annuelles de nourriceries continueraient encore 4 ans après 2015. Dans le scénario sans limite à la croissance, cette perte est plus conséquente. La surface de nourriceries tombe à 132,92 km² en 2025. Cela s'explique par le fait qu'après 2015, la croissance économique continue jusqu'en 2025 et inévitablement les pertes en nourriceries aussi, ce qui n'était pas le cas dans le scénario avec une limite à la croissance. Notons que ces deux scénarios excluent l'influence de tout facteur autre que les activités anthropiques se produisant dans l'estuaire. Autrement dit, cela suppose que les autres facteurs restent constants

¹⁸⁷ Prévisions du FPB (2008) pour la période 2008-2015, ce qui correspond au taux de croissance annuelle moyen du PRB haut-normand sur la période 1995-2007.

entre 2007 et 2025 ou que leur évolution soit suffisamment faible pour être négligée (facteurs climatiques et facteurs physiques naturels influençant les dynamiques hydro-sédimentaires des estuaires). Cette supposition sous-estime sans doute la perte de surface de nourriceries car la hausse du niveau marin liée aux changements climatiques tendraient à réduire leur surface.

Que l'on fixe une limite à la croissance ou non, avec la restauration de 24,38 km², la surface de nourriceries en 2025 reste bien supérieure aux objectifs fixés par les acteurs locaux, à savoir retrouver en 2025 les conditions de la fin des années 1970-début des années 1980 (127,94km²). En conclusion, l'impact de la croissance économique sur le scénario de restauration est acceptable quand on limite l'horizon d'analyse à 2025. Cependant, que se passera-t-il après ? A ce rythme, dans le scénario sans limite à la croissance, les surfaces de nourriceries passeront sous le seuil de 127,94 km² en 2032. Nous voyons donc que sans limite à la croissance, il faudra très vite à nouveau réinvestir dans des activités de restauration des nourriceries relativement coûteuses.

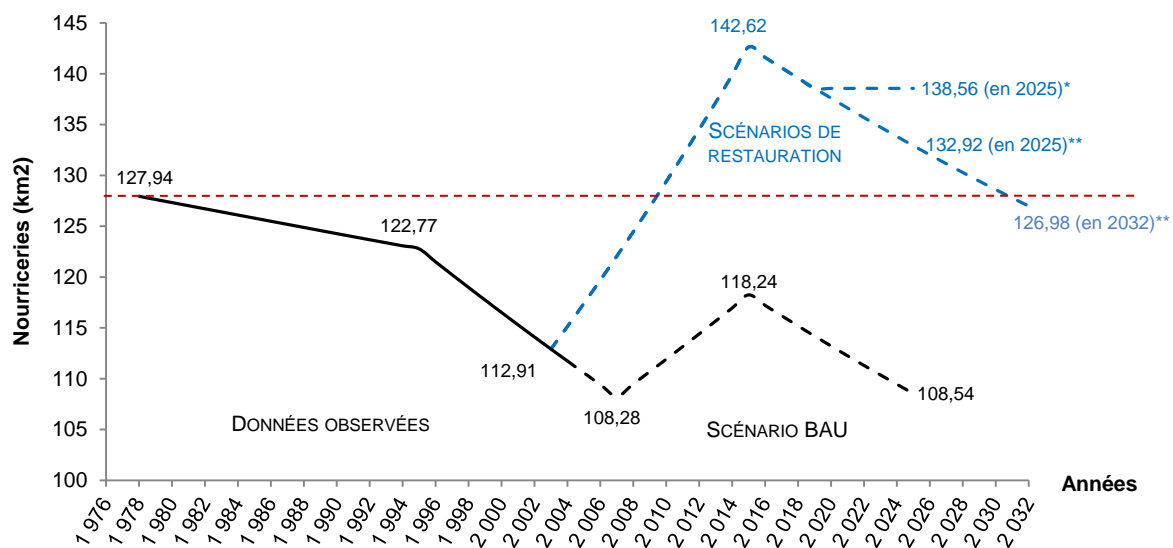


Figure 51. Etude exploratoire de l'évolution des surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil en 2025 avec et sans mesure de limite à la croissance du PRB.

Sources : Calculs propres sur base des données du Tableau 53.

Notes : haute capacité d'accueil = densité > 45 juvéniles de soles / km² ; Scénario de restauration = 24,38 km² restaurés entre 2004 et 2015. Légende : * Scénario avec limite à la croissance ; ** Scénario sans limite à la croissance ; Ligne horizontale rouge en pointillé: niveau de restauration souhaité par les acteurs locaux (correspond aux surfaces de nourriceries à haute capacité d'accueil qui existaient à la fin des années 1970-début des années 1980).

d) Difficultés de sortir de la croissance économique

Si, d'un point de vue environnemental, il peut paraître séduisant de réduire la croissance économique, d'un point de vue socio-économique, cela est loin d'être trivial. Pour s'en rendre compte, une question de base doit être posée : à quoi sert la croissance économique? Voici une question complexe, qui mériterait certainement un ouvrage entier en lieu et place des quelques paragraphes que nous développons ci-dessous. C'est la raison pour laquelle nous ne prétendons pas offrir plus qu'une vue brève et simplifiée de la question. Néanmoins, cette vue succincte permettra de saisir les rouages et les implications de la croissance économique pour notre propos, à savoir : la pertinence du choix de mesures de restauration des nourriceries dans un contexte de croissance économique continue.

Dans l'économie actuelle, la productivité de nombreux inputs ne cesse d'augmenter (inputs primaires et intermédiaires – pour parler en langage input-output). C'est-à-dire que chaque année, les entreprises parviennent à produire plus avec moins d'énergie, moins de matières premières et moins de travailleurs. La mondialisation pousse à ce phénomène en interconnectant les marchés nationaux et continentaux avec pour effet d'augmenter le nombre d'entreprises concurrentes en compétition. C'est une véritable course à la diminution des coûts de production dans laquelle sont engagées les entreprises afin d'offrir des produits meilleur marché et ainsi maintenir et même améliorer leur position concurrentielle (Tim Jackson, 2009). Cette course vise également à augmenter les profits et ainsi mieux rétribuer les investisseurs et les actionnaires. C'est un aspect essentiel : il faut pouvoir séduire et donner confiance à de futurs investisseurs car une entreprise doit réinvestir régulièrement pour entretenir et remplacer les bâtiments, machines et équipement usés ou pour former de nouveaux employés pour faire face aux départs à la retraite ou à l'obsolescence des savoirs. Elle doit aussi réinvestir dans de nouveaux équipements pour innover et fabriquer de nouveaux produits, avant que les consommateurs ne se lassent des précédents et ne soient attirés par les innovations d'un concurrent.

Au moment de choisir le ou les inputs dont il faut augmenter la productivité, l'entreprise effectuera sa sélection sur base du prix relatif de chacun. Or, dans une économie fondée sur la croissance comme c'est le cas actuellement, les salaires augmentent en termes réels – c'est-à-dire déduction faite de l'inflation. En parallèle, et ce jusqu'à très récemment, le coût des matières a diminué en termes réels. En conséquence, les entreprises se sont attachées à investir préférentiellement dans les technologies qui réduisent les coûts du travail même si cela augmente les coûts en matériel – équipements, machines, etc. (Jackson, 2009). C'est pourquoi il s'agit surtout la productivité du travail qui a augmenté jusqu'à présent. Puisque cela signifie produire une même quantité de biens et services avec moins de travailleurs, ce processus entraîne l'économie dans une spirale destructrice d'emploi qui ne peut être stoppée que par une croissance de la production économique (Jackson, 2009). Voilà la logique de la croissance économique expliquée brièvement :

- Augmenter la productivité du travail pour diminuer les prix afin de maintenir, voire, si possible, améliorer sa position concurrentielle et augmenter les profits dans le but d'attirer les investisseurs.
- Augmenter la production économique pour empêcher une envolée du chômage générée par l'amélioration de la productivité du travail.
- Attirer les investisseurs pour investir dans l'innovation afin de maintenir sans cesse la curiosité des consommateurs en alerte et éviter qu'ils ne se tournent vers des concurrents (investir est également nécessaire pour maintenir et remplacer le capital fixe trop vieux et usé mais, en principe, cela ne génère pas de croissance économique puisqu'il s'agit de maintenir la production à son niveau d'avant).

Pour pouvoir installer un système à régime économique stationnaire, il faut pouvoir sortir de cette logique de la croissance. En outre un tel système doit être appliqué dans plusieurs pays simultanément, sans quoi les capitaux et les travailleurs qualifiés pourraient très vite fuir l'Etat qui mettrait un tel régime en œuvre isolément. Celui-ci s'enliserait alors dans une spirale de désinvestissements et de délocalisations qui accroîtrait le chômage. Toutefois, des mesures existent pour sortir de cette logique de la croissance. Sans compter que, comme le suggère la Figure 46, la réduction de la croissance semble presque inéluctable. Or dans un contexte où tout porte à croire que la croissance économique continuera à diminuer dans les décennies à venir, maintenir une logique de la croissance pour maintenir l'activité et l'emploi ne peut mener qu'à une voie caduque.

Pourtant, les possibilités d'anticiper la lente évolution de l'économie vers un état stationnaire sont nombreuses (bien qu'elles ne soient pas toutes aisées à mettre en œuvre). Pour donner une idée de la créativité des idées sur la question, nous pouvons en citer quelques-unes :

- réduction du temps de travail ;
- rééquilibrage entre la part des salaires et du capital dans le PIB ;
- réorientation du système de taxation actuel basé sur la valeur ajoutée (impôts sur les revenus des travailleurs et les bénéfices) vers un système qui taxerait les produits polluants et les ressources naturelles consommées ;
- réduction de la culture de la consommation par un contrôle plus strict de la publicité ;
- réorientation des investissements publics vers des investissements verts afin d'orienter l'économie vers un mode de production moins destructeur de l'écosystème ;
- modification des traités internationaux pour rendre toutes ces mesures possibles ;
- négocier ces mesures à un niveau international pour éviter la fuite des capitaux et de la main d'œuvre qualifiée ;
- etc.

Détailler ces mesures n'étant cependant pas l'objet de cette étude, nous renvoyons le lecteur aux références suivantes : Meadows *et al.* (1972), Daly (1991), Jackson (2009), Victor (2007, 2008), Tukker *et al.* (2005), Tukker (2010), Huppes *et al.* (2006), Daly et Costanza (2009), Daly (2009), Hayden (1999), Golden et Figart (2000), Bosch (2000), Ayres (1996).

PARTIE IV – CONCLUSION

XIII. CONCLUSION

Dans cette étude, nous développons un modèle input-output économique-écologique régional à l'échelle de la Haute-Normandie dénommé modèle ECO. Ce modèle est utilisé pour estimer l'impact de la restauration de 25% (24,38 km²) des surfaces de nourriceries de poissons à haute densité de juvéniles de soles détruites entre 1834 et 2004 dans l'estuaire de la Seine. Nos résultats montrent que cette mesure de restauration, appliquée dans le cadre du principe de précaution de la Directive Cadre pour une Stratégie Marine (European Parliament and Council, 2008), contribue à augmenter significativement la population de poissons produite par l'écosystème marin de l'estuaire. En effet, la biomasse de soles générée en 2015 par la mesure de restauration dépasse le scénario BAU (c'est-à-dire le scénario sans mesures de restauration) de 14,8 à 22,9%.

Les résultats montrent également qu'il est possible de restaurer des surfaces de nourriceries très importantes, tout en limitant l'impact macroéconomique à un léger manque à gagner par rapport à ce que l'on aurait pu attendre sans mesures de restauration. Ce manque à gagner est chiffré en termes de produit régional brut (PRB), de bénéfice total des entreprises et de salaire brut¹⁸⁸ total payé aux travailleurs. Dans les scénarios de restauration, ces trois indicateurs macroéconomiques prennent tous une valeur inférieure au résultat atteint dans le scénario BAU. Les résultats sont exprimés ci-dessous en pourcentages de variation calculés en 2015 entre le scénario de restauration et le scénario BAU :

- PRB (Produit Régional Brut) : -0,3%
- Excédent brut d'exploitation total (bénéfice des entreprises) : -0,4%.
- Salaire brut total des travailleurs: -0,4 et -0,5% (selon que l'on partage les coûts de restauration ou non). Cela signifie que sans réduction des salaires bruts, les scénarios de restauration généreraient en 2015 de 0,4% à 0,5% de postes de travail en moins qu'une situation sans restauration (BAU).

Néanmoins, ces résultats économiques doivent être considérés comme partiels. Si tous les coûts de restauration des nourriceries ont pu être inclus dans le modèle, une partie des services écosystémiques n'ont pas pu être évalués en raison de l'absence de données et de connaissances appropriées. Il n'y a que deux services écosystémiques qui ont pu être pris en compte dans le modèle. Le premier concerne le service de support de vie pour les juvéniles de soles, une espèce de poissons surpêchée et dont la population est actuellement en danger en Manche-Est (ICES, 2008). Le second est le service d'approvisionnement en soles pour la consommation humaine, un service important pour l'économie étant donné la haute valeur commerciale de la sole. Si, sans considérer la totalité des bénéfices tirés des services écosystémiques fournis par l'estuaire de la Seine, nos résultats montrent un faible impact macroéconomique, étendre la modélisation au sept services omis (listés à la Section X.3) démontrerait probablement un impact positif de la restauration de

¹⁸⁸ Le salaire brut = rémunération directement touchée par le travailleur + impôts sur le travail + contributions sociales (cotisations de soins de santé, chômage, etc.).

nourriceries sur les agrégats macroéconomiques. Le modèle ECO possède une certaine flexibilité qui lui permet d'être étendu de manière à intégrer les services écosystémiques omis. Les données écologiques appropriées doivent cependant être produites pour cela.

Les résultats de cette étude montrent également que la restauration de surfaces importantes de nourriceries génère des impacts économiques plutôt à l'échelle sectorielle qu'à l'échelle macroéconomique. Cela suggère que les coûts de restauration peuvent être envisagés comme une question d'allocation de coûts plutôt que comme un problème en soi. Dans cette optique, le modèle aide à identifier les secteurs qui seraient les plus vulnérables si le principe du pollueur payeur était appliqué tel que recommandé dans la Directive Cadre pour une Stratégie Marine (European Parliament and Council, 2008). Les secteurs les plus vulnérables sont les ports, le secteur minier, et le secteur des « manufactures de coke, raffineries de pétrole et de combustibles nucléaires » (Section X.4). Identifier les secteurs vulnérables peut aider les décideurs à adapter le principe du pollueur payeur et modifier la règle d'allocation des coûts de restauration s'ils souhaitent éviter l'asphyxie de certains secteurs économiques. Par exemple les responsables indirects de la destruction des nourriceries tels que les secteurs tertiaires et les consommateurs finaux (les ménages) pourraient participer aux coûts de restauration. Tous les deux bénéficient des marchandises transportées par bateau or la construction d'infrastructures de transport par voie d'eau constitue l'une des causes principales de la perte de surfaces de nourriceries.

Cette étude montre également les possibilités existantes pour améliorer les propriétés holistiques de la modélisation input-output. Le développement d'outils d'analyse possédant de telles propriétés constitue l'un des deux principes de base de la Science Post-Normale et de la gestion intégrée des zones côtières testés dans cette étude. L'amélioration des propriétés holistiques est atteinte en augmentant le nombre de catégories de services écosystémiques considérées. Habituellement, les modèles input-output ne couvrent que les services de puits (accumulation de polluants émis dans l'écosystème) et d'approvisionnement en ressources (fourniture de ressources naturelles pour consommation humaine). Or, dans le modèle ECO, les tables input-output sont étendues de manière à intégrer la catégorie de services écosystémiques de support de vie (formation d'habitats estuariens de nourriceries de poissons). Une telle extension est importante car les services de support de vie sont les plus vitaux. L'existence de l'ensemble des autres catégories de services écosystémiques en dépendent (Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; de Groot *et al.*, 2002). Outre l'augmentation du nombre de catégories de services écosystémiques pris en considération, les propriétés holistiques sont développées par la construction d'un modèle input-output hybride, capable de fournir des résultats sous la forme d'indicateurs multiples et d'unités monétaires aussi bien que physiques. Cela respecte les recommandations de la Science Post-Normale plaidant en faveur de l'usage d'une gamme d'indicateurs diversifiées dans le but de capturer toute la complexité de l'écosystème et d'assurer des propriétés holistiques (Giampietro *et al.*, 2006). En ajoutant à cela les résultats de recherches récentes en biologie et en hydro-sédimentologie dans l'estuaire de la Seine, nous avons pu intégrer des relations d'interdépendance entre services écosystémiques au modèle ECO. Le résultat est dans la droite ligne des recommandations de Carpentier (1994) (Section VII.1) et de Groot (2002) (Section I.2). Il répond également bien à la définition d'holistique donnée par Gallopin *et al.* (2001) : une approche globale au sein de laquelle différents éléments, habituellement analysés séparément, sont réunis pour être étudiés tous ensemble avec leurs interactions au sein d'un système (Section IV.3).

Si l'avantage des propriétés holistiques consiste en une meilleure compréhension de la complexité inhérente des écosystèmes ainsi qu'en un élargissement du nombre de catégorie de services écosystémiques considérés, elles comportent toutefois un inconvénient. Les propriétés holistiques introduisent un haut degré d'incertitude dans l'analyse scientifique (Chapitre II). Tel que recommandé par la Science Post-Normale et la gestion intégrée des zones côtières, cette incertitude devrait être gérée. Afin que le modèle ECO respecte cette recommandation, nous proposons

l'approche suivante. Une partie de l'incertitude – le degré de précision – est prise en charge par le biais d'une analyse de sensibilité qui montre les marges entre lesquelles les résultats du modèle peuvent varier en raison d'un certain indéterminisme sur les paramètres du modèle (Sections II.1, IV.4 et X.6). Cette imprécision concerne : l'incertitude à court et moyen termes sur la capacité d'accueil des nurseries à abriter des juvéniles de soles (cette capacité dépend de la contamination des eaux et des sédiments – services de puits), la surface de nurseries en 2015 (service de support de vie), le stock marin de soles en Manche-Est disponible pour la consommation humaine (service d'approvisionnement en ressources halieutiques), et le taux de croissance de l'économie d'ici 2015.

Une autre partie de l'incertitude – le degré d'exactitude – est gérée par une opération de validation de la composante économique du modèle ECO sur base de données observées dans le passé. La différence entre les données observées et les résultats du modèle est utilisée comme approximation de l'incertitude due à l'architecture du modèle. L'incertitude résulte du fait que cette architecture ne représente pas toujours correctement la réalité.

Il reste une dernière partie de l'incertitude qui ne peut pas être gérée par une analyse de sensibilité ni par une validation puisqu'il s'agit de paramètres et variables qui n'ont pas pu être insérés dans le modèle. Ce problème concerne les 7 services écosystémiques mentionnés à la Section X.3 pour lesquels il n'existe pas encore de données ou de connaissances adéquates pour les intégrer au modèle¹⁸⁹. Il en découle que l'incertitude perdure sur l'interdépendance entre ces sept services écosystémiques et le système économique. Tant que des données et des connaissances plus précises ne seront pas produites, c'est typiquement le genre d'incertitude pour laquelle la décision finale repose plus sur le jugement individuel et le bon sens que sur des évidences scientifiques. Cela illustre la nécessité d'intégrer de manière transparente des opinions publiques divergentes et des jugements de valeur au sein de processus de décision participatif par le biais d'évaluations multicritère et multiacteurs (Chapitres I et XI). Une littérature abondante argumente en ce sens, lire entre autres : Giampietro *et al.* (2006), Stirling (2006), Funtowicz et Ravetz (1994), Ravetz (2006), Stojanovic et Ballinger (2009), Belfiore (2000), O'Hagan et Ballinger (2009), O'Connor (1999), Bremer (2010).

Le Chapitre XI montre, par le développement d'un exemple, la manière dont les résultats du modèle ECO peuvent être valorisés au sein d'une approche participative. Cet exemple est réellement encourageant quant à la capacité des modèles input-output à contribuer pleinement aux processus de décision participatifs dans le but de faciliter l'émergence de compromis et de créer un climat de négociation nécessaire à la résolution des conflits d'usages des services écosystémiques.

¹⁸⁹ Une exception peut-être : il semblerait que des données appropriées existent pour les oiseaux limicoles utilisant les nurseries comme habitat.

ANNEXE A

LES METHODES PROSPECTIVES BASEES SUR AVIS D'EXPERTS

A.1. BESOIN D'OUTILS PROSPECTIFS

Le modèle ECO développé dans cette étude est utilisé pour simuler des scénarios de mesures environnementales à l'horizon 2015. Pour ce faire, nous avons construit des scénarios qui se basent sur des approches de prospective participative menées par le BIPE et le GERPA (2007) et l'AESN-DIREN Haute-Normandie (2004b,c) conjointement avec les acteurs de l'estuaire de la Seine. Dans ce cadre, il est intéressant de passer en revue les différentes méthodes de prospectives ainsi que leurs atouts et leurs faiblesses. Nous nous sommes également basés sur un avis d'expert pour chiffrer l'évolution future de certaines variables environnementales. Cette technique bien qu'introduisant un certain degré de subjectivité, est répandue dans les méthodes prospectives. Pour reprendre un exemple bien connu, elle est notamment utilisée par les modélisateurs du GIEC pour la simulation de scénarios futurs de changements climatiques.

Depuis la seconde guerre mondiale, les travaux de prospective se sont considérablement développés. Se distinguant clairement de la prévision, ils ont constitué dès le départ une tentative de clarification des conditions dans lesquelles des décisions impliquant l'avenir peuvent être prises (Plassard, 2003). Godet et Durance (2007) définissent la prospective comme une anticipation pour éclairer l'action présente à la lumière des futurs possibles et souhaitables. Plassard (2003) ajoute que la prospective est une technique, ou un ensemble de techniques, destinée à éclairer le décideur (et autres acteurs), à la fois sur ses marges de liberté par rapport aux futurs possibles et sur les conséquences que peuvent avoir ses décisions sur le futur. Lempert *et al.* (2003) ajoutent, quant à eux, que la prospective n'est pas seulement une approche destinée à éclairer les décideurs et autres acteurs mais aussi à intégrer leurs valeurs et convictions ainsi que les connaissances actuelles dans la décision.

Les trois auteurs insistent sur le fait que la prospective ne s'assimile pas à de la prédiction. En effet, il n'existe aucune statistique du futur et face à l'avenir, le jugement personnel est souvent le seul élément d'information disponible. Ils ajoutent que « *toute forme de prédiction est une imposture, l'avenir n'est pas écrit, mais reste à faire. En effet, le monde réel est beaucoup trop complexe pour que l'on puisse espérer, un jour, mettre en équation son éventuel déterminisme caché* » (Godet et Durance, 2007). « *La prospective n'a pas pour objet de prédire l'avenir – de nous le dévoiler comme s'il s'agissait d'une chose déjà faite – mais de nous aider à le construire. Elle nous invite donc à le considérer comme à faire, à bâtir...* » (de Jouvenel, 1999 ; cité par Plassard, 2003). D'ailleurs la prospective prend plus souvent la forme d'une réflexion collective qui peut être structurée au moyen des méthodes décrites ci-dessous.

Le panel de méthodes et outils de prospectives présentés ci-dessous permet de construire et structurer une réflexion qui ne peut être menée que sur base de données subjectives issues de la consultation d'acteurs et d'experts. En effet, la prospective n'est pas une science exacte, d'où l'avantage de ces méthodes qui constituent, à la réflexion, une sorte de garde-fous, permettent de limiter au maximum les erreurs et, enfin, de s'assurer que les hypothèses des scénarios construits sont bien fiables.

Pour le propos de cette étude, nous n'avons pas utilisé directement les méthodes prospectives décrites dans cette Annexe. Nous nous sommes largement appuyés sur les ateliers de prospective déjà réalisés par le BIPE et le GERPA (2007) et l'AESN-DIREN Haute-Normandie (2004b,c) pour nous concentrer exclusivement sur le développement d'un modèle économique-écologique applicable à l'estuaire de la Seine. Le travail présenté à la Partie III consiste à compléter la démarche prospective déjà réalisée en quantifiant certains aspects macroéconomiques qui en étaient restés au stade de l'évaluation qualitative.

A.2. LA CONSULTATION D'EXPERTS : BALAYER LE CHAMP DES POSSIBLES ET REDUIRE L'INCERTITUDE

Plassard (2003) distingue quatre méthodes classiques dans les exercices de prospective : l'analyse structurelle, la consultation d'experts, la méthode des impacts croisés et les scénarios. Toutefois, si l'on ajoute les autres méthodes et que l'on distingue aussi des catégories plus fines au sein de ces quatre grandes méthodes, Godet et Durance (2007) dénombrent un total de 12 méthodes prospectives. Plassard spécifie qu'il ne faudrait pas considérer ces méthodes comme étant totalement indépendantes les unes des autres, puisque certaines font appel, au moins en partie, aux autres.

Pour notre part, nous allons nous intéresser plus particulièrement à la méthode par consultation d'experts et celle des impacts croisés (qui est également basée sur des avis d'experts) puisque, bien que sans les utiliser dans une application pointue, nous avons eu recours à des avis d'experts pour quantifier certains liens de causalité dans le modèle ECO (Figure 13).

La consultation d'experts, plus connue sous le nom de "méthode Delphi", consiste à interroger un panel d'experts d'un domaine donné pour qu'ils répondent à des questions fermées concernant l'avenir. L'objectif est d'obtenir un consensus entre ces experts en organisant un effet de rétroaction. A partir des réponses obtenues à une première série de questions, des solutions moyennes sont calculées. Elles sont ensuite présentées aux mêmes experts pour qu'ils donnent leur avis. Soit ils les acceptent, soit ils les rejettent en fournissant des explications. Le plus souvent, une troisième et une quatrième consultations sont organisées auprès des mêmes experts pour faire apparaître le consensus recherché.

Préalablement à la consultation d'experts, réaliser une analyse morphologique peut être utile. Celle-ci est expliquée succinctement ci-dessous.

A.2.1. L'analyse morphologique

L'analyse morphologique vise à explorer de manière systématique les futurs possibles à partir de l'étude de toutes les combinaisons issues de la décomposition d'un système donné. La première étape consiste à décomposer le système en sous-systèmes ou composantes. Ces composantes (ou variables-clés) peuvent être déterminées à partir des résultats de l'analyse structurelle à l'aide d'outils informatiques. Un scénario donné est caractérisé par le choix d'une configuration spécifique sur chacune des composantes. Il y aura ainsi autant de scénarios possibles que de combinaisons de configurations. L'ensemble de ces combinaisons représente le champ des possibles, encore appelé « espace morphologique ». La seconde étape consiste à réduire cet espace pour éliminer les combinaisons logiques irréalisables dans la réalité. On obtient alors ce qu'on appelle un sous-espace utile en introduisant des contraintes d'exclusion, des critères de sélection (économiques, techniques) à partir desquels les combinaisons pertinentes pourront être examinées. Ce sous-espace morphologique évite de se noyer dans la combinatoire qui peut donner des milliers de possibilités à partir de quelques variables-clés seulement.

L'analyse morphologique peut être mise en œuvre au préalable pour dégager le champ des possibles et ensuite la soumettre à une des méthodes par consultation d'experts décrites ci-dessous pour dégager les possibilités les plus probables.

A.2.2. La méthode Delphi

Traditionnellement, les tentatives de description des tendances à venir sont le fruit d'un travail individuel ou en équipe, expliquent Lempert *et al.* (2003). Les auteurs ajoutent qu'il est cependant évident que le nombre de facteurs influençant le futur peut fortement excéder le nombre d'expertises d'une équipe chargée de réaliser une étude prospective. En conséquence, un intérêt grandissant s'est développé pour construire une méthodologie formelle capable de combiner les savoirs de nombreux experts de manière systématique dans le but de décrire des futurs plus ou moins lointains. La méthode Delphi fut développée à cette fin par des chercheurs de la Rand Corporation dans les années 1950 (Lempert *et al.*, 2003).

La méthode Delphi est une méthode itérative qui a pour objectif de mettre en évidence des convergences d'opinion et de dégager certains consensus sur des sujets précis grâce à l'interrogation d'experts, à l'aide de questionnaires successifs (envoyés par courrier ou par e-mail). Au fil des questionnaires successifs, il est demandé à un groupe d'experts de fournir une réponse à une liste de questions. En conclusion de chaque itération, chaque expert consulte les réponses données par les autres experts. Il leur est alors permis de modifier leur réponse en fonction de celles des autres. Cela permet à chaque expert d'inclure dans sa réflexion un aspect qu'il n'avait pas envisagé aux itérations précédentes. Les réponses sont toujours anonymes afin d'éviter qu'un poids trop important soit donné aux réponses d'un expert bénéficiant d'un statut élevé dans le groupe (Lempert *et al.*, 2003).

L'objectif le plus fréquent des études Delphi consiste à apporter l'éclairage des experts sur des zones d'incertitude en vue d'une aide à la décision (ex. : éclairage sur des dates de réalisation d'événements futurs, estimation de probabilités chiffrées de réalisation d'hypothèses, etc.).

Cette méthode, facile à mettre en œuvre, a été utilisée par les autorités américaines au cours de la Seconde Guerre Mondiale pour dégager un consensus sur les systèmes d'armement à développer (Plassard, 2003). Elle a également été utilisée pour prévoir les dates d'apparition de nouvelles technologies ou de nouveaux produits ou plus récemment dans le domaine des transports.

A.2.3. L'abaque de Régnier

Il s'agit, tout comme la méthode Delphi, d'une consultation d'experts par envois successifs de questionnaires afin d'interroger des experts à partir d'un vote colorimétrique. Comme toutes les méthodes d'experts, l'Abaque de Régnier est destinée à réduire l'incertitude. Chaque couleur permet à l'expert d'exprimer sa certitude ou ses doutes quant à la réalisation d'un événement, la probabilité de réalisation d'une hypothèse, etc. Cette méthode peut être couplée avec la méthode Delphi.

A.2.4. Les méthodes d'impacts croisés probabilistes

Les méthodes d'impacts croisés probabilistes visent à déterminer des probabilités simples et conditionnelles d'hypothèses et/ou d'événements, ainsi que les probabilités des combinaisons de ces derniers, en tenant compte des interactions entre événements et/ou hypothèses. Quelles que soient les techniques retenues, cette démarche repose sur l'hypothèse que les variables retenues ne sont pas indépendantes les unes des autres et que la survenance d'un événement peut modifier les conditions d'apparition d'autres événements. On retrouve là une des propriétés de l'analyse des systèmes qui tente, justement, de préciser les relations entre variables.

L'objectif de ces méthodes est non seulement de faire ressortir, pour le décideur, les scénarios les plus vraisemblables, mais aussi d'examiner des combinaisons d'hypothèses que l'on aurait exclues a

priori. La première étape consiste à formuler un dizaine d'hypothèses par exemple par le biais de la méthode de l'analyse structurelle et/ou de la méthode de l'analyse stratégique du jeu des acteurs, deux méthodes qui permettent de mieux identifier les variables-clés et de mieux formuler les hypothèses de départ. Un questionnaire est ensuite envoyé par voie postale ou par e-mail dans lequel il est demandé :

- d'apprécier la probabilité simple de réalisation d'une hypothèse à l'aide d'une échelle allant de 1 (très faiblement probable) à 5 (très probable),
- d'apprécier sous forme d'une probabilité conditionnelle, la réalisation d'une hypothèse en fonction de la réalisation et de la non-réalisation de toutes les autres.

Dans une deuxième phase, des probabilités sont conférées aux scénarios en corrigeant les données brutes envoyées par les experts, en affectant une probabilité à chacune des combinaisons possibles des différentes hypothèses, et pour finir en agrégeant les valeurs obtenues de chaque expert (en calculant la moyenne des probabilités). Cela permet de hiérarchiser les scénarios du plus probable au moins probable. La troisième étape concerne l'écriture du scénario : la description du cheminement depuis le présent jusqu'aux résultats futurs et l'étude du comportement des acteurs dans ce cheminement.

Les méthodes d'impacts croisés probabilistes sont utilisées par les scientifiques du GIEC pour affecter des probabilités aux scénarios en matière de changements climatiques (Lempert *et al.*, 2003). Pour comparer différentes mesures environnementales, les scientifiques du GIEC développent des modèles dans lesquels sont simulées les interactions entre le système économique futur et le système climatique. Par exemple, un modèle peut calculer l'effet que les changements climatiques pourraient avoir sur l'économie et les écosystèmes au cours du 21^{ème} siècle tout en intégrant des mesures envisageables pour réduire les émissions de gaz à effet de serre. Les analystes traitent l'incertitude en assignant une distribution de probabilités aux différents paramètres de la modélisation comme par exemple la sensibilité du système climatique à l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre dans l'atmosphère ou encore les dommages causés par les changements climatiques aux activités anthropiques. Dans les traitements les plus sophistiqués, ces distributions de probabilités sont établies sur base d'avis d'experts (Lempert *et al.*, 2003). Il reste ensuite à diffuser ces probabilités (inféodée à chaque paramètre) dans le modèle pour donner la probabilité globale d'occurrence des scénarios décrivant les différents futurs plausibles qui sont générés par le modèle. Comme le confirme le GIEC lui-même, l'incertitude ne peut pas toujours être quantifiée, soit qu'il manque de données pour estimer des probabilités d'occurrence soit que l'incertitude d'événements futurs ne permette pas de calculer leur probabilité d'occurrence sur base des expériences du passé. En conséquence, à défaut d'autres possibilités plus fiables, il faut bien recourir à des méthodes d'estimation de probabilités subjectives (IPCC, 2007a,b ; Lutz et Sanderson ; 2001).

A. 3. ERREURS DE PROSPECTIVES

Les erreurs liées aux travaux prospectifs réalisés dans le passé démontrent la difficulté de prévoir les grandes ruptures et les changements brutaux (crise pétrolière, guerre, baisse de la fécondité des années 1960 en France, etc.). Plassard (2003) se sert de l'analyse de Schwab (1989) pour montrer l'importance de ces difficultés et les erreurs auxquelles elles ont pu mener dans le passé. Son analyse a été effectuée en 1989 et porte sur des prévisions élaborées en 1963 portant sur l'évaluation des prévisions technologiques de la Rand Corporation pour l'horizon 1984. Plus précisément, il s'agissait de prévisions de réalisation d'événements concernant l'armement, les progrès scientifiques, l'automation et les progrès spatiaux. Les questions qui étaient posées aux 150 experts, dont seuls 82 ont répondu, portaient sur les dates d'apparition d'un certain nombre d'événements. A partir de ces

réponses, les auteurs ont proposé des "visions" possibles du monde en 1984. Sans nous arrêter au contenu de cette recherche, les conclusions qu'en tire Schwab sont particulièrement éclairantes pour notre propos. L'auteur fournit un graphique des "erreurs de prévision" à l'horizon 1984, par rapport aux réalisations effectives (Figure 52).

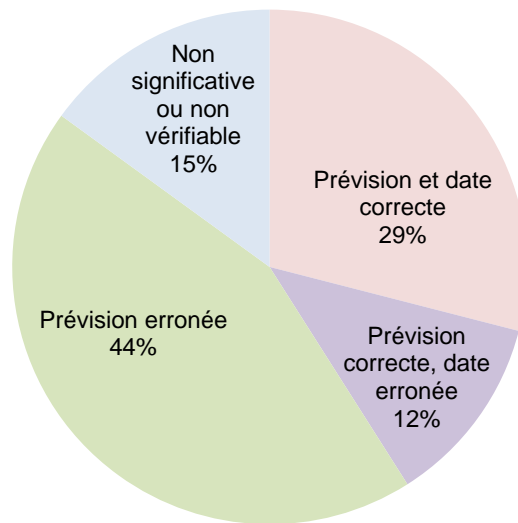


Figure 52. Appréciation sur la justesse des prévisions effectuées en 1963 à l'horizon 1984 par Schwab (1989) pour la Rand Corporation.

Note : les prévisions portaient sur les évolutions technologiques en matière d'armement, de progrès scientifiques, d'automation et de progrès spatiaux. Sources : Schwab (1989), repris par Plassard (2003).

Comme le montre la Figure 52, le bilan de l'opération peut sembler mince en raison de la faible part, moins d'un tiers, de prévisions correctes. Comment expliquer ces "erreurs" ? Plassard (2003) résume les pistes proposées par Schwab (1989).

1. Tout d'abord certaines questions sont très liées à la période au cours de laquelle elles ont été posées ; elles perdent ensuite de l'intérêt au fur et à mesure que l'on s'en éloigne. C'est le cas, par exemple, de toutes les questions posées en 1960 sur les probabilités d'une nouvelle guerre mondiale, qui préoccupaient beaucoup les autorités américaines à l'époque. On voit alors que les efforts de prospective ont beaucoup de mal à s'affranchir des systèmes de pensée dominants de leur époque. Produites à un moment qui se caractérise par un environnement social, économique et politique précis, les réflexions prospectives sont largement dépendantes des grandes questions du moment, des espoirs et des craintes des contemporains (Plassard, 2003).

2. Le mode de raisonnement des experts peut également fournir des éléments d'explication. Ce sont des spécialistes des domaines considérés, mais ils ne sont pas des habitués de la démarche prospective. Aussi raisonnent-ils spontanément à univers technique, économique et social inchangé.

Au vu de ces écueils, Plassard (2003) n'hésite pas à affirmer que le but de la démarche prospective ne consiste pas à connaître le futur, ni d'envisager les avènements possibles ; la démarche prospective vise à prendre une décision engageant le futur en s'entourant d'un certain nombre de précautions. Il ajoute que la recherche prospective n'a de sens que confrontée à l'action : elle cherche à éclairer la décision, et à ce titre elle est faillible ; les analyses prospectives n'ont de sens que par les décisions qu'elles éclairent. Dans cette philosophie de l'action, c'est le décideur qui assume son action dans le but de changer le futur ou de s'y insérer. La prospective, prend son sens dans la façon dont une époque s'approprie son avenir pour apaiser ses angoisses ou pour tenter d'infléchir le futur.

Bien que nous soyons en accord avec la plupart des constats de Plassard (2003) mentionnés dans le paragraphe précédent, nous réfutons son assertion quand il affirme que le but de la prospective n'est pas d'envisager les futurs possibles. Cette assertion semble cohérente en ce qui concerne les études prospectives à long terme (plus de 20 ans) mais pour les démarches prospectives à moyen terme, elle nous semble trop catégorique. Par exemple, dans le cas de notre étude, nous avons précisément réduit l'échelle de temps pour éviter ce problème. Nous avons décidé de travailler sur une échelle de temps relativement courte : entre 8 et 11 ans – soit un horizon de moitié moins long que les 21 ans de l'étude prospective analysée par Schwab (1989) à la Figure 52. Nos scénarios prospectifs vont jusqu'à l'horizon de temps 2015 et partent de l'année de référence 2007 pour les variables économiques et de l'année de référence 2004 pour les variables environnementales. En conséquence, concernant la première cause d'erreur mentionnée par Schwab (1989) ci-dessus, un horizon de temps court augmente les chances que les thématiques d'intérêt de l'année de référence conservent une certaine importance à l'horizon de temps de la prospective. En ce qui concerne le deuxième point, travailler sur une période de temps assez courte réduit l'ampleur des changements technologiques, économiques, sociaux, environnementaux et politiques. En conséquence, l'importance des erreurs est limitée car si des changements sont en cours, ils n'ont pas encore eu le temps de prendre trop d'ampleur. Au final, on peut estimer que notre étude s'affranchit en partie de la première cause d'erreur susmentionnée et dans une certaine mesure, de la seconde également. Si cela ne nous confère en aucun cas la capacité de prédire l'avenir, nous pouvons du moins envisager les futurs possibles d'ici 2015.

ANNEXE B

B.1. LISTE DES TECHNIQUES D'ÉVALUATION MONÉTAIRE UTILISÉES DANS LA LITTÉRATURE POUR CHACUNE DES CATEGORIES DE SERVICES ÉCOSYSTEMIQUES

Tableau 54. Techniques d'évaluation monétaire utilisées dans la littérature pour évaluer les services écosystémiques (de Groot *et al.*, 2002).

Ecosystem functions (and associated goods and services (see Table 1)	Range of monetary values in US\$/ha year ^a	Direct market pricing ^b	Indirect market pricing					Contingent valuation	Group valuation
			Avoided cost	Replacement cost	Factor income	Travel cost	Hedonic pricing		
<i>Regulation functions</i>									
1. Gas regulation	7–265		+++	0	0			0	0
2. Climate regulation	88–223		+++	0	0			0	0
3. Disturbance regulation	2–7240		+++	++	0		0	+	0
4. Water regulation	2–5445	+	++	0	+++		0	0	0
5. Water supply	3–7600	+++	0	++	0	0	0	0	0
6. Soil retention	29–245		+++	++	0		0	0	0
7. Soil formation	1–10		+++	0	0			0	0
8. Nutrient cycling	87–21 100		0	+++	0			0	0
9. Waste treatment	58–6696		0	+++	0		0	++	0
10. Pollination	14–25	0	+	+++	++			0	0
11. Biological control	2–78	+	0	+++	++			0	0
<i>Habitat functions</i>									
12. Refugium function	3–1523	+++		0	0		0	++	0
13. Nursery function	142–195	+++	0	0	0		0	0	0
<i>Production functions</i>									
14. Food	6–2761	+++		0	++			+	0
15. Raw materials	6–1014	+++		0	++			+	0

Tableau 54 (continue).

Ecosystem functions (and associated goods and services (see Table 1))	Range of monetary values in US\$/ha year ^a	Direct market pricing ^b	Indirect market pricing					Contingent valuation	Group valuation
			Avoided cost	Replacement cost	Factor income	Travel cost	Hedonic pricing		
16. Genetic resources	6–112	+++		0	++			0	0
17. Medicinal resources		+++	0	0	++			0	0
18. Ornamental resources	3–145	+++		0	++		0	0	0
<i>Information functions</i>									
19 Aesthetic information	7–1760			0			0	+++	0
20 Recreation and tourism	2–6000	+++		0	++	++	+	+++	
21 Cultural and artistic insp.		0			0	0	0	+++	0
22 Spiritual and historic inf.	1–25					0	0	+++	0
23 Science and education		+++			0	0		0	0

^a Dollar values are based on Costanza et al. (1997) and apply to different ecosystems (e.g. waste treatment is mainly provided by wetlands and recreational benefits are, on a per hectare basis, highest in coral reefs). In the columns, the most used method on which the calculation was based is indicated with + + +, the second most with + +, etc.; open circles indicate that that method was not used in the Costanza study but could potentially also be applied to that function.

^b Based on added value only (i.e. market price minus capital and labor costs (typically about 80%).

Eclaircissement concernant trois services écosystémiques de régulation du tableau ci-dessus :

3. *Disturbance regulation* : cette dénomination de de Groot et al. (2002) inclut tous les services écosystémiques de régulation qui modulent les événements catastrophiques (inondations, sécheresses, ouragans, etc.). *The services provided by this function [Disturbance regulation] relate to providing safety of human life and human constructions* (de Groot et al., 2002). Par exemple le service « *Disturbance regulation* » inclut ce que nous avons dénommé « service intermédiaire de régulation des flux hydriques » qui génère le service final d’approvisionnement en terrains à l’abri des inondations.

4. Water regulation : cette dénomination est à cheval entre ce que nous avons appelé “service d’approvisionnement en ressources en eau” et le « service de régulation des flux hydriques ». Concernant ce dernier, de Groot *et al.* (2002) opèrent une distinction entre régulation des événements extrêmes (voir le service de “*Disturbance regulation*” ci-dessus) et régulation des apports en eaux en conditions normales (“*water regulation*”). Voici comment ils décrivent le service de régulation des eaux (*water regulation*): *this function deals with the influence of natural systems on the regulation of hydrological flows at the earth surface. This ecosystem function is distinct from disturbance regulation insofar as it refers to the maintenance of ‘normal’ conditions in a watershed and not the prevention of extreme hazardous events. Ecosystem services derived from the water regulation function are, for example, maintenance of natural irrigation and drainage, buffering of extremes in discharge of rivers, regulation of channel flow, and provision of a medium for transportation. A regular distribution of water along the surface is, therefore, quite essential, since too little as well as too much runoff can present serious problems.*

9. Waste treatment : cette dénomination de de Groot *et al.* (2002) couvre ce que nous avons appelé « service de régulation de la qualité des eaux, des sols et de l’air ». Ils la décrivent comme suit : *to a limited extent, natural systems are able to store and recycle certain amounts of organic and inorganic human waste through dilution, assimilation and chemical re-composition. Forests, for example, filter dust particles from the air, and wetlands and other aquatic ecosystems can treat relatively large amounts of organic wastes from human activities acting as ‘free’ water purification plants.*

ANNEXE C

C.1. NOMENLCATURE STATISTIQUE TRANSPORT NST (1974)

NOMENCLATURE STATISTIQUE TRANSPORT (NST)

Nomenclature de codification de la marchandise transportée

Nomenclature officielle européenne rénovée en 1970

Cette nomenclature possède 4 niveaux :

- le niveau **chapitre** en **10 postes**
- le niveau **section** en **19 postes**
- le niveau **groupe** en **52 postes**
- le niveau **position** en **176 postes**
- et un niveau supplémentaire en **234 postes** pour les statistiques douanières.

0 = Produits agricoles et animaux vivants

0=Produits agricoles et animaux vivants

00=Animaux vivants

001=Animaux vivants

01=Céréales

011=Froment, épeautre, méteil

012=Orge

013=Seigle

014=Avoine

015=Mais

016=Riz

019=Autres céréales n.d.a

02=Pommes de terre

020=Pommes de terre

03=Autres légumes frais ou congelés et fruits frais

031=Agrumes

035=Autres fruits et noix, frais

039=Autres légumes frais ou congelés

04=Matières textiles et déchets

041=Laine et autres poils d'origine animale

042=Coton

043=Fibres textiles artificielles ou synthétiques

045=Soie, lin, jute, chanvre et autres fibres textiles végétales

049=Chiffons, déchets de textiles

05=Bois et liège

051=Bois à papier, bois à pulpe

052=Bois de mines

055=Autres bois en grumes

056=Traverses en bois pour voies ferrées, autres bois équarris ou sciés

057=Bois de chauffage, charbon de bois, déchets, liège brut et déchets

06=Betteraves à sucre

060=Betteraves à sucre

09=Autres matières premières d'origine animale ou végétale

091=Peaux et pelleteries brutes, déchets

092=Caoutchouc naturel et synthétique, brut ou régénéré

099=Matières premières et autres produits bruts, non comestibles, d'origine animale ou végétale n.d.a

1=Denrées alimentaires et fourrages

1=Denrées alimentaires et fourrages

11=Sucres

111=Sucre brut

112=Sucre raffiné

113=Mélasses

12=Boissons

- 121=Vins, moûts de raisin
- 122=Bière
- 125=Autres boissons alcoolisées
- 128=Boissons non alcoolisées

13=Stimulants et épicerie

- 131=Café
- 132=Cacao et chocolat
- 133=Thé, maté, épices
- 134=Tabacs bruts et déchets
- 135=Tabacs manufacturés
- 136=Glucose, dextrose, autres sucres, confiseries, sucreries, miel

- 139=Préparations alimentaires n.d.a

14=Denrées alimentaires périssables ou semi-périssables et conserves

- 141=Viande fraîche, réfrigérée et congelée
- 142=Poissons, crustacés, mollusques, frais, congelés, séchés, salés, fumés

- 143=Lait frais et crème fraîche
- 144=Beurre, fromage, autres produits laitiers
- 145=Margarine, saindoux, graisses alimentaires
- 146=Oeufs
- 147=Viande séchée, salée, fumée, préparations et conserves de viande

- 148=Préparation et conserve de poissons, crustacés ou mollusques

16=Denrées alimentaires non périssables et houblon

- 161=Farines, semoules, gruaux de céréales
- 162=Malt
- 163=Autres produits à base de céréales
- 164=Fruits congelés, séchés ou deshydratés, préparations et conserves de fruits

- 165=Légumes secs
- 166=Préparations et conserves à base de légumes
- 167=Houblon

17=Nourriture pour animaux et déchets alimentaires

- 171=Paille, foin, balle de céréales
- 172=Tourteaux et résidus de l'extraction des huiles végétales

- 179=Sons et issues, autres nourriture pour animaux, déchets des industries alimentaires

18=Oléagineux

- 181=Graines oléagineuses, noix, amandes oléagineuses
- 182=Huiles et graisses d'origine animale ou végétale et produits dérivés

2=Combustibles minéraux solides

2=Combustibles minéraux solides

- 21=Houille*
 - 211=Houille (CECA)
 - 213=Agglomérés de houille (CECA)

22=Lignite et tourbe

221=Lignite (CECA)
223=Agglomérés de lignite (CECA)
224=Tourbe

23=Coke
231=Coke et semi-coke de houille (CECA)
233=Coke et semi-coke de lignite (CECA)

3=Produits pétroliers

3A=Produits pétroliers bruts

31=*Pétrole brut*
310=Pétrole brut

3B=Produits pétroliers raffinés

32=*Dérivés énergétiques*
321=Essence de pétrole
323=Pétrole lampant, kérosène, carburéacteur, white spirit

325=Gasoil, fueloils légers et domestiques
327=Fueloils lourds

33=*Hydrocarbures énergétiques gazeux, liquéfiés ou comprimés*

330=Hydrocarbures énergétiques gazeux, liquéfiés ou comprimés

34=*Dérivés non énergétiques*

341=Huiles et graisses lubrifiantes
343=Bitumes de pétrole et mélanges bitumineux
349=Autres dérivés du pétrole non énergétiques

4=Minerais et déchets pour la métallurgie

4A=Minerais ferreux et déchets pour la métallurgie

41=*Minerais de fer*
410=Minerais de fer et concentrés, sauf pyrites (CECA)

46=*Ferrailles et poussières de hauts fourneaux*
462=Ferrailles pour la refonte (CECA)
463=Déchets de fer et d'acier autres que pour la refonte (non CECA)

465=Scories à refondre (non CECA)
466=Poussières de hauts fourneaux (CECA)
467=Pyrites de fer grillées (non CECA)

4B=Minerais et déchets non ferreux

45=*Minerais et déchets non ferreux*
451=Déchets de métaux non ferreux
452=Minerais de cuivre et concentrés, mattes de cuivre

453=Minerais d'aluminium et concentrés, bauxite
455=Minerais de manganèse et concentrés (CECA)
459=Autres minerais de métaux non ferreux et concentrés

5=Produits métallurgiques

5A=Produits métallurgiques ferreux

51=Fonte et aciers bruts,ferro-alliages

512=Fonte brute, fonte spiegel, ferromanganèse carburé (CECA)

513=Ferro-alliages, sauf ferromanganèse carburé (non CECA)

515=Acier brut (CECA)

52=Demi-produits sidérurgiques laminés

522=Demi-produits sidérurgiques laminés, blooms, billettes, brames, larges, ébauches en rouleaux pour tôles(CECA)

523=Autres demi-produits sidérurgiques (non CECA)

53=Barres, profilés, fil, matériel de voie ferrée

532=Barres laminées et profilées à chaud (CECA)

533=Barres laminées et profilées à froid ou forgées (non CECA)

535=Fil machine (CECA)

536=Fil de fer ou d'acier (non CECA)

537=Rails et éléments de voie ferrée en acier (CECA)

54=Tôles, feuillards et bandes en acier

542=Tôles d'acier laminées en feuilles ou en rouleaux, larges plats (CECA)

543=Autres tôles d'acier (non CECA)

545=Feuillards et bandes en acier, fer blanc (CECA)

546=Autres feuillards et bandes en acier (non CECA)

55=Tubes, tuyaux, moulages et pièces forgées de fer ou d'acier

551=Tubes, tuyaux et accessoires de tuyauterie

552=Moulages et pièces de forge de fer ou d'acier

5B=Produits métallurgiques non ferreux

56=Métaux non ferreux

561=Cuivre et ses alliages, bruts

562=Aluminium et ses alliages, bruts

563=Plomb et ses alliages, bruts

564=Zinc et ses alliages, bruts

565=Autres métaux non ferreux et leurs alliages, bruts

568=Produits finis et semi-finis de métaux non ferreux, sauf articles manufacturés

6=Minéraux bruts ou manufacturés et matériaux de construction.

6A=Minéraux bruts ou manufacturés et matériaux de construction

61=Sables, graviers, argiles, scories

611=Sables pour usage industriel

612=Sables communs et graviers

613=Pierre ponce, sables et graviers ponceux

614=Argiles et terres argileuses

615=Scories non destinées à la refonte, cendres, laitiers

63=Autres pierres, terres et minéraux

631=Pierres concassées, cailloux, macadam, tarmacadam

632=Pierres de taille ou de construction brutes

633=Pierres calcaires pour l'industrie

634=Craie

639=Autres minéraux bruts

64=Ciments, chaux

641=Ciments

642=Chaux

65=Plâtre

650=Plâtre

69=Autres matériaux de construction manufacturés

691=Agglomérés ponceux, pièces en béton et en ciment ou similaires

692=Briques, tuiles et autres matériaux de construction en argile et matériaux de construction réfractaires

6B= Matières premières pour l'industrie chimique

62=Sel, pyrites, soufre

621=Sel brut ou raffiné

622=Pyrites de fer non grillées

623=Soufre

7=Engrais

7=Engrais

71=Engrais naturels

711=Nitrate de soude naturel

712=Phosphates naturels bruts

713=Sels de potasse naturels bruts

719=Autres engrais naturels

72=Engrais manufacturés

721=Scories de déphosphoration

722=Autres engrais phosphatés

723=Engrais potassiques

724=Engrais nitrés

729=Engrais composés et autres engrais manufacturés

8=Produits chimiques

8A=Produits chimiques de base

81=Produits chimiques de base

811=Acide sulfurique, oléum

812=Soude caustique et lessive de soude

813=Carbonate de sodium

814=Carbure de calcium

819=Autres produits chimiques de base

82=Alumine

820=Alumine

8B=Pâte à papier et cellulose

84=Cellulose et déchets

841=Pâte à papier, cellulose

842=Déchets de papier, vieux papiers

8C=Autres produits chimiques

83=*Produits carbochimiques*

831=Benzols

839=Brais, goudron minéral et autres produits chimiques bruts dérivés du charbon et des gaz naturels

89=*Autres matières chimiques*

891=Matières plastiques brutes

892=Produits pour teinture, tannage et colorants

893=Produits médicaux et pharmaceutiques, parfumerie, produits d'entretien

894=Explosifs manufacturés, pyrotechnie, munitions de chasse et de sport

895=Amidons, féculés, gluten

896=Matières et produits chimiques divers

9=Machines, véhicules, objets manufacturés et transactions spéciales.

9A=Matériel de transport et matériel agricole

91=*Véhicules et matériel de transport*

910=Véhicules et matériel de transport, même démontés et pièces

92=*Tracteurs, machines et appareillage agricoles*

920=Tracteurs, machines et appareillage agricoles, même démontés et pièces

9B=Machines et articles métalliques

93=*Autres machines, moteurs et pièces*

931=Machines, appareillage, moteurs électriques et pièces

939=Autres machines, appareillage, moteurs non électriques et pièces

94=*Articles métalliques*

941=Eléments de construction finis et constructions en métal

949=Autres articles manufacturés en métal

9C=Verre, faïence, porcelaine

95=*Verre, verrerie, produits céramiques*

951=Verre

952=Verrerie, poterie et autres articles minéraux manufacturés

9D=Autres articles manufacturés

96=*Cuirs, textiles, habillement*

961=Cuirs, articles manufacturés en cuir ou en peau

962=Fils, tissus, articles textiles et produits connexes

963=Articles de voyage, vêtements, bonneterie, chaussures

97=*Articles manufacturés divers*

971=Demi-produits et articles manufacturés en caoutchouc

972=Papier et cartons bruts

973=Articles manufacturés en papier et carton

974=Imprimés

975=Meubles et articles d'ameublement neufs

976=Articles manufacturés en bois et en liège, sauf meubles

979=Articles manufacturés non désigné ailleurs

99=Transactions spéciales

991=Emballages usagés

992=Matériel d'entreprises de construction, voitures et matériels de cirque, usagés

993=Mobilier de déménagement

994=Or, monnaie, médailles

999=Marchandises qu'il est impossible de classer selon leur nature

ANNEXE D

TRANSPORTS DE MARCHANDISE PAR VOIE D'EAU : DONNEES DETAILLEES

Tableau 55. Transport de marchandises par voie d'eau (voie navigables et mer) de et vers la Haute-Normandie en 2006.

N° I-O	Libellé CPA des produits	FLUX INTERNATIONAUX		FLUX INTERRÉGIONAUX				Transport par voie d'eau total (Tonnes)	Part dans le total transporté	Responsabilité des secteurs de Haute-Normandie dans le transport par voie d'eau
		Exportations vers l'international (tonnes)	Importations de l'international (tonnes)	Exportations régionales *	Flux internes à la Haute-Normandie (tonnes)	Importations régionales *	Part des biens produits en Haute-Normandie dans le total des transports interrégionaux (%)			
		a	b	c	D	e	f=(c+d)/(c+d+e)	g=a+b+c+d+e	h=g/Σg	h*\$f
1	Products of agriculture, hunting and related services	5.353.854	34.322	8793	35.590	946.550	-	6.379.109	8,82%	6,775%
2	Products of forestry, logging and related services	17.210	893.070	0	0	0	-	910.280	1,26%	0,967%
3	Fish and other fishing products; services incidental of fishing	2.262	29.154	0	0	0	-	31.416	0,04%	0,033%
4	Mining products & services	123.272	3.1897.370	4.662.725	361.656	940.917	-	37.985.940	52,54%	40,343%
5	Food products and beverages	1.522.011	278.710	2540	1999	248.423	-	2.053.683	2,84%	2,181%
6	Tobacco products	6024	1035	0	0	0	-	7059	0,01%	0,007%
7	Textile, fur and Leather products	10.175	32.212	0	0	0	-	42.387	0,06%	0,045%
8	Wood and products of wood and cork (except furniture); articles of straw and plaiting materials	86.505	14.120	0	0	0	-	100.625	0,14%	0,107%
9	Pulp, paper and paper products	321.104	374.994	47.039	0	18.408	-	761.545	1,05%	0,809%
10	Printed matter and recorded media	4289	4295	0	0	0	-	8584	0,01%	0,009%
11	Coke, refined petroleum products and nuclear fuels	8.523.248	8.193.751	77.348	1.363.732	13.124	-	18.171.203	25,14%	19,299%
12	Chemicals, chemical products and man-made fibres	1.378.059	2.026.626	111.433	152.818	0	-	3.668.936	5,07%	3,897%
13	Rubber and plastic products	191.317	51.783	0	0	0	-	243.100	0,34%	0,258%
14	Other non-metallic mineral products	126.712	57.394	415.604	66.554	0	-	666.264	0,92%	0,708%
15	Basic metals and Fabricated metal products, except machinery and equipment	123.452	318.870	34.772	0	16.963	-	494.057	0,68%	0,525%
16	Equipements Mécaniques et Électriques assemblés	239.074	98.935	310	33	550	-	338.902	0,47%	0,360%
17	Motor vehicles, trailers and semi-trailers	210.486	49.039	17.275	144	41.390	-	318.334	0,44%	0,338%
18	Furniture; other manufactured goods n.e.c.	51.172	59.166	0	0	0	-	110.338	0,15%	0,117%
	TOTAL	18.290.226	44.414.846	5.377.839	1.982.526	2.226.325	76,78%	72.291.762	100%	76,78%

Source : calculs et tableau réalisés à partir de la base de données du MEEDDAT (2009). Notes : * les exportations et les importations régionales excluent les transports par voie d'eau internes à la Haute-Normandie.

D.1. CONSTRUCTION DU TABLEAU DES TRANSPORTS DE MARCHANDISES PAR VOIE D'EAU

Le Tableau 55 de l'Annexe D a été construit sur base des données du MEEDDAT (2009) comme suit. Les données de transports de marchandises par voie d'eau étaient ventilées en positions NST 1974 (176 types de produits) pour les échanges interrégionaux et internationaux à partir de et vers chacune des 22 régions de France métropolitaine. Premièrement, nous avons recompilé les 176 catégories NST pour les regrouper en 18 catégories correspondant à la classification des produits I-O utilisée dans le modèle ECO. Ces catégories correspondent à la classification européenne utilisée pour les produits dans les tables I-O de type « supply-use » de l'ESA 1995 (European System of Accounts), dénommée CPA pour « Classification of Products by Activity » (Eurostat, 2008). Afin de simplifier le modèle ECO et de rendre la matrice I-O plus lisible, certaines catégories CPA ont cependant été agrégées entre elles. C'est le cas par exemple des produits I-O n°16 des équipements mécaniques et électriques assemblés qui regroupe six catégories¹⁹⁰ CPA. Ensuite, les flux de marchandises ont été sommés sur toutes les régions pour obtenir pour chacun des 18 produits, la quantité totale de marchandise transportés par voie d'eau importés vers la Haute-Normandie, exportés par la Haute-Normandie et les flux internes à la Haute-Normandie (biens produits et transportés dans la région mais qui n'en sortent pas).

D.2. ALLOCATION DES COÛTS DE RESTAURATION

La dernière colonne du Tableau 55 a été utilisée pour calculer l'allocation des coûts de restauration de nourriceries dans le cadre du scénario de partage des coûts (Section IX.4). Son calcul est détaillé ci-dessous.

En partant du principe du pollueur-payeur (European Parliament and Council, 2008), nous avons testé un système d'allocation dans lequel les coûts de restauration seraient alloués aux responsables du transport de marchandises par voie d'eau. Pour chacune des 18 catégories de marchandises, la somme des flux internationaux et interrégionaux avec la Haute-Normandie a été divisée par la quantité totale transportée toutes marchandises confondues (colonne **h** au Tableau 55). Cela montre que le secteur des mines occupe la première place avec 52,54% du tonnage transporté par voie d'eau en Haute-Normandie en 2006 (données les plus récentes disponibles), vient ensuite le secteur de production de coke et de produits pétroliers raffinés avec 25,14%. Cependant, nous n'avons pas directement utilisé ces pourcentages pour allouer les coûts de restauration car le transport de marchandises par voie d'eau n'est pas exclusivement le fait des producteurs haut-normands. Des marchandises produites dans d'autres régions de France sont importées en Haute-Normandie.

En conséquence, soucieux de simuler un scénario dans lequel l'entièreté de la responsabilité de la destruction des nourriceries ne repose pas exclusivement sur les secteurs localisés en Haute-Normandie, nous avons choisi d'allouer la responsabilité aux producteurs d'output (marchandises exportées et transportées à l'intérieur de la région), et non pas aux consommateurs d'inputs intermédiaires (marchandises importées vers la Haute-Normandie mais produites dans une autre région de France métropolitaine).

¹⁹⁰ Code CPA 29 : Machinery and equipment n.e.c (not elsewhere included); Code CPA 30 : Office machinery and computers; Code CPA 31 : Electrical machinery and apparatus n.e.c.; Code CPA 32 : Radio, television and communication equipment and apparatus; Code CPA 33: Medical, precision and optical instruments, watches and clocks; Code CPA 35: Other transport equipment.

La part de responsabilité des producteurs haut-normands a été calculée sur base des flux interrégionaux car les flux internationaux ne mentionnent pas la région d'origine de chargement (supposément la région du producteur d'outputs). Le calcul a été effectué comme suit (colonne f au Tableau 55):

$$\frac{\text{Flux internes} + \text{Exportations interrég.}}{\text{Flux interrég. Total}} \times 100 = 76,78\% \quad \text{Eq. 145}$$

Où :

Flux internes = Transport de marchandises par voie d'eau entre deux secteurs localisés tous les deux en Haute-Normandie

Exportations interrég. = Exportations interrégionales depuis la Haute-Normandie vers une autre des 22 régions de France métropolitaine

Flux interrég. Total = *Flux internes* + *Exportations interrég.* + *importations interrég.*

Importations interrég. = Importations interrégionales depuis l'une des 22 régions de France métropolitaine (à l'exclusion de la Haute-Normandie) vers la Haute-Normandie

Le résultat de l'équation Eq. 145 signifie que 23,22% des transports interrégionaux par voie d'eau en Haute-Normandie ne sont pas le fait de producteurs haut-normands mais de producteurs localisés en dehors de la région. Quant à la responsabilité des producteurs haut-normands, elle s'élève à 76,78%. Ce dernier pourcentage a été étendu à l'ensemble des flux (interrégionaux et internationaux) pour calculer la part de responsabilité des producteurs haut-normands pour chacune des 18 marchandises. C'est ainsi que chacune des cellules de la colonne h du Tableau 55 a été multipliée par 76,78%. Cette opération introduit toutefois un biais qui est discuté ci-dessous.

Quant à la part de responsabilité des secteurs localisés en dehors de la région Haute-Normandie (23,22%), en France et à l'étranger, elle a été allouée arbitrairement aux ports (cf. scénarios de restauration du Chapitre IX). Les ports peuvent répercuter le coût qui en résulte en augmentant le prix des services portuaires pour les secteurs extérieurs à la région.

Si nous avons arrêté ces choix d'allocation, c'est uniquement dans le but de tester le modèle ECO. En réalité, si l'on suit les recommandations de la Science Post-Normale et de la GIZC, l'allocation des coûts de restauration doit être débattue entre tous les acteurs au sein d'un processus de décision participatif.

D.3. BIAIS

Bien que la base de données du MEEDDAT (2009) soit extrêmement complète, certains niveaux de détails dans les données restent trop grossiers et induisent des biais dans les calculs que nous avons effectués.

Un premier biais concerne le fait que les données du MEEDDAT (2009) ne permettent pas de déterminer la part des marchandises produites en Haute-Normandie dans les exportations internationales. En effet, ce n'est pas parce qu'une marchandise est exportée depuis une région qu'elle a été produite dans cette région. Vu l'attractivité du port du Havre et de Rouen, il est probable qu'un nombre important d'exportateurs des régions alentours acheminent leurs outputs par camion ou par train vers la Haute-Normandie pour les transborder sur un bateau afin qu'ils soient exportés vers l'international. Il est ainsi impossible de déterminer la part de responsabilité des

producteurs haut-normands dans le total des flux internationaux. En conséquence, nous avons arbitrairement appliqué aux flux internationaux (importations + exportations internationales) le pourcentage de responsabilité de 76,78% calculé sur les flux interrégionaux.

C'est un choix arbitraire et d'autres choix pourraient être discutés. Un autre choix possible aurait par exemple pu consister à imputer la responsabilité aux producteurs haut-normands comme nous l'avons fait mais cette fois-ci, flux interrégionaux et internationaux confondus. La part de responsabilité de chacune des 18 marchandises aurait dans ce cas été calculée au prorata de la somme des flux internes et des exportations interrégionales et internationales (25.650.591 tonnes) dans le total des flux internationaux et interrégionaux (72.291.762 tonnes). Cela aurait donné une part de responsabilité des producteurs haut-normands de 35,5% des transports totaux par voie d'eau en Haute-Normandie. Cependant, ce choix reviendrait à faire peser l'ensemble des exportations internationales sur les producteurs haut-normands. Or, premièrement, ce serait inéquitable car il est probable qu'une part importante de ces exportations ait été produite par des secteurs localisés en dehors de la région. En outre, si l'on fonctionne à l'identique pour les flux interrégionaux, la part de responsabilité liée aux secteurs localisés en dehors de la Haute-Normandie aurait été imputée aux ports haut-normands. Or cette part est gigantesque puisqu'elle inclut également les secteurs localisés en dehors de la France dont les importations en Haute-Normandie couvrent la majorité des flux totaux. Cela signifierait que les ports devraient assumer à eux seuls 64,5% (importations interrégionales et internationales dans le total transporté) des coûts de restauration totaux. Outre l'iniquité d'une telle allocation, le risque de perte de compétitivité serait important car les ports seraient contraints d'augmenter fortement leurs prix ou de réduire drastiquement leur plan d'investissement pour faire face aux évolutions du secteur du transport par bateau.

Un second biais provient du fait que la base de données du MEEDDAT (2009) ne fonctionne pas par secteur mais par produit. En imputant les pourcentages calculés au Tableau 55 à chaque secteur, nous avons négligé les productions secondaires. En effet, il n'y a par exemple pas que le secteur de la chimie qui fabrique de produits chimiques, les raffineries aussi en produisent en plus de leur production primaire de pétrole raffiné et de gaz. Un calcul plus complexe pourrait prendre les productions secondaires en compte pour éviter d'imputer la totalité des produits chimiques transportés par voie d'eau au secteur de la chimie. Cependant la production primaire couvre 81 % de la production totale de la région Haute-Normandie en 2007, les 19% restant étant des productions secondaires. En conséquence, les productions secondaires sont relativement faibles et les négliger n'introduit pas une erreur démesurée dans l'allocation des coûts. Sans compter qu'il est possible qu'une certaine compensation aurait lieu si l'on en tenait compte. Par exemple, le secteur de la chimie verrait sa participation aux coûts diminuer de 19% mais en parallèle ses productions secondaires lui seraient imputées (production de nourriture et boissons par exemple), ce qui compenserait la diminution voire même pourrait la contrecarrer.

Un troisième et dernier biais résulte du fait que la base de données de marchandises du MEEDDAT (2009) est compilée non pas par secteurs producteurs d'outputs et secteurs consommateurs d'inputs intermédiaires mais par régions de chargement et de déchargement. Cela pose le problème du transbordement (Dube et Lemlin, 2005 ; Fritz et Kratena, 2005 ; Jackson *et al.*, 2006 ; et Canning et Wang, 2005). Il peut arriver qu'un bien produit dans une autre région soit transporté par la route jusqu'en Haute-Normandie. Là il sera acheminé au port de Rouen ou du Havre pour être exporté par voie d'eau. Etant donné qu'il y a eu transbordement en Haute-Normandie, la base de données enregistre la marchandise comme étant chargée en Haute-Normandie. Dans les calculs de pourcentage, cette marchandise sera comptabilisée comme ayant été produite et exportée par un secteur de Haute-Normandie alors qu'en réalité il s'agira d'un secteur localisé dans une autre région. Il est donc probable que la part de responsabilité (76,8%) des producteurs haut-normands dans les transports de marchandise sur les voies d'eau de Haute-Normandie soit surestimée.

ANNEXE E

E.1. ANALYSE DE SENSIBILITE

Tableau 56. Résultat du calcul des marges de variation minimum et maximum dans le cadre du scénario BAU utilisées pour l'analyse de sensibilité sur la surface de nurseries en 2015.

Sédiments	Bathymétrie (m cmh)**	Indice de densité (nombre juvéniles/km ²)*	Données observées (km ²)					Taux annuel moyen de variation (%) ^a					Surface 2015 BAU (km ²)	
			1834	1910	1978	1995	2004	1834/1910 - 2004	1978/1995 - 2004	Statu quo 2004	MIN	MAX	Marge minimum	Marge maximum
Gravier	a < -3[11,27	0,00	0,01	0,00	0,04	0,58	4,1	33,0	0,0	0,000	0,330	0,58	13,24
Gravier	b [-3;0[51,48	0,18	1,13	0,00	0,80	0,13	-0,2	-18,5	0,0	-0,185	0,000	0,01	0,13
Gravier	c [0;3[50,03	0,92	1,44	0,00	1,63	1,63	0,3	0,0	0,0	0,000	0,003	1,62	1,69
Gravier	d [3;5[33,65	1,18	1,42	0,15	1,34	2,30	0,4	11,0	0,0	0,000	0,110	2,30	7,25
Gravier	e [5;8[15,26	10,16	6,97	0,08	0,13	1,77	-1,0	12,9	0,0	-0,010	0,129	1,58	6,72
Gravier	f [8;13[4,77	18,31	9,15	0,01	1,24	1,63	-1,4	23,8	0,0	-0,014	0,238	1,39	17,02
Gravier	g [13;20]	3,90	0,00	9,64	0,00	0,00	1,08	-2,3	-2,3	0,0	-0,023	0,000	0,83	1,08
Sables	a < -3[19,27	31,67	21,11	1,92	2,70	6,10	-1,0	4,5	0,0	-0,010	0,045	5,48	9,94
Sables	b [-3;0[76,00	85,33	41,28	14,12	12,60	12,51	-1,1	-0,5	0,0	-0,011	0,000	11,05	12,51
Sables	c [0;3[69,93	75,56	51,77	59,00	27,79	33,13	-0,5	-2,2	0,0	-0,022	0,000	25,95	33,13
Sables	d [3;5[48,70	11,57	34,11	35,43	32,00	29,49	0,6	-0,7	0,0	-0,007	0,006	27,29	31,33
Sables	e [5;8[24,35	33,68	16,80	23,60	23,58	27,01	-0,1	0,5	0,0	-0,001	0,005	26,63	28,60
Sables	f [8;13[8,18	14,26	22,19	19,30	22,37	10,88	-0,2	-2,2	0,0	-0,022	0,000	8,53	10,88
Sables	g [13;20]	6,91	0,06	3,93	25,80	0,00	23,45	1,9	-0,4	0,0	-0,004	0,019	22,52	28,90
Vases	a < -3[27,26	0,77	3,32	3,29	2,85	1,61	0,4	-2,7	0,0	-0,027	0,004	1,19	1,69
Vases	b [-3;0[94,58	1,88	1,49	10,43	5,51	6,37	0,7	-1,9	0,0	-0,019	0,007	5,17	6,89
Vases	c [0;3[83,66	3,26	6,87	6,53	26,59	14,70	0,9	3,2	0,0	0,000	0,032	14,70	20,72
Vases	d [3;5[59,72	3,22	1,58	2,42	15,86	13,79	0,9	6,9	0,0	0,000	0,069	13,79	28,77
Vases	e [5;8[32,28	6,87	2,15	0,08	8,87	5,19	-0,2	17,6	0,0	-0,002	0,176	5,10	31,01
Vases	f [8;13[11,62	3,86	7,76	0,06	9,96	2,63	-0,2	15,9	0,0	-0,002	0,159	2,57	13,33
Vases	g [13;20]	10,15	0,00	0,72	0,14	0,00	0,43	-0,5	4,4	0,0	-0,005	0,044	0,41	0,69
TOTAL (nurseries totales : à faibles et hautes capacités d'accueil)		45,02 (moyenne)*	302,72	244,83	202,36	195,84	196,38	-	-	-	-	-	178,68	305,51
TOTAL (nurseries à haute capacité d'accueil **)		66,64 (moyenne)*	181,91	139,67	127,94	122,77	111,74	-	-	-	-	-	116,12	135,16

Sources : Les indices de densité et les données observées portant sur l'évolution des surfaces de nurseries sur la période 1834-2004 ont été calculés à partir de cartes historiques par Rochette *et al.* (2010).

Notes : * Il s'agit de juvéniles de soles d'âge 0 (<12 mois) dont la densité a été observée sur le terrain en 2004 ; ** Il s'agit de zone de nurseries de densité > 45 juvéniles de soles d'âge 0 par km² ; + Moyenne calculée comme suit : $(densité_i \times surface_i^{2004}) / \sum Surface_i^{2004}$; ++ cmh = cote marine du Havre. Le zéro en m cmh représente le niveau de la mer mesuré au port du Havre lors des marées les plus basses de l'année ; ^a Le taux annuel moyen de variation est calculé sur base des colonnes « Données observées » comme suit : Taux annuel moyen de variation pour 1834-2004 = $\frac{(2004-1834)}{\sqrt{S_{Nourr.}^{2004} / S_{Nourr.}^{1834}}} - 1$.

Tableau 57. Variation observée du nombre de soles (*Solea solea* sp.) par classe d'âge en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en millions d'individus).

Source : ICES (2006).

Age*	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
1	18,80	27,90	17,90	26,30	32,10	25,70	50,10	21,30	26,10	65,30
2	16,80	17,00	25,20	16,10	23,60	28,90	23,10	44,70	18,90	22,70
3	18,90	13,40	14,00	21,50	11,50	18,00	20,40	14,20	30,00	13,00
4	7,61	9,67	6,40	7,33	11,40	5,78	10,40	11,30	8,03	18,90
5	8,75	4,00	3,99	3,22	3,48	6,11	3,72	5,80	7,24	4,84
6	5,09	4,87	1,64	2,05	1,66	2,13	3,16	2,02	3,53	4,39
7	3,81	2,87	2,82	0,90	1,03	1,02	1,23	2,23	1,19	2,14
8	1,00	2,23	1,73	2,02	0,49	0,63	0,65	0,83	1,46	0,72
9	1,29	0,65	1,28	1,14	1,19	0,30	0,45	0,47	0,56	0,90
10	0,20	0,86	0,36	0,82	0,70	0,76	0,22	0,31	0,36	0,42
Total	82,25	83,45	75,32	81,39	87,15	89,33	113,42	103,16	97,37	133,31

* Classe d'âge 1 : < 2 an (jeunes juvéniles) ; classe d'âge 2 : < 3 ans (juvéniles) ; ... ; classe d'âge 10 : < 11 ans (adultes).

Tableau 58. Variation observée de la moyenne annuelle du poids d'un individu (*solea solea* sp.) par classe d'âge en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en kg).

Source : ICES (2006).

Age*	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
1	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
2	0,16	0,14	0,14	0,13	0,12	0,13	0,14	0,15	0,14	0,16
3	0,18	0,17	0,16	0,18	0,15	0,16	0,18	0,21	0,19	0,21
4	0,26	0,22	0,23	0,21	0,21	0,22	0,21	0,25	0,24	0,25
5	0,29	0,26	0,30	0,25	0,40	0,23	0,26	0,31	0,27	0,27
6	0,31	0,32	0,37	0,28	0,44	0,22	0,25	0,38	0,27	0,31
7	0,37	0,38	0,36	0,30	0,40	0,23	0,30	0,40	0,27	0,36
8	0,39	0,40	0,36	0,32	0,55	0,25	0,23	0,42	0,33	0,40
9	0,44	0,56	0,45	0,34	0,44	0,26	0,33	0,45	0,50	0,61
10	0,47	0,49	0,37	0,32	0,42	0,30	0,40	0,44	0,41	0,43

* Classe d'âge 1 : < 2 an (jeunes juvéniles) ; classe d'âge 2 : < 3 ans (juvéniles) ; ... ; classe d'âge 10 : < 11 ans (adultes).

Tableau 59. Variation observée des captures de soles (*solea solea* sp.) par pêche en Manche-Est (zone de pêche VIId) sur la période 1996-2005 (en tonnes).

Source : ICES (2006).

Age*	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
1	1,28	3,34	4,36	21,84	20,01	18,14	84,84	43,21	123,60	26,52
2	301,13	227,82	218,78	493,47	509,21	918,38	1135,78	1862,69	761,47	587,85
3	1381,99	1140,78	964,75	1607,63	853,95	1306,93	1532,65	1057,89	1767,72	854,39
4	695,02	1166,86	635,44	711,01	980,09	451,39	953,05	816,75	648,98	1405,38
5	862,41	607,94	467,90	340,86	357,23	717,41	446,82	499,99	672,51	479,10
6	590,65	572,81	208,89	243,32	190,39	243,15	245,63	239,55	336,83	387,01
7	463,16	357,24	213,71	101,50	135,26	106,43	112,05	224,03	129,11	236,90
8	109,76	313,10	183,90	229,15	63,20	47,87	50,70	86,72	180,54	94,28
9	138,77	120,22	171,34	125,66	125,95	27,61	45,49	33,74	46,25	158,76
10	52,08	80,11	103,97	71,81	68,85	41,39	23,94	43,47	44,79	56,63
Total	4596,24	4590,22	3173,02	3946,25	3304,13	3878,71	4630,95	4908,03	4711,79	4286,82

* Classe d'âge 1 : < 2 an (jeunes juvéniles) ; classe d'âge 2 : < 3 ans (juvéniles) ; ... ; classe d'âge 10 : < 11 ans (adultes).

Tableau 60. Marges d'incertitude pour le stock de soles (*solea solea sp.*) en Manche-Est en 2004.

Source : calculées sur base des données ICES (2006) des Tableau 57, Tableau 58 et Tableau 59.

Age*	Marges d'incertitude minimum				Marges d'incertitude maximum			
	Poids par âge (kg)	Stock (Million d'individus)	Stock (tonnes)**	Captures par pêche (tonnes)	Poids par âge (kg)	Stock (Million d'individus)	Stock (tonnes)**	Captures par pêche (tonnes)
1	0,05	21,30	1065,00	18,14	0,05	65,30	3265,00	123,60
2	0,12	18,90	2305,80	509,21	0,16	44,70	7152,00	1862,69
3	0,15	11,50	1702,00	853,95	0,21	30,00	6210,00	1767,72
4	0,21	5,78	1202,24	451,39	0,25	18,90	4706,10	1405,38
5	0,23	3,48	786,48	357,23	0,40	7,24	2910,48	717,41
6	0,22	1,66	370,18	190,39	0,44	4,39	1931,60	387,01
7	0,23	1,02	235,62	106,43	0,40	2,23	889,77	236,90
8	0,23	0,49	113,49	47,87	0,55	1,46	808,84	180,54
9	0,26	0,30	76,29	27,61	0,61	1,19	723,52	158,76
10	0,30	0,22	65,02	23,94	0,44	0,76	338,77	68,85
Total	-	64,64	7922,11	2586,16	-	176,17	28936,08	6908,85

* Classe d'âge 1 : < 2 an (jeunes juvéniles) ; classe d'âge 2 : < 3 ans (juvéniles) ; ... ; classe d'âge 10 : < 11 ans (adultes).

** Le stock exprimé en tonnes a été calculé en multipliant les valeurs du Tableau 57 par celles du Tableau 58.

BIBLIOGRAPHIE

- Ackerman, F., 2004. Priceless Benefits, Costly Mistakes: What's Wrong With Cost-Benefit Analysis? Post-autistic Econ. Rev. 25, 2–7.
- AESN (Agence de l'Eau Seine-Normandie), 2010. Plan territorial d'actions prioritaires révisé 2010-2012. Document final. Mai, Rouen, pp. 59. URL : http://www.eau-seine-normandie.fr/fileadmin/mediatheque/seine-aval/Documents_Formations/PTAP_2010-2012/document-PTAP_valide.pdf
- AESN, 2004a. Etat des lieux. Bassin Seine et cours d'eau côtiers normands. Décembre. Annexe 1. Disponible sur Internet : <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=2258>
- AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004b. Réalisation et animation d'une démarche prospective sur l'estuaire de la Seine. Rapport final. Septembre. 44 pp.
- AESN – DIREN Haute-Normandie, 2004c. Démarche prospective à l'horizon 2025 sur l'estuaire de la Seine. Annexes. Septembre. 129 pp.
- AESN, DRIRE Ile-de-France, BIPE, 2003. Analyse économique des usages industriels de l'eau sur le bassin « Seine et Fleuves Côtiers Normands ». Synthèse socio-économique et synthèse pression sur la ressource dans le Bassin. Version finale (volume 3), pp. 61.
- Agenais, A-E., Valette, F., non daté. Intérêt et faisabilité de l'intégration d'un système de prix à un modèle de productions jointes : essai d'application au modèle MEPP (Macro Economique Physique et Prospective) Bassin de Thau. Rapport du projet DITTY, WP7 : socio economic analysis of the management options, pp. 20.
- Agreste, accédé en 2009a. Enquêtes structure 2007, structure 2005 et recensement agricole 2000 (même échantillon). URL : <http://agreste.maapar.lbn.fr/ReportFolders/ReportFolders.aspx>
- Agreste, accédé en 2009b. Principaux résultats de 2000 à 2007. Exploitations forestières et scieries. Chiffres et données - Agroalimentaire n° 166, Url : <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>.
- Agreste, accédé en 2009c. Statistiques forestières. URL : <http://agreste.maapar.lbn.fr/ReportFolders/ReportFolders.aspx> .
- Agreste (accédé en 2009d). Enquête récolte de bois et production de sciages en 2006. URL : <http://agreste.maapar.lbn.fr/ReportFolders/ReportFolders.aspx>
- Agreste, accédé en 2009e. Valeur de la production de la branche agriculture au prix de base. URL : <http://agreste.maapar.lbn.fr/ReportFolders/ReportFolders.aspx>
- Agreste (non daté). Tableau 1-a : Production de la branche agriculture hors subventions 1990-2007. Y compris production des activités secondaires des exploitations. Région Haute-Normandie. URL : <http://agreste.maapar.lbn.fr/ReportFolders/ReportFolders.aspx>
- Agreste, 2006. Tableau de bord 2006. Entreprises de 20 salariés et plus Exploitations forestières 02.0B. Sciage et rabotage 20.1A. URL : <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/exploitations08T1-2.pdf>
- Aronsson, T., Löfgren, K.-G., 1995. National product related welfare measurement in the presence of technological change, externalities and uncertainty. Environ. Resour. Econ. 5, 321–332.
- Ashford, N. A., 1981. Alternatives to cost-benefit analysis in regulatory decisions. Annuals of the New York Academy of Sciences, 363, 129–137.

- Askenazy, P., 2003. Partage de la valeur ajoutée et rentabilité du capital en France et aux États-Unis : une réévaluation. *Économie et statistique* N° 363-364-365, 2003. URL : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/es363-364-365i.pdf
- Ayres, R.U., 2005. Resource, scarcity, technology, and growth, in R.D. Simpson, M.A. Toman and R.U. Ayre (Eds.), *Scarcity and growth revisited*, Washington DC : resources for the future, pp. 142-154.
- Ayres, R.U., 1996. Limits to the growth paradigm. *Ecological Economics* 19 (1996), pp. 117 – 134.
- Ayres, R.U., Kneese, A.V., 1969. Production, Consumption, and Externalities. *American Economic Review* 59, 282-298.
- Bacharach, M., 1965. Estimating Nonnegative Matrices From Marginal Data. *International Economic Review*, 6, 294-310.
- Banque de France, 2007. Balance des paiements et position extérieure de la France. Rapport annuel. Exercice 2007. URL: http://www.banque-france.fr/fr/stat_conjoncture/balance/bdppof/bdppof.htm
- Bataille, C., Jaccard, M., Nyboer, J., Rivers, N., 2006. Towards general equilibrium in a technology-rich model with empirically estimated behavioral parameters, *The Energy Journal*, vol. Hybrid Modeling of energy-environment policies: reconciling Bottom-up and Top-down, Special Issue 2, 93-112.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, W.M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., Swanson, J., 2002. *Economic valuation with stated preferences techniques: a manual*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Bates, J., Bacharach, M., 1963. *Input-Output Relationships: 1954-1966, A Programme for Growth 3*. London: Chapman and Hall.
- Beauchamp, J., 2003. La pollution littorale. Site internet de l'Université de Picardie Jules Verne. URL : <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours.qge/pol-litt/pol-litt.htm>
- Belfiore, S., 2000. Recent developments in coastal management in the European Union. *Ocean & Coastal management* 43, 123–135.
- Bergman, L., 2005. *Handbook of Environmental Economics, Volume 3*. Edited by K.-G. Mäler and J.R. Vincent.
- Bielsa, S., Chevassus-au-Louis, B., Martin, G., Pujol, J.-L., Richard, D., Salles, J.-M., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*. Centre d'analyse stratégique (Ed.), Paris, France, 399 p.
- Billé R., 2006. Gestion intégrée des zones côtières : quatre illusions bien ancrées. *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*, Vol 7 n°3, décembre. Disponible sur internet : www.vertigo.uqam.ca/vol7no3/art3vol7no3/vertigovol7no3_bille.pdf
- BIPE et GERPA, 2007. Appui à l'élaboration d'une stratégie de gestion : documentation et chiffrage de scénarios prospectifs sur l'estuaire de la Seine. Octobre, 100 pp.
- BIPE, 2005. Etude à caractère économique portant sur les coûts d'épuration et la valeur patrimoniale des stations d'épuration des établissements industriels du bassin Rhin-Meuse. Rapport Final, Mai, France, pp. 125. URL : http://www.eau-rhin-meuse.fr/tlch/etude/etude_entiere_step.pdf
- Booth, E. D., 2004. *Hooked on Growth – economic addictions and the environment*. Rowman and Littlefield Publishers (Ed.), New York, USA, 288 pp.
- Bosch, G., 2000. Working time reductions, employment consequences and lessons from Europe. In : L. Golden and D.M. Figart (eds.), *Working time, international trends, theory and policy perspectives*, London, UK and New York, US : Routledge, pp. 177–211.

- Bouët, A., 2008. The Expected Benefits of Trade Liberalization for World Income and Development: Opening the "Black Box" of Global Trade Modeling . Food policy Review, vol. 8, International Food Policy Research Institute. URL : <http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/pv08.pdf>
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63 (2–3), 616–626.
- Bremer, S., 2010. Mobilising high-quality knowledge through dialogic environmental governance: a comparison of approaches & institutional settings. REEDS working papers, CR No. 2010-09, 26 pp.
- Bresnahan, B.W., Dickie, M., Gerking, S., 1997. Averting Behavior and Urban Air Pollution. Land Economics 73 (3):340-357.
- Bureau Fédéral du Plan, 2004. Tableaux Entrées-Sorties de la Belgique pour 2000. Décembre, pp. 11-22. URL: <http://www.plan.be/admin/uploaded/200611161047060.OPIOT200002fr.pdf>
- Bureau Fédéral du Plan, 2008. Medium-Term prospects for the World Economy. Period 2008-2015. Van Brusselen, P. (Ed.), Belgium, 49 pp. URL: http://www.plan.be/publications/publication_det.php?lang=fr&TM=35&IS=63&KeyPub=733
- Butcher, G.V., 1985. Cost Benefit Handbook. Regional Income Output and Employment Multipliers: Their Uses and Estimates of Them (Vol.4). Wellington: Economics Division, Ministry of Agriculture and Fisheries.
- Camerer, C., Loewenstein, G., 2004. Behavioral economics: past, present, future. In: Camerer, C., Loewenstein, G., Rabin, M. (Eds.), Advances in Behavioral Economics. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Canning, P. et Wang, Z., 2005. A flexible mathematical programming model to estimate interregional input-output accounts. Journal of regional science, Vol. 45, n° 3, pp. 539-563.
- Carpentier, C.L., 1994. Agriculture and the environment: an economic–ecological Input–Output Model of the Canadian economy. PhD at McGill University, Montreal, 121 pp.
- Central Intelligence Agency (CIA) 2010. The World Factbook. URL : <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>
- Chamaret, A., O'Connor, M., Récoché, G., 2007. Top-down/bottom-up approach for developing sustainable development indicators for mining : application to the Arlit uranium mines (Niger). International Journal of Sustainable Development, 10, 161 – 174.
- Cheong, S.M., 2008. A new direction in coastal management. Marine Policy, 32(6), 1090–1093.
- Cohen, J., 2005. The vulcanization of the human brain: a neural perspective on interaction between cognition and emotions. Journal of Economic Perspective 19 (4), 3–24.
- Commission européenne, 2001. Qualité des zones côtières: une priorité pour l'Union européenne. Un nouveau souffle pour les zones côtières européennes.
- Common, M., Stagl S., 2005. Ecological Economics. An Introduction. Cambridge University Press. United Kingdom, 125-166 pp.
- Cordier, M., Pérez Agúndez, J. A., O'Connor, M., Rochette, S., Hecq, W., à paraître. Quantification of interdependencies between economic systems and ecosystem services: an input-output model applied to the Seine estuary. Ecological Economics.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253–260.

- Costanza, R., Neill, C., 1981. The energy embodied in products of the biosphere. In: Mitsch, W.J., Boserman, R.W., Klopatek, J.M. (Eds.), *Energy and Ecological Modeling*. Elsevier, Amsterdam, pp. 745–755.
- Cox, T., Maris, T., De Vleeschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological engineering* 28 (2006) 55–63.
- Cullino, R., 1996. An estimate of environmental and defensive expenditures, pp. 253-272. In: Musu I. et Siniscalco D. (eds.), 1996. *National accounts and the Environment*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Cumberland, J.H., 1966. A regional inter-industry model for the analysis of development objectives. *Papers in Regional Science Association* 17, 64–94.
- Cuvilliez, A., Deloffre, J., Lafite, R., Bessineton, C., 2009. Morphological responses of an estuarine intertidal mudflat to constructions since 1978 to 2005: The Seine estuary (France). *Geomorphology* 104 (3–4), 165–174.
- Cuvilliez, A., Deloffre, J., Lafite R., Bessineton, C., 2007. Morphological effects on an estuarine intertidal mudflat caused by human installations : the Seine estuary (France). Article présenté à la 19^{ème} conférence biennale de la Estuarine Research Federation, à Rhode Island, Providence, 7-8 novembre.
- Czamanski, S., Malizia, E., 1969. Applicability and limitations in the use of national inputoutput tables for regional studies. *Papers and Proceedings, Regional Science Association* 23, 65-77.
- Da Cunha, C., Douguet, J.-M., O'Connor, M., Bousquier, D., Boisset, K., 2010. Les Avenirs de l'Exploitation Agricole de la Bergerie Nationale — Analyse et discussion des résultats de l'évaluation finale. Rapport de Recherche REEDS RRR-2010-07, OVSQ-UVSQ, Rambouillet, France.
- Daily, G.C., 1997. Introduction: what are ecosystem services. In: Daily, G.C. (Ed.), *Nature's Services*. Island Press, Washington DC, pp. 1–10.
- Daly, H. (Lead Author), Costanza, R. (Topic Editor), 2009. From a Failed Growth Economy to a Steady-State Economy. In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland, Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment. URL : [http://www.eoearth.org/article/From a Failed Growth Economy to a Steady-State Economy](http://www.eoearth.org/article/From_a_Failed_Growth_Economy_to_a_Steady-State_Economy)>
- Daly, H. E., 1997. Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22 (3), 261-266.
- Daly, H., 1991. *Elements of Environmental Macro-economics*. In: Costanza, R. (ed.). *Ecological Economics: The Science And Management Of Sustainability*. Columbia University Press, New York, 525 pp.
- Daly, H.E., 1968. On Economics as a Life Science. *Journal of Political Economics*, 76: 392-406.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- de Jouvenel, H., 1999. La démarche prospective, un bref guide méthodologique, *Futuribles*, n°247, novembre.
- Delsinne, N., 2005. Evolution pluri-annuelle du prisme sédimentaire d'embouchure de la Seine. Facteurs de contrôle naturels et d'origine anthropique. PhD thesis. Univ. Caen, 180 pp.
- Deutsche Bank, 2008. *Economic Stimulus: The Case for 'Green' Infrastructure, Energy Security and 'Green' Jobs*. Deutsche Bank Advisors. New York: Deutsche Bank. URL : [http://utahcleanenergy.org/files/u1/Economic Stimulus and Green Infrastructure.pdf](http://utahcleanenergy.org/files/u1/Economic_Stimulus_and_Green_Infrastructure.pdf)
- Dietzenbacher, E., Lahr, M.L., 2001. Introduction. In M.L. Lahr & E. Dietzenbacher. (Eds) *Input-Output Analysis: Frontiers and Extensions* (pp. 1-31). London: Palgrave.

- Direction du Tourisme, 2008. Les chiffres clés du tourisme - édition 2008. Website: http://www.tourisme.gouv.fr/fr/z2/stat/chiffres/chiffres_cles.jsp
- DIREN Haute-Normandie, accédé en février 2009. Le portail BDenvironnement et les cartographies de C@rmen. URL: http://carto.ecologie.gouv.fr/HTML_PUBLIC/Site%20de%20consultation/site.php?map=reservesnatarellesnationales.map&service_idx=17W
- DPMA (direction des pêches maritimes et de l'aquaculture) et France Agrimer, accédé en 2009. Ventes des pêches et de l'aquaculture françaises. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=NATTEF10301
- Dryzek, J.S., 2002. Deliberative democracy and beyond: liberals critics and contestations. New York, Cambridge University Press.
- Dube, J., Lemelin, A., 2005. Estimation expérimentale des flux d'échanges interrégionaux par la méthode de minimisation de l'entropie croisée. Canadian Journal of Regional Science.
- Ducrottoy, J-P., Dauvin, J-C., 2008. Estuarine conservation and restoration: The Somme and the Seine case studies (English Channel, France). Marine Pollution Bulletin 57 (2008) 208–218.
- EconStats, 2010. Global Economic Data. URL : <http://www.econstats.com/weo/CFRA.htm>
- EconStats, 2007. France. Global Economic Data. URL : <http://www.econstats.com/weo/CFRA.htm>
- Ehrlich, P., Holdren, J., 1971. Impact of population growth. Science 171, 1212 – 1217.
- El Serafy, S., 1997. Green accounting and economic policy. Ecol. Econ. 21, 217–229.
- European Commission, 2009. GDP and beyond Measuring progress in a changing world. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Brussels, 20.8.2009, COM(2009) 433 final. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0433:FIN:EN:PDF>
- European commission, 2003. Common implementation strategy for the water framework strategy (2000/60/CEC). Guidance Document No 1. Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.6 – WATECO. Ed. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European Commission, accédé en 2009. METADATA Statistical Classification of Economic Activities in the European Community, Rev. 1.1 (2002). URL: http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=LST_NOM_DTL&StrNom=NACE_1_1&IntCurrentPage=1&StrLanguageCode=EN&IntPcKey=&StrLayoutCode=HIERARCHIC
- European communities, 2009. Common implementation strategy for the water directive (2000/60/CEC). Guidance Document No 20. Guidance document on exemptions to the environmental objectives. European Communities, Luxemburg, 42 pp.
- European Communities, 2008. The Economics of Ecosystems & Biodiversity. URL : http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report.pdf
- European Parliament and Council, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy framework Directive).
- Eurostat, 2008. Eurostat Manual of Supply, Use and Input-output Tables. Luxembourg, 592 pp. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/publications

- Eurostat, 2009. ESA 95 Supply Use and Input-Output tables. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/esa95_supply_use_input_tables/data/workbooks
- Farnworth, E.G., Tidrick, T.H., Jordan, C.F., & Smathers, W.M. 1981. The value of ecosystems: an economic and ecological framework. *Env. Con.*, 8: 275–282.
- Faucheux, S., O'Connor, M., 2005. Navigating in a Second-Best World: Ecological Distribution, Historical Liability and Social Choice. pp.111-171 in: M. Basili, M. Franzini & A. Vercelli (eds., 2005), *Environment, Inequality and Collective action* London: Taylor & Francis Ltd.
- Faucheux, S., Noël, 1995. *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*. Ed. Armand Colin, Paris, 370 pp.
- Fehr, E., Gächter, S., 2000. Cooperation and punishment in public goods experiments. *American Economic Review* 90 (4), 980–995.
- Fischer, B., Turner, K.R., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643 – 653.
- Flegg, A.T., Webber, C.D., 2000. Regional size, regional specialization and the FLQ formula. *Regional studies*, 34 (6), 563–569.
- FNE (France Nature Environnement), 2008. Nouvelle interdiction de consommation de poissons pour cause de PCB : une décision malheureusement prévisible. Communiqué de presse du vendredi 3 octobre. URL : http://fne-asso.org/fr/nouvelle-interdiction-de-consommation-de-poissons-pour-cause-de-pcb-une-decision-malheureusement-previsible.html?cmp_id=33&news_id=178&vID=897
- Forrester, J. W., 1961. *Industrial dynamics*. M.I.T. Press, 464 pp.
- Frame, B., Brown, J., 2008. Developing post-normal sustainability technologies”, *Ecological Economics*, 65, 225 – 241.
- Fritz, O., Kratena, K., 2004. MULTIREG – A multiregional integrated econometric Input-Output model for Austria. Oesterreichische Nationalbank, Workshops n°5, proceeding of OeNB workshops, Macroeconomic models and forecast for Austria, November 11 to 12.
- Froese, R., Proel, A., 2010. Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline? *Fish and Fisheries*.
- FUNDP (Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix), accédé en 2011. La mesure et la présentation des résultats. URL : <http://webapps.fundp.ac.be/didactique/introTP/>
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10 (3), 197-207.
- Gallopin, G., Funtowicz, S., O'Connor, M., Ravetz, J., 2001. Science for the twenty-first century: from social contract to the scientific core. *Int. Journal Social Science* 168, 219–229.
- Géoportail, 2010. Le portail des territoires et des citoyens. URL: <http://www.geoportail.fr/visu2D.do?ter=metropole>
- Georgescu-Roegen, N., 1979. Comments on the Papers by Daly and Stiglitz. In *Scarcity and Growth Reconsidered* (Ed, Kerry Smith, V.) RFF and John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 95-105.
- Giampietro, M., Mayumi, K., Munda, G., 2006. Integrated assessment and energy analysis: Quality assurance in multi-criteria analysis of sustainability. *Energy* 31, 59–86.
- GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de

- rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger, A. (publié sous la direction de~)]. GIEC, Genève, Suisse, 103 pp.
- Gilliers, C., Le Pape, O., Désaunay, Y., Bergeron, J-P., Schreiber, N., Guerault, D., Amara, R., 2006. Growth and condition of juvenile sole (*Solea solea* L.) as indicators of habitat quality in coastal and estuarine nurseries in the Bay of Biscay with a focus on sites exposed to the Erika oil spill. *Scientia Marina* 70S1, 183–192, June, Spain, Barcelona.
- GIP Seine aval, 2010. Contextes climatique, morphologique & hydro-sédimentaire : Inondations par débordement dans l'estuaire de la Seine. Fiche thématique du système d'observation de l'état de santé de l'estuaire de la Seine et de son évolution, 6 pp.
- GIP Seine aval, 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Rapport rédigé par Malika Lachambre et Cédric Fisson, Décembre, 110 pp.
- GIP Seine aval, 2006. Bulletin Spécial Seine-aval. Estuaires Nord-Atlantiques : problèmes et perspectives, septembre, pp. 79. URL : <http://ftp-sa.crihan.fr/webGIPSA/SilverpeasWebFileServer/Seine.pdf?ComponentId=kmelia14&SourceFile=1157027320752.pdf&MimeType=application/pdf&Directory=Attachment/Images/&logicalName=Seine.pdf>
- GIP Seine aval, 1999. 1 - Seine-Aval : un estuaire et ses problèmes. Collection Programme Scientifique Seine-Aval, pp. 29.
- GIP Seine aval, 1998. Fonctionnalités de l'estuaire de la Seine. Collection Programme Scientifique Seine-Aval, pp. 16.
- Gip Seine aval, accédé en septembre 2010. Outil cartographique. Contexte climatique, morphologique et hydro-sédimentaire. URL : <http://seine-aval.crihan.fr/web/SystObstdb.jsp?currentBlocId=4¤tNodId=4>
- Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., Campling, P., Govers, G., Kosmas, C., Gentile, A.R., 2004. Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science and Policy* 7, 25–38.
- Godet, M., Durance P., 2007. Prospective stratégique. Problèmes et méthodes. Cahiers du LIPSOR. Cahier n°20, pp. 93. Disponible sur internet : <http://www.cnam.fr/lipsor/lips/conferecnes/outils.php>
- Golden, L., Figart, D., 2000. Working Time: international trends, theory and policy perspectives. London and New York: Routledge.
- Green, C.H., Penning-Rowsell, E.C. 1989. Flooding and the quantification of 'intangibles'. *J. Inst. Wat. Env. Man.*, 38: 27–30.
- Gren, I-M., Folke, C., Turner, R.K. & Bateman, I. 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Env. Res. Econ.*, 4: 55–74.
- Grêt-Regamey, A., Kytzia, S., 2007. Integrating the valuation of ecosystem services into the Input-output economics of an Alpine region. *Ecological Economics* 63, 786-798.
- Guimarães Pereira, Â., O'Connor, M., 1999. Information and Communication Technology and the Popular Appropriation of Sustainability Problems. *International Journal of Sustainable Development*, 2(3), pp.411–424.
- Haberl, H., F. Krausmann, S. Gingrich, 2006. Ecological Embeddedness of the Economy: A Socioecological Perspective on Humanity's Economic Activities 1700-2000. *Economic and Political Weekly* XLI(47), 4896-4904.

- Hamilton K., 2000. Formal models and practical measurements for greening the accounts, pp. 99-122. In: Simon S., Proops J. (eds.), 2000. Greening the accounts, Cambridge University Press, Cambridge, United-Kingdom.
- Hanley, Nick, Robert E. Wright, and Begona Alvarez-Farizo. 2006. Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management* 78 (2):183-193.
- Hannon, B., 2001. Ecological pricing and economic efficiency. *Ecological Economics* 36, 19-30.
- Hartwick, J., 1990. Natural resources, national accounting and economic depreciation. *J. Public Econ.* 43, 291–304.
- Hayden, Anders 1999. *Sharing the Work, Sparing the Planet – work time, consumption and ecology.* London: Zed Books.
- Heal, G., 2000. *Nature and the Marketplace. Capturing the Value of Ecosystem Services.* Island Press, Washington, D.C.
- Heal, G., Kriström, B., 1998. *National Income and the Environment.* Department of Forest Economics, Umeå, Sweden.
- Henrich, J., Boyd, R., Bowles, S., Gintis, H., Camerer, C., Fehr, E., McElreath, R., 2001. In search of Homo economicus: experiments in 15 small-scale societies. *American Economic Review* 91, 73–78.
- Hewings, G.J.D., Jensen, R.C., 1986. Regional, interregional and multiregional input-output analysis. In P. Nijkamp (Ed.), *Handbook of regional and urban economics: Vol. 1.* Amsterdam: North Holland.
- Hintermann, B., 2010. Allowance price drivers in the first phase of the EU ETS. *Journal of Environmental Economics and management* 59, 43–56
- Holland, A., 1997. The foundations of environmental decisionmaking”, *International Journal of Environment and Pollution* 7, 483 – 496.
- Hourcade, J-C., Jaccard, M., Bataille, C., Gherzi, F., 2006. Hybrid modeling: new answers to old challenges. Introduction to the special issue of *The energy journal*, *The Energy Journal*, vol. Hybrid Modeling of energy-environment policies: reconciling Bottom-up and Top-down, Special Issue 2, 93-112.
- Hueting, R. and de Boer, B., 2001. Environmental valuation and sustainable national income according to Hueting. In: van Ierland, E., van der Straaten, J. and Vollebergh, H. (Eds.): *Economic Growth and Valuation of the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham and Northampton, UK, Ma, USA, pp.17–77.
- Hueting, R., Bosch, P. and de Boer, B., 1992. *Methodology for the calculation of a sustainable income.* Statistical Essays M44, Netherlands Central Bureau of Statistics, Voorburg.
- Hueting, R., 1980. *New Scarcity and Economic Growth: More Welfare through Less Production?* North-Holland, Amsterdam.
- Huppés, G., de Koning, A., Suh, S., Heijungs, R., van Oers, L., Nielsen, P., Guinée, J. B., 2006. Environmental Impacts of Consumption in the European Union: High-Resolution Input-Output Tables with Detailed Environmental Extensions. *Journal of Industrial Ecology* 10(3), 129–146.
- IACA/C3ED (ex-REEDS), 2006. *Matrice de Délibération. Elaboration de scénarios à tester sur le site Pertuis Charentais.* URL : http://www.coastal-saf.eu/output-step/examples/6_3_b_i.shtml
- ICES, accédé en 2009. *Stock Assessment Summary/Standard Graph Database.* URL: <http://www.ices.dk/datacentre/StdGraphDB.asp>

- ICES, 2008. Report of the ICES Advisory Committee 2008. ICES Advice, 2008. Book 6. Denmark, 326 pp.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSK), 5–14 September 2006, ICES Headquarters. ACFM 35, 1160 pp.
- Ifremer, 2003. Conséquences économiques de l'évolution, de l'environnement dans l'estuaire de la Seine sur la pêche professionnelle. Rapport final du projet, Seine aval II. Auteurs : Thébaud O., J. Boncoeur, O. Curtil, O. Guyader, M. Jezequel, A. Martin, J.C. Soulié, A. Tétard., Brest, France, 177 pp.
- Ifremer, 1999. Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Ifremer, Port-en-Bessin, France, 74 pp.
- Insee, 2010a. Populations légales : 1 816 716 habitants dans les 1 420 communes de Haute-Normandie au 1er janvier 2007. Brèves d'aval n°10, janvier. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg_id=14&ref_id=15819
- Insee, 2010b. France métropolitaine / DOM : France métropolitaine (M). POP T1M – Population. URL: <http://www.recensement.insee.fr/chiffresCles.action?zoneSearchField=FRANCE&codeZone=M-METRODOM&idTheme=3>
- Insee, 2010c. Revenu disponible brut des ménages par région - Années 2001 à 2007. URL: http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=rdb-region
- Insee, 2010d. Comptes nationaux annuels base 2000 - Produit intérieur brut (PIB) - Valeur en euro courant - Valeurs aux prix courants . URL: <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>
- Insee, 1999a. Les recensements de la population de 1801 à 1999. A chaque département son histoire. Aval 87, 4ème Trimestre. URL: http://www.insee.fr/fr/insee_regions/haute-normandie/themes/dossiers/autres/docs/aval_87_decembre_1999_art_1.pdf
- Insee, 1999b. Recensement de la population 1999 - Exploitation complémentaire. URL : http://www.recensement.insee.fr/FR/ST_ANA/F2/EMPALLEMP3EMP3AF2FR.html
- Insee, 2001. Revenu disponible brut des ménages par région - Années 1994 à 2001. URL: http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=rdb-region
- Insee, 2004-2006. Enquêtes annuelles de recensement 2004 à 2006 - Exploitation principale. Immigrés par région. URL : <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/resultats/default.asp?page=donnees.htm>
- Insee, 2005. Projection des ménages à l'horizon 2015. Aval, N°45, Mai 2005.
- Insee, 2006. Le bilan démographique en Haute-Normandie en 2005. , Collet M.-C., Cahier d'Aval n°73, juin.
- Insee, 2007. Le bilan démographique en Haute-Normandie en 2006. , Collet M.-C., Cahier d'Aval n°75, juin.
- Insee, 2008a. Valeurs Ajoutées régionales de 1990 à 2007 par branche Nes14 en millions d'euros. URL: http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region
- Insee, 2008b. Soixante ans d'économie française : des mutations structurelles profondes. INSEE première, N° 1201 – JUILLET. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1201
- Insee, 2009c. Comptes régionaux annuels : les séries de la base 2000 (1990-2008). URL: http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region
- Insee, 2009a. Recensement de la population 2006 : la population haut-normande croît en dehors des villes. Brèves d'AVALE n° 6 – Janvier. URL :

http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg_id=14&ref_id=14212&page=breves_aval/breve0906/tab1texte.htm

Insee, 2009b. Produits Intérieurs Bruts Régionaux (PIBR) en valeur en millions d'euros. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region

Insee, non daté. Valeurs Ajoutées régionales de 2007 par branche Nes14 en millions d'euros. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region

Insee, accédé en 2010a. Marges de transport totales et marges de commerces totales. Comptabilité nationale > Comptes nationaux annuels > Equilibre ressources emplois (niveau F)> Comptes Nationaux Annuels (base 2000)_ERE niveau F . Comptabilité nationale > Comptes nationaux annuels > Equilibre ressources emplois (niveau D et E)> Comptes Nationaux Annuels (base 2000)_ERE niveaux D et E. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritered>

Insee, accédé 2010b. Résultats comptables - Données d'enquête. Source : Enquête annuelle d'entreprise. URL : <http://www.alisse1.insee.fr/SelectionMesureT1.jsp?item=RESIAA>

Insee, accédé en 2010c. Revenus des ménages - Revenus primaires - Revenus de la propriété. URL : <http://www.statapprendre.education.fr/insee/revenus/prim/rpro.htm>

Insee, accédé en 2010d. Recensement de la population 2007 - Limites territoriales au 1er janvier 2009. URL: <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/france-regions.asp?annee=2007#regions>

Insee, accédé en 2010e. Résultats du recensement de la population - 2006. URL: <http://www.recensement-2006.insee.fr/chiffresCles.action?codeMessage=6&zoneSearchField=HAUTE+NORMANDIE&codeZone=23-REG&idTheme=3&rechercher=Rechercher>

Insee, accédé en 2010f. Biens et services : équilibre ressources-emplois aux prix de l'année précédente chaînés. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/theme.asp?theme=17&sous_theme=3&page=tableau.htm

Insee, accédé en 2010g. Recensement de la population 2007 - Limites territoriales au 1er janvier 2009. URL: <http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/france-regions.asp?annee=2007#regions>

Insee, accédé en 2009a. Base sectorielle EAE – SESSI - 1996 à 2007. Banque de données macro-économiques de l'INSEE. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritered> .

Insee, accédé en 2009b. Valeurs Ajoutées régionales de 2005 par branche Nes14 en millions d'euros. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region

Insee, accédé en 2009c. Valeurs Ajoutées régionales de 2007 par branche Nes14 en millions d'euros. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=cnat-region

Insee, accédé en 2009d. Comptes de branche. Comptabilité nationale > Comptes Nationaux Annuels > Comptes Annuels : Comptes des branches. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/AffichTheme.do>

Insee, accédé en 2009e. Prix et indices de prix. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/choixTheme.action?code=20>

Insee, accédé en 2009f. Consommation des ménages. Comptabilité nationale > comptes nationaux annuels > consommation des ménages. URL: <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/do/accueil/index.action>

Insee, accédé en 2009g. Dépenses de consommation annuelles, par produit et secteur institutionnel (base 2000). Comptabilité nationale > Comptes Nationaux Annuels > Comptes Annuels :

Consommation des ménages> Dépenses de consommation annuelles, par produit et secteur institutionnel (base 2000). URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/do/accueil/index.action>

Insee, accédé en 2009h. Emplois des produits (niveau F - NES36) par opération et valorisation. Ensemble des secteurs institutionnels. Comptabilité nationale > Comptes Nationaux Annuels > Comptes Annuels : Opérations sur biens et services > Comptes Nationaux Annuels (base 2000) * Equilibre Ressources - Emplois des produits (niveau F - NES36) par opération et valorisation * Ensemble des secteurs institutionnels. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere>

Insee, accédé en 2009i. Indices de salaire dans le secteur privé selon nomenclature NES36 des Secteurs d'activité. Revenus des individus et des ménages > Revenus directs> Indices de salaire dans le secteur privé selon nomenclature NES36 des Secteurs d'activité. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>

Insee, accédé en 2009j. Indices d'évolution des salaires dans la Fonction Publique selon la catégorie. Revenus des individus et des ménages > Revenus directs> Indices d'évolution des salaires dans la Fonction Publique selon la catégorie. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>

Insee, accédé en 2009k. Coût du travail dans l'industrie, la construction et le tertiaire (base 100 en 2000) - Par secteurs détaillés. Revenus des individus et des ménages > Coût de la main d'œuvre et du travail > Coût du travail> Coût du travail dans l'industrie, la construction et le tertiaire (base 100 en 2000) - Par secteurs détaillés. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>

Insee, accédé en 2009l. Formation brute de capital fixe. Comptes nationaux annuels base 2000 - Formation brute de capital fixe. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/theme.asp?theme=16&sous_theme=8

Insee, accédé en 2009m. Variation des stocks. Comptabilité nationale > Comptes Nationaux Annuels > Comptes Annuels : Grands agrégats, Produit Intérieur Brut (PIB)> Comptes Nationaux Annuels (base 2000) - Equilibre du Produit Intérieur Brut (approche par la demande) – Variation des stocks - Emploi - Valeurs aux prix courants. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/do/serie/AffichValeursSerie>

Insee, accédé en 2009n. Acquisitions moins cessions d'objets de valeur (tous secteurs). Comptabilité nationale > Comptes Nationaux Annuels > Comptes Annuels : Grands agrégats, Produit Intérieur Brut (PIB) > Comptes Nationaux Annuels (base 2000) - Equilibre du Produit Intérieur Brut (approche par la demande) – Acquisitions moins cessions d'objets de valeur (tous secteurs) - Emploi - Valeurs aux prix courants. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/do/serie/AffichValeursSerie>

Insee, accédé en 2009o. Indices de salaire dans le secteur privé selon nomenclature NES36 des Secteurs d'activité. Revenus des individus et des ménages >Revenus directs> Indices de salaire dans le secteur privé selon nomenclature NES36 des Secteurs d'activité. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>

Insee, accédé en 2009p. Coût du travail dans l'industrie, la construction et le tertiaire (base 100 en 2000). Revenus des individus et des ménages > Coût de la main d'oeuvre et du travail > Coût du travail> Coût du travail dans l'industrie, la construction et le tertiaire (base 100 en 2000) - Par secteurs détaillés) /et par secteurs regroupés. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>

Insee, accédé en 2009q. Données de populations nationales et régionales. URL :

Insee, accédé en 2009r. La Nomenclature Economique de Synthèse - NES, 1994-2007 - Niveau 1 – 16. URL : http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=nomenclatures/nes2003/liste_n1.htm

- Insee, accédé en 2009s. Indices d'évolution des salaires dans la Fonction Publique selon la catégorie. Revenus des individus et des ménages > Revenus directs> Indices d'évolution des salaires dans la Fonction Publique selon la catégorie. URL : <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/groupe/SelectCritere.do>
- Ifremer, 1999. Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Ifremer, Port-en-Bessin, France, 74 pp. Rédigé par : Morin, J., Riou, P., Bessineton, C., Védieu, C., Lemoine, M., Simon, S., Le Pape, O.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007a. Climate change 2007. Mitigation. Contribution of Working group III to the fourth assessment report. Ed. Cambridge University Press, Canada, 852 pp.
- IPCC, 2007. Climate change 2007b : Synthesis report. Summary for policymakers. URL : http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_spm.pdf
- Isard, W., 1975. Introduction to Regional Science. New Jersey: Prentice Hall.
- Isard, W., 1972. Ecologic–Economic Analysis for Regional Development. Free Press, New York.
- Isard, W., 1968. Some Notes on the Linkage of Ecological and Economic Systems. Regional Science Association, Papers, XXII, Budapest conference.
- Isard, W., 1951. Interregional and regional input-output analysis: a model of a space economy. Review of Economics and Statistics, 33, 319-328.
- Jackson, T, 2010. Prospérité sans croissance. Conférence présentée aux Rencontres Ecologiques d'Eté organisées par Etopia, Août 2010, Borzée, Belgique.
- Jackson, T., 2009. Prosperity without growth. Ed. The Sustainable development commission, London, UK, 134 pp.
- Jackson, R.W., 1998. Regionalizing National Commodity-by-Industry Accounts. Economic Systems Research, 10 (3), 223-238.
- Jackson, R. W., Schwarm, W. R., Okuyama, Y., Islam, S., 2006. The Annals of Regional Sciences 40:909–920.
- Jacobs, S., Beauchard, O., Struyf, E., Cox, T., Maris, T., Meire, P., 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). Estuarine, Coastal and Shelf Science 85, 368–376.
- Jensen, R.C., 1990. Construction and Use of Regional Input-Output Models: Progress and Prospects. International Regional Science Review, 13, 9-25.
- Jensen, R.C., 1980. The concept of accuracy in regional input-output models. International Regional Science Review 5 (2), 155-84.
- Jensen, R.C., West, G.R., 1988. An operational hybrid or partial survey system for the construction of regional and interregional input-output tables: The 'GRIT' system. Paper presented at the Conference on the Construction and Use of Input-Output Models, Alpine Lake Resort, WV.
- Jensen, R.C., Macdonald, S., 1982. Technique and technology in regional input-output. Annals of Regional science 16 (2), 27-45.
- Jensen, R.C., West, G.R., 1980. The Effect of Relative Coefficient Size on Input-Output Multipliers. Environment and Planning A, 12, 659-670.
- Jensen, R.C., Mandeville, T.D., Karunaratne, N.D., 1979. Regional Economic Planning. London: Croom Helm.

- Jevons, W.S., 1866. The coal question : an inquiry concerning the progress of the nation and the probable exhaustion of our coal-mines. Ed. Macmillan and Co. (Second edition, revised), London, UK, 213 pp. URL : http://www.pdrap.org/The_Coal_Question/The_Coal_Question.pdf
- Jin, D., Hoagland, P., Dalton, T.M., 2003. Linking economic and ecological models for a marine ecosystem. *Ecological Economics* 46, 367–/385.
- Jorgenson, D.W., 1998. Growth. Volume 1: Econometric General Equilibrium Modeling. MIT Press, Cambridge.
- Kerr, G.N., Sharp, B.M.H., Gough, J.D., 1986. Economic Benefits of Mt. Cook National Park. Christchurch: Centre for Resource Management, University of Canterbury and Lincoln College.
- Kestemont, B., 2010. Les indicateurs de développement durable. Fondements et applications. Thèse présentée à l'Université Libre de Bruxelles, mai, Bruxelles, 256 pp.
- Kneese, A.V., Ayres, R.U., d'Arge, R.C., 1970. Economics and the environment – a materials balance approach. Washington, DC: Resources for the Future.
- Kontorovich, A.E., 2009. Estimate of global oil resource and the forecast for global oil production in the 21st century. *Russian Geology and Geophysics* 50, 237–242.
- Kuhn, T. S., 1962. The Structure of Scientific Revolutions. 1st ed., University of Chicago Press, Chicago, USA, pp. 168.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology. *Ecology Letters* 8 (5), 468–479
- Lahr, M., 2001. Reconciling Domestication Techniques, the Notion of Re-exports and Some Comments on Regional Accounting. *Economic Systems Research* 13(2), 165-179.
- Lavoisier, 1789. *Traité élémentaire de chimie*, p. 101.
- Leggett, C.G., Bockstael, N.E., 2000. Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices. *Journal of Environmental Economics and Management* 39 (2):121-144.
- Lempert, R.J., Popper, S.W., Bankes, S.C., 2003. Shaping the next one hundred years : new methods for quantitative, long-term policy analysis. Ed. The Rand Corporation, USA, pp. 187.
- Leontief, W.W., 1974, *Essais d'économiques*. Ed. Calman Lévy, 193-209 pp.
- Leontief, W., 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *Review of Economics and Statistics*, 52 (3), 262-271.
- Leontief, W.W., 1936. Quantitative input and output relations in the economic system of the United States. *The review of economic statistics*, 18 (3), 105–125.
- LEPLA, accédé en 2011. Erreurs et statistiques. URL: <http://www.lepla.org/fr/modules/Activities/p04/p04-error1.htm>
- Lesueur, P., 1999. Sables, chenaux, vasières: dynamique des sédiments et évolution morphologique. Programme scientifique Seine-Aval, 3. Ifremer. 39 pp.
- Lixon, B., Thomassin, P. J., Hamaide, B., 2008. Industrial output restriction and the Kyoto protocol: An input–output approach with application to Canada. *Ecological Economics* 68, 249–258.
- Löfgren, H., Harris, R. L., Robinson, S., 2002. A standard Computable General Equilibrium (CGE) in GAMS. *Microcomputers in Policy Research*, vol.5, International Food Policy Research Institute. URL: <http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/mc5.pdf>
- Lutz, W. and W. Sanderson, 2001: The end of world population growth. *Nature*, 412(6846), pp. 543-545.

- Madsen, B., Jensen-Butler, C., 1999. Make and Use Approaches to Regional and Interregional Accounts and Models. *Economic Systems Research*, 11, 277-299.
- Madsen, B., Jensen-Butler, C., 1998. Commodity Balance and Interregional Trade: Make and Use Approaches to Interregional Modelling. Paper presented at the 12th International Conference on Input-Output Techniques, New York, 18-22 May 1998.
- Maggio, G., Cacciola, G., 2009. A variant of the Hubbert curve for world oil production forecasts. *Energy policy* 27, 4761 – 4770.
- Maison de l'Estuaire, 2007. Les aménagements environnementaux dans l'estuaire de la Seine. Quels retours d'expérience ? Séminaire restauration environnementale et reconquête de l'estuaire. Conférence présentée par Christophe Bessineton, Le Havre, le 5 juin.
- Mäler, K.-G., 1991. National Accounts and Environmental Resources. *Environ. Resour. Econ.* 1, 1–15.
- Maréchal, K., 2007. The economics of climate change and the change of climate in economics. *Energy Pol.* 35, 5181–5194.
- Markandya, A., Hunt, A., Milborrow, I., 2005. Developments in green accounting. In: Tamborra M. et Markandya A. (Eds.), *Green accounting in Europe. A comparative study*, volume 2, Edward Elgar, Cheltenham Publishing Ltd., UK., 2005, pp. 15-33.
- Maxim, M., O'Connor, M., 2009. The use of the Deliberation Matrix for building a system of survey and the foresight of changes in biodiversity in the Île-de-France region (France). pp. 113-160 in Beatriz Rodriguez-Labajos, Joachim H. Spangenberg, Laura Maxim, Iliana Monterroso, Rosa Binimelis, Joan Martinez Alier, Piret Kuldná, Kaja Peterson, Meelis Uustal, Nicola Gallai (eds. 2009), *Assessing biodiversity risks with socio-economic methods: ALARM experience*, Pensoft Publishers, Sofia, 2009
- Maxim, L., Spangenberg, H. J., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics* 69 (1), 12–23.
- Mayer, W., Pleeter, S., 1975. A theoretical justification for the use of location quotients. *Regional Science and Urban Economics*, 5, 343-355.
- McDonald G., 2005. Integrating economics and ecology : a systems approach to sustainability in the Auckland region. PhD thesis, pp. 597, Massey University, Palmerston North, New Zealand.
- McMenamin, D.G., Haring, J.V., 1974. An appraisal of non-survey techniques for estimating regional input-output models. *Journal of Regional Science*, 14: 191-205.
- Meadows, R., 1972. *Halte à la croissance ?* Paris, Fayard, 1972, 315 pp.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. and Behrens III, W.W., 1972. *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- MEDAD/SESP et SitraM, non daté. Le champ d'application des données. 8 pp.
- MEDDTL, non daté. Nomenclature Statistique Transport (NST). Nomenclature de codification de la marchandise transportée. Nomenclature officielle européenne rénovée en 1970. URL : http://www.statistiques.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/NST_version_1974_cle134c1e.pdf
- MEEDDAT, 2009. Transport national et Transport international en 2006. Banque de donnée SitraM. Données transmises par courrier postal le 24 juin 2009. demande n° 09031/devis n° 2564.
- Meijkamp, R. (2000). *Changing Consumer Behaviour through Eco-efficient Services: an Empirical Study of Car Sharing in the Netherlands*. Delft, Netherlands, Design for Sustainability Research Programme. Delft, Delft University of Technology.
- Miernyk, W., 1976. Comments on recent developments in regional input-output analysis. *International Regional Science Review*, 1 (2), 47-55.

- Miernyk, W., 1969. Comment of Czamanski and Malizia. Papers and Proceedings, Regional Science Association, 23, 81-82.
- Miernyk, W., 1968. Long range forecasting with a regional input-output table. Western Economic Journal, 6, 165-176.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press (Ed.), Washington, DC, 139 pp.
- Miller E. R., Blair D., 1985. Input-output analysis: foundations and extensions. Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, pp. 464.
- Miller, R.E., Blair, P.D., 2009. Input-output Analysis. Foundations and Extensions. Cambridge University press (Ed.), United-Kingdom, 750 pp.
- Ministère de l'économie, de l'industrie et de l'emploi, accédé en 2009. L'industrie dans les régions en 2007. Établissements industriels ou non de toutes tailles appartenant à une entreprise industrielle (hors énergie) de 20 personnes ou plus. URL : <http://www.industrie.gouv.fr/sessi/regions/interregions/resultats.php?page=2007/s-gene.htm>
- Mont, O., 2004. Product-service systems : panacea or myth ? PhD. Thesis, IIIIEE, Lund university, Sweden.
- Morrison, W.I., Smith, P., 1974. Nonsurvey Input-Output Techniques at the Small Area Level: An Evaluation. Journal of Regional Science, 14, 1-14.
- Munda, G., 2004. Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. European journal of operational research 158, pp. 662–677.
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P., 1994. Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. Ecological Economics 10, 97–112.
- Norgaard, R.B., 1994. Development Betrayed: The end of progress and a coevolutionary revisioning of the future, London, Routledge.
- Norgaard, R.B., 1988. Sustainable Development: A Co-evolutionary view. Futures 20 (December 1988), pp.606-620.
- Norton, B.G. 1986. Towards unity among environmentalists. Oxford, UK, Oxford University Press.
- O'Connor M., 2002. Social Costs and Sustainability. pp.181–202 in Daniel W. Bromley & Jouni Paavoli (eds., 2002), Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices, Blackwell Publishing, Oxford (UK) & Malden (MA, USA).
- O'Connor, M., 2000. Natural capital. Policy research brief 3. Environmental valuation in Europe, Clive L. Spash & Claudia Carter (Eds.), European Commission and Cambridge research for the Environment.
- O'Connor, M., 1999. Dialogue and debate in a post-normal practice of science: a reflexion. Futures 31, 671 – 687.
- O'Connor, M., Spangenberg, J.H., 2007. A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. Journal of Cleaner Production 16 (13), 1399 – 1415.
- O'Connor, M., Steurer, A., 2006. "The AICCAN, the geGDP, and the Monetisation Frontier: a typology of "environmentally adjusted" national sustainability indicators", Int. J. Sustainable Development, Vol. 9, No. 1, pp.61–99.
- O'Hagan, A. M., Ballinger, R., 2009. Coastal governance in North West Europe: an assessment of approaches to the European stocktake. Marine policy 33, 912–922.

- O'Neill, J., 2007. *Markets, Deliberation and Environment*. London: Routledge.
- O'Neill, B.C., 2004: Conditional probabilistic population projections: an application to climate change. *International statistical review*, 72(2), pp. 167-184.
- Observatoire des inégalités, 2010. L'évolution des inégalités de revenus en France. URL : <http://www.inegalites.fr/spip.php?article632>
- OECD, 2009. OECD Economic Outlook 86 Projection, summary of projections. Excel database. URL: www.oecd.org/dataoecd/18/26/2713584.xls
- OECD, 2006. Input-output analysis in an increasingly globalised world: applications of OECD's harmonized international tables. STI/Working paper 2006/7. Statistical analysis of Science, Technology and Industry. 31st August. URL : <http://www.oecd.org/dataoecd/6/34/37349386.pdf>
- OCDE, 2002. Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs, OCDE, Paris, 173 p.
- OFIMER, 2003. Pêche aquaculture. URL: http://www.ifremer.fr/envlit/region/haute_normandie/activites/peche_aquaculture
- Oosterhaven, J., 1984. A Family of Square and Rectangular Interregional Input-Output Tables and Models. *Regional Science and Urban Economics*, 14, 565-582.
- Parlement européen et Conseil, 2000. Directive 2000/60/CE du 23 octobre établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes*, 22/12/2000, L327.
- Pearce, D. and Atkinson, G.D., 1993. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability. *Ecological Economics*, Vol. 8, pp.85–103.
- Pearce, D.W., 1993. *Economic Values and the Natural World*. Earthscan Publications Limited, Cambridge, Massachusetts.
- Pearce, D.W., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. Cost-benefit analysis and the environment: recent developments. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. URL : <http://213.253.134.43/oecd/pdfs/browseit/9706011E.PDF>
- PERI (Department of Economics and Political Economy Research Institute), 2008. Green recovery. A Program to Create Good Jobs and Start Building a Low-Carbon Economy. Université du Massachusetts-Amherst, USA, pp. 38. URL : http://www.peri.umass.edu/fileadmin/pdf/other_publication_types/peri_report.pdf
- Perman, R., Ma, Y., McGilvary, J., Common, M., 1999. *Natural Resource and Environmental Economics*, 2nd edition. Longman, Harlow.
- Plassard, F., 2003. Rétrospective de la prospective. La rétrospective dans le domaine des transports. *Recherche critique*. PREDIT - Ministères de l'équipement, France, Lyon, mars, 90 pp.
- Port Autonome du Havre, 2000. Etude d'impact réglementaire du projet Port 2000. Résumé non technique. Dossier pour le comité consultatif de la réserve naturelle. Le Havre (Ed.), France, 101 pp.
- Port de Rouen-Vallée de Seine, 2006a. Dragage d'entretien du chenal d'accès et immersion des produits de dragage. Rapport de suivi, mai 2006.
- Préfecture de la Région Haute-Normandie, 2006. Profil environnemental régional de Haute-Normandie. Consultant Lerond M., pp. 94.
- Préfecture de la région de Haute-Normandie et Préfecture de la région de Basse-Normandie, 2003. Directive territoriale d'aménagement de l'estuaire de la Seine. Projet. Janvier.

- Préfecture de Seine-Maritime, 2008. Recueil des actes administratifs de la préfecture de la Seine-Maritime. Recueil spécial n°5, du 5 février. URL : <http://www.cas-deau.org/articles.php?lng=fr&pg=304&pvt=2>
- Proctor, W., Drechsler, M., 2006. Deliberative multicriteria evaluation”, *Environment and Planning C: Government and Policy*, 24, 169 – 190.
- Raa, T. Ten, Rueda-Cantucho, J. M., 2007). A Generalized Expression for the Commodity and the Industry Technology Models in Input-Output Analysis', *Economic Systems Research*, 19 (1), 99—104.
- Raa T. ten, Rueda-Cantucho, J. M., 2003. The Construction of Input-Output Coefficients Matrices in an Axiomatic Context: Some Further Considerations. *Economic Systems Research*, 15 (4), 439—455.
- Raharinirina, V., O'Connor, M., 2010. Présentation des Terrains et des Axes des Applications du Kiosque aux Indicateurs de Kerbabel™ (KIK) et de la Matrice Kerbabel™ de Délibération », REEDS Research Reports RRR-2010-04, OVSQ-UVSQ, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Rambouillet, France.
- Ravetz, J.R., 2006. Post-Normal Science and the complexity of transitions towards sustainability. *Ecological Complexity* 3 (4), Pp. 275-284.
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Brown, J., van der Keur, P., 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Advances in Water Resources* 29 (11), 1586–1597.
- Resosudarmo, B.P., 2003. Computable general equilibrium model on air pollution abatement policies with indonesia as a case study. *The economic record* 79, special issue, June, S63 – S73.
- Reuters, 2010. Le FMI relève ses prévisions de croissance mondiale 2011. 08/07/2010. URL : <http://www.investir.fr/infos-conseils-boursiers/actus-des-marches/infos-marches/le-fmi-releve-ses-previsions-de-croissance-mondiale-2011-266919.php>
- Richardson, H.W., 1972. *Input-Output and Regional Economics*. London: Weidenfeld and Nicholson Ltd.
- Rickertsen, K., 1998. The demand for food and beverages in Norway. *Agricultural Economics* 18, 89-100.
- Ricketts, T.H., Daily, G.C., et al., 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (34), 12579–12582.
- Riddington, G., Gibson, H., Anderson, J., 2006. Comparison of Gravity Model, Survey and Location Quotient-based Local Area Tables and Multipliers. *Regional Studies* 40 (9), 1069 – 1081.
- Rijnsdorp, A.D., Van Beek, F.A., Flatman S., Millner, R.M., Riley, J.D., Giret, M., De Clerck, R., 1992. Recruitment of sole stocks, solea solea (L.), in the Northeast Atlantic.
- Rinaudo, J-D., Maton, L., Aulong, S., 2007. Evaluation économique du programme de mesures de la Directive cadre sur l'eau sur le secteur Seine Aval du bassin Seine Normandie. Volume 2 : Analyse coûts-bénéfices et justification des dérogations. Orléans, BRGM. 36pp.
- Riou, P., Le Pape, O., Rogers, S.I., 2001. Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system. *Aquatic Living Resources* 14, 125–135.
- Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., Le Pape, O., 2010. Effect of nursery habitat degradation on flatfish population renewal. Application to Solea solea in the eastern Channel (Western Europe). *Journal of sea Research* 64 (1–2), 34–44.

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009. Planetary boundaries:exploring the safe operating space for humanity", *Ecology and Society* 14(2): 32. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>
- Rosenbluth, G., Victor, P., 2004. The Canadian Economy with Full Employment, No Growth, No Poverty, and No Government Deficit: A Keynesian Exercise. *International Journal of Workplace and Employment*, Vol. 1, No. 1.
- Round I. J., 1983. Nonsurvey techniques: a critical review of the theory and the evidence. *International regional science review*, Vol. 8, No. 3, pp. 189-212.
- Round I. J., 1978. An interregional input-output approach to the evaluation of non-survey methods. *Journal of regional science*, 18, 179–194.
- Round I. J., 1972. Regional input-output models in the UK: a reappraisal of some techniques. *Regional studies*, 6, 1–9.
- Ruellet, T., Dauvin, J.-C., Cuvilliez, A., Lafite, R., Simon, S., Jourde, J., Aulert, C., Bessineton, C., Morin, J., 2008. La restauration des fonctionnalités estuariennes : cas de la vasière nord. Etude présentée au séminaire du GIP Seine aval, le 3 septembre 2008.
- Sandre (Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau), 2007. Masses d'eau. Dictionnaire de données. URL : http://sandre.eaufrance.fr/ftp/documents/fr/ddd/mdo/1.1/sandre_dictionnaire_MDO_1.1.pdf
- Sawyer, C.H., Miller, R.E., 1983. Experiments in regionalisation of a national input-output table. *Environment and Planning A*, 15, 1501-1520.
- Schaffer, W., Chu, K., 1969. Nonsurvey techniques for constructing regional interindustry models. *Papers, Regional science association*, 23, 83–101.
- Schaffner, A., 2002. Ecological Input–Output Analysis. Karlsruhe Papers in Economic Policy Research, vol. 13. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden–Baden, Germany.
- Schwab, L., 1989. Les prévisions technologiques de la Rand, rétrospective et essai d'évaluation. *Futuribles* 134, 41 – 57.
- Serban Scriciu, S., 2007. The inherent dangers of using computable general equilibrium models as a single integrated modelling framework for sustainability impact assessment. A critical note on Böhringer and Löschel (2006). *Ecological Economics* 60, pp. 678 – 684
- Sessi (Statistiques et études industrielles) et Scees (Service central des Enquêtes et Études statistiques), 2009. Enquête annuelle d'entreprise 2007 Haute-Normandie. Principales grandeurs de la région Haute-Normandie par secteur d'établissements NES114 en 2007. URL : http://www.industrie.gouv.fr/sessi/regions/haute_normandie/resultats.php?page=r-etab_2007.htm
- SESSI (Statistiques et études industrielles), accédé en 2009. Résultats des entreprises industrielles. URL : http://www.industrie.gouv.fr/sessi/themes/2_resultats.htm
- Smith, P., Morrison, W.I., 1974. *Simulating the urban economy*. London: Pion.
- Solow, R.M., 1993. An almost practical step towards sustainability, *Resources policy*, 19, 162-172.
- Solow, R.M., 1992. An almost practical step towards sustainability, *Resources for the Future*, Washington DC.

- Solow, R.M., 1974. The economics of resources and the resources of economics, *American Economic Review*, 64.
- Sorrel, S., Miller, R., Bentley, R., Speirs, J., 2010. Oil futures: A comparison of global supply forecasts. *Energy Policy* 38, 4990–5003.
- St. Louis, L.V., 1989. Empirical Tests of Some Semi-Survey Update Procedures Applied to Rectangular Input-output Tables. *Journal of Regional Science*, 29(3), 373-385.
- Stevens B., Trainer G.A., 1980. Error generation in regional input-output analysis and its implications for non-survey models. In *Economic impact analysis: methodology and applications*, ed. S. Pleeter, pp. 68-84. Boston: Martin Nijhoff.
- Stevens, B.H., Lahr, M.L., 1993. Sectoral aggregation error in regional input-output models: a simulation study. RSRI Discussion Paper No. 132, Highstown, NJ: Regional Science Institute.
- Stevens, B.H., Treyz, G.I., Lahr, M.L., 1989. On the comparative accuracy of RPC estimating techniques, In Miller, R.E., Polenske, K.R., Rose, A.Z. (Eds.), *Frontiers of input-output analysis*. New-York: Oxford University Press, pp. 245–257.
- Stiglitz, J.E., Sen, A., Fitoussi, J-P., 2009. Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social. URL : www.stiglitz-sen-fitoussi.fr
- Stirling, A., 2006. Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis. *Land Use Policy* 23, 95–107.
- Stirling, A., 2001. Science and precaution in the appraisal of electricity supply options. *Journal of Hazardous Materials* 86, 55–75.
- Stojanovic, T.A., Ballinger, R.C., 2009. Integrated coastal management: a comparative analysis of four UK initiatives. *Applied geography* 29, 49–62.
- Stone, R., 1961. *Input-output and National Accounts*. Paris: Organization for European Economic Cooperation.
- Stone, R., 1966. *Mathematics in the social sciences, and other essays*. Cambridge Massachusetts: M.I.T. Press
- Stone, R., Brown, A., 1962. *A Programme for Growth, Part I: A Computable Model of Economic Growth*. Andover: Chapman and Hall.
- Tessier, B., Delsinne, N., Baltzer, A., Lesueur, P., 2002. RIIB - Construction du prisme tidal d'embouchure. Evolution morphodynamique du prisme tidal d'embouchure. Rapport annuel GIP Seine aval.
- Treyz, G.I., Stevens, B.H., 1985. The TFS Regional Modelling Methodology. *Regional Studies*, 19, 547-562.
- Tukker, A., 2009. Strategies for enhancing resource efficiency. Draft 9, September. In : Contribution to Factor X: Strategies and instruments towards sustainable resource use. Book by UBA, Berlin, Germany, to be published in 2010.
- Tukker, A., Tischner, U., 2006. *New business for old Europe*. Greenleaf publishing, Sheffield, UK.
- Tukker, A., Huppel, G., van Oers, L., Suh, S., De Koning, A., Heijungs, R., Guinée J., Jansen, B., van Holderbeke, M., Geerken, Th., Nielsen, P. 2005. Environmental impacts of products. Draft report. URL : http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/eipro_draft_report2.pdf
- Turner, K., Georgiou, S., Clark, R., Brouwer, R., Burke, J., 2004. Economic valuation of water resources in agriculture: From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. Ed. FAO, Rome, Italy, 189 pp. URL: <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/wr27e.pdf>

- Turner, R.K., 1999. Markets and environmental quality. In: Clark, G.L., Feldman, M.P., Gertler, M.S. (Eds.), *The Oxford Handbook of Economic Geography*, pp. 585–606.
- Turner, R.K., Adger, W.N., et al., 1998. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. *Ecological Economics* 25 (1), 61–65.
- UEA-CSERGE, ULB-CEESE, IFREMER, 2008. Deliverable D.2.1 : economic assessment V.10. Rapport SPICOSA, 87 pp., URL : <http://www.spicosa.eu/>.
- UNESCO, 2001. Des outils et des hommes pour une gestion intégrée des zones côtières. Guide méthodologique – volume II.
- UNFCCC, 2010. National Inventory Submissions 2010. URL: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5270.php
- United Nations, 2008. SEEA news and notes 2, June, 8 pp. URL: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ceea/SEEA_NN2.pdf
- United Nations, 1999. Studies in methods. Handbook of national accounting. Series F, No. 74. New York, United States.
- United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank, 2003. Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003. 572 pp. URL : <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp>
- Uyterlinde, M.A., Martinus, G.H., van Thuijl, E., Akimoto, K., Blesl, M., Böhringer, C., Ellersdorfer, I., Homma, T., Keppo, I., Kouvaritakis, N., Kydes, A.S., Kypreos, S., Löschel, A., Mantzos, L., Le Mouél, P., Panos, V., Rafaj, P., Riahi, K., Russ, P., Sano, F., Szabo, L., Tomoda, T., Totschnig, G., Zeka-Paschou, M., 2004. Energy trends for Europe in a global perspective. Baseline projections by twelve E3-models in the CASCADE MINTS project. 99 pp. URL: <http://www.e3mlab.ntua.gr/cascade.html>
- Van Asselt Marjolein, B.A., Rijkens-Klomp, N., 2002. A look in the mirror: reflection on participation in integrated assessment from a methodological perspective. *Global Environmental Change*, 12, 167 – 184.
- Van den Bergh, J.C.J.M., 2000. Themes, Approaches, and Differences with Environmental Economics. Discussion Paper TI 2000-080/3, Tinbergen Institute, Amsterdam, The Netherlands, 25 pp.
- Van den Bergh, J.C.J.M., Nijkamp, P., 1991. Operationalizing sustainable development: dynamic ecological economic models. *Ecological Economics* 4, 11–23.
- van der Sluijs, J., Douguet, J.-M., O'Connor, M., Guimaraes Pereira, Â., Corral Quintana, S., Maxim L., Ravetz, J.R., 2008a. Qualité de la connaissance dans un processus deliberative. *Natures Sciences Société*, 16, 265 – 273.
- van der Sluijs, J., Douguet, J.-M., O'Connor, Ravetz, J.R., 2008b. Evaluation de la qualité de la connaissance dans une perspective deliberative. *Vertigo*, 8 (2), 1 – 9.
- van der Sluijs, J., Kaiser, J.-P., Maxim L., Douguet, J.-M., 2008c. Le principe de précaution, un principe pour agir dans des situations d'incertitudes. *Risques, les cahiers de l'assurance* (72), 75 – 84.
- Vanoli A., 2002. Une histoire de la comptabilité nationale. Editions La Découverte, Paris, pp. 655.
- Victor, P., 2010. Questioning Economic Growth. *Nature*, Novembre 18, Vol. 468. URL : <http://www.nature.com/nature/journal/v468/n7322/full/468370a.html>
- Victor, P., 2008. *Managing without growth*. Ed. Edward Elgar, UK, 260 pp.
- Victor, P., 2007. *Managing without growth*. *Ecological Economics*, 61 (2-3), pp. 492-504.

- Victor, A.P., 1972a. Pollution: economy and environment. Georges Allen & Unwin Ltd. (Eds.), Great Britain, 247 pp.
- Victor, A.P., 1972b. Economics of pollution. Macmillan studies in economics, Royaume-Unis, 78 pp.
- Victor, P.A., Hanna, J.E. and Kubursi, A., 1998. How strong is weak sustainability? In Faucheux, S., O'Connor, M. and van der Straaten, J. (Eds.): Sustainable Development: Concepts, Rationalities, Strategies, Kluwer, Dordrecht, pp.195–210.
- Vincent, J.R., 2000. Green accounting: from theory to practice. Environ. Dev. Econ. 5, 13–24.
- Webster, M.D., C. Forest, J. Reilly, M. Babiker, D. Kicklighter, M. Mayer, R. Prinn, M. Sarofim, A. Sokolov, P. Stone and C. Wang, 2003: Uncertainty analysis of climate change and policy response. Climatic Change, 61(3), pp. 295-320.
- Webster, M.D., M. Babiker, M. Mayer, J.M. Reilly, J. Harnisch, R. Hyman, M.C. Sarofim and C. Wang, 2002: Uncertainty in emissions projections for climate models. Atmospheric Environment, 36(22), pp.3659-3670.
- West, G.R., 1998. Structural change in the Queensland economy: an interindustry analysis. Paper Presented at 45th North American Meeting of the Regional Science Association, Santa Fe, Nov.
- Wheaton, J.M., 2004. The significance of ecohydraulic and geomorphic uncertainties in river restoration. Mini-Thesis submitted in partial fulfillment for the transfer from Master of Philosophy (Mphil) to Doctor of Philosophy (PhD) Thesis, University of Southampton, Southampton, U.K., 80 pp. URL: <http://www.joewheaton.org/Home/research/projects-1/past-projects/uncertainties-in-river-restoration>
- Zhang, Y., McDonald, G., Nixon, P., Smith, N., 2008. Development of a regional Social Accounting Framework for New Zealand. New Zealand Centre for Ecological Economics (Eds.), Palmerston North, New Zealand, pp. 61.

ECOSYSTÈME 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

MATEO CORDIER

Depuis le début de la révolution industrielle en France, l'estuaire de la Seine a subi des pertes d'habitats naturels considérables. Plus d'un tiers des surfaces de nourriceries de poissons a été détruit par la construction d'infrastructures portuaires et du Pont de Normandie. Dans un contexte où le renouvellement des stocks européens de poissons marins n'est plus garanti pour plusieurs espèces, cette évolution est relativement inquiétante. Une question essentielle se pose alors. Est-il possible de restaurer les surfaces de nourriceries perdues étant donné les coûts particulièrement élevés d'une telle mesure (174 millions d'euros par km² de nourriceries subtidales peu profondes) ? Le modèle input-output « ECO » développé dans cette étude suggère qu'il serait en tout cas possible de restaurer le quart des nourriceries sableuses à haute capacité d'accueil perdues entre 1834 et 2004. Cela représenterait une surface totale de 24 km². L'impact écologique est conséquent puisque la mesure de restauration semble pouvoir augmenter de 15% à 23% la biomasse de soles produite dans l'estuaire par rapport à une situation sans mesure de restauration. Quant à l'impact macroéconomique, l'effet des coûts de restauration sur la diminution du produit régional brut (PIB régional), de l'emploi et des bénéfices totaux des entreprises de la région ne dépasse pas 0,5% par rapport à une situation sans mesure de restauration. Par contre, si l'on décortique l'effet des coûts à l'échelle sectorielle, trois secteurs sont particulièrement touchés : les ports, les mines, ainsi que les producteurs de charbon et de pétrole raffiné. Cela suggère que le problème des coûts de restauration élevés peut être envisagé comme une question d'allocation des coûts entre secteurs plutôt que comme un problème en soi.

Néanmoins, ces résultats économiques doivent être considérés comme des valeurs plancher. Si tous les coûts de restauration des nourriceries ont pu être inclus dans le modèle, une partie des services écosystémiques n'ont pas pu être évalués en raison de l'absence de données et de connaissances appropriées. Sur un total de neuf services écosystémiques liés aux nourriceries, deux sont pris en compte dans le modèle. Le premier concerne le service de support de vie pour les juvéniles de soles, une espèce de poisson surpêchée et dont la population est actuellement en danger en Manche-Est. Le second couvre le service d'approvisionnement en soles pour la consommation humaine, une espèce de poissons importante pour l'économie étant donné sa haute valeur commerciale. Si, sans considérer la totalité des bénéfices tirés des services écosystémiques fournis par l'estuaire de la Seine, nos résultats montrent un faible impact macroéconomique, étendre la modélisation aux sept services omis démontrerait probablement un impact positif de la restauration des nourriceries sur les agrégats macroéconomiques.

En attendant le développement des données nécessaires à l'intégration de services écosystémiques supplémentaires dans le modèle ECO, l'incertitude sur l'interdépendance entre ces services et le système économique est à son comble. Il en résulte qu'une certaine part de jugement individuel et de bon sens constituent les seuls outils d'aide à la décision disponibles. En conséquence, il est important que les points de vue divergents des différents groupes d'acteurs et leurs jugements de valeur soient inclus de manière transparente au sein de processus de décision participatifs par le biais d'une évaluation multicritère et multiacteur. Le modèle ECO illustre de manière encourageante la capacité des modèles input-output à contribuer pleinement aux processus de décision participatifs. Cela devrait faciliter l'émergence de compromis ainsi que la résolution des conflits d'usages des services écosystémiques.