RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
*Liberté*
*Égalité*
*Fraternité*

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

# ÉTAT DE L'ART DES ANALYSES EEMRIO

## Appliquées à l'économie circulaire

2o LCA consultant

**Version provisoire**

**Ne pas diffuser**

**Décembre 2022**

EXPERTISES

PROVISOIRE

# REMERCIEMENTS

Rafaelle DESPLATS (ADEME, Direction économie circulaire)

# CITATION DE CE RAPPORT

DE SAXCE Marie, DE BOER Bertram, ASTUDILLO Miguel, ALMEIDA Denise, 2.-0 LCA consultants. 2022. État de l'art des analyses EEIO appliquées à l'économie circulaire. 196 pages.
Cet ouvrage est disponible en ligne https://librairie.ademe.fr/

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

**Ce document est diffusé par l'ADEME**
**ADEME**
20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01
**Numéro du marché : 2021MA000372**

**Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par :** 2.-0 LCA consultants
**Coordination technique - ADEME :** DESPLATS Rafaelle
Direction/Service : Direction Économie circulaire / Service Consommation Responsable

PROVISOIRE

# SOMMAIRE


RÉSUMÉ ..... 6

ABSTRACT ..... 7

1 CONTEXTE ..... 8

2 CARACTERISATION DE L'ETAT DE L'ART ..... 9

2.1 Méthode ..... 9
2.2 Caractérisation des analyses EEMRIO ..... 10
2.2.1 Commanditaires et prestataires ..... 10
2.2.2 Indicateurs d'impacts ..... 11
2.2.3 Périmètres et secteurs étudiés ..... 11
2.2.4 Répartition des différents socles de bases de données EEIO ..... 12
2.3 Thèmes d'ECi abordés ..... 14
2.3.1 Les interventions d'ECi sur le terrain ..... 15
2.3.2 Les instruments de politiques publiques ..... 16

3 RESULTATS, CONVERGENCES ET DIVERGENCES DES ETUDES SELECTIONNEES ..... 18

3.1 Identification des principales sources de pressions environnementales ..... 18
3.2 Performance des interventions ECi sur le terrain ..... 18
3.2.1 Niveau Régional ..... 19
3.2.2 Niveau Mondial ..... 20
3.3 Volet consommation ..... 21
3.3.1 Influence du comportement du consommateur ..... 22
3.4 Études prospectives ..... 23
3.4.1 Objectifs des études prospectives ..... 23
3.4.2 Évaluations de politiques publiques ..... 24
3.4.3 Finance durable et taxonomie appliquée à l'ECi ..... 25

4 MODELISATIONS D'ARRIERE-PLAN ET LIMITES TECHNIQUES ET METHODOLOGIQUES 28

4.1 Couplages de modèles : modèles intégrés, comportement d'agents, micro-simulations ..... 28
4.1.1 Caractérisation des modèles ..... 28
4.1.2 Modèles intégrés ..... 30
4.1.3 Comportement d'agents et micro-simulations ..... 31
4.2 Sources d'incertitudes dans le développement de données IO ..... 32
4.3 Évaluation des incertitudes liées aux cas d'études EE MRIO ..... 33
4.4 Évaluation des incertitudes liées aux bases de données EEMRIO ..... 33
4.4.1 Intégration des incertitudes dans la base de données ..... 34
4.4.2 Convergence des comptes carbone ..... 34
4.4.3 Divergences des approches SRIO *versus* MRIO sur les ressources ..... 34
4.4.4 Incertitudes sur les extensions environnementales autres que le carbone ..... 34
4.5 Avantages de l'approche hybride ..... 35
4.6 Autres pistes d'amélioration identifiées ..... 37

5 ÉLEMENTS DISPONIBLES EN OPEN SOURCE ..... 38

5.1 Caractérisation des éléments OS réutilisables et/ou reproductibles ..... 38
5.2 Scripts ..... 39
5.3 Packages ..... 39
5.4 Préconisations de poursuite des travaux ..... 39

6 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES ..... 41

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES ..... 50


PROVISOIRE

SIGLES ET ACRONYMES ..... 51

PROVISOIRE

PROVISOIRE

## RÉSUMÉ

Cet état de l'art présente une vision complète, globale et multicritère des analyses Multirégionales Entrées-Sorties Étendues à l'Environnement (EEMRIO) appliquées à l'Économie Circulaire (ECi).

En matière d'interventions ECi, les effets du traitement des déchets, du recyclage, de l'allongement de la durée de vie, et du réemploi ou interventions RRR sont les plus étudiés. Les effets de l'éco-conception ou de l'économie de la fonctionnalité sont plus rarement étudiés malgré un fort potentiel de ces interventions sur les indicateurs environnementaux et la valeur ajoutée combiné à un faible coût économique.

Cet état de l'art présente également un grand nombre d'études prospectives, d'évaluations de politiques publiques et d'études sur le volet consommation afin d'adresser les questions portées par l'ADEME. Les stratégies d'ECi associent en général des interventions sur le terrain à des instruments de politiques publiques, les effets combinés de ces interventions ne sont pas évalués ce qui limite le potentiel d'optimisation de ces stratégies.

Les études prospectives nécessitent des couplages de modèles EEMRIO avec d'autres modèles (EGC, comportements d'agents, micro-simulations, ACV/ICV de type *bottom-up etc.)* afin de dépasser les limites techniques et méthodologiques de l'analyse EEMRIO statique axée sur la demande. La présentation des travaux ayant trait à la mesure de l'incertitude des analyses EEMRIO complète cet état de l'art sur le « spectre de validité » des enseignements tirés. Les sources d'incertitudes liées aux extensions environnementales (hors émissions de GES) et au niveau d'agrégation des modèles sont les plus importantes. Les pistes d'amélioration des modèles telle que l'hybridation sont explorées.

Les analyses prospectives s'avèrent plus précises sur le changement climatique bien que les effets des stratégies ECi sur l'empreinte déchets, l'utilisation de ressources, la création d'emploi, la valeur ajoutée ou le PIB soient également étudiés. Peu d'analyses prospectives ont été recensées sur d'autres extensions IO disponibles telles que la consommation d'eau ou l'utilisation des sols.

En conclusion, l'analyse EEMRIO appliquée à l'ECi a laissé de nombreux point d'ombres à explorer :

- le potentiel des interventions d'éco-conception, d'économie de la fonctionnalité, de l'écologie industrielle et territoriale *etc.*

- l'optimisation des stratégies ECi via l'évaluation de la combinaison des interventions sur le terrain et des instruments de politiques publiques les plus adaptés

- l'évaluation de la performance des stratégies d'ECi sur des indicateurs (autres que le changement climatique) disponibles via l'analyse EEMRIO tels que les coûts, la consommation d'eau ou l'utilisation des sols.

- les conséquences d'un investissement dans une intervention plutôt qu'une autre, par exemple : gestion des déchets versus éco-conception.

## ABSTRACT

This state of the art presents a comprehensive, global and multi-criteria view of Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output (EEMRIO) Analyses applied to the Circular Economy (CE).

In terms of CE interventions, the effects of waste treatment, recycling, life extension, and re-use or RRR interventions are the most studied. The effects of eco-design or the economy of functionality are more rarely studied despite the strong potential of these interventions on environmental indicators and added value combined with a low economic cost.

This state of the art also presents many prospective studies, public policy assessments and studies on the influence of household consumption in order to address the issues raised by the Circular Economy Management from ADEME. CE strategies generally combine on-field interventions with public policy instruments, the combined effects of these interventions are not assessed, which limits the potential for optimization of these strategies.

Prospective studies require coupling EEMRIO models with other models (CGE, agent behavior modeling, micro-simulations, bottom-up LCA/LCI *etc.*) in order to overcome the technical and methodological limitations of a static demand-driven EEMRIO analysis. The studies on the measurement of uncertainty in EEMRIO analyses completes the overall picture of the "validity spectrum" of EEMRIO analyses. This study on the limitations reveals that the major sources of uncertainty in EEMRIO analysis are related to environmental extensions (excluding GHG emissions) and to the level of aggregation of the models. Ways of improving the models, such as hybridization, are explored.

Prospective analyses are more precise on climate change, although the effects of ECi strategies on the waste footprint, resource use, job creation, added value or GDP are also studied. Few prospective analyses were found on other available IO extensions such as water consumption or land use.

In conclusion, the EEMRIO analysis applied to CE has left many grey areas to be explored:

- the potential of interventions in eco-design, economy of functionality, industrial and territorial ecology etc.

- the optimization of CE strategies through the combination of interventions on the ground and the most suitable public policy instruments

- the evaluation of the performance of CE strategies on indicators (other than climate change) available through EEMRIO analysis such as costs, water consumption or land use

- the consequences of investing in a specific intervention instead of another e.g., waste management *versus* eco-design.

# 1 Contexte

L'ADEME s'est saisie des approches EEIO notamment dans le cadre de son projet prospectif Transition(s) 2050 dont l'objectif était de proposer différentes trajectoires nationales pour atteindre la neutralité carbone tout en éclairant le volet ressource matière.

- ⇨ En 2018, l'ADEME a réalisé un premier état de l'art des modèles macroéconomiques appliqués à l'économie circulaire. L'état des lieux des modèles existants s'était concentré sur des recherches mobilisant des modèles dynamiques (MEGC), excluant de fait les modèles uniquement statiques d'analyses EEIO.
- ⇨ Par la suite pour instaurer un dialogue entre le modèle en équilibre général ThreeME et un modèle dit "statique" de l'économie disposant d'un cadre EEIO, l'ADEME a entrepris à partir de 2019 le co-développement du modèle MatMat[1] - pour Matrices Matières (ADEME, Teixeira et al. 2018).
  *MatMat* est conçu à partir d'un modèle EEIO basé sur Exiobase v.3 et comporte une comptabilité entrées-sorties en unités mixtes. La première version de l'outil permettait de mesurer les besoins en matières premières et en matériaux de l'économie française par vecteur de demande finale et/ou par produit selon une trentaine de matières premières et une vingtaine de matériaux (en distinguant les filières de production primaire et secondaire) pour une année de référence et à partir d'une structure de données « France *vs* Reste Du Monde » (*Single Region Input Output - SRIO*). MatMat est essentiellement destiné à être utilisé en prospective via la scénarisation (par chocs exogènes) des principaux déterminants de l'empreinte matière future. L'outil a évolué depuis 2020 pour mesurer également une empreinte carbone.

À ce jour, outiller la Direction Économie Circulaire de l'ADEME d'un socle d'analyse EEIO adapté à ses besoins nécessitait au préalable de :
- disposer d'une vision complète des travaux d'analyses utilisant une approche EEIO sur les problématiques d'Économie Circulaire (ECi).
- de caractériser et prioriser les besoins de l'ADEME et, en particulier, de la Direction Économie Circulaire (DEC) en termes d'analyses attendues.

L'objectif de cette étude est de permettre à l'ADEME de se doter d'un cadre d'analyse EEIO solide et partagé en répondant aux enjeux suivants :

- Disposer d'une vision macro et multicritère des enjeux pour éclairer/réinterroger la stratégie d'intervention et mieux évaluer les mesures environnementales soutenues ;
- Structurer l'intégration des thématiques portées par la DEC (et celles du Service Consommation Responsable - SCR en particulier) dans les travaux globaux de prospective à l'Agence puis bâtir le programme de travail associé ;
- Intégrer les questions de "transition juste" et la dimension « modes et styles de vie » dans les travaux relatifs à l'évaluation environnementale de la consommation impliquant notamment d'articuler les expertises en Sciences Humaines et Sociales avec celles relatives aux analyses EEIO ;
- Systématiser une approche multicritère et améliorer autant que faire se peut la couverture des enjeux environnementaux dans les calculs d'empreintes environnementales *top-down* produits par l'Agence ;
- Ne pas démultiplier la conception d'outils isolés nécessitant une mise en compatibilité ultérieure coûteuse en moyens (humains et financiers) pour une cohérence finale restant la plupart du temps limitée, *a minima* incertaine.

La plupart des études destinées à :

- Évaluer le couplage entre les impacts environnementaux et la croissance économique à l'échelle Nationale,
- Identifier les principales sources de pressions environnementales ou
- Éclairer des scénarios de transition écologique

S'appuient sur des méthodes dites Entrées-Sorties étendues à l'environnement (*Environmentally Extended Input-Output EEIO*), approches qualifiées de *top-down*.

La première phase de cette étude, objet du présent rapport, est **la réalisation de l'état de l'art des analyses utilisant une approche EEIO sur les problématiques ECi.**

1 https://www.ademe.fr/construction-matrices-flux-matieres-prospective-integree-energie-matieres-economie

PROVISOIRE

# 2 Caractérisation de l'état de l'art

Cette section décrit d'abord la méthode appliquée pour réaliser cet état de l'art afin de donner une vision complète, globale et multicritère des travaux d'analyses EEIO sur l'ECi. Puis, les 350 références identifiées sont caractérisées selon leurs commanditaires, prestataires, indicateurs, périmètres, bases de données utilisées *etc.* Enfin, les analyses EEMRIO sont classées selon le type d'interventions d'ECi étudiées : recyclage et ressources, traitement des déchets, allongement de la durée de vie, économie de la fonctionnalité, éco-conception *etc.* Ces interventions d'ECi correspondent aux thématiques définies par l'ADEME eu égard notamment à ses propres domaines d'interventions.

## 2.1 Méthode

Pour identifier dans la littérature comment les modèles EEIO ont été utilisés pour répondre à des problématiques d'ECi, une version modifiée de la méthode PRISMA (Page et al. 2021a, 2021b) a été appliquée (voir Fig. 1). Cette méthode assure une revue critique transparente et exhaustive de la littérature. Les lignes directrices PRISMA fournissent un cadre approprié pour réaliser des revues systématiques et des méta-analyses de manière transparente, et leur application dans les études sur la durabilité a augmenté ces dernières années (voir Aguilar-Hernandez 2021a). La méthode PRISMA a été appliquée en trois phases :

(1) Une première liste de références a été établie à partir des revues critiques de Aguilar-Hernandez et al. (2018, 2021a) et du *handbook* de Suh et al. (2009) sur l'application des EEMRIO à l'écologie industrielle. Cette liste a été complétée par une procédure dite boule de neige (*snowballing*) décrite par Wolhin (2014), qui permet de recenser les références en amont de chaque publication et de remonter ainsi la chaîne des citations. Cette étape a permis de collecter la littérature sur les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi de manière systématique.

(2) Pour cibler les recherches sur les thématiques d'ECi proposées par l'ADEME, les mots clés suivants ont été combinés aux mots clés correspondant à l'analyse MRIO : *lifestyles, functional economy, ecodesign, industry, equipment use, sustainable finance, taxonomy*. Ces mots clés ont été utilisés pour retrouver dans différentes bases de données (Scopus, Web of Science, 2.-0 LCA consultants et Google Scholar) un ensemble pertinent de références.

(3) Enfin, une centaine de publications ont été sélectionnées sur la base de critères robustes : la transparence, la date de publication et la thématique ECi abordée.

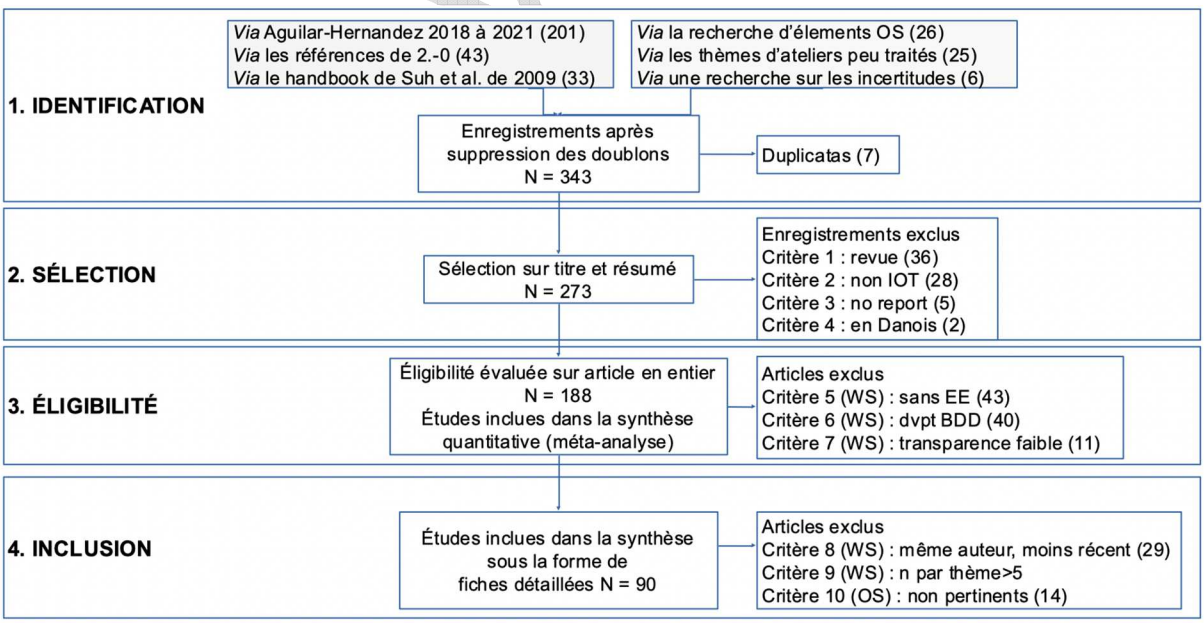



*Figure 1 – Méthode PRISMA pour identifier les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi (Page et al 2021a et 2021b)*

Au total, la recherche a permis d'extraire 350 publications et près de 50% des enregistrements ont été exclus sur les critères suivants (voir Figure 1) :

- Doublons récupérés à partir de différents moteurs de recherche (7) ;

- Rapports et résultats non disponibles en anglais ou en français (7) ;
- Revues critiques (36) ;
- Non basés sur une approche IO (28) ;
- Non applicables à l'ECi (40) ;
- Basés sur des modèles IO sans extensions environnementales qui évaluent des indicateurs liés aux sortants de l'économie tels que la production de déchets (43) ;
- Absence de présentation de méthodes, d'outils ou de bases de données (11).

## 2.2 Caractérisation des analyses EEMRIO

Cette section caractérise les 350 enregistrements identifiés en termes de :
- bilan des organismes en charge des analyses et commanditaires,
- périmètre géographique et technologique couvert,
- indicateurs d'impacts,
- socle de bases de données utilisées : répartition, macro-économiques, physiques de la techno sphère et de l'écosphère, socio-économiques/économétriques avec une analyse des justifications d'usage et du positionnement d'Exiobase,
- méthodologie employée et
- problématique technique traitée/ thème d'ECi abordé.

### 2.2.1 Commanditaires et prestataires

La Figure 2 présente les principaux pays commanditaires des études recensées. Plus de 40 % des analyses EEMRIO recensées ont été financées par des projets Européens, avec un tiers de projets financés par *Horizon 2020*, un tiers financé par l'EIT (European Institute of Innovation and Technology) et un tiers dans le cadre du *7th framework*. Le Japon *via* le ministère de l'environnement, le Royaume-Uni *via* les *Economic and Social Research Councils* et l'Australie *via* l'*Australian Research Council* ont financé plus de 20 % des études identifiées. Cette forte contribution de ces trois pays s'explique en partie par leur caractère insulaire qui les a incités au développement de l'ECi. Les pays Nordiques tels que la Suède, la Norvège et le Danemark ont également financé 20 % des études enregistrées. Cette part importante s'explique par l'avancée de leurs universités respectives dans l'analyse EEMRIO (*NTNU et KTH en Norvège*, les universités d'*Aalborg et d'Aarhus au Danemark et Chalmers en Suède*). De plus, la base de données du cabinet 2.-0 (Danois) a été consultée pour compléter cet état de l'art, notamment pour certaines thématiques ECi moins traitées dans la littérature.

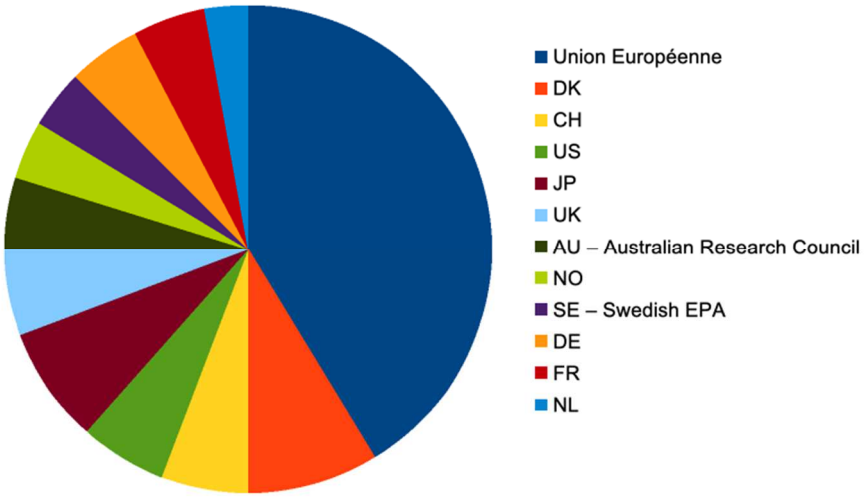



*Figure 2 – Principaux commanditaires des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

La Figure 3 présente les principaux prestataires des études recensées. Ce graphique est complémentaire à celui de la Figure 2 puisque le principal commanditaire – l'UE – fait appel aux universités les plus expérimentées (Pays-Bas, Norvège, Danemark, Autriche). La figure 3 liste également les prestataires hors UE : les États-Unis, la Suisse ou le Japon, et leurs groupes de recherche en analyse EEMRIO : l'université de Santa Barbara aux Etats-Unis, ETH Zürich en Suisse et l'université de Waseda au Japon.

PROVISOIRE

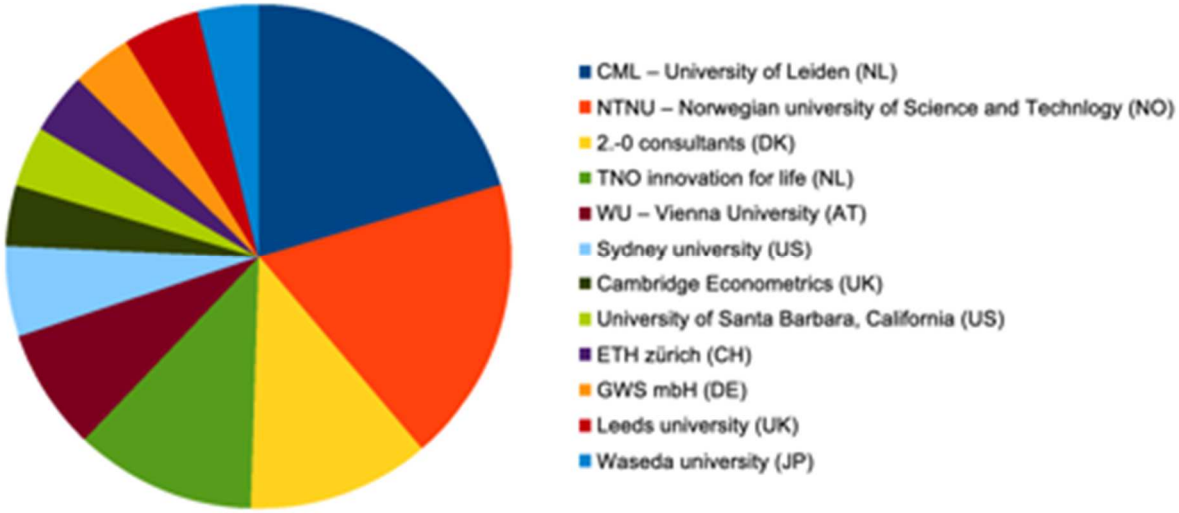



*Figure 3 – Principaux prestataires des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

### 2.2.2 Indicateurs d'impacts

La Figure 4 présente les indicateurs les plus étudiés dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi. Le premier indicateur le plus analysé est celui des **émissions de gaz à effet de serre (GES)**. **L'empreinte déchets**, liée aux sortants de l'économie est également souvent étudiée. Cependant, pour le volet déchets, une étude en cours, côté ADEME, a abouti à un travail bibliographique détaillé sur les transitions des chaînes de modélisation des flux de déchets à visée prospective. Pour ne pas dupliquer le travail, cet état de l'art s'est donc concentré sur les analyses évaluant les autres indicateurs.
Ensuite, le deuxième indicateur le plus étudié est lié aux intrants de l'économie : **l'empreinte matière**. Les autres indicateurs environnementaux liés aux intrants de l'économie tels que l'**empreinte eau**, l'**utilisation des sols** et la **consommation d'énergie intrinsèque** sont également souvent étudiés.
Enfin, une part importante d'analyses EEMRIO étudient les effets de stratégies d'ECi sur la **création d'emploi** et le **PIB**. Ces indicateurs sont liés aux intrants économiques et donc facilement pris en compte dans l'analyse EEMRIO.

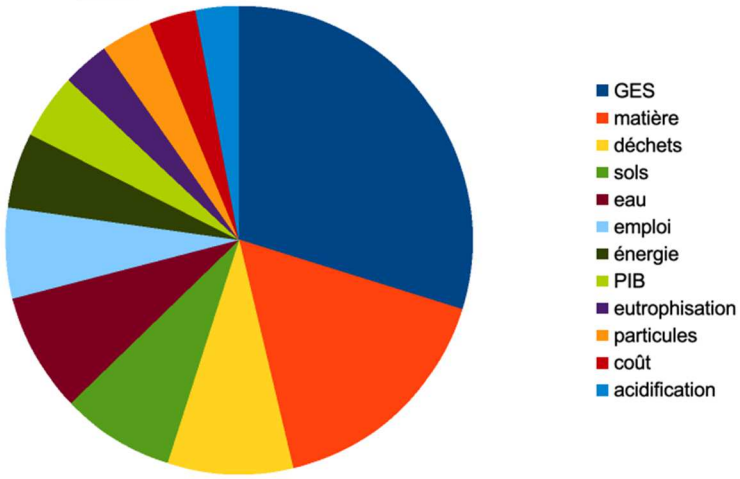



*Figure 4 – Principaux indicateurs des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

### 2.2.3 Périmètres et secteurs étudiés

Près d'un quart des études analysent les effets de l'application de stratégies d'ECi sur l'**ensemble des secteurs**. L'analyse EEMRIO présente l'avantage pour ce type d'analyse de représenter l'économie globale (incluant tous les secteurs économiques). Le deuxième secteur le plus étudié dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi est celui du **traitement des déchets** (voir section 2.2.2 sur l'indicateur empreinte déchets). Ensuite le secteur de la **consommation des ménages** est également souvent analysé.
La Figure 5 indique une part importante d'études qui analysent les effets d'une intervention ECi dans le secteur du bâtiment. Cela peut s'expliquer par le fait que le secteur du bâtiment présente un des potentiels

de recyclage les plus élevés par rapport aux autres secteurs en termes de volumes (Pimenteira et al. 2005, Jensen et al. 2013, Cooper et al. 2017, Giljum et al. 2019).

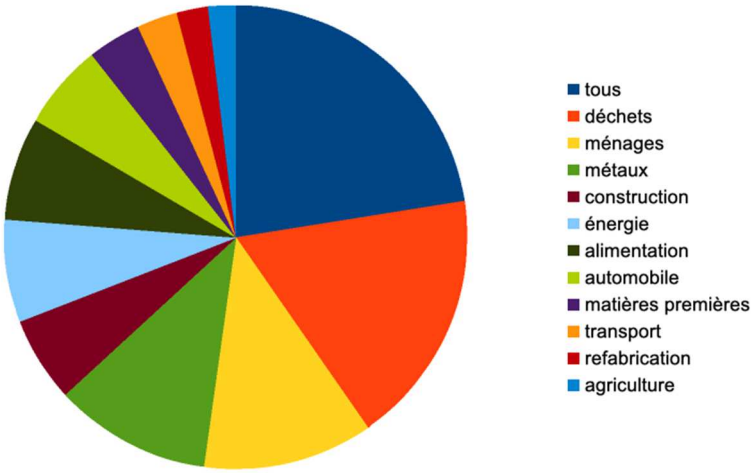



*Figure 5 – Principaux secteurs étudiés dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

Cet état de l'art recense **56 % des études basées sur des modèles Multi-régionaux** et **44 % sur des modèles à région unique**. Cette proportion est confirmée dans la section 2.2.4 sur les socles de bases de données utilisés : plus de 50 % des études utilisent Exiobase ou GTAP comme socles de bases de données. Les bases de données MRIO peuvent être utilisées pour évaluer les effets au niveau mondial de l'application d'une stratégie ECi dans un pays donné (De Boer et al. 2021). La Figure 6 présente les 10 régions les plus étudiées : le monde, le Japon, les États-Unis, l'Europe, l'Australie et certains pays Européens. Le Japon, les États-Unis, l'Europe et l'Australie correspondent aux pays commanditaires des études identifiés en Figure 2. Plus d'une dizaine d'études portent sur la Chine qui n'apparaît pas dans les commanditaires – ceux-ci n'ayant pas été identifiés dans les études correspondantes. Une partie des études commandées par la Suisse et le Danemark portent sur le Monde et/ou l'Europe, ce qui explique que ces pays n'apparaissent pas dans la figure ci-dessous.

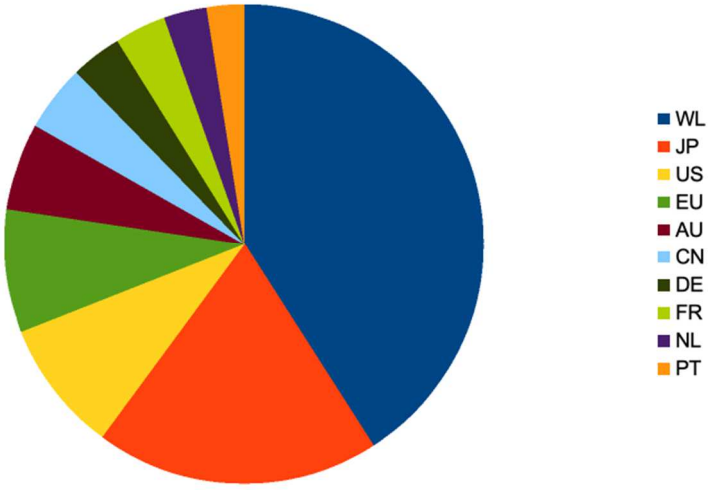



*Figure 6 – Les 10 principales régions étudiées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

Six études portant sur la France ont été recensées, 4 portent sur les impacts de la consommation des ménages à travers l'évaluation de l'empreinte déchets et des effets des politiques de traitement des déchets (Beylot et al. 2016a, 2016b, 2018) et la consommation de cuivre (Beylot et al. 2015) et 2 études prospectives sur l'application d'une taxe carbone (ADEME, Malliet et al. 2010) et l'intégration de scénario macro-énergétiques (Le Treut et al. 2019 et Bibas et al. 2022).

### 2.2.4 Répartition des différents socles de bases de données EEIO

Cette section présente *via* les socles de bases de données un premier aperçu des modélisations d'arrière-plan permettant d'évaluer les effets des interventions d'ECi. Cette section pourra être consultée en

complément des sections 3.4 sur les couplages de modèles, 4.4 sur les différences entres les approches de modélisation et 4.5 sur les pistes d'améliorations identifiées.

Le Tableau 1 présente les caractéristiques de 5 socles de bases de données les plus fréquemment utilisés dans les analyses EEMRIO (mise à jour à partir de la revue critique de l'ADEME et du CIRED en 2019). Les cellules grisées correspondent aux meilleures performances sur différents critères : dernière année disponible, nombre d'extensions disponibles *etc.*

| | GTAP9 | Eora | Exiobase3 | WIOD | OECD |
|---|---|---|---|---|---|
| **Dernière année disponible** | 2011 | 2015 | 2011 | 2014 | 2011 |
| **Disponibilité de séries temporelles** | 2004, 2007, 2011 (std)<br>1990, 1992, 1995, 1997, 2001 (non std) | 1990-2015 | 1995-2011 | 1995-2009<br>2000-2014 | 1995-2011 |
| **Pays ou régions** | 139 + RoW | 189 + RoW | 43 + 5 RoW | 40 + RoW | 61 + RoW |
| **IOT Nationales** | IOT régionales soumises par contributeurs | 74 IOT d'instituts officiels<br>UN Nat. Accounts Main Aggregates DB | SUTs de Nat. Accounts<br>UN Nat. Accounts Official country data | SUTs de Nat. Accounts | SUTs de Nat. Accounts |
| **Disponibilité des extensions environnementales** | 18 Utilisat° ressources<br>7 Émissions dans l'air<br>0 Émissions dans l'eau | 23 Utilisat° ressources<br>33 Émissions dans l'air<br>0 Émissions dans l'eau<br>Utilisation des sols<br>Émissions de N et P<br>Perte de biodiversité | 150 Utilisat° ressources<br>57 Émissions dans l'air<br>2 Émissions ds eau (N, P)<br>48 Matières premières<br>15 Utilisation des sols<br>172 Utilisation d'eau | 25 Utilisat° ressources<br>7 Émissions dans l'air<br>0 Émissions dans l'eau | Émissions dans l'air |
| **Niveau de détail produit/secteur** | 57 produits x produits | 26 et 511 industries /pays<br>Produits x produits | 200 produits x produits<br>163 industries x industries | 35 industries x industries | 34 industries x industries |
| **Schéma de classification** | ISIC et UN Central Product Classification | Spécfique à Eora | Nace rev.1.1 désagrégée | Nace rev.1.1agrégée | ISIC revision 3 |
| **Date prévue de la prochaine mise à jour** | Inconnue | Tous les deux ans | Inconnue (KR project) | Financement requis | Inconnue |
| **Accesibilité** | License de 3000 £ données extraites d'un logiciel propriétaire sous format Excel | Téléchargeable et gratuite pour un usage académique | Exiobase 1 et 2 gratuites téléchargeables en CSV | Gratuit téléchargeable en Excel | Gratuit téléchargeable en CSV |
| **Site internet** | www.gtap.agecon.purdue | www.worldmrio.com | www.exiobase.eu | www.wiod.org | www.oecd.org |

*Tableau 1 – Caractéristiques des 5 socles de bases de données les plus utilisées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

La Figure 7 présente les socles de bases de données les plus utilisés dans les analyses EEMRIO recensées. Plus d'un tiers des études utilisent Exiobase en arrière-plan. Le Tableau 1 explique ce choix par le fait que Exiobase 3 (Stadler et al. 2018) présente le plus grand nombre d'extensions et la couverture sectorielle la plus fine par pays. La deuxième base de données la plus utilisée est GTAP (Andrew et Peters 2013, Aguiar et al. 2016). La base de données Eora (Lenzen et al. 2013) n'est que la sixième base de données la plus utilisée malgré ses avancées présentées dans le Tableau 1.

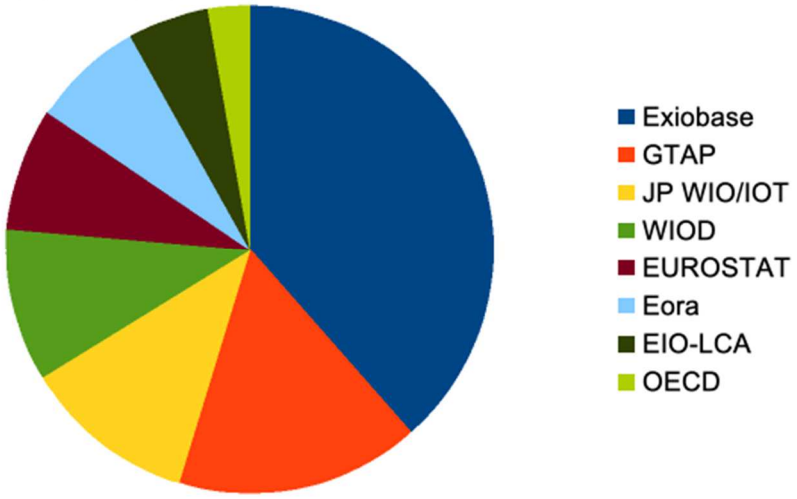



*Figure 7 – Socles de bases de données utilisés majoritairement dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

La Figure 8, ci-dessous, présente les proportions des versions d'Exiobase les plus utilisées. En effet, Exiobase présente également l'avantage (non précisé dans le Tableau 1 comparatif) d'être déclinée en plusieurs versions : monétaires, hybrides, SUTs et IOTs. La version la plus utilisée d'Exiobase est la version monétaire (Wood et al. 2015).

La version d'Exiobase 3 en unités hybrides (Merciai et Schmidt 2018) facilite son couplage avec d'autres modèles MFA et EGC. Cependant cette version n'est pas gratuite, ni disponible directement sur le site d'Exiobase, ce qui explique qu'elle soit moins utilisée que sa version monétaire.

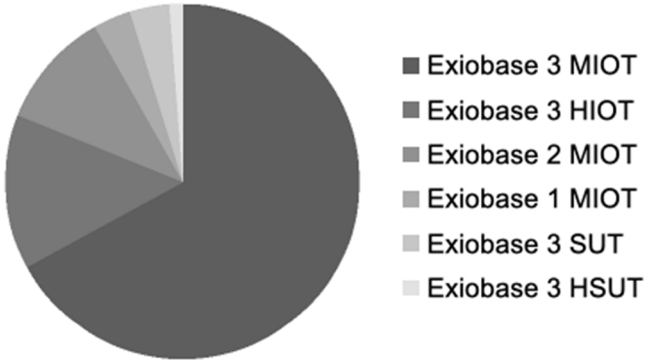



*Figure 8 – Versions d'Exiobase utilisées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi*

Pour plus de détails sur les bases de données utilisées en arrière-plan, le Tableau 2 ci-dessous présente les proportions de données IOT par rapport aux données SUT, les proportions de données monétaires, physiques ou hybrides et sur une ou plusieurs années.

| Caractéristiques du modèle | Type | Nombres de publications |
|---|---|---|
| Table | IOT | 176 |
| | SUT | 21 |
| Unités | Monétaire | 99 |
| | Physique | 16 |
| | Hybride | 85 |
| Cadre temporel | Une seule année | 127 |
| | Série temporelle | 68 |
| Géographique | National/régional | 116 |
| | International | 147 |
| Modèle hybride (LCA, MFA, etc.) | Non | 167 |
| | Oui | 84 |

*Tableau 2 – Caractéristiques des modélisations d'arrière-plan des analyses EEMRIO recensées*

Comme indiqué dans le Tableau 2, près de la moitié des études sont basées sur des bases de données EEIO à région unique ou bi-régionales. En dehors de ces bases de données bi-régionales spécifiques à un pays ou une région, d'autres bases de données EEMRIO sont présentées dans cet état de l'art, notamment celles développées pour l'affichage environnemental : The Big climate database (2.-0 LCA consultants et al. 2021) et Getting the data right (DCEA et al. 2021).

## 2.3 Thèmes d'ECi abordés

La Figure 9 classifie les analyses EEMRIO selon les thématiques définies par l'ADEME. À noter que ces thèmes proposent des couplages entre des interventions ECi sur le terrain et des instruments de politiques publiques : l'éco-conception et l'affichage environnemental, l'allongement de la durée de vie et la sensibilisation du consommateur, la prospective et l'évaluation de politiques publiques.

PROVISOIRE

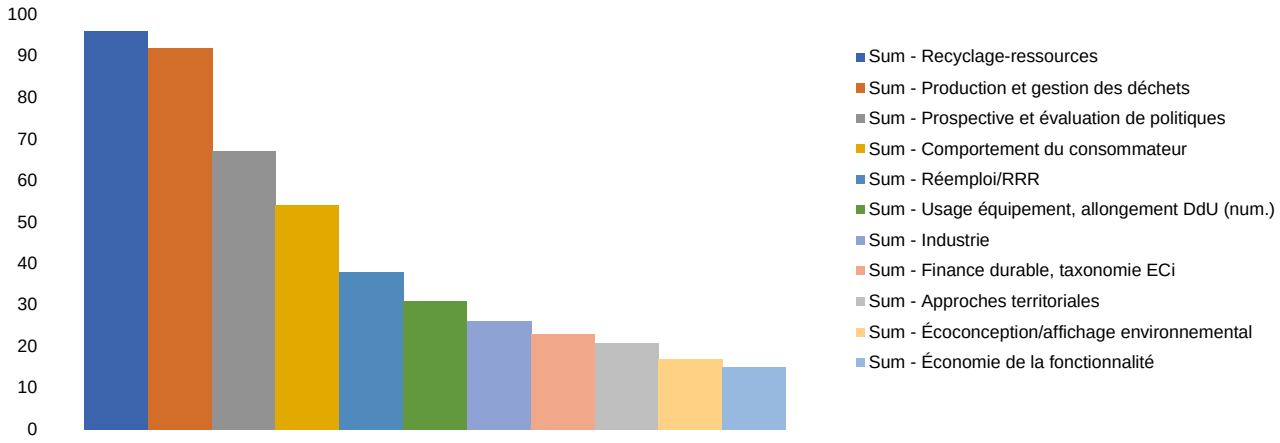



*Figure 9 – Classement des enregistrements selon les thèmes d'ECi portés par l'ADEME*

Pour l'analyse des résultats en section 3, une distinction a été faite entre les interventions d'ECi sur le terrain et l'application d'instruments de politiques publiques qui peuvent ou non favoriser le développement de l'ECi sur le terrain. La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les *interventions terrain* sur un cycle de vie linéaire (dégradé de bleus) puis les instruments de politiques publiques en gris.

Certaines interventions ou instruments de politiques publiques comme l'approvisionnement durable, les effets des quotas ou des marchés Européens sur l'environnement n'ont pas été initialement proposés comme thèmes d'études par l'ADEME mais peuvent parfois être pris en compte eu égard à leur intérêt spécifique pour l'état de l'art comme dans l'ACV comparative d'Eliassen et al. (2020) sur la vente de crevettes du Pacifique et de cabillaud d'Atlantique (quotas de pêche sauvage). L'approche de modélisation permettant d'effectuer cette analyse est conséquentielle (les lecteurs sont invités à consulter la fiche détaillée correspondante pour plus d'information).

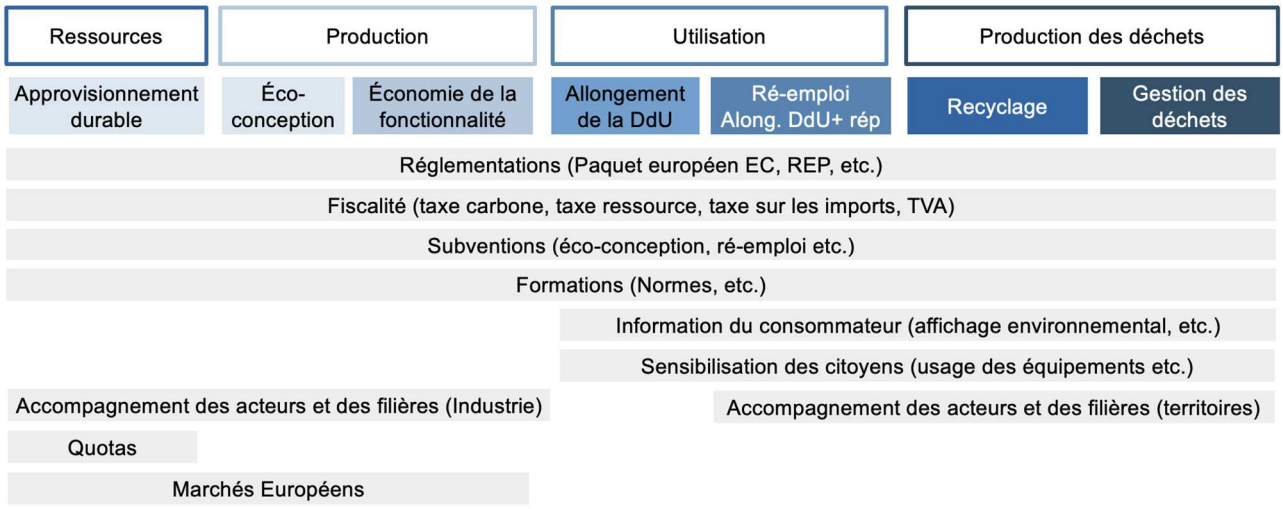



*Figure 10 – Classement des interventions ECi : interventions terrain versus instruments de politique publiques*

Les deux sous-sections suivantes présentent brièvement l'état de l'art des analyses EEMRIO sur les interventions sur le terrain et les effets des politiques publiques.

### 2.3.1 Les interventions d'ECi sur le terrain

Comme indiqué sur la Figure 9, près de deux tiers des études recensées traitent soit du *recyclage*, soit de la *gestion des déchets*.
La thématique des **ressources et/ou du recyclage** est étudiée dans 95 enregistrements sur 350 ; une trentaine de ces études sont présentées dans cet état de l'art.
De nombreux auteurs évaluent les empreintes matières au niveau national ou mondial ; Giljum et al. (2015) évaluent que les flux de matières liés au commerce international ont augmenté de près de 60% entre 1997 et 2007 dans le monde. Les différences d'empreintes matières par habitant sont énormes, allant de 100

tonnes dans les pays riches exportateurs de pétrole à des valeurs aussi faibles que 1,5 à 2 tonnes dans certains pays en développement.
Wieland et al. (2020) identifient les réseaux des flux commerciaux internationaux pour des produits en fer et en acier. L'ancrage de l'Allemagne dans la production de machines et de véhicules se reflète dans le fait qu'elle entretient un grand nombre de relations commerciales bilatérales à tous les niveaux de la chaîne d'approvisionnement.

Les études sur la **gestion des déchets** (92 enregistrements sur 350) représentent le deuxième tiers des enregistrements. Cependant, pour le volet déchets, l'ADEME a effectué une étude bibliographique détaillée sur les transitions des chaînes de modélisation des flux de déchets à visée prospective (incluant les données *bottom-up*, les aspects flux sur les territoires, les analyses macro-économiques *etc.*). Une forte présence des outils IO associés à des outils MFA a déjà été identifiée. Towa et al. (2020) ont identifié 78 analyses IO sur le traitement des déchets. Les modèles IO y sont classés en quatre catégories : étendus à l'environnement et aux déchets (WEIO), comptabilisant les sortants de déchets (WIO), physiques (PIO) et hybrides (HIO). Le travail d'analyse de l'ADEME porte essentiellement sur les volumes de déchets, pour ne pas dupliquer le travail, cet état de l'art se concentre sur les effets environnementaux, sociaux et économiques du traitement des déchets (modèles WEIO et HIO). Une quinzaine d'études présentées dans ce rapport portent sur la gestion des déchets. L'évaluation de Reutter et al. (2017) estime, par exemple, les impacts des déchets alimentaires australiens à 9% de l'utilisation totale de l'eau, 6% des émissions de GES, 1% des excédents et 1% de la rémunération des employés.

Ensuite, les interventions de type **réemploi ou RRR** (ici au sens « Réemploi/Réutilisation/Réparation ») sont les troisièmes les plus analysées dans la littérature (38 sur 350). Le plus souvent, l'intervention du réemploi est modélisée comme une intervention d'allongement de la durée de vie avec collecte, réparation et distribution. Une vingtaine d'études présentées dans cet état de l'art modélisent les effets du réemploi.

Les interventions portant sur **l'allongement de la durée de vie** (sans réparation) sont en quatrième position avec seulement 30 enregistrements sur 350. Une quinzaine d'études ont été sélectionnées pour une analyse plus approfondie. La prise en compte de la durée de vie des produits dans une analyse EEMRIO statique reste limitée. Les effets de l'allongement de la durée de vie sont mieux pris en compte dans des modèles dynamiques (Kagawa et al. 2015, Nishijima 2017).

Les effets de l'**économie de la fonctionnalité** sont peu étudiés *via* l'analyse EEMRIO. L'économie de la fonctionnalité se traduit par un changement de modèle d'affaire : de la vente de produit à la vente de service. En élargissant ce thème à l'intensification de l'utilisation, à l'économie collaborative (Rademaekers et al. 2018 ), à la refabrication (Ferrer et al. 2000 ) et à la mutualisation des biens (Skelton et al. 2013 ), une dizaine d'études ont été liées à cette thématique.

Enfin, moins de 5 références sur l'**éco-conception** ont pu être identifiées dans la littérature scientifique : Aye et al. 2012 , Sanfelix et al. 2016 . Des recherches dans la base de données de 2.-0 LCA consultants ont permis d'enrichir cette thématique avec des études provenant de la littérature grise comme l'évaluation des effets des écolabels Nordiques sur les bâtiments, lessives et cantines sur l'environnement (de Saxcé et al. 2015).

### 2.3.2 Les instruments de politiques publiques

Au total, 70 enregistrements sur 350 correspondent à des **évaluations de politiques publiques ou études prospectives** (dont 20 % issues de la littérature grise). 32 évaluations de politiques publiques sont présentées dans cet état de l'art dont 12 études prospectives provenant de la méta-analyse d'Aguilar et al. (2021a). Parmi les évaluations de politiques publiques, une vingtaine d'études portant sur **l'application de taxes ou d'outils économiques dans des scénarios d'ECi** ont été recensées**.** Les résultats de ces études sont présentés dans la section 3.4.

Cet état de l'art a également identifié 54 études sur **les impacts de la consommation**. 32 études sur la consommation des ménages sont présentées dans ce rapport dont 17 couplages d'analyses EEMRIO et d'enquêtes de consommation des ménages (*Household Budget Surveys* – HBS). Les résultats des études sur le volet comportement du consommateur sont présentées en section 3.3.

Les instruments de politiques publiques comprennent également un accompagnement des filières qui peut se faire auprès des industriels ou auprès d'une région. Les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ont également été classées selon ces approches.

PROVISOIRE

Cet état de l'art a identifié 26 **analyses portant sur des industries spécifiques** et 15 sont présentées dans ce rapport. La section 2.2.3 présente les secteurs les plus étudiés dans les analyses EEMRIO & ECi. Cependant, l'analyse EEMRIO est applicable à toute activité économique comme le montre le modèle d'analyse hybride d'Ewing et al. (2011) sur les impacts d'une entreprise de frets maritimes aux États-Unis.

Plus d'une vingtaine d'**analyses IO régionales** ont été recensées, cet état de l'art en présente dix. Les effets des politiques de traitement des déchets sont souvent évalués au niveau territorial (Jensen et al. 2013, Chen et al. 2015). Comme mise en application d'une stratégie d'écologie industrielle et territoriale (EIT) Chen et al. (2015) recensent les productions de déchets au niveau d'un parc industriel à Taiwan et identifient les synergies de traitement de déchets qui pourraient être effectuées. Tsukui et al. (2017) évaluent les impacts des touristes dans les villes de Tokyo et Kyoto. La valeur ajoutée de la consommation des visiteurs s'est élevée à 108 milliards de yens à Kyoto et à 276 milliards de yens à Tokyo. La production de déchets induite par les touristes a représenté environ 22 690 t à Kyoto et 20 655 t à Tokyo ; ce qui correspond à 1479 m² de « décharges » à Kyoto, contre 7369 m² à Tokyo.

Les résultats des **comparaisons entre interventions**, des **études prospectives**, des **évaluations de politiques publiques** et de l'influence du **comportement du consommateur** sont étudiés plus en détail dans la section 3.

### Distinguer et associer les interventions sur le terrain et les instruments de politiques publiques

Les stratégies Nationales d'ECi (par ex. Feuille de route ECi) combinent en général un grand nombre d'interventions sur le terrain et l'application d'instruments de politiques publiques.

L'essentiel des pays d'Europe étant des économies ouvertes, le potentiel de circularité en Europe est assez élevé. Les stratégies ECi seront plus facilement appliquées au niveau Européen qu'au niveau National.

Par exemple, les effets de contraintes d'approvisionnement sur les marchés Européens ou sur des marchés de matières secondaires sont peu étudiés. Ces contraintes accompagnées d'un développement des filières Européennes de recyclage des métaux et des plastiques permettrait le développement de l'ECi en Europe.

PROVISOIRE

# 3 Résultats, convergences et divergences des études sélectionnées

Cette section présente plus précisément les 100 références faisant l'objet de fiches détaillées et analyse la convergence ou la divergence des résultats observés lorsque les problématiques techniques traitées se rejoignent. Cette section présente également les évaluations de l'effet des instruments de politiques publiques à travers des études sur le volet consommation, des études prospectives et les modélisations d'arrière-plan correspondantes *etc.*

Une première partie compare les performances des interventions ECi sur le terrain au niveau National et Mondial. La deuxième partie présente les études sur le volet comportement du consommateur et les couplages de données EEMRIO avec des enquêtes de consommation des ménages. La troisième partie présente un panel d'études prospectives sur les effets de différents instruments de politiques publiques dont la finance durable. La quatrième partie présente les couplages de modèles qui peuvent être effectués dans les études prospectives ou évaluations de politiques publiques.

## 3.1 Identification des principales sources de pressions environnementales

Nathani et al. (2019) évaluent les points chauds dans les chaînes d'approvisionnement des entreprises Suisses. Cette analyse EEMRIO détaillée présente la correspondance entre les impacts environnementaux et la valeur ajoutée de chacune des étapes en amont de la chaîne d'approvisionnement Suisse. L'analyse des impacts économiques a démontré que les chaînes d'approvisionnement s'étendent sur plusieurs industries et pays pour toutes les industries Suisses analysées. Des parts significatives de la valeur ajoutée totale sont induites dans les pays étrangers. Dans toutes les industries analysées, la plupart des impacts environnementaux ne se produisent pas dans l'industrie elle-même, mais dans sa chaîne d'approvisionnement.

Haas et al. (2015) ont fourni un aperçu du degré de circularité de l'économie mondiale et de l'Europe en 2005. Les chercheurs ont évalué la circularité des matériaux au niveau mondial en mesurant le rapport entre la récupération des déchets et l'apport de matériaux domestiques. Leurs résultats ont montré un faible degré de circularité des matériaux dans le monde. La faible circularité des matériaux s'explique par deux facteurs principaux : 44 % des ressources sont utilisées à des fins énergétiques et près de 30 % des matériaux extraits sont comptabilisés comme des stocks en cours d'utilisation (c'est-à-dire des matériaux pour les bâtiments, les infrastructures et les produits à longue durée de vie). Ils affirment qu'il s'agit d'une limitation majeure du potentiel du recyclage en tant que stratégie clé pour accroître la circularité des matériaux, étant donné qu'il existe de fortes limitations technologiques à la mesure dans laquelle les produits énergétiques et les matériaux en stock peuvent être remis en circulation.

Giljum et al. (2019) évaluent que seulement 13 % de tous les métaux nécessaires à la demande finale de l'UE proviennent de l'UE elle-même. La construction a été confirmée comme un contributeur majoritaire à l'empreinte matière, suivi par le groupe des produits fabriqués à partir de biomasse. Les matières incorporées dans les activités du secteur des services ont contribué à hauteur d'un quart à l'empreinte matière totale en 2011.

Pascual-Gonzales et al. (2016) identifient les contributeurs majoritaires au changement climatique dans l'économie américaine. Ils évaluent que plus de la moitié des émissions de la production appartiennent au secteur industriel, avec 9 % des émissions totales venant du secteur de la pétrochimie (coke, pétrole raffiné, nucléaire, produits chimiques et plastiques).

Ivanova et al. (2015 ) évaluent les impacts environnementaux de la consommation globale des ménages dans le monde. Ils estiment que la consommation des ménages est responsable de plus de 60 % des émissions mondiales de GES et entre 50 et 80 % de l'utilisation des terres, des matières et de l'eau. Le volet consommation des ménages est étudié plus en détail dans la section 3.3.

## 3.2 Performance des interventions ECi sur le terrain

Les questions suivantes se posent sur la gestion de l'ECi : quel sera le coût de la mise en place d'une stratégie ECi ? Qui paierait ? La valeur des avantages de la stratégie sera-t-elle supérieure au coût de la

PROJET

mise en place de cette stratégie ? Quels sont les incitations financières, les régimes fiscaux, la législation et les accords internationaux qui pourraient garantir le développement de cette stratégie ?

Cependant, avant d'obtenir des réponses crédibles et plausibles à ces questions importantes, il y a une question préalable qui doit être abordée : comment l'ECi sera réalisée ? Cette question du "comment" est souvent largement ignorée, ou représentée principalement de manière symbolique, par les économistes (Duchin 1992). L'avantage de poser la question du "comment" et de calculer les résultats physiques et économiques permet d'évaluer de façon réaliste les alternatives de production de façon générale. Pour répondre à cette question, les deux sections suivantes présentent les différentes études qui comparent les performances des interventions sur le terrain sur les indicateurs les plus pertinents selon le périmètre étudié (Régional et sectoriel ou Mondial).

### 3.2.1 Niveau Régional

Trois indicateurs sont particulièrement étudiés au niveau national/régional pour évaluer la performance d'une intervention d'ECi : l'empreinte carbone, le coût (pour l'état, la municipalité ou la filière), la création de valeur ajoutée ou d'emplois. Les mêmes indicateurs sont évalués au niveau Mondial à l'exception du coût économique de l'intervention. En effet, le coût d'une intervention étant toujours porté au niveau National ou Régional, cet indicateur fondamental est ignoré dans les analyses plus Globales.

La Figure 11 présente les classements des interventions sur les trois indicateurs les plus évalués au niveau régional. Selon la plupart des publications, l'allongement de la durée de vie (*via* des pratiques collaboratives non commerciales) est une intervention qui a une empreinte carbone nulle, un coût nul, et une valeur ajoutée nulle. Cette intervention est donc placée au niveau 0 sur chacune des trois échelles.

Les interventions comparées par Kondo et ses collègues, à savoir l'allongement de la durée et vie avec réparation, le recyclage et la gestion des déchets au Japon sont classées par empreintes, coûts ou valeur ajoutée dans la Figure 11. Par exemple, le système de recyclage évalué au Japon émet moins de GES et utilise moins de surface d'enfouissement ou de décharge que le système de gestion des déchets conventionnel (Kondo et al. 2004) et ce, même lorsque l'efficacité de la collecte est nettement inférieure à celle du secteur des transports ordinaires (Nakamura 1999). Ceci est dû en partie à l'utilisation du réseau ferroviaire pour le recyclage, aux restrictions sur la mise en centre de stockage et au système performant de recyclage des cendres dans la production de ciment. Cette utilisation rend également le recyclage plus économique que le système de traitement conventionnel. Ils évaluent que l'allongement de la durée de vie sans réparation entraîne une réduction des impacts mais aussi de l'emploi ; alors que l'allongement de la durée de vie avec réparation est une meilleure stratégie que le recyclage en termes d'impacts sans effets économiques négatifs.

Les comparaisons de Geerken et ses collègues sur les empreintes carbones et la création de valeur ajoutée des interventions de gestion de déchets et de recyclage, en Belgique, sont également présentées en Figure 11 (Geerken et al. 2019). Ils évaluent que le recyclage émet plus d'émissions nationales de GES, mais engendre moins d'émissions de GES à l'étranger ; et que la réutilisation avec réparation (ou le réemploi) est, en Belgique, une intervention qui génère plus de VA et d'emplois au niveau national que le recyclage.

Les résultats de Nakamura et Kondo (2006) sur le coût du traitement des appareils électro-ménagers (EEEs) au Japon sont présentés sur le classement des interventions en termes de coûts dans la Figure 11. En incluant le coût de traitement de fin de vie dans le coût unitaire des réfrigérateurs, leur coût augmente de 5 % lorsqu'ils sont recyclés, alors que la hausse est maintenue à moins de 1 % lorsqu'ils sont mis en centres de stockage. Les résultats indiquent également que le coût du recyclage peut être réduit par une mise en œuvre appropriée du *Design for Disassembly*. Cette étude est une des rares à étudier l*es effets de l'éco-conception sur les coûts.*

Sur les comparaisons de coût des interventions, les résultats de Reynolds et al. (2015) et de Duchin (1992) sont également présentés. Reynolds et ses collègues ont évalué les coûts du sauvetage alimentaire – qui s'avère plus coûteux que la mise en centre de stockage ou le compostage ; mais moins coûteux que l'achat direct pour obtenir de la nourriture en cas de précarité. Duchin (1992) évalue le coût de traitement des eaux usées (202$ pour éviter de verser 200 gallons d'eaux usées à fortes DBO dans l'environnement moyennant 0,2 tonnes de boues supplémentaires).

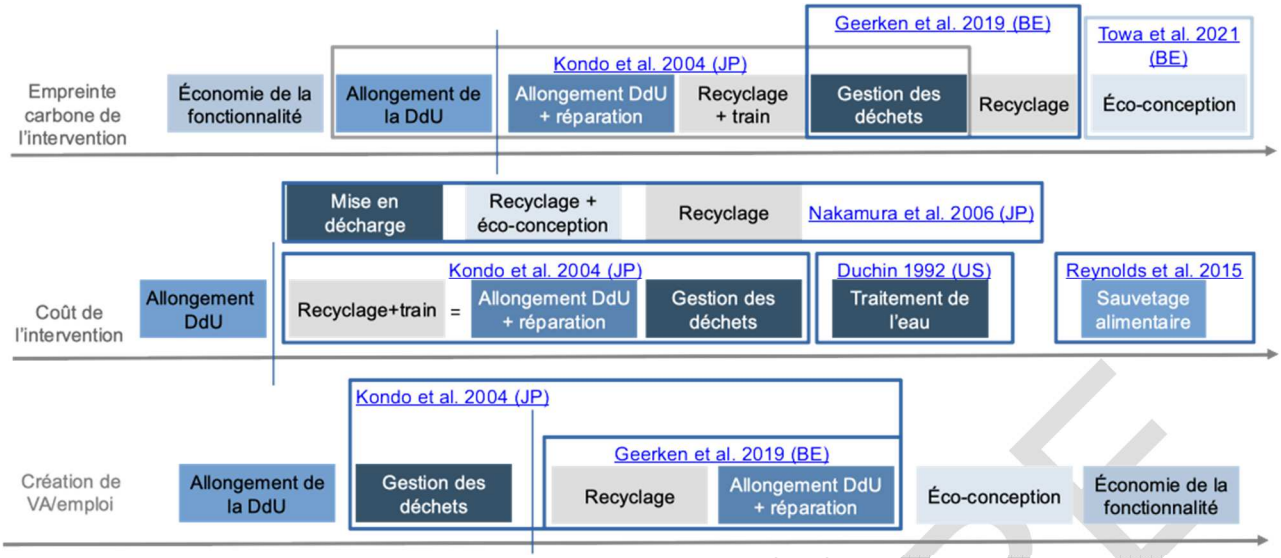



*Figure 11 – Performance des interventions ECi selon les trois indicateurs les plus évalués au niveau national*

D'autres études, non présentées en Figure 11, évaluent les effets de certaines interventions sur l'utilisation des sols. Ainsi, en économie de la fonctionnalité, Zeng et al. (2020) évaluent la performance des habitats de la zone urbaine de Minneapolis en termes d'empreinte foncière. Les habitats densifiés ou partagés apparaissent comme un levier important pour optimiser l'utilisation des sols. Ces études sur l'utilisation des sols, au niveau régional, permettent d'appuyer certaines mesures des collectivités pour limiter la mise en décharge ou l'expansion des zones urbaines (Kondo et al. 2004, Zeng et al. 2020).

La section suivante présente ces mêmes interventions selon leur performance sur d'autres indicateurs au niveau Mondial.

### 3.2.2 Niveau Mondial

Certaines empreintes gagnent à être évaluées au niveau Mondial pour rendre compte de leurs conséquences plus globales. Ainsi, l'étude de Wiedman et al. (2015) sur l'empreinte matière des Nations, présentée en section 4.4.3, montre les limites de l'indicateur d'extraction domestique pour rendre compte de la consommation de matière d'un pays dans une économie globalisée. De même, le modèle global de changement d'affectation des sols de Schmidt et al. (2015) prend en compte les effets de la déforestation sur le changement climatique.

Au niveau mondial, les effets de l'ECi sont surtout mesurés sur les trois indicateurs suivants : l'empreinte carbone, l'empreinte matière et la valeur ajoutée (VA). Des classements d'interventions sur ces trois indicateurs au niveau mondial sont présentés en Figure 12.
Les résultats de Donati et al. (2020a) sont présentés sur ces trois indicateurs (voir les trois encadrés sur Donati dans la Figure 12). Au niveau global, Donati et ses collègues constatent que l'allongement de la durée de vie et une utilisation plus intensive des produits engendrent moins de production, donc moins de valeur ajoutée et de travail pour satisfaire la même demande finale. Ce classement au niveau Mondial contredit les résultats obtenus au niveau National en Figure 11. Donati et ses collègues évaluent également que la stratégie d'extension de la durée de vie des produits est plus efficace que la stratégie d'efficacité des ressources.

Dans le volet économie de la fonctionnalité, Rademaekers et al. (2018) évaluent les impacts de l'économie collaborative. Ce type d'intervention permet une réduction des émissions de GES (même avec la prise en compte des effets rebonds) et une réduction de l'empreinte matière. Cependant, ils prévoient une faible ampleur des effets de l'économie collaborative dans le futur. Cela est en partie dû au fait que les scénarios traitent de secteurs isolés de l'économie et aux parts de marché relativement faibles de l'économie collaborative (une part de marché maximale de 10%). La Figure 12 présente le classement de cette intervention sur l'empreinte carbone et l'empreinte matière au niveau Mondial.

PROVISOIRE

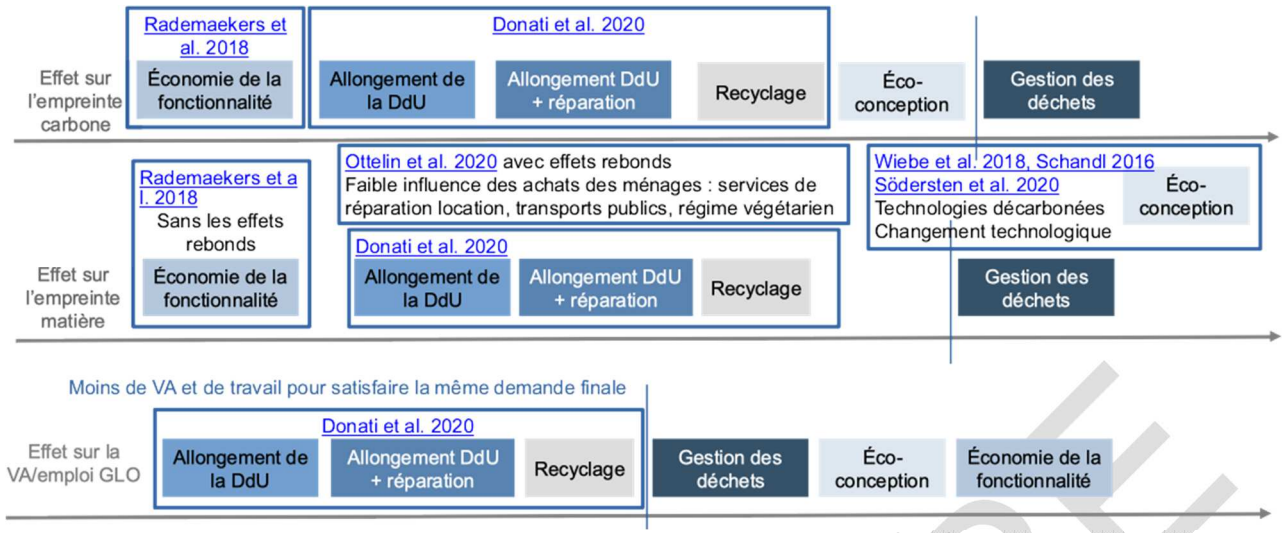



*Figure 12 – Performance des interventions ECi sur les trois indicateurs les plus évalués au niveau mondial*

Towa et al. (2021) étudient les effets mondiaux de différentes interventions d'EC en Belgique. Dans leur étude, les interventions de Refabrication (3R) et une utilisation plus intensive enregistrent de meilleures performances de réduction de l'impact par rapport à l'amélioration de la conception et au remplacement différé.

**Note sur les potentiels de l'éco-conception & de l'économie de la fonctionnalité**

Si les technologies de production d'énergie décarbonées peuvent être considérées comme des innovations de rupture, alors l'ensemble des études de scénarios macro-énergétiques montrent que l'éco-conception a un fort potentiel de contribution à l'atténuation du changement climatique (voir section 4.1.2).

Le potentiel des interventions en économie de la fonctionnalité semble également important. En effet, ces interventions sont performantes à la fois sur la création de valeur ajoutée et sur le plan environnemental (faibles empreintes carbones et matières). Bien que peu d'analyses EEMRIO aient été recensées sur le passage d'une économie de produits à une économie de services ; les analyses EEMRIO présentent un avantage certain pour évaluer cette thématique : l'inclusion des services et des infrastructures.

## 3.3 Volet consommation

Schmidt et al. (2019) analysent les contributeurs majoritaires à l'empreinte carbone des ménages privés Suédois. La croissance de consommation en vêtements, textiles, meubles et produits chimiques a entraîné une augmentation des émissions principalement en Asie, notamment en Chine.

Beylot et al. (2019) évaluent des impacts environnementaux de la consommation Européenne à l'échelle macro. Plusieurs dépenses relatives aux services représentent des parts importantes à la fois dans la consommation totale et dans les 14 impacts étudiés. Les produits alimentaires, en particulier la viande et les produits laitiers, sont identifiés comme des contributeurs majoritaires à l'acidification, l'eutrophisation, l'utilisation des sols et de l'eau, et du changement climatique dans une moindre mesure. Plusieurs produits manufacturés, matières premières et produits de base contribuent respectivement de manière importante aux impacts sur la toxicité humaine, l'écotoxicité des eaux douces et l'utilisation des ressources.

Plusieurs d'études portent spécifiquement sur la consommation alimentaire et les indicateurs environnementaux correspondants :
- Scherer et al. (2016) évaluent les impacts de la consommation alimentaire Suisse ; les pays les plus touchés sont l'Espagne, les États-Unis et l'Équateur. Le cacao, le café et les amandes se distinguent comme

des produits à fort impact. L'impact étudié est celui de la perte de biodiversité dû à la consommation d'eau et l'eutrophisation.
- Behrens et al. (2017) et Scherer et al. (2019) évaluent les impacts potentiels de l'application des recommandations diététiques au niveau National par rapport au régime alimentaire moyen dans 37 pays. Les impacts de la qualité nutritionnelle, l'empreinte carbone, l'utilisation des sols, la consommation d'eau et le bien-être animal sont évalués.

Les études sur le comportement du consommateur peuvent être réalisées à partir de modèles IO très différents : Takase et al. (2005) utilisent le modèle IO centré sur les déchets (WIO) développé par Nakamura et Kondo (2002) pour analyser les modes de consommation durable des ménages. Ils évaluent les émissions de $CO_2$ et les quantités mise en centre de stockage induites par la consommation des ménages. Minx et al. (2009) proposent un modèle de l'utilisation du temps pour analyser les empreintes de consommation des ménages.

### 3.3.1 Influence du comportement du consommateur

L'établissement d'une empreinte carbone spatialement explicite en Australie (Lenzen et Peters, 2009), en Norvège (Larsen et Hertwich, 2010) et aux États-Unis (Jones et Kammen, 2011) illustrent les disparités entre les facteurs d'émissions au sein des pays. Toutefois, en raison de la limitation des données, ces travaux fondamentaux n'exposent pas souvent la manière dont la consommation et les émissions sont liées aux modes de dépense, au contexte culturel et aux attitudes sociales observées au sein des communautés. Des analyses plus récentes suggèrent que ces facteurs ont une influence majeure sur les empreintes carbone des ménages (cf. Minx et al., 2013 ; Song et al., 2019 ; Long et al., 2017).

Cette section étudie plus précisément les déclinaisons économétriques des empreintes notamment à travers l'étude des croisements qui auraient été réalisés entre les modèles EEIO et les enquêtes de consommations de ménage. Voici une sélection d'études présentant un couplage d'analyses EEIO avec des enquêtes de consommation des ménages. Nous avons sélectionné les études de façon à présenter un panel assez large des évaluations possibles (pas seulement l'empreinte carbone).
- Une étude de Lenzen et al. (2008) sur les ménages de la région de Sydney identifie deux facteurs d'influence sur leur consommation intrinsèque d'énergie : (1) l'augmentation des revenus entraîne une augmentation de la consommation d'énergie intrinsèque ; (2) lorsque la densité de population diminue, cela entraîne aussi une augmentation de la consommation d'énergie de transports.
- Shigetomi et al. (2015) évaluent l'empreinte de la consommation Japonaise sur les matières critiques en tenant compte du vieillissement de la population et des consommations par tranches d'âges. Compte-tenu du déclin de la population, ils estiment que les consommations de néodyme, cobalt et platine vont réduire de 11 %, 7 % et 5 % de 2005 à 2035.
- Dans l'étude sur l'empreinte carbone des ménages pour 177 régions d'Europe d'Ivanova et al. (2017), le principal facteur de l'augmentation de l'empreinte d'une région identifié est celui des revenus. Les influences d'autres facteurs ont été évaluées, par ordre d'importance la taille des ménages, typologie urbaine ou rurale, niveau d'éducation, habitudes de dépenses, température, disponibilité des ressources, intensité en carbone du mix électrique.
- Beylot et al. (2018) ont évalué l'évolution de la consommation des ménages français de 2008 à 2020 à travers l'empreinte déchets. Ils ont noté une augmentation de la production de déchets organiques et minéraux à l'étranger. Les principaux produits contributeurs à l'empreinte déchets 2020 identifiés sont : les aliments, boissons, tabac, produits pétroliers, télécommunications etc. Cette étude vise également à quantifier et à analyser l'empreinte déchets de la consommation des ménages français en 2020 en fonction de différents scénarios de croissance économique. Trois modèles sont utilisés conjointement : (1) un modèle MRIO unilatéral étendu aux déchets, pour quantifier la production de déchets provenant des activités économiques induites par la consommation des ménages ; (2) un modèle à base de coefficients dédié à la quantification des déchets post-consommation en fonction de la consommation des ménages ; et (3) le Nouveau Modèle Économique d'Évaluation par Interdépendance Sectorielle et Approvisionnement (NEMESIS), un modèle macro-économétrique utilisé pour élaborer différents scénarios de croissance de la consommation des ménages sur la période 2008-2020.
- Ottelin et al. (2020) ont évalué les effets des habitudes circulaires de consommation sur l'empreinte matière selon le type de ménage en Europe. La prise en compte des effets rebonds résulte en une faible influence des habitudes de consommation circulaire sur l'empreinte matière. Ottelin et ses collègues relient l'enquête Eurostat sur le budget des ménages 2010 à un modèle global d'entrées-sorties et évaluent les empreintes matérielles de 189 800 ménages dans 24 pays européens. Les résultats révèlent que différents types de ménages (jeunes, seniors, familles, etc.) adoptent des caractéristiques circulaires différentes dans leur comportement de consommation. Ils montrent qu'en raison des effets de rebond, les habitudes de

PROVISOIRE

consommation circulaire étudiées (achat d'énergie renouvelable, utilisation de services de réparation et d'entretien, etc.) ont un lien faible avec l'empreinte matière totale. Les résultats soulignent les limites de la consommation circulaire dans les systèmes économiques actuels, et la nécessité de mettre en place des mesures incitatives plus fortes.
- Tomas et al. (2020) ont évalué l'évolution de l'empreinte carbone des ménages espagnols de 2008 à 2017, pour étudier l'applicabilité d'une taxe carbone sur les ménages. Ils ont noté que l'augmentation de la taille de la municipalité entraînait une diminution de l'empreinte carbone par habitant. Ils remarquent également que l'empreinte carbone par habitant augmente en zone rurale.
- Zeng et al. (2020) étudient les choix de localisation et de logement sur l'**empreinte foncière** des habitants de la zone métropolitaine de Minneapolis. Les auteurs concluent que la croissance des villes compactes et les choix de localisation sont une opportunité pour la préservation des ressources foncières aux États-Unis.
- Lee et al. (2021) ont calculé et comparé les empreintes carbones de 623 districts en Inde, sur la base des données de micro-consommation de 203 313 ménages. Ils concluent que les mesures doivent cibler les ménages à fortes dépenses qui sont responsables de ~7 fois les émissions carbones des ménages à faibles dépenses.

Les travaux récents reliant les **données de consommation individuelle** aux **comptes de la chaîne d'approvisionnement nationale et mondiale** constituent une voie prometteuse pour mieux comprendre les facteurs déterminants des empreintes des quartiers et des ménages (Ottelin et al., 2019). L'**empreinte carbone** des ménages a permis d'identifier des priorités imprévues pour l'action climatique, dans des pays individuels et au niveau mondial, comme l'importance de cibler les ménages à forts revenus en Inde.

**Quelle utilisation des enquêtes HBS pour l'évaluation de politiques ECi ?**

Les mesures axées sur l'offre, telles que l'élimination progressive du charbon, l'investissement dans les énergies renouvelables et la promotion d'une production économe en énergie des denrées alimentaires et autres produits de consommation, constituent une approche plus pratique de l'atténuation du changement climatique si un pays donne la priorité au développement en faveur des pauvres (c'est-à-dire à la réduction de l'extrême pauvreté), comme cela a été suggéré ailleurs (cf. Dutta et al., 2016 ; McNeil et al., 2008 ; Wang et Su, 2020 ; Wang et al., 2020).

Les mesures axées sur la demande peuvent compromettre les besoins humains fondamentaux en matière d'alimentation et d'énergie et ne sont pas forcément nécessaires pour internaliser la modeste augmentation des émissions de carbone associée à la réalisation d'un tel résultat de développement. Toutefois, dans le cas d'un passage des ménages à revenus moyens aux ménages à revenus élevés, des efforts de gestion des modes de consommation seront nécessaires pour atténuer la forte augmentation des émissions de carbone. Dans ce cas, la redistribution des revenus, la tarification du carbone pour les biens et les services et l'incitation à l'utilisation des transports publics constitueront une aide importante pour les mesures relatives à l'offre.

Un examen critique de l'efficacité de ces différentes politiques est nécessaire pour étudier leur rôle dans la contribution d'un pays à l'effort mondial visant à éviter un changement climatique dangereux. Cette revue met également en évidence l'hétérogénéité potentielle des résultats selon les pays considérés ; ainsi, la prise en compte des contextes socio-économiques pour le Japon et pour l'Inde donnent des conclusions très différentes.

## 3.4 Études prospectives

Cette section présente les principaux objectifs des analyses EEMRIO à visée prospective illustrés par des études pertinentes, puis la variété de politiques publiques dont les effets peuvent être mesurés *via* des analyses EEMRIO et enfin, plus spécifiquement la littérature correspondant à des études sur les effets d'une taxonomie appliquée à l'ECi.

### 3.4.1 Objectifs des études prospectives

Les études prospectives servent deux objectifs principaux : (1) éclairer des scenarios de transition écologique et (2) évaluer le couplage entre les impacts environnementaux et la croissance économique à l'échelle Nationale ou Internationale.

(1) Les quatre études prospectives suivantes ont permis d'éclairer des scénarios de transition écologique :

- Böhringer et Rutherford (2015) modélisent l'évolution des coûts et des émissions du secteur du transport privé pour donner suite à des changements technologiques tels que l'apparition de la voiture électrique sur le marché. Ils estiment que les évolutions technologiques feront augmenter les coûts du transport privé de 1-2 % et baisser les émissions de GES de 1-2 %.
- Cambridge econometrics (2018) évaluent les impacts des politiques ECi sur le marché de l'emploi Européen. Ils évaluent que les politiques d'ECi contribueront à réduire les impacts environnementaux, tout en contribuant simultanément à des niveaux d'emploi plus élevés. En évoluant vers une économie circulaire, le PIB de l'UE augmenterait de près de 0,5 % d'ici 2030 par rapport au scénario de référence.
- de Boer et al. (2019) évaluent le potentiel de réduction des impacts des imports de l'UE en changeant les sources d'approvisionnement. Le plus grand potentiel d'optimisation a été trouvé pour l'empreinte eau, suivi des empreintes d'occupation des sols, des empreintes matières et des empreintes carbone. En moyenne, l'optimisation par le changement de source pour l'ensemble des 200 produits a permis de réduire l'empreinte environnementale de 59 %, avec une limite supérieure de 72 % et une limite inférieure de 46 %, en fonction de la pression environnementale considérée.
- Winning et al. (2017) évaluent les effets d'une politique ECi sur les ressources en fer et en acier. Dans leur projection, la disponibilité en ferraille double dans toutes les régions en 2030. Ils projettent une augmentation de 7 % de la production secondaire de fer et d'acier et une réduction de -0,15 % de la production primaire par rapport au scénario de référence.

(2) Les trois études suivantes ont permis d'évaluer le couplage entre les impacts environnementaux et la croissance économique à l'échelle Nationale ou Internationale
- Cambridge econometrics (2014) évaluent les impacts environnementaux et économiques de la consommation. Ils estiment que la productivité des ressources (PIB par unité de consommation de matière première) peut être améliorée de 2,5 % par an avec des impacts positifs nets sur le PIB de l'UE28 (les avantages de niveaux d'efficacité plus élevés l'emportant sur les coûts d'amélioration de l'efficacité). Toutefois, au-delà d'un taux de 2,5 % par an, de nouvelles améliorations du rendement énergétique sont associées à des coûts nets pour le PIB, car les options de réduction des émissions deviennent plus coûteuses.
- Meyer et al. (2018) montrent que les progrès (plutôt radicaux) de l'efficacité des technologies de production des matières premières, conjugués à des efforts considérables de réduction des émissions de GES, pourraient permettre un découplage absolu de l'utilisation des ressources et des émissions de $CO_2$ par rapport à la croissance du PIB au niveau mondial et pour certains pays. Les niveaux absolus d'extraction de matières premières atteints restent toutefois supérieurs aux objectifs de réduction fixés par les spécialistes de la durabilité.
- L'étude de Wiebe et al. (2018) montre que la dépendance de l'Europe à l'égard des importations d'énergie est réduite dans le scénario à 2°C par rapport au scénario à 6°C. Les résultats montrent une diminution de 10 % de la dépendance de l'UE à l'égard des importations de combustibles fossiles entre le scénario de référence et les scénarios à faible émission de carbone, tandis que la dépendance à l'égard des métaux se traduit par une augmentation des importations nettes.

### 3.4.2 Évaluations de politiques publiques

Les instruments de politiques publiques peuvent influencer, ou non, le développement des pratiques d'ECi sur le terrain. Cette section vise à fournir à l'ADEME et la DEC une vision macro et multicritères de ce que l'analyse EEIO permet en termes d'éclairage sur la stratégie d'intervention et l'évaluation des mesures environnementales soutenues.

Les études prospectives suivantes sont présentées pour représenter la diversité de politiques publiques qui peuvent-être évaluées :
- Hu et al. (2015) étudient l'impact de 3 scénarios d'EC sur les GES, la consommation de matières premières, l'utilisation des sols et la consommation d'eau. Dans le scénario de coopération mondiale (1) les produits à forte intensité de ressources deviennent relativement plus chers, ce qui incite les consommateurs à acheter les produits les plus efficaces en termes de ressources. Pour le scénario l'UE va de l'avant (2), parmi toutes les régions, c'est l'UE qui fournit l'effort le plus important. Cela s'explique par le fait que de nombreuses mesures politiques liées aux énergies à faible émission carbone ne sont mises en œuvre que dans l'UE. Le scénario la société civile joue un rôle moteur (3) entraîne une diminution de 26 % de la consommation totale des ménages dans l'UE-27 par rapport au scénario de référence. Ils en concluent qu'il est très difficile de répondre aux objectifs DD de la vision pour l'Europe en 2050 sur les 4 empreintes sélectionnées.
- Meyer et al. (2015) étudient les effets des mêmes 3 scénarios d'EC sur les GES, le PIB et l'emploi. Les résultats du scénario de coopération mondiale (1) montrent que tous les objectifs peuvent être atteints au niveau mondial et dans l'UE. Les instruments politiques induisent de forts investissements dans les

PROVISOIRE

nouvelles technologies économes en ressources. Pour le scénario l'UE va de l'avant (2), en raison de la politique climatique modérée des pays non-membres de l'UE, la trajectoire des émissions de $CO_2$ au niveau mondial entraîne à long terme un réchauffement de 4°C. Dans le scénario la société civile joue un rôle moteur (3) les pays non-européens ne suivent qu'une politique climatique modérée. Ainsi, la trajectoire d'émission de $CO_2$ générée implique un réchauffement global de 4°C.
- Groothuis et al. (2016) évaluent les effets sur les GES, le PIB, l'emploi et la pollution de l'air, l'eau et les sols, par année suite à la mise en place d'un changement de taxe de la main d'œuvre vers l'utilisation des ressources. Ils démontrent le découplage effectif du PIB et de l'utilisation des ressources. Ils en concluent qu'il est possible de concevoir des mesures politiques qui réduisent l'utilisation des ressources et les émissions de carbone, tout en stimulant l'économie et en créant des emplois (au sein de l'UE).
- Rodrigues et al (2016) évaluent les impacts des politiques REP (Responsabilité élargie au producteur) au Portugal sur le recyclage des pneus. La politique REP entraîne une création nette de 4,32 M€ de valeur ajoutée brute, 3,35 milliers d'emplois et l'émission de 2,67 t $CO_2$-eq. En d'autres termes, le choix de la politique REP par rapport à la mise en centre de stockage crée de la valeur ajoutée, des emplois (au Portugal) et des émissions de GES. Ce résultat est le fruit d'effets positifs dans l'incinération, le transport et la REP, et d'effets négatifs dans le reste de l'économie et dans la mise en centre de stockage.
- Lee (2018) examine les effets du passage d'une économie linéaire à une économie circulaire dans 6 pays d'Asie via la modélisation d'un secteur de production de bio hydrogène à partir de biomasse et de déchets dans chacun de ces pays. Il calcule *via* ce modèles les écarts d'économie circulaire pour les 6 pays asiatiques. La Chine et l'Inde sont loin de l'état d'EC. La Corée, Malaisie et Taiwan présentent un écart modéré sont à mi-chemin du processus d'EC. Le Japon présente un écart d'EC négatif (environ 4%), ce qui implique qu'il atteindra la situation d'EC avant 2040.
- Wiebe et al. (2019) évaluent les effets sur les GES, la consommation matière, la VA et l'emploi de la mise en place d'un scénario d'EC axé sur une politique RRR au niveau mondial (objectifs de recyclage, réutilisation et d'efficacité matière). Cette analyse prospective donne une réduction de 10 % de l'extraction de matières par rapport au scénario sans EC (6°C de l'IEA) avec un impact sur l'emploi faible mais positif.
- Font Vivanco et al. (2021) étudient les impacts associés à une subvention sur le cycle de vie des voitures électriques vendues au Royaume-Uni pendant la période 2011-2023. Le rebondissement à l'échelle de l'économie entraînerait probablement un effet de retour ou de quasi-retour pour les impacts de l'acidification et des particules, et une ampleur moindre, mais notable, pour le changement climatique (~20-50 %) et la formation d'ozone photochimique (~30-80 %). Les résultats montrent également le rôle important des effets macroéconomiques des changements de prix, notamment la façon dont le passage de l'essence à l'électricité a déclenché une demande supplémentaire d'essence moins chère.

Comme indiqué en section 2.3.2, Aguilar et al. (2021a) ont analysé 27 études prospectives appliquées à l'ECi quantifiant au moins un indicateur parmi le PIB, la création d'emplois et les émissions de $CO_2$. Ces 27 études représentent 324 scénarios d'ECi de 2020 à 2050. Les scénarios d'ECi ont été classés en fonction de leur degré d'intervention ambitieux ou modéré. Cette revue inclut une méta-analyse des changements dans le PIB, les emplois et le $CO_2$ générés. Leurs résultats indiquent qu'en 2030, la mise en œuvre de scénarios EC ambitieux pourrait générer les bénéfices macroéconomiques, sociaux et environnementaux suivants :
- changement marginal du PIB entre 0,4 et 4,6%
- changement marginal de l'emploi entre 0,9 et 2%
- réduction des émissions de CO2 entre -34 et -8,2%.
Les **taxes sur les ressources,** les **changements technologiques** et **les changements sur les modèles de consommation** produisent les plus grands changements dans le PIB, les emplois et les émissions de $CO_2$.

Les études prospectives restent assez incertaines dans la globalité, et les plus fiables portent sur des scénarios de changement climatique. Cependant, le changement climatique ne traduit qu'une partie des effets de l'application de scénarios d'ECi.

Ces études se basent soit sur des modèles d'évaluation structurels (présentés en section 4.1.1, Figure 13), soit sur des modèles macroéconomiques (Figure 14) soit sur des modèles intégrés (Figure 15).

### 3.4.3 Finance durable et taxonomie appliquée à l'ECi

La plupart des études prospectives en finance durable évaluent les effets d'une taxe carbone :
- Mongelli et al. (2009) évaluent les effets court-terme d'une taxe carbone en Italie. Ils montrent qu'une taxe sur le carbone de 20 €/t $CO_2$ en Italie entraînerait une modeste augmentation des prix et une faible réduction des émissions de $CO_2$, déterminée par la substitution des intrants intermédiaires produits dans le pays par des intrants importés.

PROVISOIRE

- Davis et al. (2009) évaluent les effets de différents scénarios de taxe carbone sur un système de production d'électricité à partir de biomasse aux Pays-Bas (le modèle intégré correspondant est présenté dans la section 4.1.3). Ils évaluent les émissions de $CO_2$ selon plusieurs scénarios de taxe carbone et constatent que la prise de décision des agents ne fait pas une grande différence. Un certain abandon de l'utilisation complète des combustibles fossiles est constaté, bien qu'il ne soit pas nécessairement significatif. La capacité du système à changer est définie par la dynamique de la concurrence entre les différentes technologies.
- Schandl et al. (2016) modélisent la croissance de la consommation mondiale d'énergie, la mise en place d'un prix mondial du carbone et des investissements importants pour accroître l'efficacité des ressources. Leur modélisation prévoit une réduction de 50 % des émissions de carbone et une augmentation plus lente de l'utilisation de matériaux (95 au lieu de 180 milliards de tonnes de matériaux).
- L'étude de l'ADEME, Malliet et al. (2020) évaluent les impacts d'une fiscalité carbone aux frontières (associés à des mécanismes de redistribution ciblés) et estiment qu'elle serait plus effective que la fiscalité carbone sur les produits énergétiques seule.

D'autres auteurs se sont appliqués à mesurer les effets des subventions ou des tarifs de rachats :
- Behrens et al. (2016) évaluent les impacts de tarifs de rachat de l'énergie renouvelable au Portugal de 2000 à 2010. Ils évaluent que les tarifs de rachat sont à l'origine d'une réduction de 7,2 millions de tonnes de CO2éq. sur 10 ans, d'une création maximale de PIB de 577 millions d'euros en 2007 et d'une réduction de 495 millions d'euros en 2010. La création d'emploi est restée positive avec un maximum de 42 000 emplois par an en 2008 et une réduction de 2000 emplois par an en 2005.
- L'analyse de Font Vivanco et al. (2021) évalue les impacts des effets rebonds associés à une subvention sur le cycle de vie des voitures électriques vendues au Royaume-Uni pendant la période 2011-2023. Ils estiment que le rebondissement à l'échelle de l'économie a entraîné un effet de retour ou de quasi-retour pour les impacts de l'acidification et des particules, et une ampleur moindre, mais notable, pour le changement climatique (~20-50 %) et la formation d'ozone photochimique (~30-80 %). Les résultats montrent également le rôle important des effets macroéconomiques des changements de prix, notamment la façon dont le passage de l'essence à l'électricité a déclenché une demande supplémentaire d'essence moins chère.

Enfin, les auteurs suivants évaluent les effets d'autres outils économiques englobant d'autres indicateurs que le changement climatique et donc plus appliquées à l'ECi :
- Bosello et al. (2016) évaluent également les effets du passage d'une fiscalité du travail à une fiscalité des ressources sont étudiés. Cependant, Bosello et ses collègues n'étudient les effets du mix DYNAMIX de politiques d'ECi que sur le PIB et l'emploi qui ne sont pas des indicateurs environnementaux. La nature des politiques étudiées sont intéressantes (taxe sur la viande, taxe sur les intrants synthétiques en agriculture etc.)
- Wang et al. (2019) étudient les effets du passage d'une politique de redevances d'émission de polluants à des taxes environnementales pour 7 régions chinoises. Les effets mesurés sont les variations du score d'efficacité environnementale, du PIB et de l'intensité des émissions. Le passage à des taxes environnementales réduirait l'intensité des émissions de 1 à 2% en moyenne, mais aurait un impact négatif sur la croissance économique entre 1,1% et -4,9% du PIB régional, en raison des compromis spatialement hétérogènes entre la protection de l'environnement et le développement économique.
- Une étude est en cours au niveau Européen sur l'établissement d'une fiscalité plus incitative à la réduction des déchets à la place de la taxe sur les ordures ménagères : LIFE-Rethink-WASTE.

La monétarisation des impacts est également une piste vers l'internalisation des externalités environnementales (Pizzol et al. 2015). Comme exemple de monétarisation, l'étude de Weidema et al. (2016) évalue les impacts environnementaux de la vente de boissons alcoolisées distribuées par le Monopole Nordique de l'Alcool (Norvège, Finlande, Suède). Le total des impacts environnementaux de la consommation d'alcool est monétarisé et s'élève à 320 millions d'euros, ce qui représente environ 7 % de la valeur de vente globale hors taxes des boissons alcoolisées vendues par les monopoles nordiques de l'alcool en 2014.

A ce jour, aucune des études recensées ne portent sur la taxonomie appliquée à l'ECi, c'est-à-dire le pilotage des fonds. L'évaluation des conséquences d'un investissement permettrait de guider les distributions d'enveloppes budgétaires. Dans le domaine de la finance durable (non-appliqué à l'ECi), Butz

PROVISOIRE

et al. (2018) ont développé un modèle d'investissement environnemental à partir de EIO-LCA (Chen et al. 2016). Ce modèle d'investissement évalue les secteurs et activités économiques selon leurs impacts sur les limites planétaires (Rockström et al. 2009).

### Positionnement des travaux français dans le paysage

Cet état de l'art n'est pas représentatif des études portées par les institutions ou organismes français puisque les mots clés utilisés pour recenser les publications pertinentes étaient en anglais et que les recherches ont été effectuées dans des bases de données de publications scientifiques (voir section 2.1 sur la méthode PRISMA employée). Ce biais explique la faible proportion d'études portées par l'Observatoire français des conjonctures économiques (Ofce) et du Service des Données et Études Statistiques (SDES) qui ne publient pas nécessairement leurs études en anglais dans les bases de données scientifiques. Une seule publication de l'Ofce est recensée dans cet état de l'art. N'ayant pas fait l'objet d'une publication scientifique et ayant été publiée en Français, elle a été portée à notre attention par l'ADEME (ADEME, Malliet et al. 2010).

Toutefois, la section 2.2.3 de cet état de l'art compte 3% d'études portant sur la France parmi les études EEMRIO appliquées à l'ECi recensées. Comme 40% des études portent sur le monde ou l'Europe, cette faible proportion (3%) permet à la France d'apparaître dans la Figure 6 comme une des 10 régions les plus étudiées via l'analyse EEMRIO. Les avancées du Service Géologique National (BRGM) en matière de développement de bases de données EEMRIO explique ce positionnement. Une des premières bases de données EEMRIO mise à disposition dans le domaine des sciences environnementales a été développée conjointement par le BRGM : FORWAST. Dans cet état de l'art, quatre des sept études recensées portant sur la France (4/7) ont été réalisée par Antoine Beylot et ses collègues du BRGM.

Deux études portées par le CIRED sont recensées dans cet état de l'art ; ces deux études sont liées au développement de l'outil MatMat développé conjointement avec le CIRED. Les modèles du CIRED sont très précis au niveau Régional/National et également très avancés en termes de prise en compte du Changement Climatique. Les effets de l'ECi n'étant pas limités au périmètre National ni à l'empreinte carbone, cela peut expliquer la faible proportion d'analyses EEMRIO appliquées à l'ECi portées par le CIRED dans cet état de l'art.

Les modélisations d'arrière-plan ayant permis d'effectuer ces analyses prospectives sont présentées dans la section 4.

PROVI

# 4 Modélisations d'arrière-plan et limites techniques et méthodologiques

Cette section présente l'ensemble des limites techniques, méthodologiques identifiées (intrinsèquement liées à l'approche EEIO et/ou aux problématiques techniques traitées) par les auteurs ou, dit autrement, le "spectre de validité" des enseignements tirés et les éventuelles pistes d'amélioration identifiées.
Cette section inclut les travaux méthodologiques ayant trait à la mesure de l'incertitude de résultats évaluée dans un cadre EEIO (notamment issus de bases de données différentes).

## 4.1 Couplages de modèles : modèles intégrés, comportement d'agents, micro-simulations

Cette section s'attache à caractériser/décrire précisément les approches de modélisations et couplages de modèles derrière les analyses EEMRIO ainsi que les intégrations éventuelles de modèles de micro-simulation ou de comportement d'agents dans les analyses EEIO.

### 4.1.1 Caractérisation des modèles

Comme expliqué en section 2.2.4, toutes les analyses EEMRIO sont basées sur des socles de bases de données MRIO qui sont des modélisations plus ou moins complètes et précises de l'économie. Pour conduire des analyses EEMRIO, les interactions de l'économie avec l'environnement sont modélisées en étendant les frontières du système économique à l'environnement. De Koning (2018) conceptualise le système couplé environnement-économie pour l'évaluation des émissions de GES. Ses diagrammes conçus pour distinguer les modèles simples, structurels, d'équilibre Général Calculable (EGC), macro-économiques et intégrés sont présentés dans cette section.

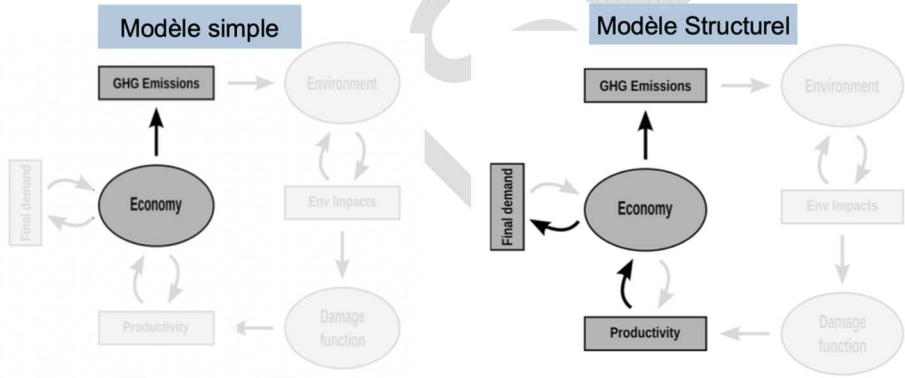



*Figure 13 – Conceptualisation d'un modèle simple et d'un modèle structurel (De Koning 2018)*

Comme présenté en Figure 13, un **modèle simple** est un modèle statique qui inclut des extensions environnementales calculées pour des Entrées et Sorties économiques déterminées. Le **modèle structurel** intègre également dans ses frontières de système les données de l'offre et la demande, des changements peuvent donc être effectués au niveau des SUTs (Supply and Use Tables) et traduits dans la IOT. Aguilar et al. (2021a) décrit le modèle structurel comme un modèle IO statique axé sur la demande. Dans l'approche de scénarios exogènes, des scénarios "what if" peuvent être établis à partir d'un modèle structurel.

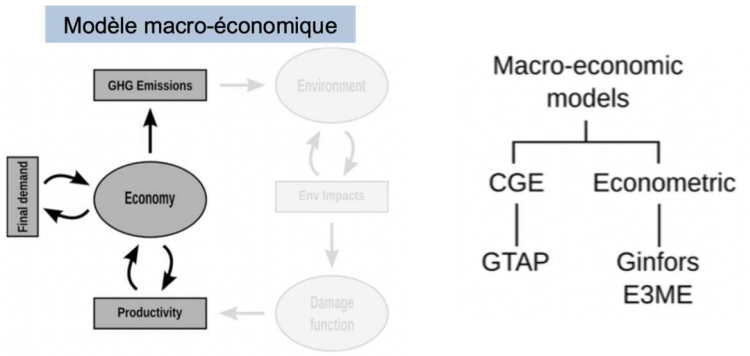



*Figure 14 – Conceptualisation d'un modèle macro-économique et classification de modèles macro-économiques (De Koning 2018)*

Aguilar et al. (2021a) distinguent également deux autres approches pour les outils de scénarios MRIO présentées en Figure 14 : les modèles d'équilibre général calculable (EGC) et les modèles IO macro-économétriques dynamiques.

Les **modèles macro-économiques** sont des modèles qui couvrent l'ensemble de l'économie. Il s'agit soit de modèles d'équilibre général calculable (EGC), soit de modèles macro-économétriques structurels. Les modèles EGC supposent que les prix dans une économie sont déterminés par les multiples marchés où l'offre et la demande sont en équilibre. *Les modèles analysent comment les choix des agents économiques sont coordonnés sur tous ces marchés.* Les modèles supposent un comportement de minimisation des coûts de la part des producteurs, une tarification au coût moyen et une demande des ménages basée sur un comportement de maximisation de l'utilité et de minimisation des coûts. Ces modèles peuvent être comparatifs statiques ou dynamiques.

Les **modèles IO économétriques dynamiques** constituent une autre approche permettant de simuler des scénarios à long terme et couvrant des liens sectoriels plus détaillés. Ils ont été largement appliqués à l'analyse de scénarios, notamment dans le contexte du changement climatique et de l'utilisation des ressources. Par exemple, le modèle E3ME (Mercure et al. 2018) couvre plus de 50 pays et distingue près de 70 secteurs. En revanche, le modèle GINFORS2 (Distelkamp et Meyer 2017) est basé sur la base de données WIOD (Timmer et al. 2012) et couvre environ 40 pays et secteurs. Comme la couverture sectorielle ne saisit pas les technologies individuelles d'énergie/électricité dans E3ME ou GINFORS, les deux modèles ont des modules avec des informations supplémentaires sur le secteur énergétique. En outre, les modèles relient systématiquement les IOT/SUT au système de données des comptes nationaux. Les modèles des différents pays sont interconnectés par le biais du commerce international. Les modèles ne contiennent donc pas de MRIO à pleine résolution, mais la plupart des informations nécessaires à l'estimation d'un système MRIO complet. Par conséquent, les systèmes MRIO pour les années futures pourraient être estimés à partir des informations disponibles dans ces modèles de la même manière que celle utilisée pour construire les GMRIO à partir des données historiques.

Les modèles économétriques (et EGC) dynamiques sont différents de l'approche des scénarios exogènes, car les modèles dynamiques sont conçus pour étudier les chocs subis par une économie (par exemple, une taxe sur le carbone, la bioénergie en concurrence avec l'alimentation pour les ressources limitées, le BREXIT, etc.).

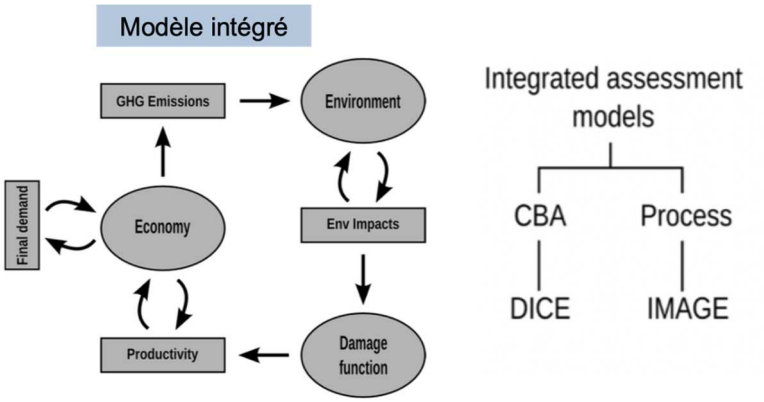



*Figure 15 – Conceptualisation des frontières de système d'un modèle intégré (IAM) et classification des IAM avec exemples (de Koning 2018)*

PROJECT

La Figure 15 présente une conceptualisation des frontières de système d'un modèle intégré (IAM – *Integrated Assessment Models*) par De Koning (2018) ainsi qu'une classification des modèles IAM avec des exemples choisis. Les IAM intègrent des modèles de systèmes économiques et environnementaux et sont également capables, en principe, de modéliser les effets des émissions GES et du changement climatique qui en découle sur la capacité de production d'une économie. Cette conceptualisation reste théorique, par exemple, le modèle IMAGE inclut seulement certaines rétroactions. Un exemple de rétroaction (positive) incorporée dans le modèle IMAGE est l'effet fertilisant du $CO_2$ sur les cultures. En revanche, la rétroaction d'un environnement modifié sur le système économique dans le modèle IMAGE n'est pas couverte. Dans ce dernier cas, l'incertitude a été une raison importante pour ne pas inclure complètement cet impact. Par ailleurs, le modèle IMAGE étant un modèle à liaisons souples, il est impossible de modéliser de manière itérative l'ensemble des rétroactions. Les IAM de type coût-bénéfice tentent de modéliser itérativement les rétroactions complètes.

Dans leur revue critique des études prospectives appliquées à l'ECi, Aguilar et al. (2021a) classent les études par type de modélisation et enregistrent une proportion plus importante de modèles macro-économiques et structurels (voir Tableau 3).

| Type[a] | Number of studies | Model name abbreviation[b] | References |
|---|---|---|---|
| Macro-economic models | 17 | ICES/MEMO/MEWA | Bosello et al. (2016) |
| | | E3ME | Cambridge Econometrics (CE, 2018; European Commission, 2014) |
| | | PANTA RHEI | Distelkamp et al. (2010) |
| | | EXIOMOD/LPJmL | Hu et al. (2015) |
| | | GINFORS/LPJmL | Meyer et al. (2015) |
| | | GINFORS3 | Meyer et al. (2018) |
| | | GTAP | Lee (2018) |
| | | NewERA | Tuladhar et al. (2016) |
| | | GTEM, GLOBIOM | UNEP (UNEP, 2017) |
| | | ENGAGE-material | Winning et al. (2017) |
| | | Miscellaneous | Böhringer and Rutherford (2015) |
| | | | Ellen MacArthur Foundation (EMF, 2015) |
| | | | Ellen MacArthur Foundation and McKinsey Center (Ellen MacArthur Foundation, 2015) |
| | | | Hatfield-Dodds et al. (2017) |
| | | | Rademaekers et al. (2017) |
| | | | Groothuis (2016) |
| Structural models | 9 | EMEC/NatWaste/SWEA | Söderman et al. (2016) |
| | | Miscellaneous | Beasley and Georgeson (2014) |
| | | | Beccarello and Di Foggia (2018) |
| | | | European Environmental Agency (EEA, 2014) |
| | | | Mitchell and Doherty (2015) |
| | | | Morgan and Mitchell (2015) |
| | | | Wiebe et al. (Wiebe et al., 2019) |
| | | | Wijkman and Skånberg (2015) |
| | | | Xuan and Yue (2017) |
| Integrated assessment models | 1 | GIAM | Schandl et al. (Schandl et al., 2016) |

*Tableau 3 – Vue d'ensemble des modèles utilisés dans les 27 études prospectives analysées par Aguilar et al. (2021a)*

### 4.1.2 Modèles intégrés

En résumé du paragraphe ci-dessus, les modèles IAM modélisent les effets du changement climatique sur la productivité et l'économie (voir Figure 15). Ces modèles sont donc souvent utilisés pour étudier l'influence de scénarios macro-énergétiques sur le changement climatique. Or, les stratégies d'ECi agissent également sur d'autres indicateurs (matières, emplois nationaux, PIB national *etc.*).

Pour cette raison, Aguilar et al. (2021a) n'identifient qu'une seule étude prospective appliquée à l'ECi basée sur un modèle IAM, celle de Schandl et al. (2016). Schandl et al. (2016) couplent un modèle EEMRIO avec GIAM. Ils modélisent la croissance de la consommation mondiale d'énergie, la mise en place d'un prix mondial du carbone et des investissements importants pour accroître l'efficacité des ressources.

Voici quatre autres études réalisées à partir de modèles intégrés & EEMRIO :
- Gibon et al. 2015 couplent un modèle EEMRIO avec THEMIS (un modèle intégré pour modéliser des scénarios macro-énergétiques. Ils modélisent et calculent les impacts de la production d'1 kWh d'énergie solaire dans neuf régions du monde de 2010 et 2050. Ils observent une réduction de 3 à 7 % des émissions de GES pour 2050 pour la production d'1kWh d'électricité solaire en 2050.
- Hertwich et al. 2018 couple un modèle EEMRIO avec un modèle intégré pour introduction de technologies décarbonées dans le scénario BLUE Map. Ils observent un doublement de l'offre d'électricité avec des

besoins en matériaux plus élevés : 11 à 40 fois plus de cuivre pour les systèmes PV et 6 à 14 fois plus de fer pour les centrales éoliennes.
- Wiebe et al. (2019) évaluent les effets sur les GES, la consommation matière, la VA et l'emploi de la mise en place d'un scénario d'EC axé sur une politique RRR au niveau mondial (objectifs de recyclage, réutilisation et d'efficacité matière). Cette analyse prospective donne une réduction de 10 % de l'extraction de matières par rapport au scénario sans EC (6°C de l'IEA) avec un impact sur l'emploi faible mais positif.
- Pehl et al. 2017 intègrent une évaluation prospective du cycle de vie à une modélisation globale intégrée de l'économie de l'énergie, de l'utilisation des terres et du climat afin d'étudier les émissions des futurs systèmes d'approvisionnement en énergie décarbonée et les implications pour le choix de technologie. Dans le cadre d'un scénario d'atténuation du changement climatique, les auteurs prévoient des émissions liées aux centrales à combustibles fossiles avec capture et séquestration du carbone de 78 à 110 $gCO_2eq\ kWh^{-1}$, contre 3,5 à 12 $gCO_2eq\ kWh^{-1}$ pour les énergies nucléaire, éolienne et solaire en 2050. Les émissions liées à l'hydroélectricité et la bioénergie sont importantes (~100 $gCO_2eq\ kWh^{-1}$), mais très incertaines.

Enfin, l'étude de Mendoza et al. (2018) couple une modélisation d'ACV comparative des véhicules essence et électriques avec le modèle intégré Imagev3. L'objectif est d'intégrer un approvisionnement dynamique en électricité dans l'ACV comparative sur les véhicules. Des scénarios d'atténuation climatiques sont modélisés jusqu'en 2050. L'étude révèle une grande incertitude sur les développements futurs. Les impacts sont différents selon le type de voiture, la catégorie d'impact, le scénario et l'année considérés.

### 4.1.3 Comportement d'agents et micro-simulations

Cette section présente deux études ainsi que les modèles élaborés par leurs auteurs afin de modéliser les comportements d'agents au sein d'une analyse EEMRIO.

L'étude de l'ADEME, Malliet et al. (2020) couple un modèle de comportement des ménages aux comptes de consommation des ménages français d'Exiobase3 pour évaluer les effets de l'application de différents scénarios de taxes carbone aux frontières.

Le modèle de Font Vivanco et al. (2021) est décrit plus précisément dans la Figure 16 et le paragraphe ci-dessous.

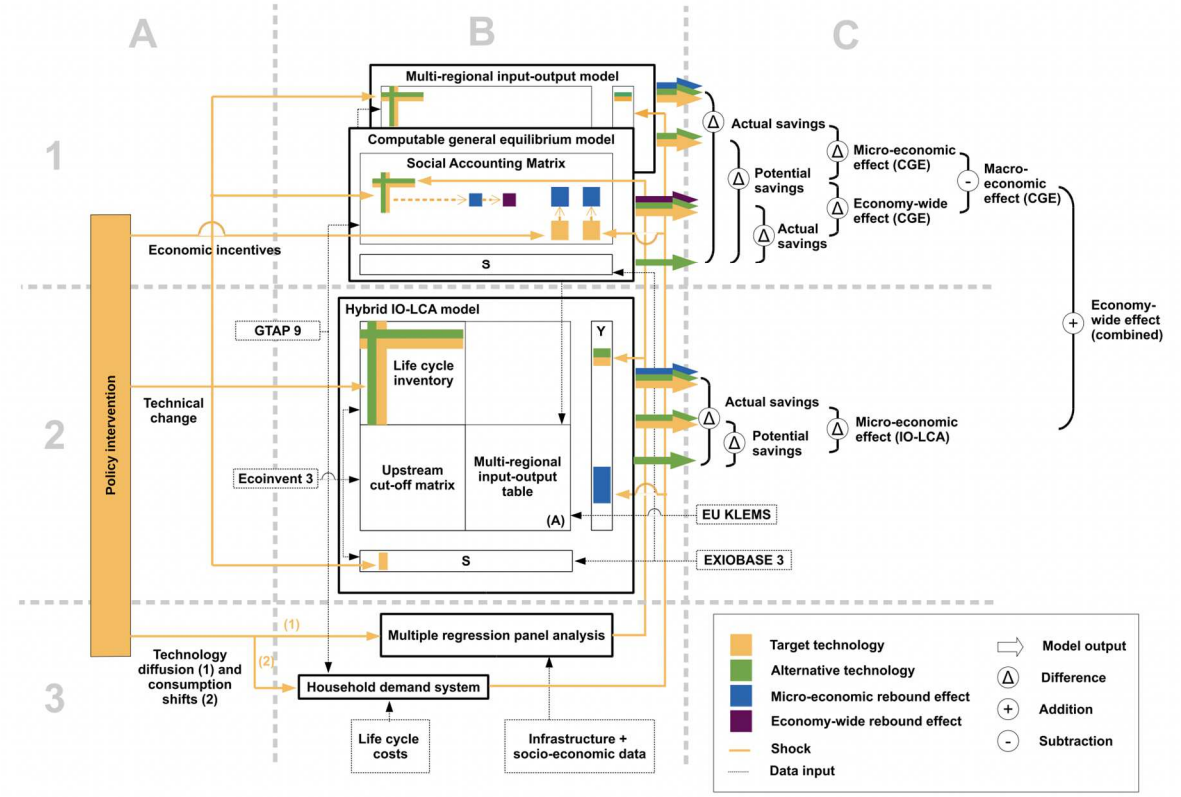



*Figure 16 – Vue d'ensemble de la méthode proposée par Font Vivanco et al. (2021) pour calculer les effets rebonds*

VERSION SOUMISE

L'intervention politique faisant l'objet de l'enquête est la "Plug-in Car Grant", qui est en place depuis 2011 pour couvrir 35% du prix d'achat des voitures électriques à batterie complète, limité à 4.500£ par véhicule. Pour évaluer les conséquences de cette subvention, trois scénarios ont été conçus afin d'estimer l'effet rebond : (1) un scénario contre factuel "sans subvention" dans lequel la subvention n'aurait pas été mise en œuvre, (2) un scénario "subvention sans rebond" avec la subvention mise en œuvre au Royaume-Uni, et (3) un scénario "subvention avec rebond" dans lequel les ventes de voitures électriques associées à la subvention entraînent un effet de rebond.
La figure 14 montre une vue d'ensemble de la méthode proposée qui combine un modèle basé sur l'analyse du cycle de vie et un modèle d'optimisation des comportements pour l'économie mondiale basé sur la modélisation de l'équilibre général calculable. La méthode proposée part d'une intervention politique (une subvention dans ce cas) qui génère quatre effets : (1) changement technique, (2) incitations économiques, (3) diffusion de la technologie et (4) changements de consommation (voir la colonne A de la figure 1). L'effet de changement technique sera actif dans tous les scénarios, car les voitures électriques étaient vendues avant l'intervention politique dans ce cas. Ces effets sont ensuite évalués à l'aide de divers modèles interdépendants (colonne B) afin d'obtenir des résultats numériques pour divers indicateurs environnementaux qui serviront de base aux calculs de rebond (colonne C).
Les modèles utilisés sont un modèle hybride IO-LCA, un modèle EGC couplé à un modèle multirégional d'entrées-sorties (MRIO), et un modèle de régression multiple et de demande des ménages. Le modèle hybride IO-LCA offre un niveau de détail élevé permettant d'évaluer les technologies automobiles, tandis que le modèle EGC permet de prendre en compte un large éventail de réactions économiques à la subvention, notamment les conséquences des changements de prix. Le modèle MRIO est utilisé pour simuler l'effet de la subvention avec des prix fixes afin d'isoler les effets de prix. Avec cette configuration de modélisation, trois effets de rebond peuvent être quantifiés de différentes manières : les effets micro-économiques, macro-économiques et ceux qui touchent l'ensemble de l'économie.

Davis et al. (2009) ont également intégré une ACV simplifiée dans un modèle de comportement d'agents (ABM) en alignant et en connectant les structures de données qui représentent l'infrastructure énergétique et les chaînes d'approvisionnement de la source au puits. En utilisant une base de données d'ICVs et en résolvant les facteurs d'échelle pour la matrice technologique, les auteurs ont calculé le potentiel de changement climatique pour chaque instance de la technologie à chaque étape discrète de la simulation. Ces ACV peuvent ensuite servir à montrer à chaque agent l'impact de ses activités au niveau mondial, tel qu'indiqué par sa contribution au changement climatique. Comme pour les indicateurs économiques, les indicateurs d'ACV peuvent être réinjectés dans la prise de décision simulée dans l'ABM afin d'émuler l'utilisation des informations environnementales pendant l'évolution du système. Une preuve de concept a été illustrée pour une ACV et un ABM simplifiés pour simuler l'évolution d'un système d'infrastructure de bioélectricité.

**Limitations des modèles IAM et autres perspectives en termes de couplages**

Les modèles IAM sont limités au changement climatique selon la définition de Koning (2018) et applicables majoritairement à des scénarios macro-énergétiques.
- Leur niveau de granularité est beaucoup plus faible que celui des tables EEMRIO. Le modèle IMACLIM est limité à 10 secteurs et ce niveau de détail sectoriel n'est pas assez précis pour évaluer la plupart des scénarios d'ECi.
- Les interface existantes entre les modèles ICV et IAM (Mendoza et Davis) peuvent ouvrir de nouvelles perspectives pour permettre d'améliorer l'interface entre les modèles IAM et EE MRIO.

Les intégrations de modèles de comportement d'agents (ménages ou agents économiques) dans les analyses EEMRIO ouvrent de nouvelles perspectives en termes d'évaluation des effets des politiques publiques d'ECi.

## 4.2 Sources d'incertitudes dans le développement de données IO

La comptabilité des modèles IO est relativement simple. Le plus gros enjeu dans les modèles IO est le niveau d'agrégation. Les principales sources d'inexactitude dans les modèles IO sont liées à (1) l'identification incorrecte des fournisseurs à inclure et (2) au décalage ou à l'inexactitude des correspondances technologiques effectuées.
(1) La première source d'inexactitude correspond à l'identification des fournisseurs/approvisionnements à intégrer. La délimitation temporelle et géographique des marchés est variable. Les fluctuations doivent être

surveillées sur un an et la géographie moyenne n'est pas nécessairement la même que celle affectée. Les fournisseurs contraints ne sont généralement pas identifiés. Pour les modèles agrégés les co-produits ne sont pas hors-diagonale dans la table d'approvisionnement (alors qu'ils devraient l'être). Les produits substituables dans un marché donné (temporelle and géographique) ne peuvent être identifiés que dans des modèles IO très détaillés. Les applications d'allocations à des technologies industrielles sont ignorées ou cachées.
(2) La deuxième source d'inexactitude correspond aux incertitudes liées à un décalage dans les correspondances technologiques effectuées. C'est le cas lorsqu'une activité spécifique est représentée par une moyenne nationale, un pays est représenté par un autre, des activités futures sont représentées par des données historiques ou courantes, une technologie est représentée par une autre.

N'importe quel changement dans n'importe quel intrant devrait être ré-équilibré (dans une procédure PSUT) pour refléter un changement réaliste du système de produits lorsque l'analyse Monte Carlo est lancée.

L'évaluation des données PSUT dans Exiobase 3 a permis d'identifier les points forts et points faibles des intrants de données suivants :

- Les volumes de production domestiques sont fiables sauf ceux calculés à partir des prix de certains produits manufacturés (textiles, alimentation, machines) et ceux du traitement des déchets (recyclage, incinération, stockage) des différentes fractions
- Les volumes d'imports exports sont fiables sauf les échanges de déchets (suivant BACI)
- Les coefficients ICV sont bons surtout ceux de l'agriculture et du traitement des déchets, bien que non spécifiques aux pays. L'étude des couches monétaires et physiques des SUTs révèle des incohérences.
- Les données des tables de coefficients de transfert sont fiables : contenu en masse sèche, coefficients d'émissions, *etc.*

## 4.3 Évaluation des incertitudes liées aux cas d'études EE MRIO

Lenzen et al. (2010) calculent l'empreinte carbone du Royaume-Uni à partir d'un modèle UK MRIO basé sur GTAP. Une analyse Monte Carlo est effectuée sur les résultats pour tester la robustesse du calcul d'empreinte qui semble avoir augmenté malgré les efforts du gouvernement pour subventionner les énergies non fossiles. Les auteurs confirment un 89 % de probabilité d'une augmentation de l'empreinte entre 1994 et 2004.
Wilting (2012) évalue l'empreinte carbone des Pays-Bas à partir d'un modèle NL MRIO basé sur GTAP et fournit une analyse Monte Carlo sur les résultats. Il observe une faible incertitude sur l'empreinte globale des Pays-Bas mais des incertitudes plus élevées sur les empreintes sectorielles, régionales et de produits.

Plus généralement, les études au niveau national indiquent des plages d'incertitude d'environ 5 % à 10 % pour les empreintes carbone (Lenzen et al 2010, Karstensen et al 2015, Moran et Wood 2014), avec une incertitude relativement plus élevée pour les petites économies ou les populations régionales.

Dawkins et al. (2019) évaluent les empreintes carbones de la consommation par habitant en Suède basées sur Exiobase 3, WIOD (Timmer et al. 2012), GTAP, EORA (Lenzen et al. 2013), OECD (Yamano et al. 2006), SE IOT (Statistics Sweden 2015). Toutes les BDD donnent des empreintes carbones par habitant en Suède considérablement plus élevées que la part par habitant du budget mondial pour limiter le réchauffement de 2°C.
Le niveau de détail des impacts des consommations des ménages a également un impact sur l'incertitude des résultats obtenus (Lenzen et al. 2010 ; Owen et al. 2016 ; Wieland et al. 2018). Lorsqu'une analyse est menée sur un niveau de détail élevé, l'incertitude augmente à des niveaux de détail plus élevés.

Meglin et al. (2022) évaluent les effets d'un changement des prix suite à la mise en place d'une stratégie EC dans une industrie de construction territoriale, et analyse de la variation des recettes globales. Une analyse de sensibilité, une analyse Monte Carlo et un modèle de prix sont effectués pour révéler les secteurs en aval influencés par les changements de prix en amont.

## 4.4 Évaluation des incertitudes liées aux bases de données EEMRIO

PROVISOIRE

### 4.4.1 Intégration des incertitudes dans la base de données

Lenzen et al. (2013) décrivent comment la base de données EORA intègre l'évaluations des incertitudes sur les données. Eora est une base de données MRIO avec une résolution géographique, temporelle et sectorielle élevée. C'est, à ce jour, la seule base de données MRIO qui propose une évaluation des incertitudes intégrée.

### 4.4.2 Convergence des comptes carbone

Moran and Wood (2014) évaluent la convergence des comptes carbones de consommation Nationaux des bases de données suivantes EORA, WIOD, EXIOBASE, and OPENEU.
Rodrigues et al. (2018) utilisent 5 BDD MRIO pour calibrer empiriquement un modèle stochastique multivarié de l'économie mondiale et de ses émissions de GES afin d'identifier les incertitudes des comptes du carbone basés sur la consommation (CBCA). L'incertitude des CBCA nationaux varie entre 2 et 16%.
Intégration des incertitudes au sein de la base de données

### 4.4.3 Divergences des approches SRIO *versus* MRIO sur les ressources

Plusieurs auteurs évaluent les incertitudes associées à l'application d'une hypothèse de technologie domestique ou à l'utilisation de comptes nationaux (à région unique) pour les études sur la consommation de ressources (matières, eau, ou sols) :

Feng et al. (2011) comparent les empreintes hydriques des nations à partir des modèles WEBT-IOA (Strømman et Duchin 2006) et Exiobase. Les empreintes totales de l'eau des nations basées sur des approches différentes varient jusqu'à 48 %. Une variation plus importante est observée au niveau sectoriel. L'approche WEBT ne retrace que les chaînes d'approvisionnement nationales alors que l'approche MRIO retrace l'ensemble des chaînes d'approvisionnement mondiales.

Schoer et al. (2013) comparent les Équivalents Matières Premières des imports de l'UE-27 en 2000 à partir du modèle EUROSTAT (Hypothèse de Technologie Domestique) et du modèle MRIO ajusté d'EXIOBASE. Le modèle Eurostat donne 5 à 10 % des importations d'équivalents matières premières en moins ce qui correspond à environ 150 et 350 millions de tonnes.
Wiedmann et al. (2015) constatent également que l'évaluation des empreintes des Nations doit se faire à l'échelle globale (sans hypothèse de technologie domestique) afin de bien prendre en compte l'amont de la chaîne d'approvisionnement.

Une première étude de Kastner et al. (2014) puis une étude de Hubacek et al. (2016) estiment l'utilisation des sols (terres cultivées incorporées) dans le commerce international pour la Chine. Les auteurs utilisent l'analyse des flux commerciaux physiques (Pysical Trade Flows) et l'analyse MRIO et comparent les résultats. Hubacek et al. (2016) concluent que les écarts entre les matrices PTF et MRIO sont largement dûs à la sélection des frontières et aux erreurs de troncature à la coupure des frontières. Ils préconisent pour analyser les flux d'un produit particulier selon les pays (par ex. riz) l'utilisation des matrices PTF pour leur niveau de détail plus important. Cependant, pour analyser le total des terres incorporées dans le commerce et l'utilisation des terres incorporées dans la consommation Nationale, ils soulignent la meilleure traçabilité de la chaîne d'approvisionnement globale avec l'analyse MRIO.

### 4.4.4 Incertitudes sur les extensions environnementales autres que le carbone

Owen et al. (2016) montrent à l'aide d'une analyse de décomposition structurelle sur plusieurs bases de données EEMRIO que les plus grosses variations viennent des extensions environnementales.

Le paragraphe ci-dessous détaille un peu plus le niveau de qualité des extensions dans Exiobase.
- Les extensions environnementales pour les émissions de $CO_2$, $CH_4$, $N_2O$ sont de bonne qualité, mais les émissions de CFCs sont agrégées, ce qui donne des résultats moins fiables sur la destruction de la couche d'ozone et sur la part des émissions de GES liées à l'émission de CFCs.
- Les extensions sur les émissions de $NH_3$, NOx, $SO_2$ sont de bonne qualité mais moins précises sur les émissions de particules. Les résultats sur les effets respiratoires ne prennent donc pas intégralement en compte les émissions de particules fines.
- Les données sur les émissions de Nitrate sont de bonne qualité mais un peu moins bonnes sur les émissions de phosphate ce qui influe sur la qualité des résultats d'eutrophisation aquatique et terrestre.

PROVISOIRE

Les extensions sur les émissions NMVOCs, $CH_4$ et Nox sont précises ce qui donne des résultats fiables sur la création de SMOG.
- Les extensions environnementales des MRIO comprennent également des émissions de métaux lourds, cependant sur le plan de la toxicité humaine et aquatique ce sont les seules émissions prises en compte.

Pour les extensions liées aux intrants de l'économie, les extensions liées aux ressources individuelles sont fiables. Les intrants totaux de matière et les intrants directs peuvent être facilement obtenus à partir des tables physiques. De bonnes données sont disponibles sur l'utilisation des sols.
Pour les extensions liées aux intrants de l'économie, les extensions économiques telles que la valeur ajoutée, la compensation des emplois, les taxes sont fiables. Les extensions sociales, main d'œuvre (heures travaillées) et distribution des salaires bas/moyens ou élevés sont également fiables.

## 4.5 Avantages de l'approche hybride

Le niveau d'incertitude d'une analyse EEMRIO dépend en grande partie du niveau d'agrégation du modèle MRIO. La première piste d'amélioration des modèles EEMRIO consiste en la désagrégation des tables IO afin d'améliorer le niveau de détail du modèle et de réduire les incertitudes de modélisation. Cette approche est dite hybride (HIO). La désagrégation doit être faite de façon ciblée en identifiant les groupements de produits qui sont responsables des incertitudes les plus importantes et en identifiant les sources de données qui permettront la désagrégation. Les analyses hybrides sont plus facilement réalisées à partir de la version hybride d'Exiobase comme socle de base de données puisque cette base contient des couches de données physiques et monétaires.
Au-delà du socle de base de données, la désagrégation des données peut être faite selon trois approches différentes :
- L'approche dite *tiered* qui combine des données EEMRIO avec des inventaires du cycle de vie *bottom-up (p-LCA).*
- L'approche *intégrée* (embedded) avec une table de correspondance des inventaires au niveau des IOT
- L'approche *intégrale* (*fully embedded*) qui nécessite une désagrégation complète des tables d'offre et de demande (SUTs)

L'analyse HIO permet d'éviter les sélections arbitraires de frontières de système dans la p-LCA et les erreurs de troncature résultantes (Lenzen 2001). Suh et al. (2004, 2009) comparent les approches IO, HIO et p-LCA et observent des variations des impacts entre 80 % et +125 % entre IO et pLCA (dues au niveau élevé d'agrégation de la classification IOA) ; une augmentation de 20 % des impacts environnementaux avec l'approche hybride sauf pour l'écotoxicité terrestre (75 % plus élevée avec p-LCA).

Ferraõ et al. (2009) analysent la production de cristal via trois approches de modélisation différentes : ascendante (p-LCA), descendante (IO) et hybride (HIO). L'approche p-LCA est limitée par les troncatures de système. Les impacts en amont correspondant à la production de matière première, de lubrifiants au moulage et des produits de nettoyage à la finition sont négligés. Dans l'approche IO, l'intégration des émissions moyennes de la production de verre sous-estime les émissions de $CO_2$ par rapport à l'approche HIO. L'approche HIO permet de prendre en compte les émissions résultant des réactions chimiques avec les matières premières comptabilisées dans le procédé de la fonte de cristal.

Feng et al. (2011) comparent l'empreinte hydrique des nations basée sur les approches IOA à une approche ascendante (comptes nationaux d'empreinte hydrique). Les variations dépendent fortement de la qualité des ensembles de données existants. Ils recommandent l'analyse hybride pour bénéficier des avantages de l'analyse *bottom-up* avec un cadre de modélisation très détaillé par produits et des mises à jour annuelle et de la couverture de l'approche MRIO qui permet une prise en compte des empreintes eau en amont. Toutefois, des efforts conséquents devront être déployés pour mettre en cohérence les découpages intersectoriels et interrégionaux de ces données notamment le découpage des données pLCA qui ne permet pas toujours d'identifier les consommations intermédiaires.

Castellani et al. (2019) comparent l'empreinte de la consommation des ménages en Europe, basée sur les approches pLCA et IO. Ils obtiennent des valeurs totales similaires sur changement climatique, eutrophisation de l'eau douce et utilisation des ressources fossiles. Cependant, ils observent des différences importantes (plus d'un facteur 2) sur les particules, la formation d'ozone photochimique, l'utilisation des sols et des ressources minérales. L'exclusion des services dans l'approche ascendante ne peut expliquer seule ces différences.

PROVISOIRE

Agez et al. (2021) comparent les résultats d'ecoinvent (P-LCA) avec l'hybridation ecoinvent 3.5/Exiobase3 (HIO). Ils observent des variations du score d'impact de 5% à trois fois en fonction de la catégorie d'impact et du processus étudié. La Figure 17 présente les pourcentages médians d'augmentation du score d'impact après hybridation sur 13 indicateurs pour 12 catégories de produits. La distribution des 6082 processus hybridés d'ecoinvent dans les 12 catégories de produits est indiquée sous le nom de la catégorie. La médiane de l'augmentation du score d'impact est représentée par la taille de chaque graphique circulaire (en échelle logarithmique). La partie bleue de chaque graphique circulaire représente l'augmentation due à l'hybridation. La partie verte représente l'augmentation apportée par l'ajout de capital. Enfin, la partie rouge représente l'effet de l'extension d'émissions ecoinvent.

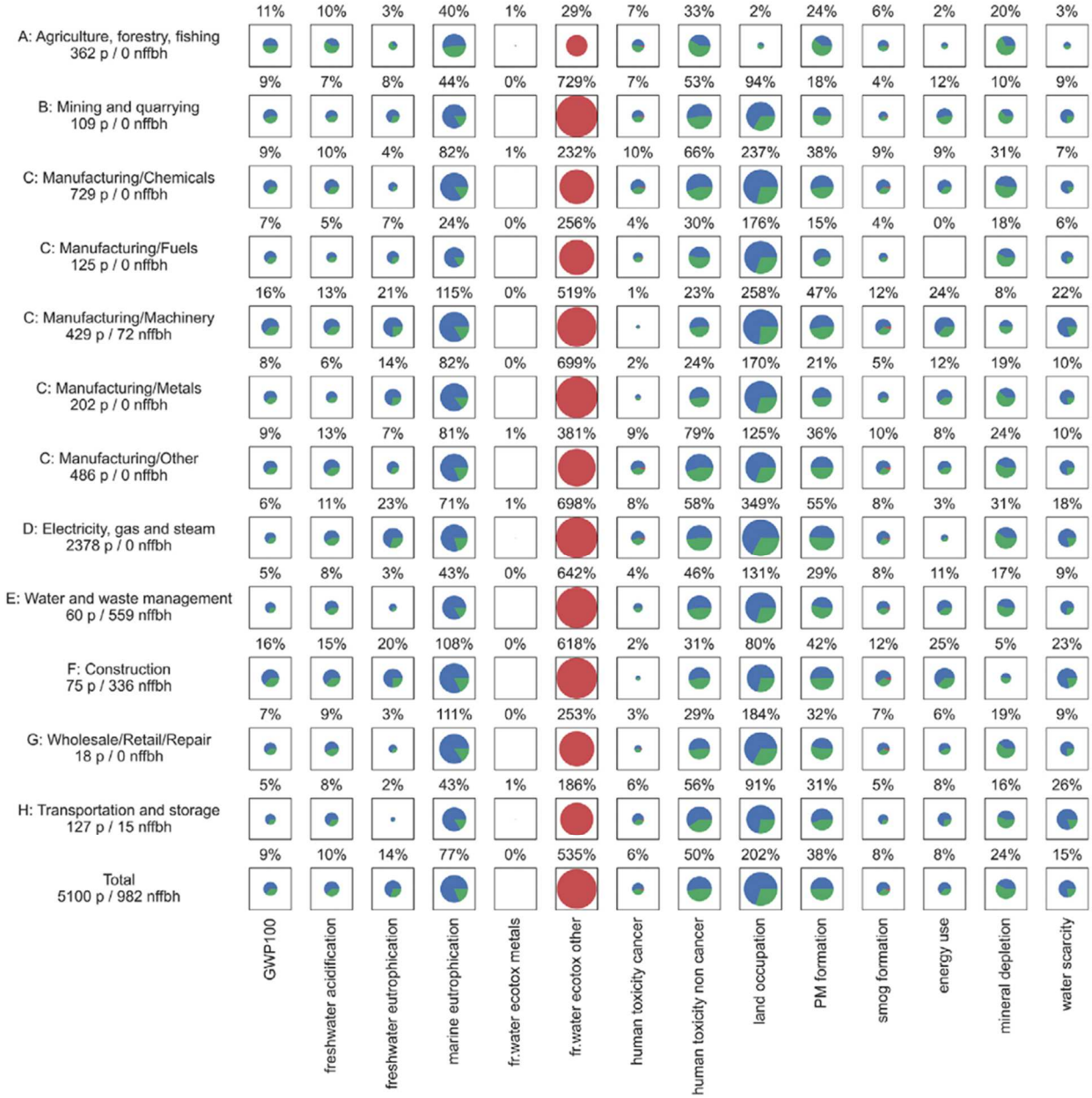



*Figure 17 – Pourcentages médians d'augmentation du score d'impact après hybridation sur 13 indicateurs pour 12 catégories de produits (Agez et al. 2021)*

Les cas d'hybridation prioritaires sont identifiés : l'ensemble des secteurs de fabrication (produits chimiques, métaux, machines), les activités commerciales (distribution) et la construction.

## 4.6 Autres pistes d'amélioration identifiées

Meglin et al. 2021 propose une méthode d'amélioration de la cohérence d'un modèle hybride (MFA/IOA/LCA) à partir d'un ajustement des données Physiques et monétaires d'arrière-plan (Meglin et al. 2021).

Font Vivanco, Ottelin et al. (2016, 2020, 2021) proposent des méthodes et modèles pour simulation des effets rebonds sur le court et le long terme (Font Vivanco et al. 2016, 2021 Ottelin et al. 2020).

Többen (2017) propose une méthode d'estimation simultanée des flux de biens physiques et monétaires. Ses résultats suggèrent que l'approche simultanée est nettement plus performante dans la grande majorité des cas. En revanche, dans les cas extrêmes de prix très variables, le modèle simultané peut être légèrement moins performant, si la distribution des prix utilisée dans le modèle ne reflète pas suffisamment cette variabilité (Többen 2017).

Södersten et Font Vivanco et al. (2020) propose une méthode d'endogéneisation du capital (Södersten et al. 2020, Font Vivanco et al. 2020). Un meilleur découplage efficacité matière est observé en prenant en compte les capitaux dans l'empreinte matière.

Certaines analyses évaluent des résultats sur des combinaisons d'indicateurs : la combinaison des ressources eau-énergie-sols-métaux-minéraux dans le Monde (Font Vivanco et al. 2018) ou encore la combinaison eau-énergie aux US et en CN (Font Vivanco et al. 2019). Les résultats du croisement montrent les corrélations entre les consommations de ressources.

PROVISOIRE

# 5 Éléments disponibles en Open Source

De nombreuses communautés mettent à disposition en open-source (OS) les résultats et avancées méthodologiques des travaux menés. Des scripts de développement sont ainsi disponibles et libres de droits sur les plateformes dédiées (github, zenodo, …) en complément de leurs articles associés. Cette section vise à évaluer les potentialités de réutilisation des avancées publiées par les communautés de recherche en matière d'analyse EEMRIO appliquée à l'ECi.

Parmi les 350 références étudiées, 32 références contenaient des éléments OS potentiellement réutilisables pour contribuer à améliorer l'outillage « ADEME ». Ces éléments ont été caractérisés selon :

- la finalité visée
- la base de données socle
- le langage de développement utilisé
- le lien/la plateforme de mise à disposition le cas échéant et/ou les contacts des auteurs.

18 références ont été exclues de cette liste sur les critères d'exclusion suivants :
- travaux en cours, éléments OS non disponibles à ce jour (3)
- références obsolètes (4)
- non-applicables à l'économie circulaire (1).
- code non disponible (6)
- interface GUI (1)

## 5.1 Caractérisation des éléments OS réutilisables et/ou reproductibles

Rappel des principes FAIR (*Findable, Accessible, Interoperable, Reusable)*

Les références ont été classées selon qu'il s'agissait de *scripts* ou de *packages*. Les *scripts* sont des éléments OS permettant de reproduire les résultats d'une publication. Les *packages* sont des éléments OS pouvant être ré-utilisés dans n'importe quelle application pour servir une fonction identique. Il y a 44 % de scripts et 33 % de packages, le reste correspond à d'autres type d'éléments OS (ontologie, notebook, tables de correspondances).

Sur les 18 références sélectionnées pour une éventuelle utilisation future, les *scripts et packages* ne sont pas forcément exécutables tels quels pour les raisons suivantes :
- des données sont manquantes
- des données ne sont pas disponibles directement (par exemple : il faut contacter l'auteur pour une version spécifique d'Exiobase)
- les besoins en termes de *dependancies/dépendances* n'ont pas été précisés
- les mises à jour des dépendances génèrent des erreurs à l'exécution
- des licences supplémentaires sont requises (par exemple la licence ecoinvent dans Agez et al. 2021)

Les aspects *reproductible* et *réutilisable des références identifiées ont été évalués.* La *reproductibilité* des résultats s'applique surtout dans les cas où le code est fourni pour une étude de cas sur l'économie circulaire. L'aspect *réutilisable* s'applique plutôt dans le cas de packages proposés en libre accès. Cependant, la réutilisation des éléments *OS* nécessite toujours une réadaptation du code dans le contexte d'une application spécifique.
Certaines études fournissent des informations supplémentaires en plus du code. Ces informations supplémentaires sont des éléments clés pour assurer la reproductibilité des résultats.

La plupart des références sélectionnées présentent les avantages suivants :
- 72 % des références sont en Python, ce qui est un élément positif pour une potentielle réutilisation dans les outils ADEME.
- Plus de 50% de ces références utilisent Exiobase en arrière-plan
- 50 % des références sont disponibles sous une licence *GPLv3* et 20 % sous une licence *Creative Commons*. Les licences *Creative commons* et *MIT* sont plus permissives pour un usage commercial.

Les applications utilisant du code sous licence GPLv3 doivent également être mise à disposition sous la licence GPLv3. La mise à disposition des éléments OS dans un répertoire est également prise en compte.

PROVISOIRE

## 5.2 Scripts

Le *script* de Aguilar-Hernandez et al. (2019) permet de quantifier les écarts de circularité des Nations et celui de 2021b sert à quantifier les intrants matières dans les stocks en cours d'utilisation à partir d'Exiobase.
Le script de Çetinay et al. (2020) permet d'optimiser les calculs IO notamment dans le cas de changement de coefficients techniques.
Le *script* de Wiebe et al. (2018) permet d'intégrer les EEIO dans des modèles IAMs (Integrated Assessment Models) pour des évaluations prospectives du changement climatique. Ce script est en Matlab et n'a pas pu être utilisé dans MatMat, une procédure équivalente a été appliquée en Python.
Le *script* de Pauliuk et al. (2017) permet d'évaluer la circularité de l'acier dans le monde.
Le *script* de Behrens et al. (2017) permet d'évaluer les effets de l'application des recommandations diététiques nationales à partir d'Exiobase.
Le *script* de de Boer (2021) peut être utilisé pour analyser les effets d'une stratégie d'EC nationale au niveau mondial. Autrement dit, il permet d'intégrer des données Nationales avec une granulométrie de données assez fine au sein d'Exiobase.

## 5.3 Packages

*pyMRIO* est un package python qui permet d'utiliser la plupart des bases de données EEMRIO disponibles pour effectuer divers types d'analyses IO, y compris la construction de scénarios et les visualisations (Stadler 2018). Les fonctionnalités comprennent l'agrégation, la restructuration des extensions et l'analyse de l'empreinte. Il est utilisé dans MatMat.
*Pycirk* (Donati et al. 2021) est un package python-3 gratuit et open-source pour l'analyse et la modélisation de la base de données mrEEIO EXIOBASE après transformation à partir de MREESUTs. Le *package* permet de créer des scénarios en modifiant les valeurs de n'importe quelle table de la base de données, y compris les transactions de matières premières secondaires. En outre, il permet une sélection étendue des paramètres analytiques (par exemple, les extensions) pour la sortie des résultats. Grâce à un format standardisé, les paramètres des scénarios et les résultats peuvent être facilement sauvegardés et reproduits. *Pycirk* s'adresse aux praticiens ayant une expérience de la programmation. Il est utilisé dans MatMat. Le deuxième package de Donati et al. (2020) permet d'analyser Exiobase sur différents indicateurs environnementaux, sociaux et économiques à travers l'application Web RaMa-Scene. La référence RaMa-Scene est une interface GUI.
Le *package* de Bruckner et al. (2019) permet d'ajouter une couche physique de données sur les produits fabriqués à partir de biomasse pour des analyses sur des stratégies EC (par exemple : éco-conception bio-sourcée).
Les packages de brightway2 (Mutel 2017) permettent d'analyser des BDD EEMRIO notamment en vue de faire des hybridations avec un modèle bottom-up comme ecoinvent.
Le *package* de Steubing et al. (2020) permet d'analyser le contenu d'une BDD EEIO bi-nationale (ou de petite taille) à travers l'interface ab (*activity browser*).
Les *packages pyLCAIO, brightway2* et le *script* d'Agez et al. (2021) permettent d'hybrider ecoinventv3.5 avec Exiobase.
Le *package* de Huppman et al. (2021) pyam rassemble un grand nombre de modèles d'évaluations intégrés (dont le modèle OS IMAGE) pour des études prospectives intégrant les données de l'IPCC. Ce *package* propose un format de sortie commun pour les IAM (afin de faciliter l'intégration des rapports du GIEC). Le point limitant du modèle IMACLIM du CIRED (Le Treut et al. 2019 et Bibas et al. 2022) utilisé dans Matmat étant sa granularité (limité à 10 secteurs), il faudrait vérifier que le niveau de granularité proposé avec pyam peut-être plus élevé.
Le *IElab* de Wieland et al. (2021) permet de construire une table IO physique à partir des données MIOT de l'Australie.

## 5.4 Préconisations de poursuite des travaux

Les éléments OS des projets suivants ne sont pas encore disponibles mais devraient être rendus disponibles en 2023 ou 2024 :
- Les *éléments OS* du projet KR (DCEA et al. 2021) pourront être utilisés pour développer/mettre à jour/mettre à disposition Exiobase v4 en arrière-plan.
- Les *éléments OS* du projet PANORAMA (Habib 2021) pourront être utilisés pour évaluer les besoins et disponibilités des matières critiques au niveau National/mondial.

PROVISOIRE

- Les *notebooks* et autres éléments OS du projet BONSAI (Weidema et al. 2015) pourront être utilisés en tant qu'ontologie ou tables de correspondances pour faciliter l'intégration de données IO dans un modèle EE-MRIO d'arrière-plan.

PROVISOIRE

# 6 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES


2.-0 LCA consultants et al. 2021 Fiche détaillée n° 193
2.-0 LCA consultants, CONCITO, Chrintz T, Minter M, et al. (2021). The Big Climate Database. BDD alimentaire pour information du consommateur Danois financée par DK Salling Foundations. Disponible à : https://denstoreklimadatabase.dk et rapport méthodologique disponible à ce lien :
https://denstoreklimadatabase.dk/sites/klimadatabasen.dk/files/media/document/CONCITO%20Background%20Report.pdf

ADEME, Malliet et al. 2020 Fiche détaillée n°349
Malliet, P., Haalebos, R., & Nicolas, É. (2020). La fiscalité carbone aux frontières et ses effets redistributifs: Étude des effets redistributifs sur les revenus des ménages français d'une taxe carbone aux frontières (No. info: hdl: 2441/4m3adkbdj69ti8jp2r95u0a2ko). Sciences Po. Disponible à : https://ideas.repec.org/p/spo/wpmain/infohdl2441-4m3adkbdj69ti8jp2r95u0a2ko.html

ADEME, Texeira et al. 2018
Teixeira, A., Lefevre, J., Saussay, A., & Vicard, F. (2020). Construction de matrices de flux de matières pour une prospective intégrée énergie-matières-économie (Thèse de doctorat, ADEME). Disponible à : https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03128599/

ADEME, CIRED, 2019. Construction de matrices de flux de matières pour une prospective intégrée énergie-matières-économie - Revue de littérature et cadrage méthodologique pour le développement du modèle MatMat. https://www.ademe.fr/construction-matrices-flux-matieres-prospective-integree-energie-matieres-economie

Agez et al. 2021 Fiche détaillée n°337
Agez, M., Muller, E., Patouillard, L., Södersten, C. J. H., Arvesen, A., Margni, M., ... & Majeau-Bettez, G. (2022). Correcting remaining truncations in hybrid life cycle assessment database compilation. Journal of Industrial Ecology, 26(1), 121-133.
Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.13132

Aguiar et al. 2016
Aguiar, A., Narayanan, B., & McDougall, R. (2016). An overview of the GTAP 9 data base. Journal of Global Economic Analysis, 1(1), 181-208. Disponible à : https://doi.org/10.21642/JGEA.010103AF

Aguilar-Hernandez et al. 2018
Aguilar-Hernandez, G. A., Sigüenza-Sanchez, C. P., Donati, F., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2018). Assessing circularity interventions: a review of EEIOA-based studies. Journal of Economic Structures, 7(1), 1-24. Disponible à :
https://doi.org/10.1186/s40008-018-0113-3

Aguilar-Hernandez et al. 2019 Fiche détaillée n°20
Aguilar-Hernandez, G. A., Sigüenza-Sanchez, C. P., Donati, F., Merciai, S., Schmidt, J., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2019). The circularity gap of nations: A multiregional analysis of waste generation, recovery, and stock depletion in 2011. Resources, Conservation and Recycling, 151, 104452. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104452

Aguilar-Hernandez et al. 2021a
Aguilar-Hernandez, G. A., Rodrigues, J. F. D., & Tukker, A. (2021). Macroeconomic, social and environmental impacts of a circular economy up to 2050: A meta-analysis of prospective studies. Journal of Cleaner Production, 278, 123421. Disponible à :
https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123421

Aguilar-Hernandez et al. 2021b Fiche détaillée n°3
Aguilar-Hernandez, G. A., Deetman, S., Merciai, S., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2021). Global distribution of material inflows to in-use stocks in 2011 and its implications for a circularity transition. Journal of Industrial Ecology, 25(6), 1447-1461. Disponible à :
https://doi.org/10.1111/jiec.13179

Andrew et Peters 2013
Andrew, R. M., & Peters, G. P. (2013). A multi-region input–output table based on the global trade analysis project database (GTAP-MRIO). Economic Systems Research, 25(1), 99-121. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2012.761953

Aye et al 2012 Fiche détaillée n°53
Aye, L., Ngo, T., Crawford, R. H., Gammampila, R., & Mendis, P. (2012). Life cycle greenhouse gas emissions and energy analysis of prefabricated reusable building modules. Energy and buildings, 47, 159-168. Disponbible à :
https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.11.049

Behrens et al. 2016 Fiche détaillée n°260
Behrens, P., Rodrigues, J. F., Brás, T., & Silva, C. (2016). Environmental, economic, and social impacts of feed-in tariffs: A Portuguese perspective 2000–2010. Applied energy, 173, 309-319. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.04.044

Behrens et al. 2017 Fiche détaillée n°135
Behrens, P., Kiefte-de Jong, J. C., Bosker, T., Rodrigues, J. F., De Koning, A., & Tukker, A. (2017). Evaluating the environmental impacts of dietary recommendations. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(51), 13412-13417. Disponible à :
https://doi.org/10.1073/pnas.1711889114

Beylot et al 2015
Beylot, A., & Villeneuve, J. (2015). Assessing the national economic importance of metals: An Input–Output approach to the case of copper in France. Resources Policy, 44, 161-165. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2015.02.007

Beylot et al. 2016a


PROVISOIRE

Beylot, A., Vaxelaire, S., & Villeneuve, J. (2016). Reducing gaseous emissions and resource consumption embodied in french final demand: how much can waste policies contribute? Journal of Industrial Ecology, 20(4), 905-916. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12318

Beylot et al. 2016b
Beylot, A., Boitier, B., Lancesseur, N., & Villeneuve, J. (2016). A consumption approach to wastes from economic activities. Waste management, 49, 505-515. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.023

Beylot et al. 2018 Fiche détaillée n°124
Beylot, A., Boitier, B., Lancesseur, N., & Villeneuve, J. (2018). The Waste Footprint of French Households in 2020: A Comparison of Scenarios of Consumption Growth Using Input-Output Analysis. Journal of Industrial Ecology, 22(2), 356-368. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12566

Beylot et al. 2019 Fiche détaillée n°255
Beylot, A., Secchi, M., Cerutti, A., Merciai, S., Schmidt, J., & Sala, S. (2019). Assessing the environmental impacts of EU consumption at macro-scale. Journal of cleaner production, 216, 382-393. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.134

Bibas et al. 2022 Fiche détaillée n°343 (Le Treut et al. 2019)
Bibas, R., Cassen, C., Crassous, R., Guivarch, C., Hamdi-Cherif, M., Hourcade, J. C., ... & Waisman, H. D. (2022). IMpact Assessment of CLIMate policies with IMACLIM-R 1.1. Model documentation version 1.1. Disponible à : https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03702627/document

Böhringer et Rutherford (2015) Fiche détaillée n°122
Böhringer, C., & Rutherford, T. (2015). The circular economy–an economic impact assessment. Report to SUN-iza, 1-33. Disponible à : https://www.sun-institute.org/wc/files/report-circular-economy.pdf

Bosello et al. 2016 Fiche détaillée n°229
Bosello, F., Antosiewicz, M., Bukowski, M., Eboli, F., Gaska, J., Sniegocki, A., ... & Zotti, J. (2016). Report on economic quantitative ex-ante assessment of dynamix policy mixes. DYNAMIX Deliverable D, 6. Disponible à : https://arts.units.it/retrieve/handle/11368/2893075/148364/Bosello%2c%20F.%20et%20al.%20%282016%29.pdf

Bruckner et al. 2019 Fiche détaillée n°333
Bruckner, M., Häyhä, T., Giljum, S., Maus, V., Fischer, G., Tramberend, S., & Börner, J. (2019). Quantifying the global cropland footprint of the European Union's non-food bioeconomy. Environmental Research Letters, 14(4), 045011.
Disponible à : https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab07f5

Butz et al. 2018 Fiche détaillée n°179
Butz, C., Liechti, J., Bodin, J., & Cornell, S. E. (2018). Towards defining an environmental investment universe within planetary boundaries. Sustainability Science, 13(4), 1031-1044. Disponible à : https://doi.org/10.1007/s11625-018-0574-1

Cambridge econometrics 2014 Fiche détaillée n°233
Cambridge Econometrics, & Bio IS. (2014). Study on modelling of the economic and environmental impacts of raw material consumption. Publications Office of the European Union, Luxembourg. Disponible à : https://ec.europa.eu/environment/enveco/resource_efficiency/pdf/RMC.pdf

Cambridge econometrics 2018 Fiche détaillée n°220
Cambridge Econometrics. (2018). Impacts of circular economy policies on the labour market: final report and annexes. Disponible à : https://doi.org/10.2779/574719

Castellani et al. 2019 Fiche détaillée n°324
Castellani, V., Bexlot, A., & Sala, S. (2019). Environmental impacts of household consumption in Europe: Comparing process-based CA and environmentally extended input-output analysis. Joumal of cleaner production, 240, 117966
Disponible à : https://doi.org/10.1016/liclepro.2019.117966

Çetinay et al. 2020 Fiche détaillée n°13
Çetinay, H., Donati, F., Heljungs, R., & Sprecher, B. (2020). Efficient computation of environmentally extended input-output scenario and circular economy modeling. Journal of Industrial Ecology, 24(5), 976-985. Disponible à : https://diorg/10.1111/leg.13013

Chen et al. 2015 Fiche détaillée n°114
Chen, P. C., & Ma, H. W. (2015). Using an industrial waste account to facilitate national level industrial symbioses by uncovering the waste exchange potential. Journal of Industrial Ecology, 19(6), 950-962. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12236

Chen et al. 2016
Chen, X., Matthews, H. S., & Griffin, M., GDI – Green Design Institute, Carnegie Mellon University. (2016). Estimation of data used in the 2002 US benchmark version of the Economic Input-Output Life Cycle Assessment EIOLCA) model with consideration of uncertainty. Disponible à : http://www.eiolca.net/docs/full-document-2002-uncertainty-040716.pdf

Cooper et al. 2017 Fiche détaillée n°176
Cooper, S. J., Giesekam, J., Hammond, G. P., Norman, J. B., Owen, A., Rogers, J. G., & Scott, K. (2017). Thermodynamic insights and assessment of the 'circular economy'. Journal of Cleaner Production, 162, 1356-1367.
Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.169

Davis et al. 2009 Fiche détaillée n°323
Davis, C., Nikolić, I., & Dijkema, G. P. (2009). Integration of life cycle assessment into agent-based modeling: Toward informed decisions on evolving infrastructure systems. Journal of Industrial Ecology, 13(2), 306-325. Disponible à : https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00122.x

Dawkins et al. 2019 Fiche détaillée n°309

PROVISOIRE

Dawkins, E., Moran, D., Palm, V., Wood, R., & Björk, I. (2019). The Swedish footprint: a multi-model comparison. Journal of Cleaner Production, 209, 1578-1592. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.023

DCEA et al. 2021 Fiche détaillée n°192
DCEA, 2.-0 LCA consultants, CML – Leiden university, CICERO. (2021). Getting the data right ? Decarbonizing Denmark: 70by30. Étendre et mettre à jour la version courante d'Exiobase 3 monétaire et hybride : EE MR SUT/IOT de 1995 à 2011. Résultats non disponibles : https://www.en.plan.aau.dk/getting-the-data-right/

de Boer et al. 2019 Fiche détaillée n°254
de Boer, B. F., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2019). Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. Ecological economics, 164, 106300. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.012

de Boer et al. 2021 Fiche détaillée n°253
de Boer, B. F., Rietveld, E., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2021). Global environmental and socio-economic impacts of a transition to a circular economy in metal and electrical products: A Dutch case study. Journal of Industrial Ecology, 25(5), 1264-1271. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.13133

de Koning 2018 Fiche détaillée n°132
Koning, A. D. (2018). Creating global scenarios of environmental impacts with structural economic models (Thèse de doctorat, Leiden University). Disponible à : https://scholarlypublications.universiteitleiden.nl/handle/1887/62063

de Saxcé et al. 2015 Fiche détaillée n°185
de Saxcé M, Weidema B, Schmidt J. (2015). Life cycle evaluation of the effect of ecolabels Apartment buildings, canteens and laundry detergents. Disponible à : https://lca-net.com/publications/show/life-cycle-evaluation-of-the-effect-of-ecolabels-%e2%80%90-apartment-buildings-canteens-and-laundry-detergents/

Distelkamp, M., & Meyer, M. (2019). Pathways to a resource-efficient and low-carbon Europe. Ecological economics, 155, 88-104.Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.014

Donati et al. 2020 Fiche détaillée n°19
Donati, F., Aguilar-Hernandez, G. A., Sigüenza-Sánchez, C. P., de Koning, A., Rodrigues, J. F., & Tukker, A. (2020). Modeling the circular economy in environmentally extended input-output tables: Methods, software and case study. Resources, Conservation and Recycling, 152, 104508. Disponible à :https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104508

Donati et al. 2021 Fiche détaillée n°9
Donati, F., Niccolson, S., de Koning, A., Daniels, B., Christis, M., Boonen, K., ... & Tukker, A. (2021). Modeling the circular economy in environmentally extended input–output: A web application. Journal of Industrial Ecology, 25(1), 36-50. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.13046

Duchin 1992 Fiche détaillée n°68
Duchin, F. (1992). Industrial input-output analysis: implications for industrial ecology. Proceedings of the National Academy of Sciences, 89(3), 851-855. Disponible à : https://doi.org/10.1073/pnas.89.3.851

Eliassen et al. 2021 Fiche détaillée n°256
Eliassen J.L., De Rosa M., Schmidt J. (2021). Life cycle assessment (LCA) of Kangamiut Seafood products. Disponible à : https://lca-net.com/files/Report_Kangamiut_20211022_2.pdf

Ewing et al. (2011) Fiche détaillée n°236
Ewing, A., Thabrew, L., Perrone, D., Abkowitz, M., & Hornberger, G. (2011). Insights on the Use of Hybrid Life Cycle Assessment for Environmental Footprinting: A Case Study of an Inland Marine Freight Transportation Company. Journal of industrial ecology, 15(6), 937-950. Disponible à : https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00374.x

Feng et al. 2011 Fiche détaillée n°244
Feng, K., Chapagain, A., Suh, S., Pfister, S., & Hubacek, K. (2011). Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. Economic Systems Research, 23(4), 371-385. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2011.638276

Ferrer et al. 2000 Fiche détaillée n°67
Ferrer, G., & Ayres, R. U. (2000). The impact of remanufacturing in the economy. Ecological Economics, 32(3), 413-429. Disponible à : https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00110-X

Ferrao et al. 2009
Ferrao, P., & Nhambiu, J. (2009). A comparison between conventional LCA and hybrid EIO-LCA: Analyzing crystal giftware contribution to global warming potential. In Handbook of input-output economics in industrial ecology (pp. 219-230). Springer, Dordrecht. Disponible à : https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-5737-3_11

Font Vivanco et al. 2016
Font Vivanco, D., Tukker, A., & Kemp, R. (2016). Do methodological choices in environmental modeling bias rebound effects? A case study on electric cars. Environmental Science & Technology, 50(20), 11366-11376. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01871

Font Vivanco et al. 2018
Font Vivanco, D., Wang, R., & Hertwich, E. (2018). Nexus strength: A novel metric for assessing the global resource nexus. Journal of industrial ecology, 22(6), 1473-1486. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12704

Font Vivanco et al. 2019
Font Vivanco, D., Wang, R., Deetman, S., & Hertwich, E. (2019). Unraveling the nexus: Exploring the pathways to combined resource use. Journal of industrial ecology, 23(1), 241-252. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12733

PROVISOIRE

Font Vivanco 2020 Fiche détaillée n°267
Font Vivanco, D. (2020). The role of services and capital in footprint modelling. The International Journal of Life Cycle Assessment, 25(2), 280-293. Disponible à : https://doi.org/10.1007/s11367-019-01687-7

Font Vivanco et al. 2021 Fiche détaillée n°258
Font Vivanco, D., Nechifor, V., Freire-González, J., & Calzadilla, A. (2021). Economy-wide rebound makes UK's electric car subsidy fall short of expectations. Applied Energy, 297, 117138. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.117138

Geerken et al. 2019 Fiche détaillée n°23
Geerken, T., Schmidt, J., Boonen, K., Christis, M., & Merciai, S. (2019). Assessment of the potential of a circular economy in open economies–Case of Belgium. Journal of Cleaner Production, 227, 683-699. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.120

Gibon et al. 2015 Fiche détaillée n°73
Gibon, T., Wood, R., Arvesen, A., Bergesen, J. D., Suh, S., & Hertwich, E. G. (2015). A methodology for integrated, multiregional life cycle assessment scenarios under large-scale technological change. Environmental Science & Technology, 49(18), 11218-11226. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01558

Giljum et al. 2015 Fiche détaillée n°72
Giljum, S., Bruckner, M., & Martinez, A. (2015). Material footprint assessment in a global input-output framework. Journal of Industrial Ecology, 19(5), 792-804. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12214

Giljum et al. 2016 Fiche détaillée n°249
Giljum, S., Wieland, H., Lutter, S., Bruckner, M., Wood, R., Tukker, A., & Stadler, K. (2016). Identifying priority areas for European resource policies: a MRIO-based material footprint assessment. Journal of Economic Structures, 5(1), 1-24. Disponible à : https://doi.org/10.1186/s40008-016-0048-5

Groothuis et al. 2016 Fiche détaillée n°224
Groothuis, F. et al.(2016). New Era. New Plan. Europe: A Fiscal Strategy for an Inclusive, Circular Economy. Ex'tax Project Foundation. Disponible à : https://www.neweranewplan.com/wp-content/uploads/2016/12/New-Era-New-Plan-Europe-Extax-Report-DEF.compressed.pdf

Haas et al. 2015
Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., Heinz, M., 2015. How circular is the global economy? An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European union and the world in 2005. J. Ind. Ecol. 19, 765–777. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12244

Habib et al. 2021 Fiche détaillée n°199
Habib H, da Silva Lima L, Pfaff M, Stijepic D, Yamamoto T, Amatuni L, Boonman H, Verstraten P, Melo LG. (2021). PANORAMA: Physical AccouNts Of Raw Material stock and flow Information Service. BDD complète sur la chaîne d'approvisionnement en matières critiques. Éléments OS non disponibles à ce jour : https://panoramaproject.eu/deliverables

Hertwich et al. 2018 Fiche détaillée n°251
Hertwich, E. G., Gibon, T., Bouman, E. A., Arvesen, A., Suh, S., Heath, G. A., ... & Shi, L. (2015). Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(20), 6277-6282. Disponible à : https://doi.org/10.1073/pnas.1312753111

Hu et al. 2015 Fiche détaillée n°226
Hu, J., Moghayer, S., & Reynes, F. (2016). Report about integrated scenario interpretation EXIOMOD/LPJmL results. Disponible à : https://www.ucl.ac.uk/polfree/publications/publications-2014/report-d37b.pdf

Hubacek et al. 2016 Fiche détaillée n°313
Hubacek, K., & Feng, K. (2016). Comparing apples and oranges: some confusion about using and interpreting physical trade matrices versus multi-regional input–output analysis. Land Use Policy, 50, 194-201. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.022

Huppman et al. 2021
Huppmann, D., Gidden, M. J., Nicholls, Z., Hörsch, J., Lamboll, R., Kishimoto, P. N., ... & Smith, C. J. (2021). pyam: Analysis and visualisation of integrated assessment and macro-energy scenarios [version 2; peer review: 3 approved]. Open Research Europe, 1. Disponible à : https://eprints.whiterose.ac.uk/179573/

Ivanova et al. 2015 Fiche détaillée n°239
Ivanova, D., Stadler, K., Steen-Olsen, K., Wood, R., Vita, G., Tukker, A., & Hertwich, E. G. (2016). Environmental impact assessment of household consumption. Journal of Industrial Ecology, 20(3), 526-536. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12371

Ivanova et al. 2017 Fiche détaillée n°331
Ivanova, D., Vita, G., Steen-Olsen, K., Stadler, K., Melo, P. C., Wood, R., & Hertwich, E. G. (2017). Mapping the carbon footprint of EU regions. Environmental Research Letters, 12(5), 054013. Disponibe à : https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa6da9

Jensen et al. 2013 Fiche détaillée n°119
Jensen, C. D., Mcintyre, S., Munday, M., & Turner, K. (2013). Responsibility for regional waste generation: A single-region extended input–output analysis for Wales. Regional Studies, 47(6), 913-933. Disponible à : https://doi.org/10.1080/00343404.2011.599797

Jones et Kammen 2014
Jones, C., & Kammen, D. M. (2014). Spatial distribution of US household carbon footprints reveals suburbanization undermines greenhouse gas benefits of urban population density. Environmental science & technology, 48(2), 895-902. Disponible à : https://doi.org/10.1021/es4034364

PROVISOIRE

Kagawa et al. 2015 Fiche détaillée n°121
Kagawa, S., Nakamura, S., Kondo, Y., Matsubae, K., & Nagasaka, T. (2015). Forecasting replacement demand of durable goods and the induced secondary material flows: a case study of automobiles. Journal of Industrial Ecology, 19(1), 10-19. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12184

Karstensen et al. 2015
Karstensen, J., Peters, G. P., & Andrew, R. M. (2015). Uncertainty in temperature response of current consumption-based emissions estimates. Earth System Dynamics, 6(1), 287-309. Disponible à : https://doi.org/10.5194/esd-6-287-2015

Kastner et al. 2014
Kastner, T., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Haberl, H., & Krausmann, F. (2014). Cropland area embodied in international trade: Contradictory results from different approaches. Ecological Economics, 104, 140-144. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.003

Kondo et al. 2004 Fiche détaillée n°84
Kondo, Y., & Nakamura, S. (2004). Evaluating alternative life-cycle strategies for electrical appliances by the waste input-output model. The International Journal of Life Cycle Assessment, 9(4), 236-246. Disponible à : https://doi.org/10.1007/BF02978599

Larsen et Hertwich 2010
Larsen, H. N., & Hertwich, E. G. (2010). Identifying important characteristics of municipal carbon footprints. Ecological Economics, 70(1), 60-66. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.001

Lee 2018 Fiche détaillée n°214
Lee, D. H. (2019). Building evaluation model of biohydrogen industry with circular economy in Asian countries. International journal of hydrogen energy, 44(6), 3278-3289. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.09.069

Lee et al., 2021 Fiche détaillée n°347
Lee, J., Taherzadeh, O., & Kanemoto, K. (2021). The scale and drivers of carbon footprints in households, cities and regions across India. Global Environmental Change, 66, 102205. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102205

Lenzen 2001
Lenzen, M. (2000). Errors in conventional and Input-Output—based Life—Cycle inventories. Journal of industrial ecology, 4(4), 127-148. Disponible à : https://doi.org/10.1162/10881980052541981

Lenzen et al. 2008 Fiche détaillée n°241
Lenzen, M., Wood, R., & Foran, B. (2008). Direct versus embodied energy–the need for urban lifestyle transitions. In Urban energy transition (pp. 91-120). Elsevier. Disponible à : https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045341-5.00004-9

Lenzen et al. 2010
Lenzen, M., Wood, R., & Wiedmann, T. (2010). Uncertainty analysis for multi-region input–output models–a case study of the UK's carbon footprint. Economic Systems Research, 22(1), 43-63. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535311003661226

Lenzen et al. 2013
Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., & Geschke, A. (2013). Building Eora: a global multi-region input–output database at high country and sector resolution. Economic Systems Research, 25(1), 20-49. Disponible à : http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09535314.2013.769938#abstract

Long et al. 2017
Long, Y., Yoshida, Y., & Dong, L. (2017). Exploring the indirect household carbon emissions by source: Analysis on 49 Japanese cities. Journal of Cleaner Production, 167, 571-581. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.159

Meglin et al. 2021 Fiche détaillée n°11
Meglin, R., Kytzia, S., & Habert, G. (2022). Regional circular economy of building materials: Environmental and economic assessment combining Material Flow Analysis, Input-Output Analyses, and Life Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology, 26(2), 562-576. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.13205

Meglin et al. 2022 Fiche détaillée n°1
Meglin, R., Kytzia, S., & Habert, G. (2022). Uncertainty, variability, price changes and their implications on a regional building materials industry: The case of Swiss canton Argovia. Journal of Cleaner Production, 330, 129944. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129944

Mendoza et al. 2018
Mendoza Beltran, A., Cox, B., Mutel, C., van Vuuren, D. P., Font Vivanco, D., Deetman, S., ... & Tukker, A. (2020). When the background matters: using scenarios from integrated assessment models in prospective life cycle assessment. Journal of Industrial Ecology, 24(1), 64-79. Disponible à : https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jiec.12825

Merciai et Schmidt 2018
Merciai, S., & Schmidt, J. (2018). Methodology for the construction of global multi-regional hybrid supply and use tables for the EXIOBASE v3 database. Journal of Industrial Ecology, 22(3), 516-531. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12713

Mercure et al. 2018
Mercure, J. F., Pollitt, H., Edwards, N. R., Holden, P. B., Chewpreecha, U., Salas, P., ... & Vinuales, J. E. (2018). Environmental impact assessment for climate change policy with the simulation-based integrated assessment model E3ME-FTT-GENIE. Energy strategy reviews, 20, 195-208. Disponible à: https://doi.org/10.1016/j.esr.2018.03.003

Meyer et al. 2015 Fiche détaillée n°227
Meyer, B., Distelkamp, M., & Beringer, T. (2015). Report about integrated scenario interpretation. GINFORS/LPJmL results. Deliverable, 3. Disponible à : https://www.ucl.ac.uk/polfree/publications/publications-2014/report-d37a.pdf

PROVISOIRE

Meyer et al. 2018 Fiche détaillée n°215
Meyer, M., Hirschnitz-Garbers, M., & Distelkamp, M. (2018). Contemporary Resource Policy and Decoupling Trends—Lessons Learnt from Integrated Model-Based Assessments. Sustainability, 10(6), 1858. Disponible à :https://doi.org/10.3390/su10061858

Minx et Baiocchi 2009
Minx JC, Baiocchi G (2009). Time Use and Sustainability: An Input-Output Approach in Mixed Units. Chapitre du Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. Eco-Efficiency in Industry and Science, vol 23. Springer, Dordrecht. Disponible à : https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5737-3_38

Minx et al. 2013
Minx, J., Baiocchi, G., Wiedmann, T., Barrett, J., Creutzig, F., Feng, K., ... & Hubacek, K. (2013). Carbon footprints of cities and other human settlements in the UK. Environmental Research Letters, 8(3), 035039. Disponible à : https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/8/3/035039/meta

Mongelli et al. (2009) Fiche détaillée n°285-91
Mongelli I, Tassielli G, Notarnicola B, Carbon Tax and its Short-Term Effects in Italy: An Evaluation Through the Input-Output Model. Chapitre du Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. Eco-Efficiency in Industry and Science, vol 23. Springer, Dordrecht. Disponible à : https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5737-3_38

Moran et Wood 2014
Moran, D., & Wood, R. (2014). Convergence between the Eora, WIOD, EXIOBASE, and OpenEU's consumption-based carbon accounts. Economic Systems Research, 26(3), 245-261. Disponible à :https://doi.org/10.1080/09535314.2014.935298

Mutel 2017 Fiche détaillée n° 336
Mutel, C. (2017). Brightway: an open source framework for life cycle assessment. Journal of Open Source Software, 2(12), 236. Disponible à : https://doi.org/10.21105/joss.00236

Nakamura 1999 Fiche détaillée n°96
Nakamura, S. (1999). An interindustry approach to analyzing economic and environmental effects of the recycling of waste. Ecological economics, 28(1), 133-145. Disponible à : https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00031-7

Nakamura et Kondo 2002
Nakamura, S., & Kondo, Y. (2002). Input-output analysis of waste management. Journal of industrial ecology, 6(1), 39-63. Disponible à : https://doi.org/10.1162/108819802320971632

Nakamura et Kondo 2006 Fiche détaillée n°76
Nakamura, S., & Kondo, Y. (2006). A waste input–output life-cycle cost analysis of the recycling of end-of-life electrical home appliances. Ecological Economics, 57(3), 494-506. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.05.002

Nathani et al. 2019 Fiche détaillée n°178
Nathani, C., Frischknecht, R., Hellmüller, P., Alig, M., Stolz, P., & Tschümperlin, L. (2019). Environmental hotspots in the supply chain of Swiss companies. Rütter Soceco AG & treeze Ltd.: Uster, Switzerland. Disponible à : https://treeze.ch/fileadmin/user_upload/downloads/Publications/Case_Studies/Lifestyles/629_UHU_FinalReport_EN_v1.8.pdf

Nishijima 2017 Fiche détaillée n°126
Nishijima, D. (2017). The role of technology, product lifetime, and energy efficiency in climate mitigation: A case study of air conditioners in Japan. Energy Policy, 104, 340-347. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.01.045

Ottelin et al., 2019
Ottelin, J., Ala-Mantila, S., Heinonen, J., Wiedmann, T., Clarke, J., & Junnila, S. (2019). What can we learn from consumption-based carbon footprints at different spatial scales? Review of policy implications. Environmental Research Letters, 14(9), 093001. Disponible à : https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab2212/meta

Ottelin et al. 2020 Fiche détaillée n°137
Ottelin, J., Cetinay, H., & Behrens, P. (2020). Rebound effects may jeopardize the resource savings of circular consumption: evidence from household material footprints. Environmental Research Letters, 15(10), 104044. Disponible à : https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abaa78/meta

Owen et al. 2016 Fiche détaillée n°345
Owen, A., Wood, R., Barrett, J., & Evans, A. (2016). Explaining value chain differences in MRIO databases through structural path decomposition. Economic Systems Research, 28(2), 243-272. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2015.1135309

Page et al. 2021a
Page, M.J., McKenzie, J.E., Bossuyt, P.M., Boutron, I., Hoffmann, T.C., Mulrow, C.D., Shamseer, L., Tetzlaff, J.M., Akl, E.A., Brennan, S.E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J.M., Hróbjartsson, A., Lalu, M.M., Li, T., Loder, E.W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., McGuinness, L.A., Stewart, L.A., Thomas, J., Tricco, A.C., Welch, V.A., Whiting, P., Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. BMJ. https://doi.org/10.1136/bmj.n71

Page et al. 2021b
Page, M.J., Moher, D., Bossuyt, P.M., Boutron, I., Hoffmann, T.C., Mulrow, C.D., Shamseer, L., Tetzlaff, J.M., Akl, E.A., Brennan, S.E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J.M., Hróbjartsson, A., Lalu, M.M., Li, T., Loder, E.W., Mayo-Wilson, E., Mcdonald, S., Mcguinness, L.A., Stewart, L.A., Thomas, J., Tricco, A.C., Welch, V.A., Whiting, P., Mckenzie, J.E., (2021). PRISMA 2020 explanation and elaboration: Updated guidance and exemplars for reporting systematic reviews. BMJ. https://doi.org/10.1136/bmj.n160

Pascual-González et al 2016 Fiche détaillée n°327

PROVISOIRE

Pascual-González, J., Jiménez-Esteller, L., Guillén-Gosálbez, G., Siirola, J. J., & Grossmann, I. E. (2016). Macro-economic multi-objective input–output model for minimizing CO2 emissions: Application to the US economy. AIChE Journal, 62(10), 3639-3656. Disponible à : https://doi.org/10.1002/aic.15376

Pauliuk et al. 2017 Fiche détaillée n°81
Pauliuk, S., Kondo, Y., Nakamura, S., & Nakajima, K. (2017). Regional distribution and losses of end-of-life steel throughout multiple product life cycles—Insights from the global multiregional MaTrace model. Resources, Conservation and Recycling, 116, 84-93. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.029

Pehl et al. 2017
Pehl, M., Arvesen, A., Humpenöder, F. et al. Understanding future emissions from low-carbon power systems by integration of life-cycle assessment and integrated energy modelling. Nat Energy 2, 939–945 (2017). Disponible à : https://doi.org/10.1038/s41560-017-0032-9

Pimenteira et al. 2005 Fiche détaillée n°156
Pimenteira, C. A. P., Carpio, L. G. T., Rosa, L. P., & Tolmansquim, M. T. (2005). Solid wastes integrated management in Rio de Janeiro: input–output analysis. Waste Management, 25(5), 539-553. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.08.008

Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M., & Osset, P. (2015). Monetary valuation in life cycle assessment: a review. Journal of Cleaner Production, 86, 170-179. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007

Rademaekers et al. (2018) Fiche détaillée n°218
Rademaekers et al., Cambridge Econometrics (2018). Environmental potential of the collaborative economy: final report and annexes. Disponible à : https://doi.org/10.2779/518554

Reutter et al. 2017 Fiche détaillée n°85
Reutter, B., Lant, P., Reynolds, C., & Lane, J. (2017). Food waste consequences: Environmentally extended input-output as a framework for analysis. Journal of Cleaner Production, 153, 506-514. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.104

Reynolds et al. 2015 Fiche détaillée n°90
Reynolds, C. J., Piantadosi, J., & Boland, J. (2015). Rescuing food from the organics waste stream to feed the food insecure: an economic and environmental assessment of Australian food rescue operations using environmentally extended waste input-output analysis. Sustainability, 7(4), 4707-4726. Disponible à : https://doi.org/10.3390/su7044707

Rockström et al . (2009)
Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS III, Lambin E, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, De Wit C A, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J (2009) Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. Ecol Soc 14 (Art. 32). https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32

Rodrigues et al. 2016 Fiche détaillée n°120
Rodrigues, J. F., Lorena, A., Costa, I., Ribeiro, P., & Ferrao, P. (2016). An Input-Output Model of Extended Producer Responsibility. Journal of Industrial Ecology, 20(6), 1273-1283. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12401

Rodrigues et al. 2018 Fiche détaillée n°269
Rodrigues, J. F., Moran, D., Wood, R., & Behrens, P. (2018). Uncertainty of consumption-based carbon accounts. Environmental science & technology, 52(13), 7577-7586. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00632

Sanfelix et al. (2016) Fiche détaillée n°171
Sanfelix, J., De la Rúa, C., Schmidt, J. H., Messagie, M., & Van Mierlo, J. (2016). Environmental and economic performance of an li-ion battery pack: A multiregional input-output approach. Energies, 9(8), 584. Disponible à : https://doi.org/10.3390/en9080584

Schandl et al. 2016 Fiche détaillée n°216
Schandl, H., Hatfield-Dodds, S., Wiedmann, T., Geschke, A., Cai, Y., West, J., ... & Owen, A. (2016). Decoupling global environmental pressure and economic growth: scenarios for energy use, materials use and carbon emissions. Journal of cleaner production, 132, 45-56. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.100

Scherer et al 2016  Fiche détaillée n°316
Scherer, L., & Pfister, S. (2016). Global biodiversity loss by freshwater consumption and eutrophication from Swiss food consumption. Environmental science & technology, 50(13), 7019-7028. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00740

Scherer et al. 2019 Fiche détaillée n°136
Scherer, L., Behrens, P., & Tukker, A. (2019). Opportunity for a dietary win-win-win in nutrition, environment, and animal welfare. One Earth, 1(3), 349-360. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.020

Schmidt et al. 2015
Schmidt, J. H., Weidema, B. P., & Brandão, M. (2015). A framework for modelling indirect land use changes in life cycle assessment. Journal of Cleaner Production, 99, 230-238. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013

Schmidt et al. 2019 Fiche détaillée n°325
Schmidt, S., Södersten, C. J., Wiebe, K., Simas, M., Palm, V., & Wood, R. (2019). Understanding GHG emissions from Swedish consumption – Current challenges in reaching the generational goal. Journal of Cleaner Production, 212, 428-437. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.060

Schoer et al. 2013 Fiche détaillée n°144
Schoer, K., Wood, R., Arto, I., & Weinzettel, J. (2013). Estimating raw material equivalents on a macro-level: comparison of multi-regional input–output analysis and hybrid LCI-IO. Environmental science & technology, 47(24), 14282-14289. Disponible à : https://doi.org/10.1021/es404166f

PROVISOIRE

Shigetomi et al 2015 Fiche détaillée n°107
Shigetomi, Y., Nansai, K., Kagawa, S., & Tohno, S. (2015). Trends in Japanese households' critical-metals material footprints. Ecological Economics, 119, 118-126. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.08.010

Skelton et al. 2013 Fiche détaillée n°109
Skelton, A. C., & Allwood, J. M. (2013). The incentives for supply chain collaboration to improve material efficiency in the use of steel: an analysis using input output techniques. Ecological economics, 89, 33-42. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.01.021

Södersten et al 2020 Fiche détaillée n°247
Södersten, C. J., Wood, R., & Wiedmann, T. (2020). The capital load of global material footprints. Resources, Conservation and Recycling, 158, 104811. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104811

Song et al. 2019
Song, K., Qu, S., Taiebat, M., Liang, S., & Xu, M. (2019). Scale, distribution and variations of global greenhouse gas emissions driven by US households. Environment international, 133, 105137. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105137

Stadler 2018 Fiche détaillée n°204
Stadler, K. (2021). Pymrio–A python based multi-regional input-output analysis toolbox. Disponible à : http://dx.doi.org/10.5334/jors.251

Stadler et al. 2018
Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T., Södersten, C. J., Simas, M., Schmidt, S., ... & Tukker, A. (2018). EXIOBASE 3: Developing a time series of detailed environmentally extended multi-regional input-output tables. Journal of Industrial Ecology, 22(3), 502-515. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.12715

Statistics Sweden 2015
Statistics Sweden. (2015). Carbon Dioxide Emissions from Swedish Final Consumption 1995–2009

Steubing et al. 2020 Fiche détaillée n°334
Steubing, B., de Koning, D., Haas, A., & Mutel, C. L. (2020). The Activity Browser—An open source LCA software building on top of the brightway framework. Software Impacts, 3, 100012. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.simpa.2019.100012

Strømman et Duchin (2006)
Strømman, H. A., & Duchin, F. (2006). A world trade model with bilateral trade based on comparative advantage. Economic Systems Research, 18(3), 281-297. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535310600844300

Suh et al. 2004
Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., ... & Norris, G. (2004). System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. Environmental science & technology, 38(3), 657-664. Disponible à : https://doi.org/10.1021/es0263745

Suh et Huppes 2009
Suh S, Huppes G. (2009). Methods in the Life Cycle Inventory of a Product dans le Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. Eco-Efficiency in Industry and Science, vol 23. Springer, Dordrecht. Disponible à : https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5737-3_38

Suh S et al. 2009
Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. Eco-Efficiency in Industry and Science, vol 23. Springer, Dordrecht. Disponible à : https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5737-3_38

Takase et al. 2005 Fiche détaillée n°70
Takase, K., Kondo, Y., & Washizu, A. (2005). An analysis of sustainable consumption by the waste input-output model. Journal of Industrial Ecology, 9(1-2), 201-219. Disponible à : https://doi.org/10.1162/1088198054084653

Timmer et al. 2012
Timmer, M., Erumban, A. A., Gouma, R., Los, B., Temurshoev, U., de Vries, G. J., ... & Streicher, G. (2012). The world input-output database (WIOD): contents, sources and methods (No. 20120401). Institue for International and Development Economics. Disponible à : https://ideas.repec.org/p/lnz/wpaper/20120401.html

Többen (2017) Fiche détaillée n°312
Többen, J. (2017). On the simultaneous estimation of physical and monetary commodity flows. Economic Systems Research, 29(1), 1-24. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2016.1271774

Tomas et al. 2020 Fiche détaillée n°326
Tomás, M., López, L. A., & Monsalve, F. (2020). Carbon footprint, municipality size and rurality in Spain: Inequality and carbon taxation. Journal of Cleaner Production, 266, 121798. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121798

Towa et al. 2020
Towa, E., Zeller, V., & Achten, W. M. (2020). Input-output models and waste management analysis: A critical review. Journal of Cleaner Production, 249, 119359. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119359

Towa et al. 2021 Fiche détaillée n°5
Towa, E., Zeller, V., & Achten, W. M. (2021). Circular economy scenario modelling using a multiregional hybrid input-output model: The case of Belgium and its regions. Sustainable Production and Consumption, 27, 889-904. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.02.012

Tsukui et al. (2017) Fiche détaillée n°133

PROVISOIRE

Tsukui, M., Ichikawa, T., & Kagatsume, M. (2017). Repercussion effects of consumption by domestic tourists in Tokyo and Kyoto estimated using a regional waste input–output approach. Journal of Economic Structures, 6(1), 1-17. Disponible à : https://doi.org/10.1186/s40008-017-0061-3

Wang et al. (2019) Fiche détaillée n°24
Wang, J., Wang, K., Shi, X., & Wei, Y. M. (2019). Spatial heterogeneity and driving forces of environmental productivity growth in China: would it help to switch pollutant discharge fees to environmental taxes? Journal of cleaner production, 223, 36-44. Disponible à : https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.045

Weidema et al 2015 Fiche détaillée n°200
Weidema B, Mutel C, Merciai S, Schmidt J, de Saxcé M, Muñoz I et al. (2017). BONSAI: Big Open Network for Sustainability Information. Peu d'éléments OS disponibles à ce jour. Disponible à : https://bonsai.uno/

Weidema et al 2016 Fiche détaillée n°305
Weidema B, de Saxcé M, Muñoz I. (2016). Environmental impacts of alcoholic beverages as distributed by the Nordic Alcohol Monopolies 2014. Disponible à : https://www.vinbudin.is/Portaldata/1/Resources/um_atvr/umhverfid/Environmental_impacts_of_alcoholic_beverages_as_distributed_by_the_Nordic_Alcohol_Monopolies_2014_final_report_20161230_3.pdf

Wiebe et al. (2018) Fiche détaillée n°29
Wiebe, K. S., Bjelle, E. L., Többen, J., & Wood, R. (2018). Implementing exogenous scenarios in a global MRIO model for the estimation of future environmental footprints. Journal of Economic Structures, 7(1), 1-18. Disponible à : https://journalofeconomicstructures.springeropen.com/track/pdf/10.1186/s40008-018-0118-y.pdf

Wiebe et al. 2019 Fiche détaillée n°25
Wiebe, K. S., Harsdorff, M., Montt, G., Simas, M. S., & Wood, R. (2019). Global circular economy scenario in a multiregional input–output framework. Environmental science & technology, 53(11), 6362-6373. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01208

Wiedmann et al., 2015 Fiche détaillée n°40
Wiedmann, T. O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., & Kanemoto, K. (2015). The material footprint of nations. Proceedings of the national academy of sciences, 112(20), 6271-6276. Disponible à : https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110

Wieland et al. 2018
Wieland, H., Giljum, S., Bruckner, M., Owen, A., & Wood, R. (2018). Structural production layer decomposition: a new method to measure differences between MRIO databases for footprint assessments. Economic Systems Research, 30(1), 61-84. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2017.1350831

Wieland 2020 Fiche détaillée n°319 à ajouter dans la partie ressources
Wieland, H., & Giljum, S. (2019). Constructing global physical input-output tables for iron and steel. FINEPRINT Brief, (7). Disponible à :https://www.fineprint.global/publications/briefs/iron-steel-piot/

Wieland et al. 2021 Fiche détaillée n°10
Wieland, H., Lenzen, M., Geschke, A., Fry, J., Wiedenhofer, D., Eisenmenger, N., ... & Giljum, S. (2022). The PIOLab: Building global physical input–output tables in a virtual laboratory. Journal of Industrial Ecology, 26(3), 683-703. Disponible à : https://doi.org/10.1111/jiec.13215

Wilting 2012
Wilting, H. C. (2012). Sensitivity and uncertainty analysis in MRIO modelling; some empirical results with regard to the Dutch carbon footprint. Economic Systems Research, 24(2), 141-171. Disponible à : https://doi.org/10.1080/09535314.2011.628302

Winning et al. 2017 Fiche détaillée n°102
Winning, M., Calzadilla, A., Bleischwitz, R., & Nechifor, V. (2017). Towards a circular economy: insights based on the development of the global ENGAGE-materials model and evidence for the iron and steel industry. International Economics and Economic Policy, 14(3), 383-407. Disponible à : https://doi.org/10.1007/s10368-017-0385-3

Wohlin 2014
Wohlin, C. (2014). Guidelines for snowballing in systematic literature studies and a replication in software engineering. In Proceedings of the 18th international conference on evaluation and assessment in software engineering (pp. 1-10). Disponible à : https://doi.org/10.1145/2601248.2601268

Wood et al. 2014
Wood, R., Stadler, K., Bulavskaya, T., Lutter, S., Giljum, S., De Koning, A., ... & Tukker, A. (2014). Global sustainability accounting—Developing EXIOBASE for multi-regional footprint analysis. Sustainability, 7(1), 138-163. Disponible à : https://doi.org/10.3390/su7010138

Yamano et al. 2006
Yamano, N., & Ahmad, N. (2006). The OECD input-output database: 2006 edition. Disponible à :https://www.oecd-ilibrary.org/science-and-technology/the-oecd-input-output-database_308077407044

Zeng et al. 2020 Fiche détaillée n°210
Zeng, L., & Ramaswami, A. (2020). Impact of locational choices and consumer behaviors on personal land footprints: An exploration across the urban–rural continuum in the United States. Environmental Science & Technology, 54(6), 3091-3102. Disponible à : https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06024

PROVISOIRE

# INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAUX

Tableau 1 – Caractéristiques des 5 socles de bases de données les plus utilisées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 13
Tableau 2 – Caractéristiques des modélisations d'arrière-plan des analyses EEMRIO recensées ..... 14
Tableau 3 – Vue d'ensemble des modèles utilisés dans les 27 études prospectives analysées par Aguilar et al. (2021a) ..... 30

FIGURES

Figure 1 – Méthode PRISMA pour identifier les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi (Page et al 2021a et 2021b) ..... 9
Figure 2 – Principaux commanditaires des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 10
Figure 3 – Principaux prestataires des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 11
Figure 4 – Principaux indicateurs des analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 11
Figure 5 – Principaux secteurs étudiés dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 12
Figure 6 – Les 10 principales régions étudiées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 12
Figure 7 – Socles de bases de données utilisés majoritairement dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 13
Figure 8 – Versions d'Exiobase utilisées dans les analyses EEMRIO appliquées à l'ECi ..... 14
Figure 9 – Classement des enregistrements selon les thèmes d'ECi portés par l'ADEME ..... 15
Figure 10 – Classement des interventions ECi : interventions terrain versus instruments de politique publiques ..... 15
Figure 11 – Performance des interventions ECi selon les trois indicateurs les plus évalués au niveau national ..... 20
Figure 12 – Performance des interventions ECi sur les trois indicateurs les plus évalués au niveau mondial ..... 21
Figure 13 – Conceptualisation d'un modèle simple et d'un modèle structurel (De Koning 2018) ..... 28
Figure 14 – Conceptualisation d'un modèle macro-économique et classification de modèles macro-économiques (De Koning 2018) ..... 29
Figure 15 – Conceptualisation des frontières de système d'un modèle intégré (IAM) et classification des IAM avec exemples (de Koning 2018) ..... 29
Figure 16 – Vue d'ensemble de la méthode proposée par Font Vivanco et al. (2021) pour calculer les effets rebonds ..... 31
Figure 17 – Pourcentages médians d'augmentation du score d'impact après hybridation sur 13 indicateurs pour 12 catégories de produits (Agez et al. 2021) ..... 36

PROVISOIRE

# SIGLES ET ACRONYMES

| | |
|---|---|
| **ABM** | Modèles de Comportements d'Agents – *Agent Based Modelling* |
| **ACV** | Analyse du Cycle de vie (ISO 14040) |
| **ADEME** | Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie |
| **DEC** | Direction Économie Circulaire |
| **ECi** | Économie Circulaire |
| **EE** | Extensions Environnementales |
| **EEIO** | IO Étendues à l'Environnement – *Environmentally Extended IO* |
| **EEMRIO** | MRIO Étendues à l'Environnement – *Environmentally Extended MRIO* |
| **EGC** | Équilibre Général Calculable – *Computable General Equilibrium* (CGE) |
| **HBS** | Enquêtes de Consommation des Ménages – *Household Budget Surveys* |
| **HIO** | Analyse IO hybride – *Hybrid Input-Output* |
| **IAM** | Modèles d'évaluation intégrés – *Integrated Assessment Models* |
| **ICV** | Inventaire du Cycle de Vie (ISO 14042) – *Life Cycle Inventory* |
| **IOA** | Analyse Entrées-Sorties – *IO Analysis* |
| **IOT** | Tableau Entrées-Sorties – *IO Table* |
| **LCA** | Analyse du Cycle de Vie – *Life Cycle Assessment* |
| **LCI** | Inventaire du Cycle de Vie – *Life Cycle Inventory* |
| **MEGC** | Modèle d'équilibre général calculable – *Computable General Equilibrium (CGE)* |
| **MFA** | Analyse des Flux de Matières – *Material Flow Analysis* |
| **MR** | Multi-Régionale |
| **OS** | *Open-Source* |
| **PSUTs** | Physical Supply and Use tables |
| **SRIO** | Entrées-Sorties à région unique – *Single Region Input Output* |
| **SUTs** | Table d'Offre et Demande – Supply and Use Tables |

PROVISOIRE

| | |
|---|---|
| **WEIO** | Entrées-Sorties des déchets étendues à l'environnement – *Waste Extended IO* |
| **WIO** | Entrées-Sorties des déchets – *Waste Input Output* |
| **WSUT** | Table d'Offre et Demande étendue aux déchets – *Waste Supply and Use Table* |

PROVISOIRE

# ANALYSES EEMRIO APPLIQUÉES À L'ECi

Cet état de l'art cherche à recenser l'ensemble des analyses EEMRIO appliquées à l'Économie Circulaire (ECi).

La Direction de l'ECi de l'ADEME a orienté cet état de l'art vers les analyses prospectives, les évaluations de politiques publiques et de l'influence du comportement du consommateur.

Parmi les interventions ECi classiques, les effets du traitement des déchets, du recyclage, de l'allongement de la durée de vie, et du ré-emploi ou interventions RRR sont les plus étudiés via des analyses EEMRIO. Les effets de l'éco-conception ou de l'économie de la fonctionnalité sont plus rarement étudiés.

Pour adresser les questions portées par la DEC, cet état de l'art présente également les études prospectives, les évaluations de politiques publiques et des études sur l'influence du comportement du consommateur liées à l'ECi.

Les limites techniques et méthodologiques des analyses EEMRIO sont présentées via une sélection d'analyses comparatives et d'évaluations des incertitudes sur des cas d'études ou des bases de données. Les possibilités de couplages de modèles EEMRIO avec d'autres modèles (EGC, comportements d'agents, micro-simulations, ACV/ICV de type *bottom-up* etc.) sont également explorées.

Cet état de l'art révèle des avancées importantes en termes d'analyses prospectives sur le changement climatique. Quelques avancées moins importantes sur l'empreinte déchets, l'utilisation de ressources, la création d'emploi ou le PIB.

Ces évaluations ne sont pas étendues à tous les indicateurs de l'ACV classique alors que des extensions IO sont disponibles : l'utilisation des sols et la consommation d'eau (entre autres).

***Cet état de l'art laisse des zones d'ombres à explorer***

Le potentiel des interventions d'éco-conception, d'économie de la fonctionnalité, de l'écologie industrielle et territoriale *etc.*

*L*'optimisation des stratégies ECi via l'évaluation de la combinaison des interventions sur le terrain et des instruments de politiques publiques les plus adaptés

L'évaluation de la performance des stratégies d'ECi sur des indicateurs autres que le changement climatique, tels que les coûts, la consommation d'eau ou l'utilisation des sols.

Les conséquences d'un investissement dans une intervention plutôt qu'une autre : gestion des déchets versus éco-conception.

***L'approche macro de l'analyse EEMRIO est un atout majeur pour optimiser une stratégie de transition vers une économie circulaire.***

PROVISOIRE

## L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols… - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'**ADEME**

**FAITS ET CHIFFRES**
L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.

**CLÉS POUR AGIR**
L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.

**ILS L'ONT FAIT**
L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.

**EXPERTISES**
L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard

**HORIZONS**
L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.

PROVISOIRE