



HAL
open science

Approche d'éco-conception basée sur la combinaison de l'Analyse de Cycle de Vie et de l'Analyse de Sensibilité.

Andy Andrianandraina

► To cite this version:

Andy Andrianandraina. Approche d'éco-conception basée sur la combinaison de l'Analyse de Cycle de Vie et de l'Analyse de Sensibilité.: Cas d'application sur le cycle de vie du matériau d'isolation thermique biosourcé, le béton de chanvre.. Eco-conception. Ecole Centrale de Nantes (ECN), 2014. Français. NNT: . tel-01202139

HAL Id: tel-01202139

<https://hal.science/tel-01202139>

Submitted on 18 Sep 2015

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

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

Thèse de Doctorat

ANDRIANANDRAINANA

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Ecole Centrale de Nantes
sous le label de L'Université Nantes Angers Le Mans*

École doctorale : Sciences Pour l'Ingénieur, Géosciences, Architecture

Discipline : Génie Civil

Unité de recherche : *Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de
l'Aménagement et des Réseaux*

Soutenue le : 13 Novembre 2014

Approche d'éco-conception basée sur la combinaison de l'Analyse de Cycle de Vie et de l'Analyse de Sensibilité

**Cas d'application sur le cycle de vie du matériau d'isolation
thermique biosourcé, le béton de chanvre**

JURY

Président : **Denis BREYSSE**, Professeur des universités, Université de Bordeaux
Rapporteurs : **Isabelle BLANC**, Maitre de recherche, Mines Paristech
Bernard YANNOU, Professeur des universités, Ecole centrale Paris
Examineurs : **Gilles ESCADEILLAS**, Professeur des universités, Université de Toulouse
Rachida IDIR, Chargée de recherche, CEREMA
Emmanuel ROZIERE, Maitre de conférences, Ecole centrale Nantes
Directeur de Thèse : **Anne VENTURA**, Chargée de recherche, Université de Nantes
Co-directeur de Thèse : **Bogdan CAZACLIU**, Directeur de recherche, IFSTTAR de Nantes

Remerciements

Je tiens à remercier :

ma directrice de thèse, Anne VENTURA de la chaire génie civil et éco construction de l'Université de Nantes pour m'avoir fait confiance en me proposant ce sujet de thèse et aussi pour son encadrement et son aide précieuse ;

mes co-encadrants Hayo van der WERF de l'INRA de Rennes et Rachida IDIR du CEREMA de Provins pour leurs encadrements et leurs aides ;

Philippe POULLAIN (Université de Nantes, laboratoire GeM), pour son appui sur la partie échanges thermiques et Tristan SENGA KIESSE (Université de Nantes, laboratoire GeM) pour son appui sur la partie statistiques ;

mon co-directeur de thèse Bogdan CAZACLIU, directeur du laboratoire GPEM de l'IFSTTAR de Nantes de m'avoir accueilli au sein de son équipe, et aussi pour son encadrement et ses conseils tout au long de la thèse ;

les membres du jury d'avoir acceptés d'apporter leur expertise pour évaluer ce travail de thèse ;

l'ADEME et la Région Pays de la Loire pour leurs soutiens financiers, ainsi que les l'IFSTTAR de Nantes, l'INRA de Rennes, le CETE de Melun pour leur soutien lors de la mise en place de cette thèse ;

les membres de mon comité de suivi de thèse : Bernard BOURGES de l'Ecole des Mines de Nantes, Jack LEGRAND de l'Université de Nantes (laboratoire GEPEA), Bernard KUREK de l'INRA Reims, Abdelhafid KHELIDJ de l'Université de Nantes (laboratoire GeM) pour leur disponibilité et leur appui ;

les membres de l'association AgorACV pour les discussions et échanges intéressants ;

mes collègues du GPEM de l'IFSTTAR de Nantes ainsi que ceux de l'équipe SAS de l'INRA de Rennes pour les moments partagés ;

Franck, Nicole et Karine pour leurs aides ;

les stagiaires du CETE de Melun Roland et ceux de Polytech de Saint-Nazaire Virginie et Laurent.

ma famille de MADAGASCAR qui m'a toujours encouragée et soutenue tout au long de mon parcours, ainsi que la famille HUCHET de Bouaye qui nous a accueillies.

les personnes qui ont contribué de loin ou de près à l'aboutissement de ce travail de thèse, que j'aurai oublié de citer, merci du fond du cœur.

et les derniers et non les moindres, mon épouse Minosoa, ma fille Finoana et mon fils Mirija pour leurs soutiens et leur patience.

Résumé étendu

Mots clés: *matériaux bio-sourcés, agriculture, modèle d'inventaire, midpoint, indices de Sobol, analyse de Morris, acteur économique, leviers d'action.*

Introduction et problématique

En contraste avec l'augmentation constante de la consommation des ressources mondiales en énergie fossile et en minéraux, la quantité de ressources nouvellement découvertes ne cesse de diminuer du fait de leur caractère limité et non renouvelable (Bentley 2002; Le Pochat 2005; Sorrell et al. 2010). Dans le même temps, les impacts des activités humaines sur l'environnement augmentent constamment. Ces constatations ont amené au concept de développement durable énoncé comme « répondre aux besoins actuels de l'Humanité sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (Brundtland 1987). Afin de réduire les consommations de ressources et les impacts des activités humaines sur l'environnement, de nombreuses approches et outils existent. Une de celles-ci, très utilisée dans le monde industriel, est l'éco-conception.

Baumann et al. (2002) ont identifié plus de 200 outils d'éco-conception. Ces outils diffèrent de par les résultats qu'ils fournissent, et de par leurs domaines d'application. Les méthodes peuvent fournir des résultats qualitatifs ou quantitatifs (Unger et al. 2008). Parmi les approches quantitatives, les outils basés sur des inventaires ou sur des indicateurs méritent d'être distingués. Les approches inventaires quantifient des flux de matières, tandis que les approches indicateurs quantifient un ou plusieurs indicateurs des impacts sur l'environnement générés par ces flux. Les outils d'éco-conception peuvent également être classés selon leurs domaines d'application (Baumann et al. 2002), pour analyser des produits, des procédés, des sous-systèmes, des systèmes... Ces contextes d'application variés sont classés en 4 niveaux de conception par Le Pochat (2005): (1) améliorer un ou plusieurs aspects environnementaux d'un produit existant, (2) concevoir ou reconcevoir un produit, (3) améliorer ou changer les fonctionnalités d'un produit, (4) améliorer ou changer un système de production. Parmi les différents objectifs d'éco-conception, un objectif important consisterait à identifier des leviers d'action pour chacun des acteurs économiques associés à chacun des sous-systèmes présents dans le cycle de vie d'un produit étudié. Selon les concepts proposés par Tillman (2000), un acteur économique peut être défini comme la personne (physique ou morale) qui dispose de choix et de contrôles concernant les intrants et les procédés mis en œuvre dans un sous-système spécifique défini comme le système de premier-plan.

Nous avons effectué une revue de certains outils d'éco-conception, choisis comme représentatifs des différentes classifications identifiées plus haut. Nous avons caractérisé ces outils selon les critères suivants :

- *Démonstrativité*: capacité à quantifier les améliorations environnementales ;
- *Traçabilité*: capacité à identifier les points chauds environnementaux (qui peuvent être des phases du cycle de vie, des sous-systèmes, des processus...);
- *Efficience*: capacité à identifier les transferts d'impacts environnementaux entre les sous-systèmes ou entre différentes catégories d'impacts ;
- *Complétude*: capacité à prendre en compte plus d'un point environnemental clé ;
- *Évaluation des incertitudes*: capacité à identifier les sources de variabilité et d'incertitudes et à les quantifier.

Les outils qualitatifs sont généralement préférés par les concepteurs, car ils sont simples à utiliser et à interpréter. Cependant, ces outils ne sont en général ni démonstratifs, ni traçables, ni efficaces ni complets. Les outils quantitatifs basés sur l'inventaire ne sont ni démonstratifs, ni efficaces ni complets car ces outils ne fournissent pas d'indicateurs quantifiés sur les effets environnementaux. Certains outils basés sur un seul indicateur ne sont ni efficaces ni complets car ils ne peuvent pas saisir de possibles transferts d'impacts.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) apparaît comme le cadre méthodologique le plus démonstratif, traçable, efficace et complet. Ness et al. (2007) affirment que l'ACV est l'outil d'évaluation environnementale le plus abouti. Malgré cette reconnaissance, selon Millet et al. (2007), "l'ACV n'est pas un outil adapté pour le concepteur". Cette inadéquation de l'ACV à l'éco-conception peut s'expliquer par les points suivants.

- Le besoin de données : l'ACV ne peut être appliquée que sur des produits bien connus et bien décrits (Guinée et al. 2002). De ce point de vue, l'ACV ne peut être utilisée que pour évaluer les qualités environnementales d'un produit existant mais pas pour l'optimisation ou la conception d'un nouveau produit.
- Les incertitudes et variabilités sur les résultats: c'est une des raisons principales pour lesquels l'ACV n'est pas considérée comme un outil pertinent (Millet et al. 2007). Les incertitudes peuvent être définies comme la différence entre des données réelles ou mesurées et des données modélisées, tandis que la variabilité représente l'hétérogénéité réelle des données ou des procédés. Les sources de variabilité et d'incertitude en ACV sont les suivantes : (1) incertitudes stochastiques qui sont en général de nature continue et associées aux données d'inventaire ou de caractérisation ; (2) les incertitudes dues aux choix qui sont en général de nature discrète comme les choix de frontières du système, les choix de méthodes d'allocation, les choix de méthodes de caractérisation ; (3) les incertitudes dues au manque de connaissances du système étudié qui peuvent conduire à l'omission de certains procédés ou de certaines parties du système dans le cycle de vie, ou encore à des hypothèses incorrectes (Huijbregts 1998a,b). De plus, en plus de ces incertitudes, de la variabilité est également associée à l'hétérogénéité réelle des procédés. Cette dernière source de variabilité est en général confondue ou incluse and les incertitudes (JRC 2010).
- La difficulté d'application est une autre limite importante de l'ACV pour l'éco-conception. Son application et le choix de scénarios pertinents à considérer est une démarche longue, qui requiert l'implication de plusieurs acteurs économiques et d'un expert ACV, à la fois pour construire des scénarios, et pour prendre des décisions. Millet et al. (2007) indique que "l'ACV joue un rôle restrictif dans la créativité du concepteur".
- Enfin, du fait d'un calcul de nombreuses catégories d'impact, les interprétations des résultats sont plus difficiles (Guinée et al. 2002), la connaissance de toutes les catégories d'impacts est nécessaire pour pouvoir choisir lesquelles seront prioritaires dans l'interprétation.

Ces limites peuvent être associées aux différentes phases de l'ACV de la manière suivante.

- La définition du système : l'ACV est une approche holistique, son application implique des simplifications (des choix comme les frontières du système peut être trompeur par rapport à la réalité). Ces simplifications et ces représentations de processus peuvent conduire à des grandes incertitudes et variabilités sur les résultats (Guinée et al 2002). De plus l'ACV ne fait pas la distinction entre les différents acteurs économiques intervenant au sein du cycle de vie d'un produit.

- Le choix de l'unité fonctionnelle: c'est une des grandes simplifications de l'ACV. Seule une des nombreuses fonctions potentielles d'un produit doit être choisie comme représentative et comme la base de comparaison de ce produit.
- Pour l'inventaire et l'évaluation de l'impact, des simplifications sont aussi présentes. En général les phénomènes physiques sont modélisés pour les valeurs d'inventaires ou les valeurs d'indicateurs, comme linéaires par rapport à un aspect quantitatif de l'unité fonctionnelle ou d'un flux d'inventaire respectivement. L'agrégation des données pendant ces étapes conduisent à une perte d'information concernant le procédé ou le phénomène étudié.

Pour dépasser ces limites, nous proposons comme approche d'utiliser des modèles d'inventaires paramétrés pour un système de premier-plan donné, et de combiner l'ACV du système global (incluant l'arrière-plan) avec une **Analyse de Sensibilité (AS)**. Bien qu'un système de premier-plan n'ait pas une définition normalisée, il est intrinsèquement lié au périmètre décisionnel d'un acteur économique selon la définition de Tillman (2000) page 118, que nous adoptons pour notre approche: « le système de premier-plan est l'ensemble des processus sur lesquels des mesures peuvent être réalisées concernant les sélections et modes opératoires qui seront issus de décisions basées sur l'étude ». L'utilisation de modèles paramétrés peut aider à conserver l'information spécifique sur l'hétérogénéité réelle des procédés, et peut fournir des informations quantitatives sur les incertitudes et variabilités au travers de distributions de probabilités associées à chacun des paramètres utilisés dans le modèle. Ces incertitudes peuvent être représentées par des distributions de probabilités discrètes ou continues. L'utilisation de modèles d'inventaires évite la trop grande simplification des phénomènes physico-chimiques. L'utilisation de méthodes d'AS adaptées peut également aider à simplifier l'interprétation des résultats de l'ACV et faciliter leur usage pour de l'éco-conception. Une méthode d'AS adaptée doit ainsi donner la tendance de variation de l'influence de chaque paramètre sur chaque indicateur d'impact ainsi que le poids d'influence de sa variation. Une telle approche permet d'identifier les paramètres (ou les types de paramètres) pertinents qui seront des leviers d'action pour l'acteur économique concerné par le système de premier-plan considéré.

L'objectif de cette thèse peut donc être exprimé comme suit.

Comment combiner l'Analyse de Cycle de Vie avec l'Analyse de Sensibilité de façon à identifier des leviers d'action pour chacun des acteurs économiques impliqués dans le cycle de vie d'un produit étudié?

La méthode doit être capable d'identifier avec confiance des leviers d'actions technologiques en prenant en compte les sources de variabilités et d'incertitudes présentes dans le modèle d'inventaire du système de premier-plan. Les leviers d'action doivent être des options technologiques que l'acteur économique du sous-système de premier-plan considéré, peut contrôler ou faire varier. Les effets et les tendances de la variation de ces leviers d'action doivent être quantifiables et identifiables, pour chaque indicateur d'impact.

La méthode doit être applicable à différentes échelles du cycle de vie du produit : procédés, sous-système, système entier. Ces différentes échelles correspondent aux différents niveaux de conception.

Une revue bibliographique des différentes méthodes d'AS a été conduite et 2 méthodes ont été identifiées comme fournissant des informations pertinentes et complémentaires. La première est la méthode de Morris (1991), qui est une méthode locale de

criblage basée sur les plans d'expériences. La seconde est la méthode de Sobol (2001), qui est une méthode quantitative globale basée sur la décomposition de la variance. Les deux méthodes combinées donnent des informations sur la relation entre les paramètres entrants et les indicateurs sortants. Les indices de Morris fournissent l'ordre d'influence des différents paramètres individuellement, et la tendance de cette influence sur l'indicateur en sortie du modèle. En effet, une valeur élevée de l'écart-type de l'indice de Morris indique des interactions possibles avec d'autres paramètres et/ou des variations non monotones. Les indices de Sobol, fournissent le rapport entre la variance d'un parameter observe et la variance de la sortie (indicateur) observée. Ce rapport peut être calculé sur l'influence individuelle du paramètre, sur son influence en interaction avec d'autres paramètres et sur son influence totale (individuelle et en interaction). La cohérence entre les résultats fournis par les deux méthodes d'AS a été étudiée (Sobol and Kucherenko 2009). Bien que les auteurs démontrent une équivalence analytique entre les indices de Morris et Sobol, ils montrent également sur un exemple spécifique que des incohérences de résultats peuvent se produire sur l'ordre d'influence des paramètres. De leur travail, nous pensons que les incohérences peuvent provenir de deux sources. La première est que la cohérence diminue lorsque le nombre de répétitions pour estimer la valeur des indices diminue. La seconde et nous pensons la principale raison, est que la cohérence est susceptible d'être altérée lorsque les écart-types des indices de Morris sont grands (indiquant des interactions et des variations non linéaires et/ou non monotones), ou lorsque les paramètres ont des valeurs discrètes. Ces aspects n'ont pas été vérifiés par les auteurs. Quelle que soit l'origine de ces incohérences, nous devons vérifier la cohérence dans notre approche.

Description de la méthode développée

L'approche développée est composée de 5 étapes (voir Figure 1) : 2 premières étapes basées sur l'ACV suivies de deux étapes basée sur l'AS et enfin une dernière étape d'interprétation.

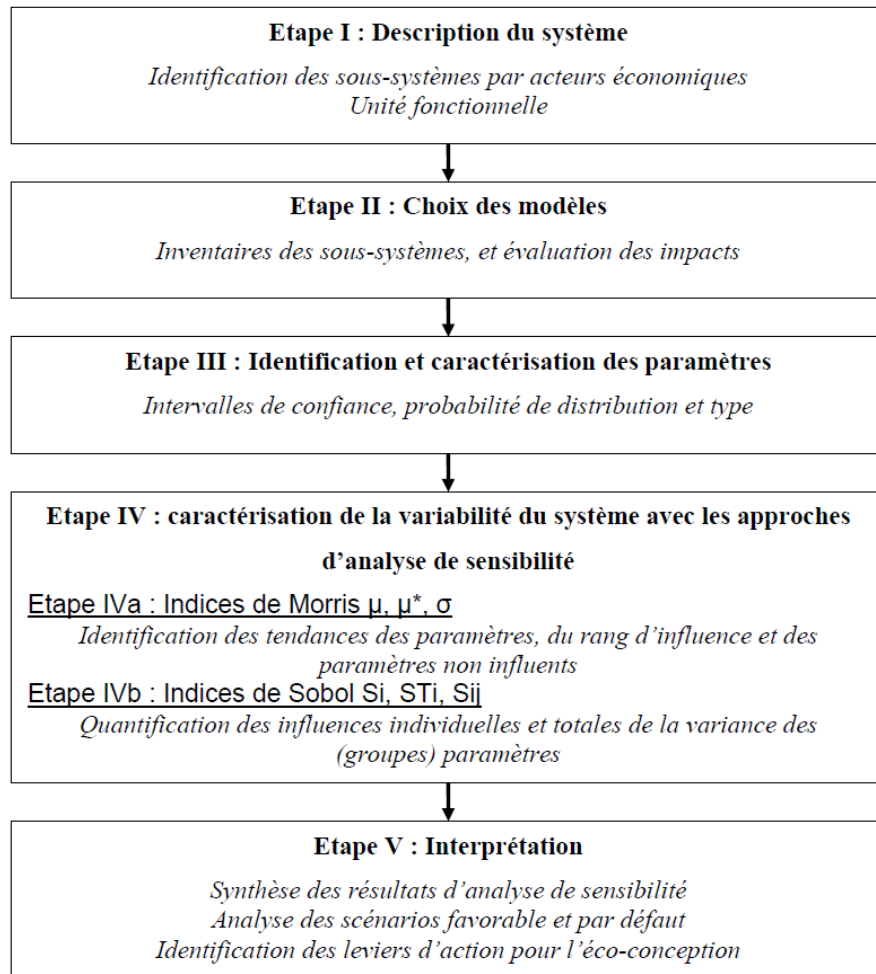


Figure 1. Principales étapes de la méthode

- **Étape I: définition du système**

Comme pour l'ACV classique, les objectifs et le champ de l'étude doivent être définis à cette étape. Le système est détaillé de façon à identifier tous les acteurs économiques et leurs sous-systèmes de premier-plan correspondants au sin du cycle de vie du produit. Cette identification se fait à partir des flux intermédiaires qui correspondent aux échanges économiques entre les acteurs de la chaîne de production, et correspondent aux liens entre chacun des sous-systèmes de premier-plan. Les flux intermédiaires relient également chaque acteur d'un sous-système au sous-système d'arrière-plan. Une unité fonctionnelle est définie pour chaque sous-système, correspondant aux flux intermédiaires de référence destinés à remplir la fonction souhaitée pour chaque sous-système. Les frontières de l'étude et des différents sous-systèmes de premier-plan sont également définies.

- **Étape II: modélisation du système, des inventaires et de l'évaluation de l'impact**

Les processus élémentaires composant chaque sous-système sont identifiés, et nous procédons à l'inventaire des flux entrants et sortants pour chacun d'eux. Pour chaque sous-système de premier-plan, des modèles paramétrés sont utilisés lorsqu'ils existent. Pour le sous-système d'arrière-plan, des données d'inventaire sont collectées. Si plusieurs intrants de

l'arrière-plan sont possibles du fait qu'ils fournissent des fonctions équivalentes à l'acteur économique, cette variabilité est considérée et intégrée comme un scénario d'approvisionnement. Dans le cas de plusieurs co-produits sortants, des modèles d'allocation par partition sont utilisés. Dans cette thèse nous n'avons pas considéré d'autres modèles pour l'allocation. Nous n'avons pas non plus considéré de variabilités et d'incertitudes pour les méthodes de caractérisation utilisées pour l'évaluation de l'impact. Cette étape s'est donc bornée à décrire les catégories d'impacts prises en compte et les indicateurs utilisés.

- **Étape III: identification des paramètres, caractérisation et classification**

- Les paramètres indépendants et impliqués dans chaque modèle d'inventaire sont

Les paramètres indépendants et impliqués dans chaque modèle d'inventaire sont identifiés. Leurs variabilités et/ou incertitude sont caractérisées par une fonction de distribution de probabilité. Pour les paramètres stochastiques, ces données sont issues de mesures, de dires d'experts ou de la littérature. Pour les choix décisionnels, les choix sont codés par des valeurs discrètes et les distributions de probabilités sont considérées comme étant uniformes.

Chaque paramètre est ensuite classé selon les possibilités d'action que l'acteur économique a sur lui (Ventura et al. 2013) : (1) les paramètres contrôlés directement par l'acteur économique sont classés comme **paramètres technologiques**, (2) les paramètres qui sont subis ou qui peuvent être indirectement contrôlés par l'acteur économique sont classés comme **paramètres environnementaux**, et (3) les paramètres qui ne sont pas contrôlés par l'acteur économique mais pas l'expert ACV sont classés comme **paramètres méthodologiques**.

- **Étape IV: caractérisation de la variabilité du système par l'analyse de sensibilité**

Dans cette étape notre objectif est d'identifier les tendances de variations induites par chaque paramètre ou chaque groupe de paramètres, ainsi que de calculer l'influence de leur variabilité sur la variabilité totale du système pour chaque indicateur de catégorie d'impact. Deux méthodes d'AS sont appliquées successivement.

La méthode de criblage de Morris est d'abord utilisée pour classer les paramètres selon leur ordre d'influence et pour caractériser la tendance de cette influence. Des paramètres non influents sont également identifiés et ne sont pas intégrés comme variables dans les simulations suivantes.

La méthode d'AS globale de Sobol est ensuite appliquée. Les influences individuelle et totale de la variation de chaque paramètre sur la variation totale de l'indicateur sont calculées.

La cohérence entre les résultats des deux méthodes a été testée pour nos modèles. Nous avons retrouvé des observations similaires à celles de Sobol et Kucherenko (2009). La méthode de Morris détecte des paramètres influents de façon similaire à la méthode de Sobol. De plus, les paramètres sont classés en 3 groupes : non influents, modérément influents et influents.

- **Étape V: interprétation**

Des tableaux synthétiques fournissent les tendances et les poids des influences des variations des paramètres sur la variation totale de chaque indicateur.

Les influences individuelles sont comparées aux influences totales pour chaque paramètre. Une différence importante indique qu'une part non négligeable de l'influence se produit en interaction avec d'autres paramètres. Chaque paramètre influent est identifié comme un levier d'action s'il est initialement classé dans le groupe des paramètres technologiques.

Les améliorations environnementales apportées en fixant les paramètres influents à leur valeur favorable, sont vérifiées. Nous simulons et comparons deux scénarios : un scénario par défaut et un scénario technologique favorable. Dans le scénario par défaut, les paramètres technologiques prennent leur valeur par défaut. Dans le scénario technologique favorable, tous les paramètres technologiques prennent leur valeur la plus favorable, maximale pour ceux dont la tendance a été identifiée comme décroissante et minimale pour ceux dont la tendance a été identifiée comme croissante, sur l'indicateur donné. Pour les deux scénarios, les paramètres environnementaux et méthodologiques sont variés selon leur distribution de probabilité, sauf les paramètres non influents qui sont fixés à leur valeur par défaut.

Application au béton de chanvre, isolant thermique pour le bâtiment

Nous avons choisi d'appliquer notre approche au cycle de vie du béton de chanvre, qui est un matériau bio-sourcé utilisé comme isolant thermique. Son cycle de vie est composé des étapes principales suivantes : production du chanvre correspondant à l'acteur agricole, transformations primaire et secondaire de la paille de chanvre correspondant à l'acteur industriel, et utilisation de l'isolant thermique produit correspondant aux acteurs constructeur et habitant. La fin de vie du produit n'a pas été prise en compte dans cette thèse.

Les leviers d'action susceptibles de réduire les impacts environnementaux ont été identifiés pour ces 3 sous-systèmes.

- **Production du chanvre comme sous-système de premier-plan**

Pour la production agricole, l'unité fonctionnelle choisie est « la production et la récolte de 1 kg de paille de chanvre ». Cette unité fonctionnelle permet de prendre en compte la production conjointe possible de graines de chanvre, selon le scénario de culture choisi.

L'inventaire des flux entrants et sortants de ce sous-système de premier-plan requiert l'utilisation des modèles suivants : modèle de consommation de carburant, modèle d'émissions dues à la combustion du carburant, modèle d'émissions directes au champ liées à la fertilisation et au chaulage, modèle d'allocation, et modèle de rendement.

La synthèse des résultats issus de l'AS est donnée dans le Tableau 1.

Nous avons identifié une forte influence du groupe des paramètres technologiques allant de 60% à 80% pour les catégories d'impact acidification, toxicité humaine et écotoxicité. Une influence moyenne de l'ordre de 25% est trouvée sur le changement climatique et la consommation d'énergie non renouvelable. Ces résultats montrent l'existence d'options technologiques qui peuvent être choisies pour minimiser ces impacts environnementaux, en tenant compte des variations environnementales et méthodologiques.

Certains paramètres technologiques sont trouvés influents individuellement. Le scénario de culture est un levier d'action pour la consommation d'espace, le changement climatique et la consommation d'énergie non renouvelable. Les caractéristiques du fertilisant minéral azoté sont également des leviers d'action : le type de fertilisant choisi est influent sur l'acidification, tandis que sa quantité est influente sur l'eutrophisation et le changement climatique. Certains paramètres relatifs aux moteurs des engins agricoles sont identifiés comme pertinents : l'âge du moteur et sa puissance nominale sont influents sur la toxicité humaine et l'écotoxicité.

Parmi les paramètres méthodologiques, le choix de la méthode d'allocation est identifié comme influent sur l'ensemble des indicateurs d'impact. La variation du facteur d'émission directe au champ en protoxyde d'azote a une influence modérée sur l'indicateur de changement climatique.

Nous détectons également des influences en interaction (lorsque $ST_i \gg S_i$): le scénario de culture (choix technologique de culture avec ou sans graine), le rendement en paille (paramètre environnemental), et la méthode d'allocation (paramètre méthodologique). Tous ces paramètres interagissent du fait de la procédure d'allocation.

L'interprétation conduit finalement à proposer des scénarios d'éco-conception. Par exemple, le partage de matériel agricole motorisé entre agriculteurs peut être une solution pour adapter la puissance nominale du tracteur au besoin de chaque opération agricole spécifique. Cependant, la faisabilité de ce scénario reste à évaluer par les acteurs économiques concernés.

- **Transformation de la paille de chanvre en matériau d'isolation comme sous-système de premier-plan**

Les deux transformations primaire et secondaire ont été étudiées simultanément dans le même sous-système. Deux isolants sont étudiés : le béton de chanvre qui utilise la chènevotte, et le panneau qui utilise la fibre de chanvre. Deux unités fonctionnelles sont considérées pour chacun des produits. Pour le béton de chanvre, l'unité fonctionnelle est « la production d'1m² de béton de chanvre de résistance thermique 2.36 K.m².W⁻¹ » et pour le panneau elle est : « la production d'un panneau de résistance thermique 2.44 K.m².W⁻¹ ».

Pour l'inventaire les modèles suivants sont utilisés : un modèle simple linéaire pour la quantification des intrants (diesel, propane, eau et bois), un modèle d'inventaire des transports, ainsi qu'un modèle d'allocation par partition entre la chènevotte, la fibre et la poussière.

La synthèse des résultats d'AS est présentée dans le Tableau 2 pour le béton de chanvre et dans le Tableau 3 pour le panneau. Nos résultats montrent que des leviers d'action de l'acteur précédant dans la chaîne de production, l'agriculteur, sont toujours influents à la sortie de la transformation industrielle : le type de fertilisant minéral azoté sur l'acidification, la quantité de fertilisant minéral azoté et la teneur en argile du sol sur l'eutrophisation. Certains paramètres sont influents au niveau du processus de transformation.

- Dans le cas du béton de chanvre, la quantité de liant à base de chaux est influente sur le changement climatique et la consommation d'énergie non renouvelable.
- Dans le cas du panneau la quantité de résine de polyester est influente sur le changement climatique.

Nous voyons que pour les deux produits, la quantité de liant est le levier d'action le plus important. Cependant, l'optimisation de cette quantité doit être faite sans diminuer les caractéristiques souhaitées du matériau pendant sa phase d'utilisation.

L'influence de la méthode d'allocation (paramètre méthodologique) est plus importante que pour le sous-système agricole. Nous identifions pour les deux produits, une grande influence en interactions, avec les paramètres impliqués dans le modèle d'allocation, pour la consommation de surface : le choix du mode de culture et le choix de la méthode d'allocation. Le taux d'argile dans le sol a une grande influence en interaction sur l'eutrophisation, pour les deux produits. Le type de fertilisant minéral azoté et la méthode d'allocation ont également une forte influence en interaction sur l'acidification. Tous les paramètres avec une influence forte d'interaction supérieure à 0,15 ($STi - Si > 0.15$) sont signalés par * and les tableaux de synthèse (Tableau 2 et Tableau 3).

• Utilisation du béton de chanvre comme sous-système de premier-plan

Nous avons réalisé une étude préliminaire sur la phase d'utilisation de l'isolant dans le bâtiment.

- Nous avons seulement étudié le béton de chanvre (issu de la chènevotte);
- nous avons considéré un indicateur unique qui est la consommation d'énergie par mètre carré pendant un an ;
- nous avons seulement réalisé les étapes I à Iva (analyse de Morris, voir in Figure 1).

Notre unité fonctionnelle est « maintenir le volume intérieur du bâtiment dans des conditions de confort thermique (température à 20-24°C) ».

Pour calculer le flux de consommation d'énergie, nous avons utilisé un modèle simplifié de bâtiment représenté par un parallélépipède. Un modèle couplé de transfert de chaleur et d'humidité dans la paroi développé par Kunzel (1994) a été utilisé. Ce modèle à une dimension a été utilisé au calcul de l'énergie nécessaire pour maintenir le bâtiment simplifié dans les conditions de confort thermique voulues. Les paramètres technologiques considérés sont ceux liés aux caractéristiques physiques du matériau, et les paramètres environnementaux sont ceux liés à la localisation du bâtiment (définie comme l'appartenance à une des 3 zones climatiques d'hiver en France).

Nous trouvons que 3 des 4 paramètres les plus influents sur la consommation d'énergie sont des paramètres technologiques. Ce sont: la conductivité thermique (1^{er} rang avec une tendance croissante), l'épaisseur de la paroi (3^{ème} rang avec une tendance décroissante), et la variation de la température de confort (4^{ème} rang avec une tendance croissante). Le paramètre environnemental le plus influent est la zone climatique d'hiver correspondant la localisation du bâtiment (2^{ème} rang avec une tendance décroissante).

Comme interprétation préliminaire, nous pouvons remarquer que la conductivité thermique est un levier d'action pour réduire la consommation d'énergie du bâtiment. Dans le sous-système précédent, nous avons vu que la réduction de la quantité de liant était un levier d'action pour la transformation du chanvre. La réduction de cette quantité provoquera une augmentation de la conductivité thermique, on a donc des leviers a priori antagonistes entre deux acteurs. Seul le bilan sur le cycle de vie permettra de dire sur lequel des deux il faut agir préférentiellement.

Discussion

Notre discussion concerne à la fois les résultats du cas d'application, et la méthode développée.

- **Discussion sur les résultats du cas d'application**

Pour notre cas d'étude, certains aspects non prise en compte pourraient être améliorés. Le modèle de rendement est seulement lié à la quantité de fertilisant minéral azoté, et est donc très simplifié. Il pourrait être amélioré en intégrant les effets du sol, du climat, de la température... Les effets dynamiques ne sont pas non plus intégrés. Par exemple, la carbonatation de la chaux pendant la phase d'usage peut modifier les caractéristiques du matériau, avec un effet sur la consommation d'énergie en phase d'usage mais aussi sur le changement climatique.

Les liens entre certains choix technologiques et des aspects quantifiés de l'unité fonctionnelle n'ont pas été inclus. Par exemple, le choix du cultivar pourrait modifier les propriétés du produit, avec une influence importante sur le rendement de la transformation primaire (en chènevotte, fibre et poussière), et également sur les caractéristiques thermiques du matériau produit à l'issue de la transformation secondaire. Ce point de discussion est développé après, car de manière plus générale, il s'agit de prendre en compte les liens entre sous-systèmes.

Bien que les modèles développés soient génériques, les résultats sont très dépendants du contexte. Les données utilisées et leurs distributions de probabilités vont dépendre du périmètre du modèle (technologiques, temporelles, géographiques). Une étude similaire dans une région du monde différente nécessiterait d'adapter la collecte des données.

- **Discussion sur la méthode**

Le développement du modèle et la collecte des données sont les deux étapes les plus consommatrices en temps. Cependant, le modèle, s'il est suffisamment générique pourra être réutilisé ou adapté à un autre sous-système similaire.

Les leviers d'action identifiés nous amène à l'entrée de l'éco-conception, mais ne fournit pas directement un scénario éco-conçu. La construction d'un tel scénario requiert une concertation entre les acteurs impliqués : acteurs économiques, experts ACV, concepteurs. Par exemple, la puissance nominale du tracteur est un levier d'action, mais l'agriculteur ne peut pas disposer de plusieurs tracteurs avec des puissances adaptées à chaque opération. Ce levier d'action peut conduire à des solutions comme le partage d'équipements entre agriculteurs (une solution déjà appliquée pour des équipements d'usage rare et spécifique).

L'efficacité des leviers d'action identifiés est effectivement vérifiée par une comparaison de scénarios. Les scénarios par défaut et avec des valeurs favorables de paramètres technologiques sont comparés en tenant compte des distributions de probabilités des paramètres non technologiques. Si les deux scénarios ne se superposent pas, le scénario technologique favorable offre théoriquement de meilleures performances environnementales. Les paramètres technologiques sont supposés représenter l'hétérogénéité des processus,

cependant ils peuvent aussi contenir des incertitudes. Du fait que l'on ne peut dissocier incertitude et variabilité, nous ne pouvons que supposer que la variabilité est seulement liée aux processus. Ceci représente une limite de l'approche.

Un autre aspect important concerne les interactions entre les sous-systèmes. Certains choix qui peuvent être recommandés à l'issue d'une approche ACV/AS couplée sur un sous-système amont, peuvent avoir des effets sur un sous-système aval. Nous avons cet exemple dans notre cas d'application. Dans le sous-système transformation industrielle, réduire la quantité de liant est efficace pour faire décroître les impacts de changement climatique et de consommation d'énergie non renouvelable. Mais dans le sous-système aval de la vie en service, leur augmentation provoquerait une augmentation de l'énergie consommée. Un autre exemple est le choix du cultivar. La prise en compte de tous les liens entre les sous-systèmes est indispensable pour identifier ces interactions. Cela ne peut être fait qu'en étudiant successivement et dans l'ordre chronologique de la chaîne de production. Si les sous-systèmes avals ne sont pas modélisés ou mal connus, il faut être attentif à de possibles antagonismes.

La méthode d'allocation est un des points clés de la variabilité des résultats d'ACV. Ceci est encore vérifié dans notre application. Cette source méthodologique de variabilité ne peut être évitée, mais notre méthode permet d'éviter de prioriser un produit par rapport à un autre selon son prix ou sa masse. Elle donne une mesure de l'incertitude générée par ce choix. D'autres méthodes que seulement l'allocation par partition devrait néanmoins être testées par cette approche.

Un point qui doit retenir particulièrement l'attention, est l'interprétation des résultats lorsque les paramètres sont de nature qualitative et représentés par des valeurs discrètes codées. Les résultats de l'AS vont dépendre des niveaux de codes choisis pour ces paramètres. Nous recommandons d'utiliser des séries d'entiers successives par pas de 1 pour les valeurs codées. Nous recommandons également d'être attentif aux tendances données par la méthode de Morris, car elles vont dépendre de valeurs codées choisies arbitrairement. Il apparaît dans ce cas précis de parler de valeurs identifiées comme favorables plutôt que de tendances.

Conclusion

La méthode développée permet d'identifier des leviers d'action technologiques pour chacun des acteurs économiques en considérant simultanément les autres sources de variabilité (environnementales et méthodologiques).

Certaines réponses sont apportées aux limites identifiées concernant l'utilisation de l'ACV pour l'éco-conception.

- Concernant le besoin de données, notre approche ne dépasse pas cette limite. Elle nécessite plus de données qu'une ACV classique. Cependant, les données spécifiques associées aux processus de premier-plans, peuvent être combinées à des données génériques et l'information sur ces variabilités spécifiques est conservée.
- Concernant le manqué de fiabilité des résultats ACV, notre approche permet de quantifier les aussi bien les incertitudes que les sources de variabilités, simultanément.
- Les difficultés d'application restent les mêmes, une coopération étroite entre concepteurs, experts ACV et acteurs économiques est requise pour la collecte des données. Cependant, nous croyons que le dialogue peut être facilité avec notre approche car elle indique des pistes efficaces d'améliorations.

- Concernant l'interprétation des résultats, elle devient plus facile pour les acteurs économiques qui n'ont pas à prioriser un indicateur par rapport à un autre. Les résultats donnés sont des choix entre leviers d'actions pour chaque catégorie d'impact, au lieu de choix entre catégories d'impacts sur une gamme réduite de solutions préétablies.

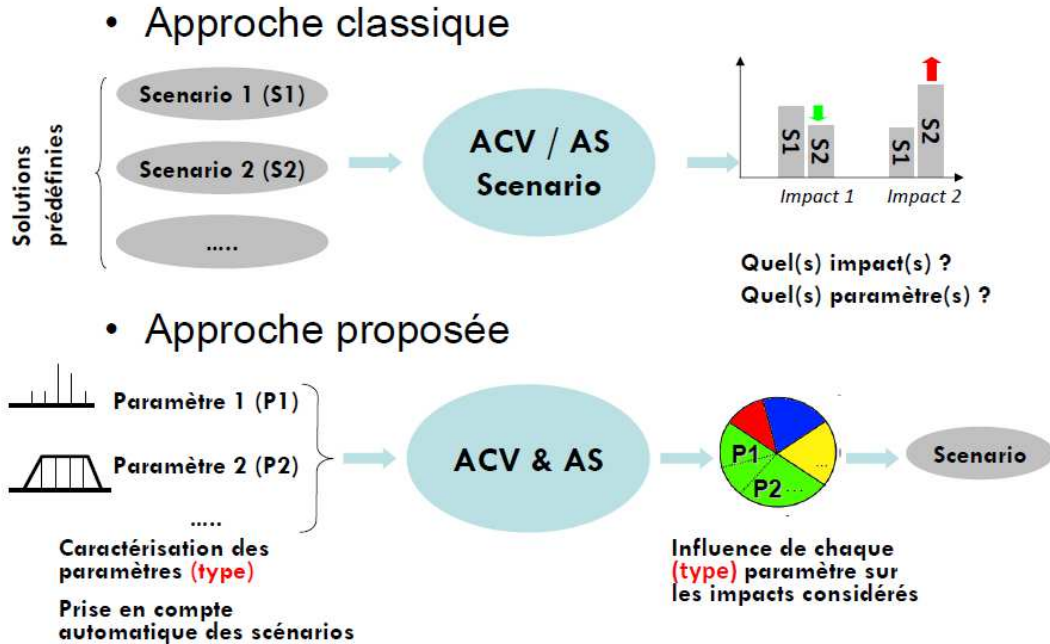


Figure 2 Synoptique de comparaison entre l'ACV classique avec analyses de sensibilité un facteur à la fois, et la méthode développée

Cependant, notre approche ne conduit pas automatiquement à des scénarios éco-conçus. Au lieu de fixer des scénarios initiaux sur des bases parfois subjectives puis d'évaluer les impacts environnementaux comme classement en ACV, elle fournit des leviers d'actions qui sont déterminés de manière rigoureuse et systématique (voir Figure 2). La faisabilité de scénarios d'éco-conception peut ensuite être discutée entre concepteur, expert ACV et acteurs économiques sur des bases d'actions efficaces.

Quelques perspectives de ce travail nous semblent importantes, à la fois sur le cas traité et sur la méthode.

Pour le cas d'application, la méthode de Sobol reste à conduire pour le sous-système de vie en service, et le modèle de bâtiment reste à améliorer pour intégrer des parois isolantes multi-couches. Les parties du sous-système d'arrière-plan qui ont été trouvées influentes (comme la production de fertilisant minéral azoté) pourraient faire l'objet d'une étude en premier-plan. De nouveaux leviers d'action pourraient permettre des améliorations à l'échelle de ces sous-systèmes.

Pour la méthode, la combinaison avec des approches économiques et sociales devrait permettre d'étudier les effets des produits à des échelles plus grandes, en incluant de la modélisation conséquentielle. La matrice de pedigree pourrait aussi être utilisée pour mieux caractériser les incertitudes des données d'inventaires d'arrière-plan (Leroy 2009). La perspective d'utiliser une méthode de Morris modifiée permettant de quantifier les influences est également intéressante dans l'optique de diminuer les temps de calcul par rapport à la méthode de Sobol.

Résumé étendu

Tableau 1: Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système agricole (Indices de Sobol S_i , ST_i et indices de Morris signe de μ)

Paramètres influents		Les catégories d'impact													
		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Acidification AP [kg SO ₂ -eq]		Eutrophisation EP [kg PO ₄ -eq]		Toxicité humaine HTP100 [kg 1,4DB-eq]		Ecotoxicité ETP100 [kg 1,4DB-eq]		Ressources énergétiques CED [MJ]		Occupation du sol LC [m ² .a]	
Types	Nom	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i
Tech	<i>Mode de culture*</i>	9%	26 %*	6%	19%	5%	11%					2%	24%*	22%	48%*
	<i>Puissance nominale engin *</i>	-	-	-	-	-	-	10%	18%	10%	18%	13%	20%*	-	-
	<i>Date de sortie de l'engin</i>	-	-	2%	2%	-	-	40%	51%	36%	47%	-	-	-	-
	<i>Quantité de fertilisant azoté</i>	15%	15%	10%	10%	12%	17%	-	-	-	-	2%	2%	-	-
	<i>Régime moteur</i>	-	-	-	-	-	-	5%	10%	4%	10%	6%	12%		
	<i>Type de fertilisant minéral N</i>	4%	4%	38%	46%	2%	2%	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Vitesse engin</i>	-	-	-	-	-	-	8%	18%	7%	17%				
Env	<i>Contenance en argile du sol*</i>	1%	1%	-	-	24%	48%*	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Profondeur enracinement</i>	-	-	-	-	4%	18%	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Rendement en paille</i>	13%	19%	8%	14%	5%	9%	1%	5%	2%	7%	13%	22%	20%	31%
Meth	<i>Méthode d'allocation</i>	19%	32%	12%	20%	9%	9%	3%	8%	5%	12%	23%	36%	31%	44%
	<i>Ef N₂O direct</i>	10%	15%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Cellule en gris : paramètres ayant une tendance croissante (indice de Morris $\mu > 0$) | **Cellule en blanc** : paramètre avec une tendance décroissante (indice de Morris $\mu < 0$)

S_i : Indice de premier ordre de Sobol ; ST_i : Indice d'ordre total de Sobol; (*) paramètres ayant une influence en interaction non négligeable ($ST_i - S_i > 0.15$)

Résumé étendu

Tableau 2: Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système de transformation (avec le sous-système agricole) du béton de chanvre (Indices de Sobol S_i , ST_i et indices de Morris signe de μ)

Paramètres influents		Les catégories d'impact														
		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		
Types	Nom	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	S_i	ST_i	
Tech	<i>Date de sortie de l'engin*</i>	-	-	-	-	-	-	35%	50%*	30%	43%	-	-	-	-	
	<i>Mode de culture*</i>	5%	12%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9%	31%*	
	<i>Puissance nominale de l'engin</i>	-	-	-	-	-	-	9%	19%	7%	18%	-	-	-	-	
	<i>Quantité de fertilisant azoté*</i>	-	-	-	-	7%	25%*	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Régime moteur</i>	-	-	-	-	-	-	4%	11%	4%	11%	5%	13%	-	-	
	<i>Type de fertilisant minéral*</i>	-	-	26%	41%*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Vitesse de l'engin</i>	-	-	-	-	-	-	8%	18%	7%	17%	-	-	-	-	
	<i>Quantité liant chaux (formulation)</i>	47%	48%	-	-	-	-	-	-	-	-	15%	24%	-	-	
	<i>Quantité chènevotte (formulation)</i>	9%	13%	6%	15%	3%	10%	-	-	-	-	14%	26%	7%	20%	
Env	<i>Rendement chènevotte (transfo primaire)</i>	5%	5%	4%	10%	-	-	-	-	-	-	8%	14%	6%	15%	
	<i>Contenance en argile du sol*</i>	-	-	-	-	14%	43%*	-	-	-	-	-	-	-	-	
Meth	<i>Rendement en paille</i>	-	-	5%	17%	4%	14%	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<i>Méthode d'allocation*</i>	16%	20%	22%	40%*	16%	30%	7%	18%	12%	25%	28%	43%*	38%	62%*	

Cellule en gris : paramètres ayant une tendance croissante (indice de Morris $\mu > 0$) | **Cellule en blanc** : paramètre avec une tendance décroissante (indice de Morris $\mu < 0$)

S_i : Indice de premier ordre de Sobol ; ST_i : Indice d'ordre total de Sobol; (*) paramètres ayant une influence en interaction non négligeable ($ST_i - S_i > 0.15$)

Résumé étendu

Tableau 3 : Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système de transformation (avec le sous-système agricole) du panneau à base de fibre de chanvre (Indices de Sobol Si , STi et indices de Morris signe de μ)

Paramètres influents		Les catégories d'impact													
		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]		Paramètres influents		Changement climatique GWP100 [kg CO ₂ -eq]	
Types	Nom	Si	STi	Si	STi	Si	STi	Si	STi	Si	STi	Si	STi	Si	STi
Tech	<i>Date de sortie de l'engin</i>	-	-	-	-	-	-	39%	51%	33%	47%	-	-	-	-
	<i>Mode de culture*</i>	-	-	7%	24%*	7%	32%*	-	-	-	-	-	-	22%	57%*
	<i>Puissance nominale de l'engin</i>	-	-	-	-	-	-	10%	16%	-	-	-	-	-	-
	<i>Quantité de fertilisant azoté</i>	-	-	-	-	5%	13%	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Régime moteur</i>	8%	10%	-	-	-	-	6%	9%	8%	14%	-	-	-	-
	<i>Type de fertilisant minéral</i>	8%	12%	29%	40%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Vitesse de l'engin</i>	-	-	-	-	-	-	10%	17%	10%	17%	-	-	-	-
	<i>Quantité de liant polyester</i>	46%	49%	-	-	-	-	-	-	7%	14%	12%	9%	-	-
	<i>Quantité électricité (transfo secondaire)</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	85%	85%	-	-
	<i>Rendement fibre (transfo primaire)</i>	-	-	6%	9%	4%	18%	-	-	7%	17%	-	-	8%	20%
Env	<i>Type de sol</i>	-	-	-	-	-	-	4%	6%	-	-	-	-	-	-
	<i>Fraction d'électricité nucléaire</i>	8%	17%	6%	15%	-	-	-	-	-	-	30%	32%	-	-
	<i>Contenance en argile du sol*</i>	-	-	-	-	18%	50%*	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Hypothèse prise en compte poussière</i>	-	-	-	-	6%	20%	-	-	-	-	-	-	14%	28%
Meth	<i>Rendement en paille</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4%	18%

Résumé étendu

	<i>Méthode d'allocation*</i>	10%	21%	8%	22%	-	-	-	-	-	-	5%	2%	8%	45%*
--	------------------------------	-----	-----	----	-----	---	---	---	---	---	---	----	----	----	------

Cellule en gris : paramètres ayant une tendance croissante (indice de Morris $\mu > 0$) | **Cellule en blanc** : paramètre avec une tendance décroissante (indice de Morris $\mu < 0$)

S_i : Indice de premier ordre de Sobol ; ST_i : Indice d'ordre total de Sobol; (*) paramètres ayant une influence en interaction non négligeable ($ST_i - S_i > 0.15$)

Table des illustrations du résumé étendu

Figures

Figure 1. Principales étapes de la méthode 4

Figure 2 Synoptique de comparaison entre l'ACV classique avec analyses de sensibilité un facteur à la fois, et la méthode développée 11

Tableaux

Tableau 1: Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système agricole (Indices de Sobol S_i , ST_i et indices de Morris signe de μ) 12

Tableau 2: Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système de transformation (avec le sous-système agricole) du béton de chanvre (Indices de Sobol S_i , ST_i et indices de Morris signe de μ)..... 13

Tableau 3 : Synthèse des résultats d'analyse de sensibilité de l'étude du sous-système de transformation (avec le sous-système agricole) du panneau à base de fibre de chanvre (Indices de Sobol S_i , ST_i et indices de Morris signe de μ) 15

Définitions

Nous donnons ci-dessous quelques définitions qu'on pourrait rencontrer dans l'ensemble du document.

Acteur	<i>Ou acteur économique, personne ayant le contrôle sur les leviers d'actions technologiques ou techniques d'un ensemble de processus élémentaire ou d'un sous-système (Ventura 2013).</i>
Complétude	<i>Caractère de donnée ou information à être pertinent, disponible et complète (ISO 14040, 2006).</i>
Conception et développement	<i>Ensemble de processus qui transforme des exigences en caractéristiques spécifiées ou en spécification d'un produit, d'un processus ou d'un système (ISO/TR 14062).</i>
Coproduit	<i>L'un quelconque de deux produits ou plus issus du même processus élémentaire ou système de produits (ISO 14040, 2006). On peut rajouter que Toute substance ou matière, générée au cours d'une étape industrielle et valorisée, est considérée comme étant un co-produit (NF P-01-010).</i>
Cycle de vie	<i>Phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finales (ISO 14040).</i>
Déchet	<i>Substances ou objets que le détenteur a l'intention d'éliminer ou qu'il est tenu d'éliminer (ISO 14040, 2006).</i>
Démonstrative	<i>Caractère d'une méthode à avoir une démarche compréhensible et intelligible.</i>
Efficiente	<i>Caractère d'une méthode à aboutir à de bons résultats avec le minimum de coût (Larousse).</i>
Environnement	<i>Pour définir ce terme, nous reprendrons la définition de la norme ISO 14001 (1996) « Milieu dans lequel une organisation fonctionne, incluant l'air, l'eau, le sol, les ressources naturelles, la flore, la faune, les êtres humains et leurs interactions », dans le présent document le milieu économique fait aussi partie de l'environnement.</i>
Exhaustive	<i>Lors de la caractérisation ce terme est utilisé pour définir la prise en compte des différents aspects ou impacts environnementaux.</i>
Extrant	<i>Flux de produit, de matière ou d'énergie sortant d'un processus élémentaire (ISO 14044, 2006).</i>
Flux (élémentaire)	<i>Matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure (ISO 14040, 2006).</i>
Flux énergétique	<i>Intrant ou extrant d'un processus élémentaire ou d'un système de produits, exprimé en unités d'énergie (ISO 14040, 2006).</i>

Incertitude	<i>Le rapport ILCD (International Reference Life Cycle Data System) définit l'incertitude comme étant une expression quantitative d'un manque de précision sur les données ou encore la mesure des erreurs (JRC 2010).</i>
Intrant	<i>Flux de produit, de matière ou d'énergie qui entre dans un processus élémentaire (ISO 14044, 2006).</i>
Méthode	<i>Un ensemble de principes, de modèle et de facteur de caractérisation qui permet au pratiquant d'ACV de calculer des indicateurs de caractérisation (JRC, 2010).</i>
Méthodologie	<i>Relative à l'ACV elle définit une collection de méthode de caractérisation individuel qui permet de prendre en compte les différents catégories d'impact environnemental (JRC, 2010).</i>
Paramètre environnemental	<i>Paramètre lié à ce qui environne un sous-système intervenant dans celui-ci, que l'acteur ne peut pas contrôler directement.</i>
Paramètre méthodologique	<i>Paramètre de méthodes appliquées ayant une influence sur les résultats de l'étude d'un sous-système.</i>
Paramètre technologique	<i>Paramètre intervenant dans un sous-système sur lequel l'acteur a un contrôle direct.</i>
Procédés	<i>Méthode pratique pour faire quelque chose (Larousse), ou un ensemble de technique de fabrication.</i>
Processus	<i>Ensemble d'activités corrélées ou interactives qui transforme des entrants en sortants (ISO 14044, 2006).</i>
Processus élémentaire	<i>La plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrant et sortant sont quantifiées (ISO 14044, 2006).</i>
Produit	<i>Tout bien ou service matériels ou immatériels (ISO 14044, 2006).</i>
Sous-système	<i>Dans notre approche, le sous-système est défini comme un ensemble de processus élémentaires produisant un produit, et correspondant à un acteur économique.</i>
Système de produits	<i>Ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit (ISO 14044, 2006).</i>
Tendance	<i>croissante ou décroissante d'un paramètre, qui caractérise la variation d'une sortie induit par une variation du paramètre.</i>
Transparence	<i>Présentation ouverte, complète et compréhensible des informations (ISO 14044, 2006).</i>
Variabilité	<i>Pour le terme variabilité ici nous nous référons à une définition qui va dans le même sens que l'ILCD (JRC, 2010). Ce terme exprimera les différences des données entre processus réels d'un système.</i>

Sigles et abréviations

ACV	<i>Analyse de cycle de vie</i>	<i>Life cycle assessment</i>
AI	<i>Analyse d'incertitude</i>	<i>Uncertainty analysis</i>
AS	<i>Analyse de sensibilité</i>	<i>Sensitivity analysis</i>
BEES	<i>Construction pour un environnement et économie durable</i>	<i>Building for Environmental and Economic Sustainability</i>
CE	<i>Communauté Européenne</i>	<i>European Union (UE)</i>
CED	<i>Demande d'énergie cumulée</i>	<i>Cumulative Energy Demand</i>
CML	<i>Institut des sciences environnementales</i>	<i>Institute of Environmental Sciences</i>
EDIP	<i>Conception environnemental des produits industriels</i>	<i>Environmental Design of Industrial Products</i>
EDP	<i>Domage potentiel de l'écosystème</i>	<i>Ecosystem Damage Potential</i>
EF	<i>Empreinte écologique</i>	<i>Ecological Footprint</i>
EPA	<i>Agence de protection environnementale des Etats Unies</i>	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
EPD	<i>Déclaration environnemental des produits</i>	<i>Environmental Product Declaration</i>
EPS	<i>Identification stratégique des priorités environnementale lors de la conception d'un produit</i>	<i>Environmental Priority Strategy in product design</i>
FAST	<i>Test de sensibilité des amplitudes des développements de Fourier</i>	<i>Fourier Amplitude Sensitivity Test</i>
GIEC	<i>Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat</i>	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)</i>
HDMR	<i>Représentation avec un modèle a haute dimension</i>	<i>High Dimensional Model Representation</i>
ILCD	<i>Système international de référence pour les données relatives au cycle de vie</i>	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
ISO	<i>Organisation Internationale de Normalisation</i>	<i>International Standardization Organization</i>
JRC	<i>Centre de recherche associé</i>	<i>Joint Research Center</i>
LCI	<i>Inventaire de cycle de vie</i>	<i>Life Cycle Inventory</i>
LCIA	<i>Evaluation de l'impact de cycle de vie ou Caractérisation des impacts</i>	<i>Life Cycle Impact Assessment</i>
MEDDE	<i>Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Energie</i>	-
MET	<i>Matrice de flux de matières, d'énergies et de toxicité</i>	<i>Material, Energy and Toxicity matrix</i>

MFA	<i>Analyse de flux de matières</i>	<i>Material Flow Analysis</i>
MIPS	<i>Matériaux naturels indispensables par unité de service ou de fonction</i>	<i>Material Intensity per Unit of Service</i>
NF	<i>Norme Française</i>	<i>French Standard</i>
PCC	<i>Coefficient de corrélation partielle</i>	<i>Partial Correlation Coefficient</i>
ReCiPe	<i>Acronyme des instituts : RIVM et Université de Radboud, CML, et Pré consultant.</i>	-
SETAC	<i>Société de toxicologie et de chimie environnementale</i>	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SRC	<i>Coefficient de régression standard</i>	<i>Standard Regression Coefficient</i>
TRACI	-	<i>Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impact</i>
UF	<i>Unité fonctionnelle</i>	<i>Functional unit</i>
UNEP	<i>Programme environnementaux des nations unies</i>	<i>United Nation Environment Program</i>
USETox	<i>Modèle de toxicité de l'UNEP et de la SETAC</i>	<i>UNEP-SETAC Toxicity model</i>

Table des matières

Extended Abstract.....	Erreur ! Signet non défini.
Introduction générale	1
Chapitre I Etat de l'art	11
I.1 Introduction	13
I.2 Les approches d'éco-conception.....	13
I.2.1 Les outils qualitatifs.....	15
I.2.1.1 Les « checklists ».....	15
I.2.1.2 « Material exclusions list ».....	16
I.2.1.3 Les « guidelines ».....	17
I.2.2 Les outils quantitatifs	17
I.2.2.1 L'analyse de cycle de vie (ACV) et ACV simplifiée	17
I.2.2.2 "Material intensity per unit of service" – MIPS	18
I.2.2.3 "Material flow analysis" – MFA	18
I.2.2.4 "Material, energy and toxicity matrix" – MET	19
I.2.2.5 "Cumulative energy demand " – CED	19
I.2.2.6 "Ecological footprint " - EF	19
I.2.3 Synthèse sur les approches d'éco-conception	20
I.3 Rappels sur l'Analyse de Cycle de Vie.....	21
I.3.1 La définition des objectifs et du champ d'étude	22
I.3.1.1 L'unité fonctionnelle	22
I.3.1.2 Les règles d'allocation.....	22
I.3.1.3 Les frontières de l'étude	23
I.3.2 L'inventaire de cycle de vie.....	25
I.3.3 L'évaluation des impacts.....	28
I.3.3.1 Sélection des catégories d'impact, indicateurs de catégories et modèles de caractérisation.....	29
I.3.3.2 Calcul des résultats d'indicateur de catégorie	32
I.3.3.3 Limites et autres caractéristiques de l'étape d'évaluation de l'impact.	32
I.3.4 L'interprétation des résultats	32
I.3.5 La qualité des données en ACV	33
I.3.6 Les limites de l'ACV	37
I.3.7 Méta-ACV et modèles d'inventaires paramétrés.....	38

I.4	L'analyse de sensibilité.....	41
I.4.1	Introduction.....	41
I.4.2	Généralités sur l'Analyse de Sensibilité.....	41
I.4.3	Les méthodes de criblage (ou screening)	44
I.4.3.1	La méthode des plans factoriels complet.....	44
I.4.3.2	La méthode des plans factoriels fractionnaires	47
I.4.3.3	La méthode de Morris	49
I.4.4	Méthode d'analyse de sensibilité globale	53
I.4.4.1	Caractérisation des différents paramètres d'entrée.....	54
I.4.4.2	Échantillonnage des paramètres d'entrée	54
I.4.4.3	Réalisation de la campagne expérimentale.....	56
I.4.4.4	Calcul des indices de sensibilité	56
I.4.4.5	Analyses de sensibilité par régression	56
I.4.4.6	La méthode de sensibilité par les indices de Sobol	59
I.4.4.7	La méthode de sensibilité FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test).....	65
I.4.5	Synthèse sur l'Analyse de Sensibilité	67
I.4.5.1	Comparaison et choix des méthodes	67
I.4.5.1	Cohérences des méthodes de Morris et Sobol.....	68
I.5	Synthèse de l'étude bibliographique.....	70
Chapitre II Proposition de la méthodologie d'éco-conception... 73		
II.1	Introduction	75
II.2	Etape I : Définition du système, des sous-systèmes et des objectifs	76
II.3	Etape II : Calcul de l'inventaire et évaluation des impacts du cycle de vie	77
II.3.1	Identification des sous-systèmes de premier et arrière-plans.....	77
II.3.2	Les calculs d'inventaires	78
II.3.2.1	Premier-plan : inventaires par modélisation	78
II.3.2.2	Arrière-plan : inventaires par bases de données.....	78
II.3.2.3	Calcul de l'inventaire total	79
II.3.2.4	Les modèles d'allocations	79
II.3.3	Evaluation des impacts du cycle de vie	80
II.4	Etape III : Collecte et identification des paramètres.....	81
II.4.1	Identification des données d'entrée par sous-système.....	81
II.4.1.1	Collecte des informations sur la variation des différents paramètres..	81
II.4.1.2	Caractérisation de la variabilité des différents paramètres	83

II.4.2 Définition d'une typologie des paramètres par une classification opérationnelle	86
II.5 Etape IV : Analyse de sensibilité.....	87
II.5.1 Les étapes générales de l'analyse de sensibilité (Couplage ACV et AS).	87
II.5.1.1 Influences des sous-systèmes.....	87
II.5.1.2 Influences des types de paramètres	88
II.5.1.3 Influences individuelles des paramètres.....	88
II.5.2 Etape IV-a : Analyse qualitative (Criblage) par la méthode de Morris	88
II.5.3 Etape IV-b : Analyse quantitative par la méthode de Sobol	89
II.6 Etape V : Interprétation des résultats	89
II.6.1 Les résultats d'analyse de sensibilité.....	89
II.6.1.1 Les indices de Morris	90
II.6.1.2 Les indices de Sobol.....	90
II.6.2 Utilisation des résultats pour identifier les scénarii d'éco-conception 91	
II.6.2.1 Comparaison scénario par défaut/scénario technologique favorable..	91
II.6.2.2 Scénarios pour l'éco-conception	92
II.7 Conclusion	93
Chapitre III Application à l'étude du cycle de vie du béton de chanvre	95
III.1 Introduction	97
III.2 Etude bibliographique sur le béton de chanvre.....	98
III.2.1 Un matériau bio-sourcé	98
III.2.2 Le cycle de vie du béton de chanvre	100
III.2.2.1 L'agriculture du chanvre.....	100
III.2.2.2 Transformation de la paille de chanvre.....	102
III.2.2.3 La vie en service et les caractéristiques du béton de chanvre.....	106
III.2.2.4 La fin de vie du béton de chanvre	107
III.2.3 Revue sur l'ACV du chanvre	107
III.2.3.1 Définition des objectifs et du champ d'étude	107
III.2.3.2 L'inventaire de cycle de vie.....	108
III.2.3.3 La phase de caractérisation des impacts	108
III.3 ACV/AS de la production du chanvre : acteur agricole	111
III.3.1 Introduction	111
III.3.2 Détails additionnels concernant la modélisation	111

III.3.3	Discussion sur l'étude du sous système agricole du chanvre.....	118
III.3.4	Sensitivity analysis of environmental process modeling in a life cycle context - a case study of hemp crop production.	121
III.4	Acteurs industriel et constructeur : ACV/AS de la transformation du chanvre	145
III.4.1	Introduction	145
III.4.2	Détails additionnels	145
III.4.3	Discussion sur l'étude du sous-système de transformation primaire et secondaire	149
III.4.4	A systematic methodology for sensitivity analysis in life cycle thinking context applied to hemp-based insulation products for buildings.....	152
III.5	Acteurs concepteur/utilisateur : ACV/AS de l'utilisation du béton de chanvre	178
III.5.1	Introduction	178
III.5.2	Etude préliminaire de l'utilisation du béton de chanvre dans le bâtiment et perspectives d'études	181
III.5.2.1	Etape 1 - Définition du système, des sous-systèmes et des objectifs	181
III.5.2.2	Etape 2 - Calcul de l'inventaire et évaluation des impacts du cycle de vie	182
III.5.2.3	Etape 3 : Collecte et identification des paramètres.....	186
III.5.2.4	Etape 4 - Analyse de sensibilité.....	189
III.5.2.5	Etape 5 - Interprétation des résultats.....	189
III.5.3	Discussion sur l'étude du sous-système vie en service	191
III.5.4	Limites et perspectives	192
Chapitre IV	Discussion générale	193
IV.1	Cas d'application traité.....	195
IV.2	Méthode proposée.....	196
IV.2.1	L'approche développée répond-elle aux objectifs ?	196
IV.2.2	Quelles sont les caractéristiques de l'approche développée ?	197
IV.2.3	L'approche développée est-elle applicable en éco-conception ?.....	199
	Conclusion générale.....	201
	Références	207
	ANNEXES	217

Table des figures

Figure 1 : Différents scénarii de projection de la population mondiale (United Nation 2013).. 3

Figure 2 : (a) Disponibilité mondiale du pétrole brut dans le monde (Bentley 2002) et (b) tendance globale de la production et de la découverte des puits de pétrole brut (Sorrell et al. 2010)..... 4

Figure 3 : Projection de la moyenne globale (a) du changement de la température mondiale et (b) de la montée des eaux marines suivant différents scénarii du GIEC (Stocker et al. 2013).. 5

Figure 4 : Les différentes phases du cycle de vie d'un bâtiment 9

Figure 5 : Exemple de « checklist » (Knight & Jenkins 2009) 16

Figure 6 : Les phases d'une ACV (Iso 2006a) 21

Figure 7 : Synoptique du choix du processus d'allocation des impacts en cas de présence de plusieurs coproduits..... 23

Figure 8 : Exemple de système de produit pour l'ACV (iso 14040)..... 24

Figure 9 : les processus élémentaires (iso 14040)..... 25

Figure 10 : Procédure simplifiée de l'inventaire de cycle de vie (ISO 14044)..... 26

Figure 11 : Les étapes d'évaluation de l'impact LCIA (Iso 2006b)..... 29

Figure 12 : Analyse de sensibilité et analyse d'incertitude (Communication Saltelli, 2009) .. 42

Figure 13 : Synthèse détaillée des méthodes d'analyse de sensibilité (Iooss, 2011) 43

Figure 14 : Le modèle ACV 44

Figure 15 : Exemple de 5 trajectoires aléatoires pour deux paramètres utilisant 6 niveaux ... 50

Figure 16 Échantillonnage aléatoire (a) et stratifié (b) de deux paramètres x_1 et x_2 55

Figure 17 : Les phases de l'approche d'éco-conception combinaison ACV/AS (Andrianandraina et al. 2014)..... 76

Figure 18 : synoptique générale de modélisation de l'allocation..... 80

Figure 19 : Exemple de distribution uniforme d'une variable définie dans l'intervalle [21 ; 29] 83

Figure 20 : Exemple de distribution normale $\mu = 0$ et de $\sigma = 1$ 84

Figure 21 : Exemple de distribution triangulaire de mode 3 et d'extremum [2, 6]..... 85

Figure 22 : Exemple de distribution log normal de $\mu = 0$ et de $\sigma = 1$ 85

Figure 23 : Les classes de paramètres utilisés dans l'analyse de sensibilité (Ventura et al. 2013)..... 87

Figure 24 : Exemple indices de Morris 90

Figure 25 : Exemple indices de Sobol..... 91

Figure 26 : Les sous-systèmes découpés par acteur économique du cycle de vie des matériaux d'isolation thermique à base de chanvre 98

Figure 27 : L'itinéraire technique du chanvre	101
Figure 28 Les processus de transformation primaire de la paille de chanvre (usine d'Aulnoy).	103
Figure 29 : La mise en œuvre du béton de chanvre	105
Figure 30 Processus en premier-plan « foreground » et en arrière-plan « background » pour le sous-système Agriculture	112
Figure 31 : organigramme du processus d'allocation des impacts du sous-système agriculture	113
Figure 32 : synoptique du modèle imbriqué de calcul des émissions de protoxyde d'azote (N ₂ O)	114
Figure 33 : Présentation du paramètre hypothèse de la prise en compte ou non de la poussière en tant que produit ou déchet pour les deux types d'allocations massique et économique ...	146
Figure 34 : principales interactions entre les trois variables d'état qui interviennent lors de la modélisation du bâtiment (Woloszyn & Rode 2007).....	183
Figure 35 : Les différents niveaux de modélisation à l'échelle du bâtiment (Mora 2003)	184
Figure 36 : Synoptique des phénomènes physiques pris en compte lors de la mise en œuvre du modèle couplé thermique hydrique à l'échelle du bâtiment.....	185
Figure 37 : Les indices de Morris de la production d'énergie de chauffage	190

Table des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des outils d'éco-conception sélectionnés pour la revue.....	15
Tableau 2 : Avantages et inconvénients des outils d'éco-conception sélectionnés	20
Tableau 3 : Les différentes caractéristiques des données qui sont utilisées dans l'ACV (basé sur Fava 1994).....	27
Tableau 4 : Exemple de données d'inventaire provenant d'ecoinvent© des intrants du sous-système agricole	28
Tableau 5 : Caractéristiques des différentes méthodes de caractérisation (et outils ACV)	31
Tableau 6 : Les types et sources d'incertitude pour les différentes phases de l'ACV (Björklund 2002).....	36
Tableau 7 : Plan factoriel complet pour deux paramètres à deux niveaux.....	45
Tableau 8 : Caractéristiques des différents plans fractionnaires suivant leur résolution.	47
Tableau 9 : Les caractéristiques d'une dérivée partielle et la relation avec les indices de Morris	49
Tableau 10 : Synthèse des méthodes d'analyse de sensibilité	67
Tableau 11 : les sources végétales.....	99
Tableau 12 : Les fonctions potentielles des matériaux bio-sourcés dans le bâtiment (Idir et al. 2012).....	100
Tableau 13 : Pourcentage de fibre, de chènevotte, de poussière résultant de la première transformation	104
Tableau 14 : Synthèse de quelques études ACV du chanvre, comprenant la définition des objectifs, les méthodes de caractérisation, les catégories et indicateurs d'impact.	109
Tableau 15 : Les données d'inventaires des différents processus ou de produit utilisé, base de données ECOINVENT	114
Tableau 16 : Les données ecoinvent © pour les sous-systèmes et processus en arrière-plan	116
Tableau 17 : Les données ecoinvent© pour les processus en arrière et premier-plan utilisé pour l'ensemble du sous-système de transformation	148
Tableau 18 : Caractéristique du modèle de bâtiment monozone mise en œuvre	185
Tableau 19 : Les caractéristiques des données météo utilisées.....	187
Tableau 20 : Les sources de variabilités et d'incertitudes du sous-système de vie en service, caractérisées par des paramètres.	188
Tableau 21 : Les indices de Morris des différents paramètres sur la consommation d'énergie	190

Introduction générale

Selon une estimation des Nations Unies (United Nation 2013), la population mondiale passera de 7,2 milliards en 2013 à 10,9 milliards en 2100 suivant le scénario de croissance moyenne (Figure 1). En contraste avec cette croissance régulière de la population, les réserves de ressources fossiles mondiales, telles que le pétrole et le gaz naturel, décroissent du fait de leur caractère limité et non renouvelable.

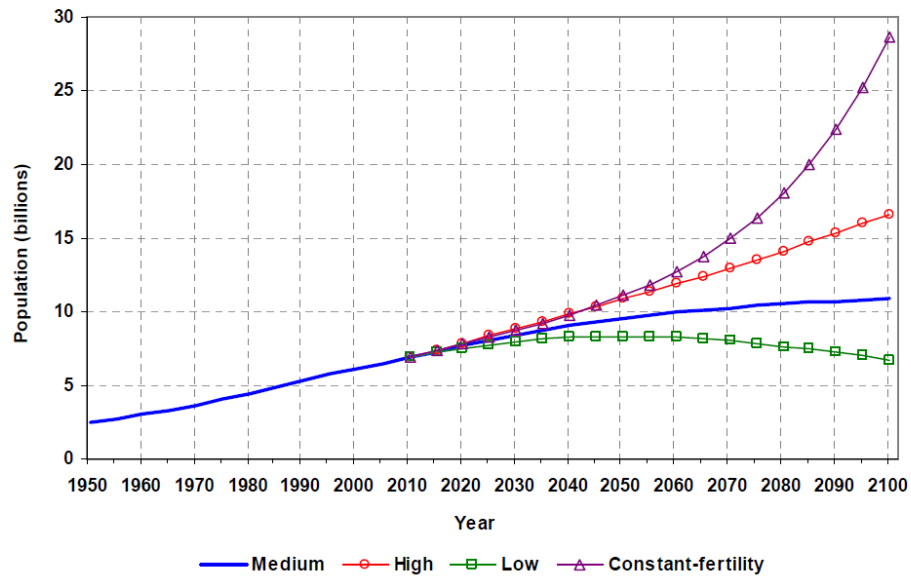
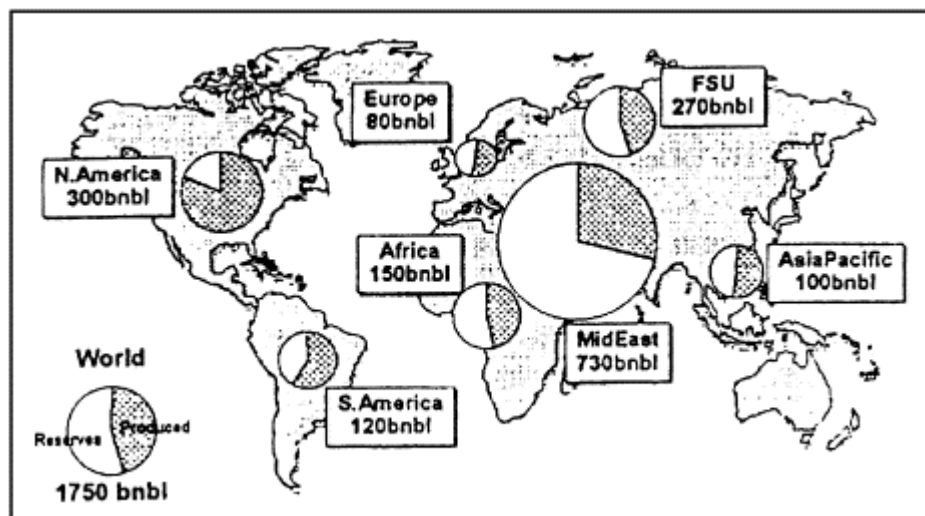
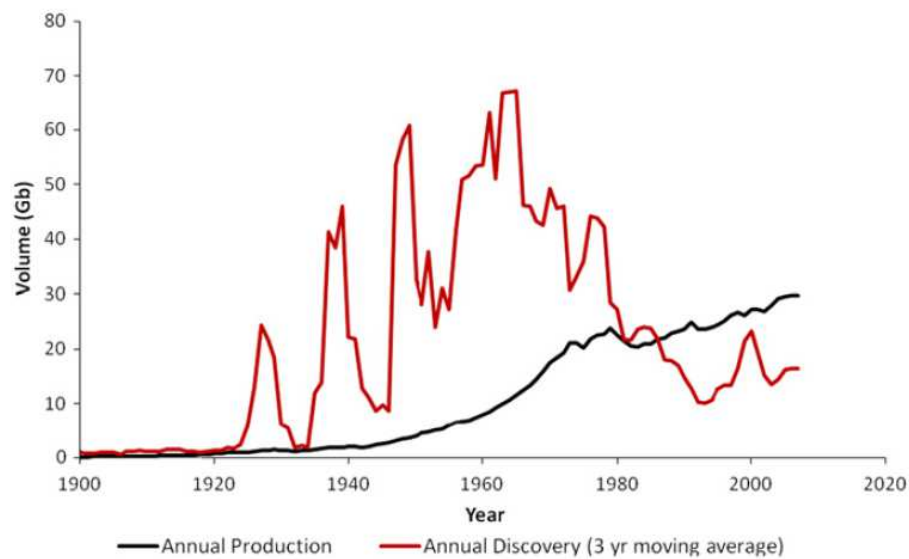


Figure 1 : Différents scénarii de projection de la population mondiale (United Nation 2013)

Selon Bentley (2002), environ la moitié des ressources en pétrole brut et gaz naturel mondiales a été déjà exploitée. Ce même auteur a estimé que la réserve mondiale de pétrole brut était de l'ordre de 1 750 milliards de barils. Comme nous pouvons le voir sur la Figure 2a, cette réserve disponible varie en fonction de la localisation et de l'exploitation déjà effectuée. Nous pouvons également remarquer le caractère limité de cette réserve (Figure 2b). La découverte de nouveaux puits de pétrole a tendance à décroître après une apogée en 1960 (Sorrell et al. 2010). En contraste, l'exploitation de la réserve ne cesse de progresser (Figure 2b).



(a)



(b)

Bnbl : milliard de baril

Figure 2 : (a) Disponibilité mondiale du pétrole brut dans le monde (Bentley 2002) et (b) tendance globale de la production et de la découverte des puits de pétrole brut (Sorrell et al. 2010)

Au-delà de la seule éventualité d'une pénurie de ressources, différents problèmes environnementaux sont aussi apparus avec le développement industriel. Ces différents problèmes (changement climatique, eutrophisation aquatique et terrestre, acidification des pluies,...) ont toujours été vus comme corrélés à la demande croissante de ressources naturelles et à la pollution anthropique (Brundtland 1987).

Un des problèmes d'actualité est le changement climatique. Comme le soulignent les travaux de Stocker et al (2013) du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat), la terre est soumise à l'impact du changement climatique (Figure 2a) qui résulte des émissions anthropiques et naturelles des gaz à effets de serre. Le GIEC a projeté un réchauffement climatique global pouvant aller jusqu'à plus de 4°C (Figure 3a). Cet effet pourrait occasionner des impacts non négligeables tels que la montée des eaux marines dans le monde pouvant aller jusqu'à 1 m (Figure 3b). Ceci aura un effet probable sur la disponibilité des espaces terrestres comme ressource indispensable pour les générations futures. Le GIEC mentionne également des changements éventuels sur les écosystèmes.

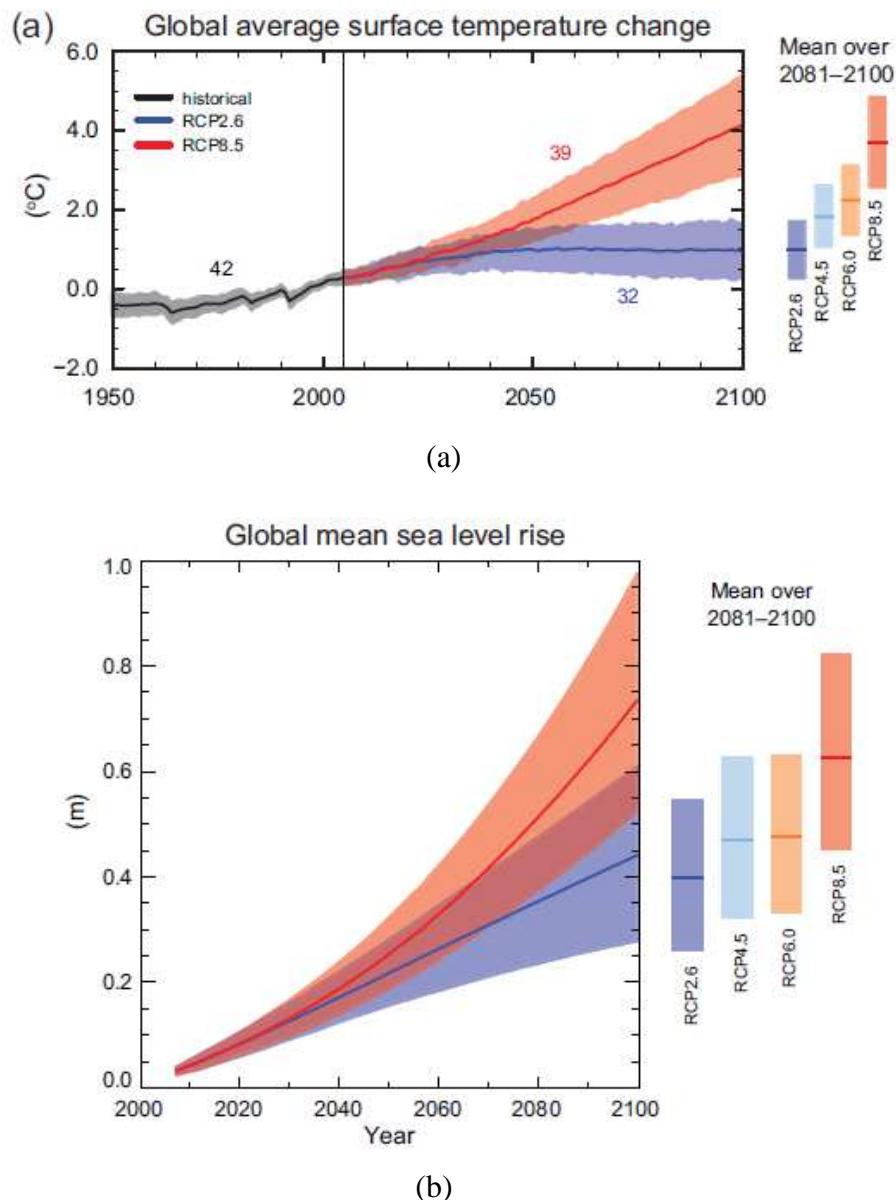


Figure 3 : Projection de la moyenne globale (a) du changement de la température mondiale et (b) de la montée des eaux marines suivant différents scénarii du GIEC (Stocker et al. 2013)

Pour faire face à une pénurie future des ressources fossiles et minérales et afin de limiter les effets environnementaux liés aux émissions d'origines anthropiques, repenser la manière de produire la valeur économique s'avère nécessaire.

Le concept de **développement durable** présenté dans le rapport des Nations Unies (Brundtland 1987) est né suite à une prise de conscience de la raréfaction des ressources et de l'augmentation des impacts environnementaux liés aux activités humaines. Ce concept préconise « *un développement où l'on peut satisfaire les besoins en ressources de la génération actuelle, sans compromettre la disponibilité de ressources pour la génération future* ». Nous pouvons généraliser l'objectif du développement durable comme étant un développement social et économique qui doit permettre d'assurer la pérennisation des ressources et la préservation des écosystèmes.

Différentes approches ont été développées dans le monde pour atteindre ces objectifs. Une des principales approches développées dans le secteur industriel est l'**éco-conception**.

L'éco-conception peut être définie comme une approche ayant pour objectif de **réduire les impacts environnementaux** (dont la **consommation de ressources**) sur l'ensemble **du cycle de vie du produit**, lors de la conception d'un produit. Les bénéfices économiques potentiels de l'éco-conception avec l'intégration des *aspects environnementaux* lors de la conception d'un produit telle qu'énoncée par la norme ISO 14062 (ISO 2003), sont multiples : abaissement des coûts de production (matières, énergie), valorisation des produits considérés comme déchets, ...

La notion de produit présentée ici et qui va être utilisée dans l'ensemble de cette thèse rejoint la définition donnée par la norme ISO 14062 (ISO 2003) où le produit peut se présenter sous la forme de *bien matériel* par exemple des pièces mécaniques, ou de *biens immatériels* comme des services de transport.

L'approche d'éco-conception est plus précisément définie comme une façon d'analyser qui permet d'identifier ou d'obtenir des pistes d'améliorations de l'impact environnemental d'un produit et aussi de la consommation de ressources du produit (ISO 2003; Maxwell & van der Vorst 2003; Le Pochat et al. 2007; Knight & Jenkins 2009).

Comme le mentionne Knight et Jenkins (2009) l'éco-conception est une approche et non un outil ou une méthodologie spécifique. On dénombre actuellement une multitude d'approches d'éco-conception dans la littérature, qui seront détaillées dans la partie I.2 (page 13) de ce mémoire. Le choix d'une méthode pertinente et adaptée pour un cas d'étude est souvent assez difficile pour le concepteur. Parmi les différentes méthodes d'éco-conception existantes, de nombreuses méthodes ne prennent en compte qu'un seul critère de performance environnementale (énergie, utilisation du sol). Ce type de méthode n'arrive cependant pas à anticiper les transferts d'impacts entre les différents indicateurs environnementaux. D'autres méthodes restent concentrées sur une partie restreinte du cycle de vie, comme la fabrication, et ne permettent pas d'identifier d'éventuels transferts d'impact entre ces étapes.

Pour éviter ces écueils bien connus, nous avons fait d'emblée le choix de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) comme cadre méthodologique adapté qui sera détaillé plus loin (partie I.3 page 21). En effet, l'ACV rend possible:

- la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie : elle permet d'étudier des sous-systèmes de différents secteurs d'activité. Cette approche permet à la fois d'observer d'éventuels transferts d'impacts entre les phases de cycle de vie et d'identifier l'importance relative de ces différentes phases ou plus précisément des différents processus composant chaque phase.
- l'exhaustivité sur les impacts environnementaux : l'approche ACV permet d'obtenir différents indicateurs environnementaux liés aux différents types d'impact sur l'environnement.

De fait, comme nous le verrons dans le Chapitre I, la majorité des outils d'éco-conception quantitatifs consistent en des parties d'ACV, (comme une catégorie d'impact particulière ce qui est le cas pour le Cumulative Energy Demand (CED)), ou à des phases de l'ACV (comme l'inventaire, ce qui est le cas pour les méthodes Material, Energy, Toxicity matrix (MET), Material Intensity Per Service (MIPS)).

Malgré tous ces points positifs, l'ACV a ses limites que nous allons détailler par la suite, et qui sont résumées dans cette partie.

Cependant, l'application de l'ACV en éco-conception n'apporte pas beaucoup au concepteur pour différentes raisons :

1. L'utilisation de l'ACV en éco-conception est limitée à l'étude et à l'analyse d'un produit existant avec un ensemble de cycle de vie bien défini (Millet et al. 2007). En effet, cette limite rejoint le fait que, selon Guinée et al.(2002), tous les processus ou matériau étudiés en ACV doivent avoir leur données d'inventaires respectifs ce qui impose d'avoir des données disponibles.
2. Millet et al. (2007) mentionnent également que l'ACV ne permet pas de montrer avec certitude l'amélioration environnementale et son application manque donc de crédibilité et de légitimité. Ceci est lié au fait que les résultats d'ACV sont en partie subjectifs (Millet et al. 2007): ils peuvent changer (ou même être contradictoires) d'un utilisateur à un autre selon les objectifs, les choix méthodologiques (Guinée et al. 2002). Elle est également liée au fait que les résultats sont entachés d'incertitudes supposées importantes (Huijbregts 1998a; Huijbregts 1998b) mais encore rarement évaluées selon Björklund (2002). Par ailleurs, une multitude de méthodes de caractérisation peuvent être utilisées. Actuellement, selon Frischknecht et al. (2007a) et Hischier et al (2009), il existe plus d'une dizaine de méthodes de caractérisations différentes au sein desquelles on trouve jusqu'à une dizaine d'indicateurs différents pour une même catégorie d'impact.
3. Une application sérieuse de l'ACV ne peut pas être conduite par le concepteur seul, elle requiert la collaboration avec un spécialiste de l'ACV. Sa mise en œuvre requiert donc un besoin accru en temps, car les choix de scénarii à comparer sont établis conjointement entre le concepteur et le spécialiste de l'ACV, qui va ensuite générer la modélisation et collecter les données. Elle requiert également un besoin en connaissances pour établir des scénarii comparatifs crédibles. En raison de ces différentes contraintes Millet et al. (2007) ont annoncé que « l'ACV nuit à la créativité du concepteur ».
4. Enfin, la caractéristique multicritère des résultats un des atouts de l'ACV, mais c'est aussi ce qui complique l'interprétation des résultats selon Guinée et al (2002). Le concepteur doit se familiariser avec les différentes catégories d'impact et leur signification, et *in fine* formuler des choix en fonction des priorités qu'il attribue à une catégorie d'impact par rapport aux autres. Même si conduire l'ACV aura permis de vérifier si des transferts d'impact se produisent entre étapes du cycle de vie ou entre catégories d'impact, la modalité de choix offerte au concepteur n'est pas loin de la simplification que l'on souhaite éviter : celle d'une étude monocritère sur la base d'un critère choisi d'avance.

Face à ces différentes critiques du cadre méthodologique de l'ACV, nous pensons que certaines réponses, en particulier sur les points n°2 et n°4, peuvent être apportées pour faciliter l'utilisation de l'ACV en éco-conception.

Sur le point n°2, il est certain que des hypothèses de modélisation propres à l'ACV et dont la décision est propre au spécialiste (allocation, choix de l'unité fonctionnelle) peuvent changer la nature des résultats (Jolliet et al. 2010; Sayagh et al. 2010; Guinée et al. 2002). L'acceptation de règles communes à tous les modélisateurs reste une des voies pour éliminer ou réduire les choix méthodologiques. C'est un sujet d'actualité en France et en Europe, notamment du fait des travaux récents (pilotés par l'Ademe en France) sur l'étiquetage environnemental des produits. Un consensus généralisé reste difficile à obtenir comme en témoignent certaines règles méthodologiques qui ont été édictées par catégorie de produit tel que les EPD®, Déclaration environnementale des produits¹. Sans consensus général, il nous apparaît important de pouvoir *a minima* quantifier les incertitudes générées par ces choix méthodologiques. De plus, les incertitudes sur les données d'ACV sont également liées aux modalités d'obtention des bases de données génériques internationales : comme nous allons le détailler plus loin, celles-ci favorisent des données moyennées par secteur d'activité, et il reste

¹ <http://www.environdec.com/>

difficile d'obtenir des données spécifiques par technologie utilisée. **Nous pensons que pour une meilleure crédibilité de l'ACV, il est indispensable de caractériser ces différentes sources d'incertitudes.**

Sur le point n°3, il apparaît important que le concepteur, que dans la suite de ce mémoire nous nommerons acteur économique, dispose d'informations à la fois crédibles (point n°1) mais également intelligibles, c'est-à-dire, selon nous, reliées à des moyens d'action qui lui sont propres. **Il est donc important que les résultats d'ACV soient en mesure de fournir à l'acteur d'un processus, une quantification de l'effet sur l'environnement de l'ensemble des choix qui sont à sa disposition, tout en tenant compte séparément des incertitudes liées aux données et aux choix méthodologiques de modélisation.** Selon l'importance des effets, il pourra ainsi **identifier les leviers d'action de la performance.**

Sur le point n°4, nous pensons que l'identification de leviers d'actions dispense l'acteur économique concerné **de l'appropriation en profondeur des concepts de l'ACV, et du choix difficile de prioriser un impact par rapport à un autre.** En effet, il lui suffit de connaître la portée de ses différentes actions sur chaque catégorie d'impact pour décider des changements à apporter.

Pour répondre à ces différents points, nous avons donc pour objectif d'utiliser les méthodes (statistiques) d'analyse de sensibilité et de les coupler à l'ACV afin d'identifier des leviers d'actions environnementales pour les différents acteurs présents dans le système de cycle de vie d'un produit. Ainsi, l'approche que nous allons mettre en œuvre devrait nous permettre de répondre aux questions suivantes.

1/ Comment mettre en œuvre une approche d'éco-conception qui permet d'identifier des leviers d'actions technologiques en tenant compte des différentes variabilités et incertitudes des méthodes de modélisation environnementales ?

2/ Dans le cas d'un produit ayant un cycle de vie comportant des sous-systèmes très hétérogènes associés à plusieurs acteurs, comment élaborer une approche d'éco-conception qui permet à la fois d'étudier séparément ces différents sous-systèmes, mais aussi de les étudier ensemble et de fournir des informations pertinentes à chaque acteur économique ?

Pour développer cette approche méthodologique, nous avons choisi un cas d'application dans le domaine du bâtiment. L'éco-conception se développe depuis plusieurs années dans le secteur du bâtiment (Mahdavi & Ries 1998; Blanc & Peuportier 2007). Peuportier et al (2013) ont mentionné différents objectifs de l'éco-conception pour le bâtiment, à savoir : « *la préservation des ressources matérielles, énergétiques, en eau, une réduction de l'utilisation et de la transformation du sol, une réduction de la toxicité, une protection contre les changements climatiques, une production des forêts, points d'eau, une réduction des émissions de déchets inertes, radioactifs...* ». Tous ces objectifs rejoignent ceux du développement durable et peuvent être généralisés par **la préservation des ressources naturelles minérales et énergétiques, la réduction des pollutions associées au bâtiment.** Tous ces objectifs doivent être atteints sans pour autant modifier ou diminuer la fonctionnalité et la qualité du produit qui est étudié. Les différentes phases du cycle de vie du bâtiment sont présentées dans la Figure 4 (Peuportier 2001; Blengini & Di Carlo 2010).

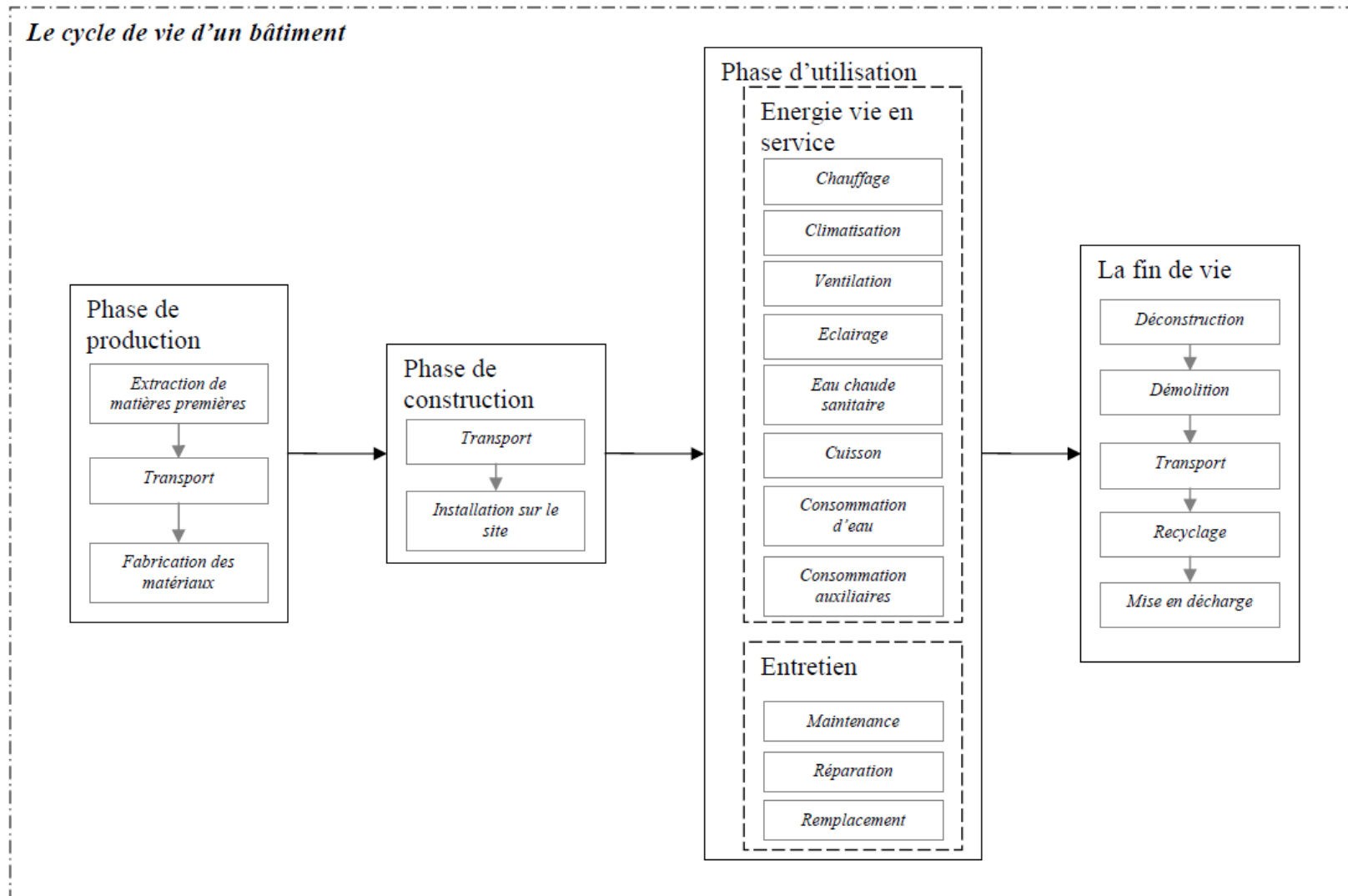


Figure 4 : Les différentes phases du cycle de vie d'un bâtiment

L'efficacité énergétique du bâtiment passe par l'étude de la réduction de la consommation d'énergie de chauffage, de climatisation et d'éclairage (Peuportier 2001). Mais en 2013, la consommation d'énergie de chauffage lors de la phase d'usage est encore le poste de consommation le plus important sur l'ensemble de la durée de vie du bâtiment (ADEME 2013). Parmi les solutions les plus couramment proposées par les constructeurs, on trouve l'amélioration des performances d'isolation par l'utilisation de matériaux d'isolation thermique plus performants. Notre exemple d'application se situe dans ce contexte, avec l'étude de cas d'un isolant thermique bio-sourcé : le béton de chanvre (et le panneau à base de fibre de chanvre). Nous nous intéresserons aux différentes phases du cycle de vie de ce matériau, depuis sa production agricole et sa transformation, jusqu'à son utilisation comme isolant thermique, avec l'objectif de connaître l'influence des leviers d'action propres à chacun des acteurs économiques associés à chaque phase de son cycle de vie.

Le présent manuscrit est composé des chapitres suivants.

Le chapitre I présente un état de l'art sur les différentes approches d'éco-conception. Les caractéristiques des méthodes existantes ainsi que leurs limites sont détaillées. Dans ce chapitre nous rappellerons les principes de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et identifier ses limites et sources de variabilités. Enfin, nous détaillerons plusieurs méthodes d'analyse de sensibilité (AS), dans l'objectif de choisir les méthodes les plus adaptées à nos objectifs.

Le chapitre II décrit la démarche suivie pour établir l'approche de couplage ACV/AS pour l'éco-conception. Dans un premier temps, nous présenterons la synoptique globale de l'approche établie. Dans un second temps, nous présenterons les différentes étapes suivies pour ce faire : le choix et le développement des différents modèles et méthodes d'inventaires utilisés, l'identification et la caractérisation des différents paramètres des modèles, l'application des méthodes d'AS choisies, et en dernier l'interprétation des résultats en vue d'éco-concevoir.

Le chapitre III détaille l'application de la méthode sur le cycle de vie du béton de chanvre. Pour cela, nous avons distingué quatre acteurs économiques du cycle de vie du béton de chanvre et découpé le système de sa production en trois sous-systèmes distincts : le producteur agricole, l'industriel effectuant les transformations primaire et secondaire du chanvre en produit isolant, et en dernier, le concepteur du bâtiment et/ou son utilisateur qui choisissent le béton de chanvre pour la vie en service du bâtiment.

Le chapitre IV est une discussion générale qui a pour objectif d'analyser les avantages et les limites de la démarche développée, les difficultés rencontrées lors de son application et leur caractère générique ou spécifique au cas traité.

La conclusion générale dresse le bilan des résultats obtenus pour le cas d'application, des apports méthodologiques de ce travail de thèse et propose des perspectives.

Chapitre I Etat de l'art

1.1 Introduction

Ce chapitre bibliographique a pour objectif de présenter un état de l'art sur différents points : les différentes méthodes ou cadres méthodologiques utilisés en éco-conception, l'Analyse de Cycle de Vie, l'Analyse de Sensibilité.

Dans un premier temps, nous présentons différentes approches d'éco-conception suivant différentes classifications. Cette revue a pour objectif d'identifier les limites existantes, mais aussi les différents critères permettant d'atteindre les objectifs de l'éco-conception. Lors de cette revue nous présentons, pour chaque approche, ses objectifs, ses caractéristiques, ses avantages et ses inconvénients.

Nous présentons ensuite un rappel du cadre méthodologique de l'ACV, avec ses quatre phases. Pour ces différentes phases, nous présentons les points suivants : les procédures à suivre, les étapes de mise en œuvre, les besoins ainsi que les différents choix et recommandations le cas échéant. Cette revue met en avant les avantages d'utilisation de l'ACV en réponses à certaines limites des approches d'éco-conception identifiées précédemment, mais permet aussi d'identifier les limites de l'ACV.

Nous présentons ensuite une revue de plusieurs méthodes d'AS. Nous avons classifiés ces méthodes suivant les types de résultats qu'elles offrent (qualitatifs et quantitatifs) et suivant la façon dont elles prennent en compte les différents paramètres d'entrées (AS locales et globales). Cette revue a pour objectif d'identifier la (ou les) méthode(s) appropriée(s) pour être combinées avec l'ACV et répondre à nos objectifs. Le choix des méthodes testées et finalement choisies a été basé sur les critères suivants : information fournie, facilité de mise en œuvre et de besoin de ressources acceptable (temps de calcul).

Ce chapitre présente ensuite une partie de discussion, qui, à partir de la revue bibliographique, justifie ce travail de thèse par l'expression détaillée de la problématique et de nos objectifs méthodologiques.

1.2 Les approches d'éco-conception

Knight et Jenkins (2009) décrivent l'éco-conception comme étant « *une façon d'analyser et non un outil ou méthodologie spécifique* ». Cette description reste assez vague et large. Comme introduit précédemment, l'éco-conception présente de nombreux objectifs qui peuvent être exprimés de façon synthétique comme la réduction des impacts environnementaux et la réduction de la consommation de ressources pour les différentes phases de l'ensemble du cycle de vie d'un produit.

L'approche d'éco-conception peut être appliquée à différents niveaux de conception de produit (Unger et al. 2008; Knight & Jenkins 2009). Ces différents niveaux de conception peuvent être :

- Niveau 1 L'amélioration d'un produit existant : cela concerne par exemple l'utilisation de nouveaux matériaux pour un produit ;
- Niveau 2 La re-conception d'un produit, ce niveau peut être défini comme la conception d'un produit sur la base d'un produit existant ;
- Niveau 3 L'amélioration ou le changement de la fonction d'un produit ;
- Niveau 4 L'amélioration ou le changement du système de production du produit.

L'amélioration de l'éco-efficacité du produit est différente selon ces différents niveaux de conception selon Le Pochat (2005). Plus l'éco-conception est appliquée à un niveau de

conception élevé au sens de la classification ci-avant, plus l'amélioration potentielle va être grande.

Une multitude d'approches et d'outils d'éco-conception existent actuellement selon la revue effectuée par Baumann et al. (2002). Différents efforts pour caractériser ces méthodes ont abouti à diverses classifications. Baumann et al. (2002) ont pu identifier plus d'une centaine d'approches et d'outils d'éco-conception.

Unger et al. (2008) ont proposé une première classification en se basant sur les critères suivant : *le besoin de données de la méthode, le besoin de temps et le besoin de connaissance*. En se basant sur ces critères, ils ont pu sortir deux grandes classes d'outils : les outils dits « sophistiqués » et les outils « simples ». Knight & Jenkins (2009) ont classé les outils d'éco-conception suivant les groupes suivant : *les guides, les check-lists et les outils analytiques*. Une autre classification proposée par Ness et al. (2007) se rapporte à l'objectif que l'on veut atteindre :

- *prospectifs* : sont classés dans cette catégorie, les outils qui sont utilisés pour des fins de normalisation ;
- *rétrospectif* : sont classés ici, les outils fournissant des indices analytiques ;
- *entre rétrospectif et prospectif* : sont classés ici les outils qui permettent l'évaluation d'un produit.

Cette classification est néanmoins confuse quant au classement entre le deuxième et troisième groupe. Cette dernière classification va à peu près dans le même sens que celles de Leroy (2009) et le Pochat (2005) qui ont classifié les outils selon leurs objectifs d'application qu'ils soient des outils d'*orientation de conception* ou des outils d'*analyse environnementale* ou des outils qui permettent *d'atteindre les deux objectifs*.

Lors de sa revue, Baumann et al. (2002) a choisi de classer les différents outils et approches suivant l'application envisagée suivant les niveaux suivants :

- les outils qui visent l'étude du produit (145 outils),
- les outils qui visent plutôt l'amélioration d'un procédé ou d'un processus spécifique (87 outils),
- les outils qui visent l'ensemble d'une chaîne de production ou la combinaison de plusieurs procédés (88 outils)
- et enfin les outils qui visent, d'un point de vue global, l'ensemble d'une industrie (19 outils).

Le Tableau 1 présente les caractéristiques des différentes approches ou outils d'éco-conception que nous avons sélectionnés et que nous allons présenter par la suite. Les approches (et outils) sélectionnées sont jugées comme représentatives des différents types d'approches existant (qualitative et quantitative, prospective et retrospective). Le choix des outils présentés ici ont été fait sur la base des revues effectuées par Le Pochat (2005), Ness et al (2007), Unger et al (2008), Knight et Jenkins (2009) et Leroy (2009).

Tableau 1 : Caractéristiques des outils d'éco-conception sélectionnés pour la revue

Outil	Qualitative ou quantitative	Type d'action		Niveau de conception potentiel d'application (1 ; 2 ; 3 ; 4)*
		Orientation de conception	Evaluation	
« Checklists » (Knight & Jenkins 2009)	Qualitative	Moyen	Faible	2 ;
« Material exclusions list » (Unger et al. 2008)	Qualitative	Faible	Faible	2 ;
« Les guidelines » (ISO 2003)	Qualitative	Moyen	Faible	1 ; 2 ;
Analyse de Cycle de Vie (ACV) (JRC 2010)	Quantitative	Moyen	Elevé	1 ; 2 ; 3 ; 4
« Material intensity per unit service » (MIPS) (Ritthoff et al. 2002)	Quantitative	Faible	Faible	1 ; 2
« Material flow analysis » (MFA) (Brunner et Rechberger 2004)	Quantitative	Faible	Moyen	1 ; 2
« Material, energy and toxicity matrix » (MET) (Knight & Jenkins 2009)	Quantitative	Faible	Moyen	1 ; 2
« Cumulative energy demand » CED (Rolf Frischknecht et al. 2007a)	Quantitative	Faible	Faible	1 ; 2
« Ecological footprint » (EF) (R. Frischknecht et al. 2007a)	Quantitative	Faible	Faible	1

* les niveaux de conception :(1) amélioration d'un produit existant ; (2) re-conception d'un produit ; (3) amélioration de la fonction d'un produit ; (4) amélioration du système de production du produit

Nous présentons dans ce qui suit les différents outils séparément afin d'identifier, d'une part les différentes limites potentielles de leur utilisation, et d'autre part les points d'amélioration nécessaires. Les outils qualitatifs sont présentés en premier lieu, par la suite nous présentons les outils quantitatifs ou analytiques.

1.2.1 Les outils qualitatifs

Les outils présentés dans cette catégorie sont ceux qui n'utilisent pas d'indicateur quantitatif spécifique.

1.2.1.1 Les « checklists »

Objectifs : les check-lists ont pour objet d'identifier les différentes phases les plus impactantes du cycle de vie du produit étudié.

Avantage : facilités de mise en œuvre

Inconvénient : non démonstrative et ne permet pas d'évaluer l'amélioration environnementale des solutions d'éco-conception.

C'est un ensemble de questions et de critères qui aide à cibler et analyser les « hotspots ». Les critères utilisées dans la méthode peuvent être des seuils d'émissions définis à partir de documents normatifs ou réglementaires, ou encore par rapport à un produit de référence (Unger et al. 2008), peuvent être utilisés. Les Checklists permettent ainsi de définir des cadres applicables sur des phases spécifiques ou sur l'ensemble du cycle de vie du produit comme le montre l'exemple de Knight et Jenkins (2009) dans la Figure 5. Cette approche est l'une des plus utilisées par les concepteurs du fait de sa facilité d'implémentation (Knight & Jenkins 2009). Mais c'est une approche qui n'est pas démonstrative. Elle ne permet pas d'identifier avec certitude si la solution de conception proposée est meilleure.

smiths detection
bringing technology to life

**Checklist: New Product Introduction
(Environmental - Lifecycle)**

New Product Introduction (NPI) process
Author: Paul Knight

For use in all phases (at all review stages):-

Lifecycle phase:	Considered...	Y/N, N/A	Comments / evidence of compliance / reasons for non-compliance
System Design	Simplicity		
	Source reduction		
Procurement	Avoided hazardous substances ?		
Manufacturing & Distribution	Designed for manufacture ?		
	Designed for minimum energy use?		
	Designed for pollution minimisation ?		
	Packaging: designed for re-use ?		
	Designed for waste minimisation ?		
	Designed for minimum use of hazardous substances ?		
Use	Designed for minimum energy use?		
	Designed for minimum consumables use?		
	Designed for pollution minimisation ?		
	Designed for waste minimisation ?		
	Designed for minimum use of hazardous substances ?		
	Designed for upgrade ?		
End-of-life	Designed for material recovery ?		
	Designed for component recovery ?		
	Designed for disassembly ?		
	Designed for recovery ?		
	Designed for seperability ?		
	Designed for waste recovery and re-use ?		

Figure 5 : Exemple de « checklist » (Knight & Jenkins 2009)

1.2.1.2 « Material exclusions list »

Objectifs : l'objectif des «Material exclusions list » est de fournir des informations sur des substances qui sont interdites.

Avantage : cette approche permet d'éviter les substances qui sont potentiellement dangereuses lors de la mise en œuvre du produit.

Inconvénient : elle ne permet pas de voir si nous avons réellement des améliorations sur l'ensemble des aspects environnementaux.

Cette approche consiste en l'utilisation d'une norme ou réglementation qui contient la liste des matériels ou de substances qui sont interdites en raison de leurs impacts (Unger et al. 2008). Nous pouvons citer comme exemple, l'interdiction des substances appauvrissant la couche d'ozone de la directive Européenne décrite par le règlement CE n°1005/2009 qui reprend les directives du protocole de Montréal. Ces listes peuvent être spécifiques à une entreprise comme le montre Unger et al (2008) et sont complémentaires aux différentes normes en vigueur. Cette approche permet d'éviter les matériaux dangereux, c'est donc une démarche exclusivement axée sur les aspects sanitaires (toxicités).

I.2.1.3 Les « guidelines »

Objectifs : les guidelines ont pour objectif de décrire des cadres d'éco-conception sur l'ensemble de cycle de vie du produit.

Avantage : cette approche a l'avantage d'être reconnue par la communauté d'application.

Inconvénients : l'utilisation des guidelines ne préconise qu'une cadre d'application et fait souvent référence à des méthodes quantitatives qui peuvent être spécifique à un produit, à une localisation.

Cette approche utilise des documents normatifs donnant le cadre et les détails à suivre lors de la conception d'un produit. Les détails définis dans ces documents sont applicables sur l'ensemble du cycle de vie du produit. La norme ISO 14062 est un exemple de guidelines, elle définit les cadres de l'«Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit » (ISO 2003). Un autre exemple est la normalisation anglaise BS 8887 – 1 (STANDARD 2006) qui préconise des recommandations pour l'optimisation des processus qui peuvent être présents sur l'ensemble du cycle de vie du produit. Cette dernière prend en compte les phases d'assemblage, de désassemblage et la fin de vie.

Ces documents normatifs peuvent parfois recommander ou mentionner l'utilisation des méthodes quantitatives telles que l'ACV ou des parties d'ACV. C'est le cas de la norme ISO 14062 (ISO 2003) qui préconise par exemple d'effectuer une évaluation des flux énergétiques sur l'ensemble du cycle de vie du matériau.

I.2.2 Les outils quantitatifs

Dans cette partie sont présentés les outils qui fournissent un ou plusieurs indicateurs quantitatifs.

I.2.2.1 L'analyse de cycle de vie (ACV) et ACV simplifiée

Objectifs : estimer les impacts environnementaux potentiels d'un produit à travers une approche systémique.

Avantages : c'est un outil utilisant une approche systémique et offrant des résultats multicritères. Elle permet d'étudier n'importe quel type de produit qui peut être représenté par un système.

Inconvénients : l'approche peut contenir un niveau d'incertitudes et de variabilités élevé.

L'ACV est une approche multicritère, qui permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit sur son cycle de vie en utilisant des indicateurs d'impact agrégés (JRC 2010). La méthodologie ACV permet de prendre en compte différents impacts environnementaux. L'application de l'ACV est régie par les normalisations internationales

ISO 14040 (Iso 2006a) et ISO 14044 (Iso 2006b). Les différents flux entrants et sortants du système étudié sont inventoriés puis transformés en indicateurs d'impact potentiels. Ces indicateurs sont la représentation quantifiée d'une catégorie d'impact, c'est-à-dire une atteinte à l'environnement. Dans le cadre de l'ACV, les atteintes à l'environnement concernent aussi bien les ressources et la santé humaine, que la protection des éco-systèmes. Ainsi, nous pouvons dénombrer actuellement autour d'une vingtaine de catégories d'impact. Chaque catégorie d'impact peut être caractérisée par plusieurs indicateurs qui peut aller jusqu'au nombre de 8. Une version simplifiée de l'approche ACV peut aussi être utilisée pour l'éco-conception selon Unger et al. (2008). Cette simplification permet de réduire le temps et les ressources (quantité de données, étape à réaliser) nécessaires pour procéder à une étude ACV.

I.2.2.2 “Material intensity per unit of service” – MIPS

Objectifs : quantifier les différentes ressources (matériaux et énergie) lors de la fabrication d'un produit en kilogramme par unités de service.

Avantage : elle prend en compte des impacts environnementaux matériaux qu'on ne retrouve pas dans les autres méthodes, c'est le cas de la prise en compte du déplacement du sol, l'érosion.

Inconvénient : les catégories se concentrent sur les matériaux, et la méthodologie rejoint celle de l'ACV

La méthode MIPS est une approche qui a été développée à l'institut Wuppertal en Allemagne. C'est une approche qui se concentre sur la quantification des différents matériaux ou plus précisément les différentes ressources lors de la fabrication d'un produit rapporté par unité de service (Ritthoff et al. 2002). La méthode permet de prendre en compte les différents intrants et extrants de ressources depuis la phase d'extraction des matériaux jusqu'à leur fin de vie. Les différents flux identifiés sur l'ensemble du cycle de vie du produit seront agrégés suivant les cinq catégories suivantes (1) « abiotiques » ou ressources non renouvelables (2) « biotiques » ou ressources renouvelables (3) déplacement du sol dans l'agriculture et la sylviculture (incluant l'érosion) (4) l'eau (5) l'air.

I.2.2.3 “Material flow analysis” – MFA

Objectifs : quantifier les différents flux (entrant et sortant) de matériaux des différents processus du cycle de vie du produit étudié

Avantage : elle permet de cibler les processus ou parties du système où l'on a des transferts de flux de matériau élevé,

Inconvénient : les indicateurs se concentrent sur la partie matériau. C'est une approche monocritère, d'où la difficulté de prise en compte des autres problèmes environnementaux.

Cette méthode permet d'analyser et de quantifier les différents flux de matière dans le cycle de vie d'un produit (Brunner et Rechberger 2004). Pour cela les différents flux *entrants, stockés, et sortants* des différents processus qui composent l'ensemble de cycle de vie du matériau sont identifiés. Cela permet par la suite d'estimer l'ensemble des flux de matériaux pour le système étudié.

I.2.2.4 “Material, energy and toxicity matrix”– MET

Objectif : identifier les différents flux de matériaux, d'énergie et de toxicité des différents processus de l'ensemble composant l'ensemble du cycle de vie du produit étudié,

Avantage : l'approche prend en compte l'aspect ressource par les deux catégories matériau et énergie ainsi que les impacts potentiels sur l'homme en considérant l'aspect toxicité,

Inconvénient : l'approche ne fournit qu'un inventaire des trois catégories considérées dans la matrice

Cette approche systémique va décomposer et caractériser les différents flux de *matières, d'énergie et de toxicité* des différents processus intervenant sur le cycle de vie du matériau étudié (Knight & Jenkins 2009). L'approche est similaire à une étape d'inventaire d'ACV tout comme le MFA.

I.2.2.5 “Cumulative energy demand “– CED

Objectif : fournir un indicateur qui comptabilise tous les flux d'énergies entrants et sortants du système du produit étudié

Avantage : l'indicateur apparait comme étant le plus exhaustif possible sur l'énergie,

Inconvénient : c'est une approche monocritère, en n'utilisant que l'indicateur énergie, elle ne permet pas de cibler les autres problèmes environnementaux.

Cette approche est une des méthodes de caractérisation monocritère de l'ACV, elle cible l'aspect énergétique (Rolf Frischknecht et al. 2007a). Dans l'approche tous les intrants et sortants de l'ensemble du cycle de vie *de la production, l'utilisation, et de la fin de vie du produit* du système étudié sont traduits en un indicateur énergétique (en énergie primaire) comptabilisé en joule. Pour ce faire, les caractéristiques énergétiques des différents flux, le pouvoir calorifique inférieur ou supérieur peuvent être utilisés pour la conversion en flux énergétique. Cette méthode est généralement combinée avec d'autres méthodes de caractérisation des impacts ACV.

I.2.2.6 “Ecological footprint “ - EF

Objectif : fournir un indicateur empreinte écologique qui représente les impacts des activités de l'homme sur l'environnement.

Avantage : cette approche fournit un indicateur simple et compréhensible.

Inconvénients : c'est une approche monocritère qui ne permet pas de prendre en compte les autres aspects environnementaux.

Cette approche cible la catégorie d'impact *utilisation du sol* (Frischknecht et al. 2007a). Cette approche somme les trois impacts suivants : (i) empreinte écologique direct : qui est la surface requise pour la production d'une culture, d'un produit forestier ou d'un produit animalier (ii) empreinte écologique lié aux émissions de CO₂ émis qui est la surface de forêt nécessaire pour absorber le CO₂ émis. et (iii) l'empreinte écologique énergie nucléaire qui représente la surface de forêt requise pour absorber les émissions de CO₂ liées à la production de l'énergie équivalent en utilisant du carburant fossile. Ces trois impacts donnent l'indicateur total exprimé en m²a.

I.2.3 Synthèse sur les approches d'éco-conception

Le Tableau 2 résume les caractéristiques des différentes méthodes présentées concernant leurs coûts d'application (en données et en temps), leurs avantages et inconvénients.

Tableau 2 : Avantages et inconvénients des outils d'éco-conception sélectionnés

Outil	Besoin de données	Besoin de Temps	Avantages	Inconvénients
ACV	Haute	Haute	Compréhensive : donne une estimation des impacts potentiels DveDémonstrative : donne une évaluation quantifiée de l'amélioration Efficiente : prise en compte des différentes étapes de cycle de vie,,	Difficile : à mettre en œuvre, Difficile : à utiliser car donne des résultats complexes, multicritères IncertaineIncertaine : présence de haute source d'incertitude et de variabilité
ACV simplifiée	Haute	Moyenne – haute	idem ACV	idem ACV augmentation de l'incertitude due à la simplification
MIPS	Moyenne	Moyenne	Démonstrative :	Non efficace : ne considère pas les impacts potentiels
CED	Moyenne	Moyenne	Démonstrative :	Non efficace : se focalise sur l'impact ressources énergétiques
EF	Haute	Haute	Démonstrative	Non efficace : se focalise sur l'impact utilisation du sol
MFA	Moyenne - haute	Moyenne – haute	Traçable : suivie des flux de matériaux	Non efficace : On ne considère ici que des flux de matériaux (inventaire)
« Checklist » et « guidelines »	Bas	Bas	<i>Facile</i> : à mettre en œuvre, <i>Non indépendance</i> : nécessite l'application d'autres approches	Non traçable : ne permet pas d'identifier les processus impactants Non démonstrative : ne permet pas une quantification de l'amélioration
Material exclusion lists	Bas	Bas	<i>Facile</i> : à mettre en œuvre	Non traçable : ne permet pas d'identifier les processus impactants Non démonstrative : ne permet pas une quantification de l'amélioration

La classification du Tableau 2 permet également d'identifier des inconvénients des approches ou méthodes d'éco-conception.

- Certaines méthodes telles que les *guidelines* ou les *checklist* ou d'autres méthodes qualitatives, prospectives ne nous permettent pas avec certitude de confirmer si des améliorations environnementales ont été bien apportées lors de l'application de ces méthodes (*non démonstrativité* : *non certitude sur l'amélioration apportée*).
- On ne peut pas toujours identifier à partir des résultats, quelle phase de l'étude, quelle partie du système ou même quels processus seraient les plus importants à détailler (*non traçabilité*), ce qui empêche d'identifier les transferts d'impacts éventuels entre phases du système de cycle de vie du produit (*non efficacité*).
- Certaines méthodes quantitatives se concentrent seulement sur un aspect des atteintes multiples aux ressources et à l'environnement (*non exhaustivité*) ce qui empêche d'identifier les transferts d'impacts éventuels entre catégories d'impact (*non efficacité*).

1.3 Rappels sur l'Analyse de Cycle de Vie

L'ACV est un outil d'évaluation environnementale qui permet d'effectuer une analyse de système de produit. C'est une méthode multicritère. L'ACV est l'un des outils quantitatifs d'évaluation environnementale le plus établi et le plus développé (Ness et al. 2007; Bovea & Vidal 2004). Cependant, selon l'étude de Knight et Jenkins (2009) des réticences subsistent quant à l'utilisation de l'ACV en raison des besoins de ressources (données, mises en œuvre, temps) élevés.

L'application d'une ACV est cadrée par les normes ISO 14040 et 14044 (Iso 2006a; Iso 2006b) qui définissent ses principes, son cadre d'application et ses lignes directrices.

Un des avantages de l'ACV est d'identifier à la fois les processus ou étapes les plus impactants sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit mais également les transferts des impacts environnementaux potentiels entre les différentes étapes de cycle de vie ou entre différentes catégories d'impacts.

Selon l'objectif et le champ d'étude choisi, une ACV peut prendre en compte les différentes étapes de cycle de vie à partir de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie du produit (*cradle to grave*), ou une partie de cette étape de cycle de vie, par exemple de l'extraction des matières premières jusqu'à la sortie de la production (*cradle to gate*) où l'approche ne prend pas en compte la phase d'utilisation et de fin de vie du matériau.

La réalisation d'une ACV comporte quatre phases principales (Figure 6) : (i) la *définition des objectifs et du champ de l'étude*, (ii) la *phase d'inventaire de cycle de vie*, (iii) la *phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie* et (iv) la *phase d'interprétation du cycle de vie* (Iso 2006b; Guinée et al. 2002).

Une ACV est itérative comme nous le montrent les liens entre chaque phase de la Figure 6. Nous allons voir les différentes phases de réalisation de l'ACV ainsi que les liens entre ces différentes phases afin d'identifier les limites éventuelles, pour son application en tant qu'outil d'éco-conception. Les différentes limites potentielles sont identifiées pour chaque phase, puis pour l'ensemble du cadre méthodologique.

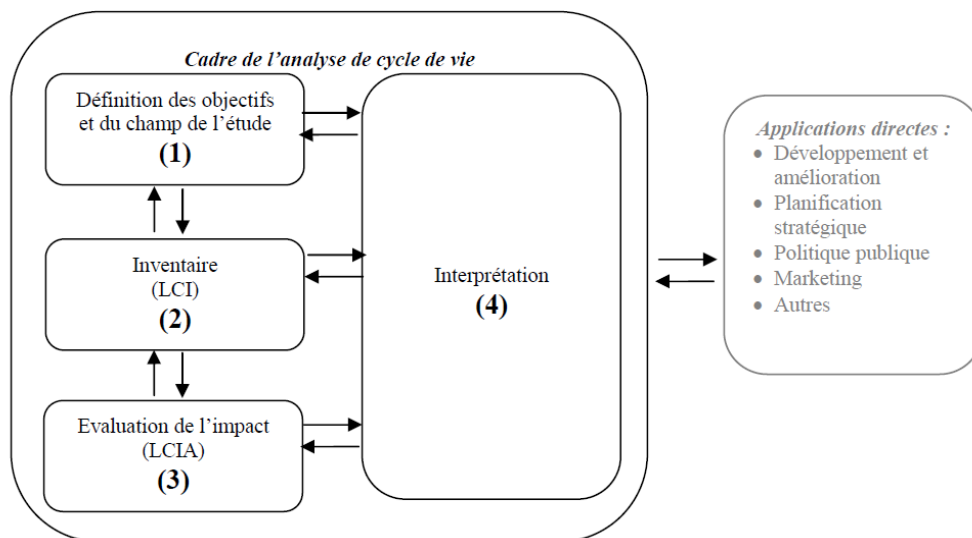


Figure 6 : Les phases d'une ACV (Iso 2006a)

I.3.1 La définition des objectifs et du champ d'étude

La norme ISO 14040 (Iso 2006a) mentionne que dans l'étape de définition des objectifs d'une ACV, nous devons décrire l'application envisagée pour l'étude, les raisons qui ont conduit à la réalisation de l'étude, les entités auxquelles elle est destinée.

Dans cette première phase de l'ACV, nous devons décrire aussi le système de produit étudié et ses différentes caractéristiques (étapes du cycle de vie, frontières géographiques et temporelles...). Nous devons également décrire les fonctions, principales et secondaires, que le produit assure, puis définir l'unité fonctionnelle qui est liée à la fonction principale du produit. Ces différentes étapes sont détaillées ci-après.

I.3.1.1 L'unité fonctionnelle

La définition de l'unité fonctionnelle (UF) est une étape importante lors d'une ACV, selon ISO 14040 (Iso 2006a). En effet, un produit peut posséder plusieurs fonctions, et il faut choisir la ou les fonctions à prendre en compte dans l'étude. L'UF définit la quantification des fonctions d'un produit, elle sert de référence pour quantifier les intrants et les sortants qui sont liés au système. L'UF est aussi utilisée comme référence pour la comparaison de plusieurs ACV d'un même système de produit. Il faut identifier toutes les fonctions (primaire, secondaire) du produit étudié et choisir la fonction à prendre en considération.

Les résultats d'une ACV peuvent être modifiés, orientés ou même faussés par le choix de l'unité fonctionnelle (Guinée et al. 2002). À titre d'exemple, Jolliet et al (2010) donnent un exemple d'étude comparative entre le popcorn provenant du maïs et les chips en polystyrène qui sont utilisés comme particule de calage dans l'emballage des produits. Les résultats de cette étude varient en fonction de l'UF de comparaison. Si l'UF est exprimée en unité de masse, le popcorn s'avère moins impactant. Or le popcorn étant plus dense que la chips en polystyrène, les résultats sont inversés lorsque l'UF est exprimée en unité de volume. L'UF est donc l'un des facteurs importants d'une étude ACV.

I.3.1.2 Les règles d'allocation

On doit procéder à une allocation des impacts (ou des inventaires) lors de la présence d'un système ou d'un processus qui produit plusieurs produits. Le choix des règles d'allocation à appliquer dans ce cas là est décrit par la norme ISO 14044 (Iso 2006b) :

- Etape 1 : *éviter l'affectation en : a) divisant le processus élémentaire à affecter en deux sous-processus ou plus et affecter les intrants et extrants attachées à ces sous-processus, b) étendant le système de produits pour y inclure les fonctions supplémentaires des coproduits.*
- Etape 2 : *répartir les différents extrants et intrants d'une manière qui reflète des relations physiques existant entre eux (quantité ou fonction);*
- Etape 3 : *répartir les différents extrants (et intrants) d'une manière qui reflète d'autres relations mutuelles telles que la valeur économique des produits.*

Le processus de choix d'une approche d'allocation en fonction du cas d'étude selon la recommandation de la norme ISO 14044 est montré dans la Figure 7 (ADEME, 2009). Auparavant Ekvall et Finnveden (2001) ont effectué une revue critique des méthodes d'allocations et de leur application et ont eu les constatations suivantes, la méthode d'allocation par subdivision des processus recommandé en premier lieu par la norme ISO 14041 (1998) n'est pas toujours applicable et dans tous les cas ne permet pas de résoudre intégralement les problèmes d'allocation. La fiabilité de la méthode par extension du système

ou par substitution dépend de la fiabilité des données ou des hypothèses sur la fonction (ou produit) évitée ou substituée. Pour que l'application de la méthode d'allocation par extension (ou substitution) soit pertinente, l'incertitude des données de substitution doit être faible. De plus cette deuxième approche d'allocation peut nécessiter un travail supplémentaire d'analyse de la fonction (ou produit) de substitution, qui peut éventuellement amener de nouvelles incertitudes au système étudié. L'approche d'allocation par partition (*massique, économique, énergétique, ...*) est mentionnée comme étant la plus démonstrative parmi les trois méthodes selon leur revue. Ekvall et Finnveden (2001) font les recommandations suivantes pour le choix de l'approche d'allocation à appliquer. Si l'allocation n'a pas d'impact significatif sur les résultats : la méthode la plus facile à mettre en œuvre est recommandée, qui est généralement l'approche par partition. Si l'allocation est importante sur les résultats d'ACV, mais la fonction (ou produit) supplémentaire à traiter n'as pas d'effet indirect significatif sur le système étudié, l'allocation par partition est recommandée. Sinon si les effets indirects de la fonction (produit) supplémentaire sur le système sont importants, l'allocation par expansion ou substitution est recommandée. En suivant leur recommandation, l'allocation par partition qui est recommandée en dernier lieu par la norme ISO 14044 semble être la plus pertinente.

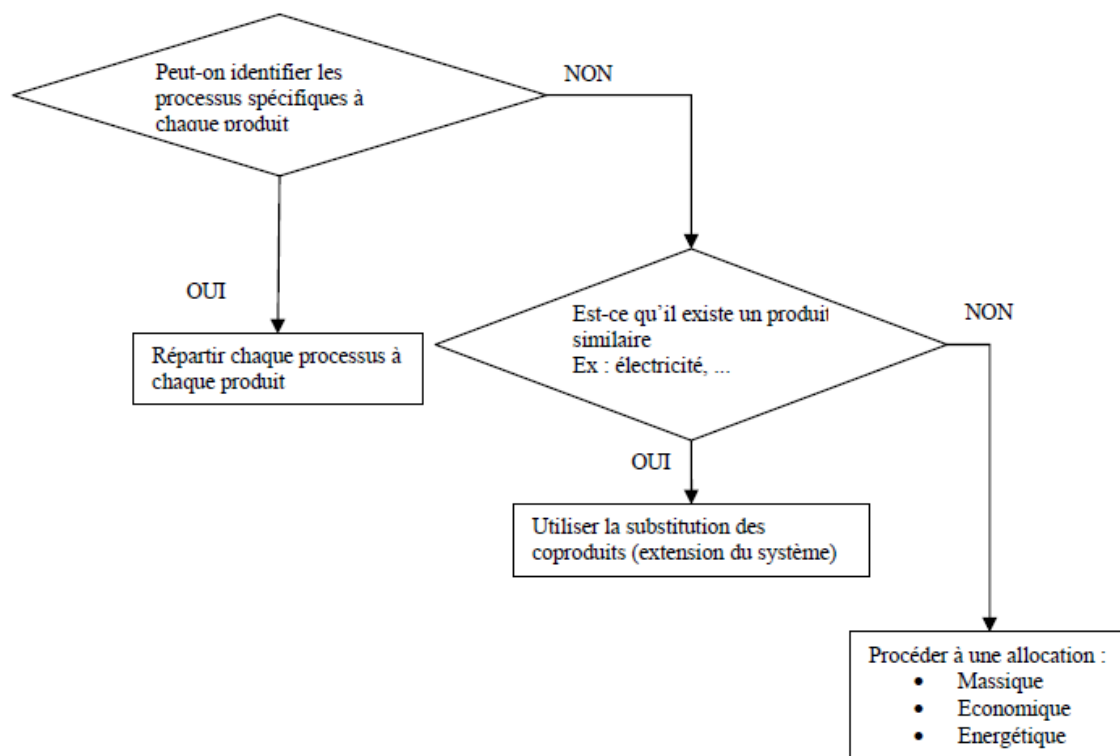


Figure 7 : Synoptique du choix du processus d'allocation des impacts en cas de présence de plusieurs coproduits

I.3.1.3 Les frontières de l'étude

La définition des frontières d'une ACV est effectuée en choisissant les étapes de cycle de vie et les processus élémentaires qui seront pris en compte dans l'étude. Un exemple de système avec ses frontières est présenté dans la Figure 8. Comme nous pouvons le voir, selon

le choix du praticien, des systèmes ou des processus à flux intrant peuvent ne pas être pris en compte.

Selon la norme ISO 14044 (Iso 2006b), le degré de confiance d'une ACV dépendra des frontières prises en compte au cours de l'étude. Joliet et al. (2010) définissent trois règles pour la définition des frontières d'un système.

- la première, est l'obligation de représenter la réalité pour les différents scénarii étudiés par les limites d'un système étudié ;
- la seconde, est la possibilité d'appliquer des règles de coupure (massique, énergétique ou environnementale) sur des processus représentant un pourcentage inférieur à un seuil défini (respectivement en masse ou en énergie ou en émissions de polluants) ;
- la dernière, est la possibilité d'exclure d'une étude comparative, de scénarii, des étapes ou processus identiques.

Concernant la prise en compte ou non d'un processus dans le système étudié, la règle de base mentionnée par l'ISO 14044 (Iso 2006b), est qu'un processus peut être éliminé du cycle de vie d'un produit si cette suppression ne représente pas des modifications majeures pour l'étude (de l'ordre de 5%). La prise en compte ou non d'un processus dans le système de produit doit être explicitée clairement. La description du système de produit en processus élémentaires est aussi intéressante, car cela permet de voir les différents entrants, sortants et limites de chaque processus élémentaire.

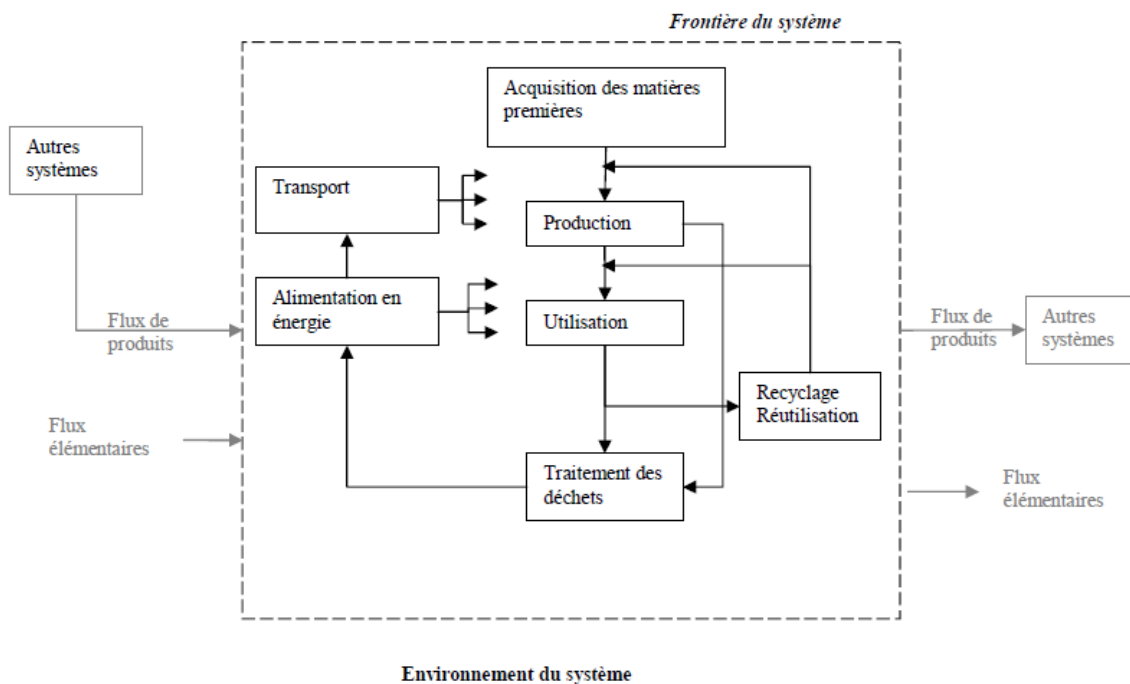


Figure 8 : Exemple de système de produit pour l'ACV (iso 14040)

I.3.2 L'inventaire de cycle de vie

Au cours de cette phase sont effectués le recueil de différentes données des intrants (*énergétiques, matières premières, autres intrants physiques*) et d'extrants (*les produits, coproduits et déchets et les différentes émissions dans l'air, dans l'eau et le sol*) de chaque processus élémentaire du système étudié. La disponibilité ou l'absence des données au cours de cette phase peut amener à la modification des objectifs et du champ d'études défini dans la précédente phase. Cette étape est finalisée par le calcul des données concernant les différents flux d'énergie, l'affectation des flux et des émissions au processus concernés et par une validation de ces données collectées. Pour la réalisation de l'inventaire et l'identification des intrants et des extrants, le cycle de vie d'un système de produit (Figure 8) représenté par la ou les fonctions qu'il assure, est détaillé en processus élémentaires comme présentés dans la Figure 9.

Suite à cette description nous effectuons l'inventaire des différents flux provenant ou entrant dans l'environnement.

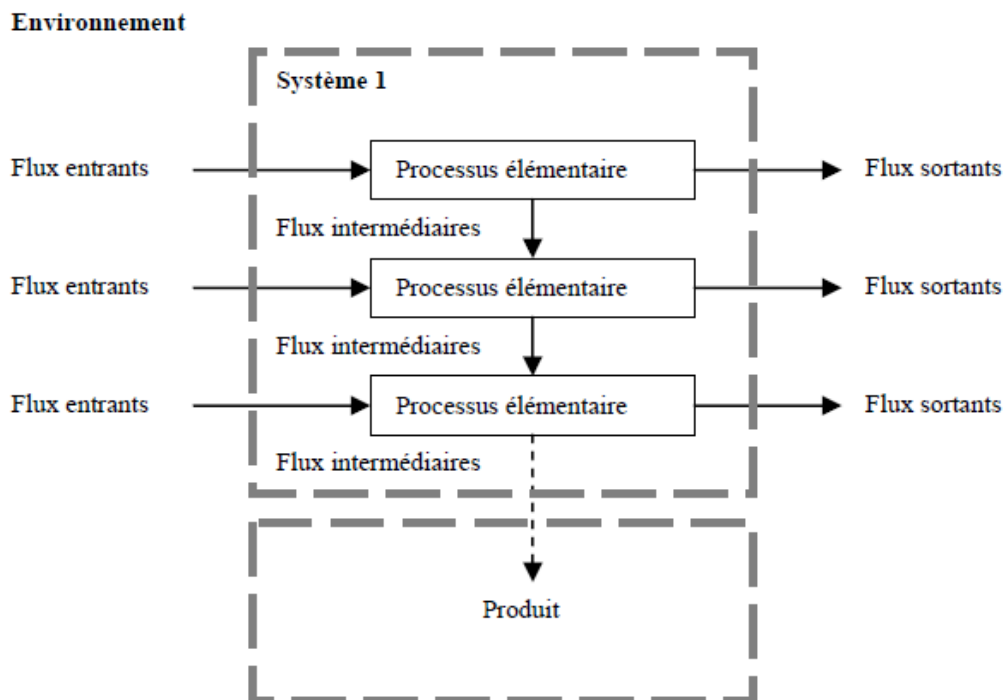


Figure 9 : les processus élémentaires (iso 14040)

La norme ISO 14044 (Iso 2006b) présente un organigramme pour la réalisation d'un inventaire de cycle de vie. Cette procédure comprend les étapes suivantes : *le recueil des données, la validation des données récoltées, la mise en forme des données récoltées et la vérification des données suivant les choix qui ont été effectués lors de la définition des objectifs de l'étude* Figure 10.

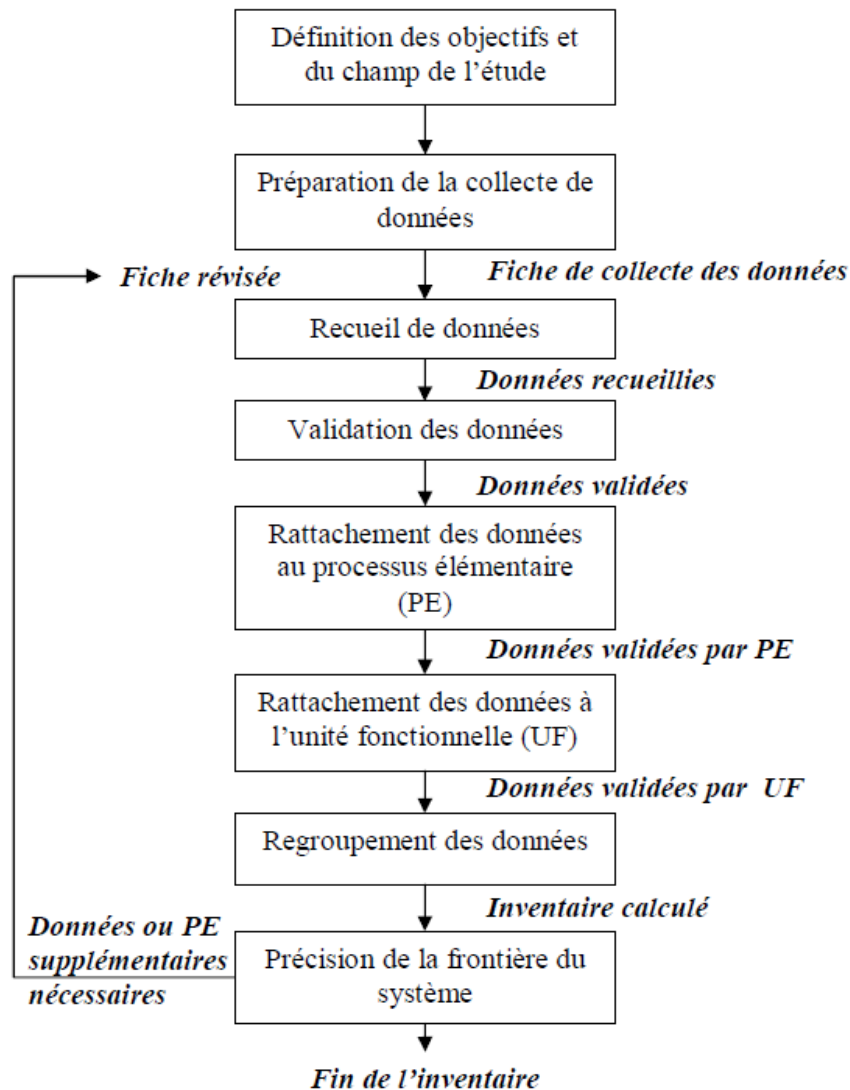


Figure 10 : Procédure simplifiée de l'inventaire de cycle de vie (ISO 14044)

Dans la pratique, différentes approches peuvent être appliquées lors de l'étape d'inventaire de cycle de vie. Parmi ces différentes approches, nous avons l'utilisation des données d'inventaires, l'utilisation de modèles d'inventaires qui permettent de quantifier les différentes substances entrant et sortant pour chaque processus. Lors de l'utilisation de modèles pour le calcul des données d'inventaire, les méthodes et modèles doivent être présentés. Après cela la validation des données obtenues doit être effectuée. Soit en procédant par un bilan massique, énergétique ou autre, soit en comparant avec d'autres données d'inventaires qui sont présentes dans la littérature (Iso 2006b). Toutes les données des flux d'inventaires répertoriés, intrants comme extrants, doivent être rapportés à l'unité fonctionnelle qui a été choisie lors de la définition des objectifs de l'étude. Cette phase d'agrégation est préconisée si les substances qui ont été répertoriées ont été mise en forme et rattachée à des substances équivalentes.

Une des plus grandes bases de données d'inventaire de cycle de vie actuels est la base de données ecoinvent² qui regroupe un grand nombre de données d'inventaires de produit matériel ou de service. Cette base de données contient des données de divers secteurs telles que l'énergie, les matériaux minéraux, les substances chimiques, les processus de transport, les processus de traitement de déchets, l'agriculture, l'électronique, l'ingénierie et autres (Frischknecht et al. 2005; R. Frischknecht et al. 2007b). Pour répartir les différentes données d'inventaires qui sont associés à deux ou plusieurs processus élémentaires, nous pouvons procéder à l'étape qui a été décrite dans le paragraphe *les règles d'allocation* dans I.3.1.2.

Ces différentes données d'inventaires peuvent être sujettes à différentes variabilités ou incertitudes selon leur provenance comme présentée dans le Tableau 3. La SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (Fava 1994) a répertorié les différentes caractéristiques des données qu'on rencontre en ACV en fonction de leur provenance. De plus nous pouvons rencontrer ces différents types de données lors des différentes phases de l'ACV et non seulement au cours de la phase d'inventaire.

Tableau 3 : Les différentes caractéristiques des données qui sont utilisées dans l'ACV (basé sur Fava 1994)

Sources de données	Caractéristiques	Utilisation des données par l'ACV			
		Phase 1	Phase 2	Phase 3	Phase 4
Données individuelles (usine)	Données personnelle, difficile à obtenir Spécifique à un processus donné Besoin de protocole spécifique pour assurer la qualité des données	x	x		
Données agrégées	Données sommaires statistiquement Possibilité d'anomalie masquée par l'agrégation Besoin des connaissances des hypothèses qui ont été utilisées pour l'agrégation	x	x	x	x
Données historiques	Souvent ce sont des données qui ne sont pas documentées Ces données peuvent contenir des pratiques de mise en œuvre obsolètes Ces données peuvent contenir des erreurs d'interprétation scientifique lors de leur estimation	x	x		
Données modélisées	Requiert une validation du modèle utilisé Incompatibilité des modèles simplifiés pour représenter des processus complexes Des accumulations en cascade, des erreurs de modélisation	x	x	x	x
Données extraites	Des collections de données qui peuvent contenir des incertitudes Des procédures de correction de données non connue Pas de documentation sur le domaine d'applicabilité des données	x	x		
Jugements d'expert	Les experts ne sont pas généralement du même avis Les données peuvent être biaisées La difficulté d'interpréter ce que c'est un « expert »	x	x		

² www.ecoinvent.org

Le Tableau 4 montre un exemple de données d'inventaire (exemple des engrais minéraux utilisés lors de la phase de l'agriculture de notre cas d'application). Comme nous pouvons voir, on répertorie 720 substances pour les différents inventaires. Toutes ces substances sont rapportées aux unités suivant, pour la masse en **kg**, pour le volume en **m³**, pour les substances radioactives en **Bq**, pour la surface en **m²**, pour l'énergie en **MJ**.

Tableau 4 : Exemple de données d'inventaire provenant d'ecoinvent© des intrants du sous-système agricole

N°	Substance	Compartment	Unité	Calcium ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U (1kg)	Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U (1 kg)	Urea, as N, at regional storehouse/RER U (1kg)	...
1	1-Butanol	Air	kg	3,23E-13	2,82E-13	1,59E-13	...
2	1-Butanol	Eau	kg	2,84E-08	2,48E-08	1,32E-08	...
3	1-Pentanol	Air	kg	1,18E-13	9,43E-14	5,98E-14	...
...
...
718	Zirconium-95	Air	Bq	6,6E-07	4,15E-07	3,7E-07	...
719	Zirconium-95	Eau	Bq	1,93E-05	1,21E-05	1,08E-05	...
720	Zirconium, 50% in zircon, 0.39% in crude ore, in ground	Brut	kg	3,72E-07	3,24E-07	1,73E-07	...

I.3.3 L'évaluation des impacts

Au cours de cette phase, sont utilisées les données recueillies précédemment lors de l'étape de l'inventaire de cycle de vie. Les résultats de l'ICV sont traduits en impacts environnementaux potentiels à l'aide des différents facteurs de caractérisation selon la méthode de caractérisation choisie (équation (1)). Cette phase d'évaluation des impacts est une des phases le plus importantes d'une ACV. Elle contient plusieurs étapes obligatoires et facultatives selon la norme ISO 14044 (Iso 2006b) comme le montre la Figure 11. Voyons de plus près par la suite les différentes étapes obligatoires de la phase de l'évaluation de l'impact (LCIA).

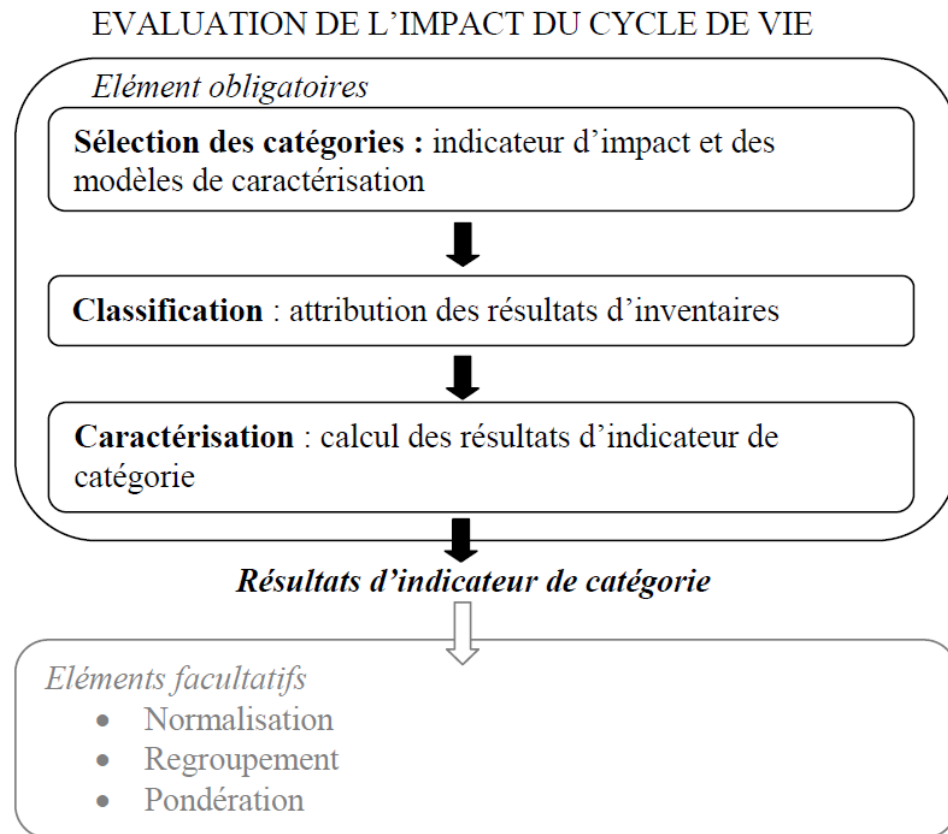


Figure 11 : Les étapes d'évaluation de l'impact LCIA (Iso 2006b)

I.3.3.1 Sélection des catégories d'impact, indicateurs de catégories et modèles de caractérisation

Comme l'indique la norme ISO 14044 (Iso 2006b), le choix des catégories d'impact pour l'étude ACV doit être cohérent avec les objectifs qui ont été posés pour l'étude et ce choix doit être justifié. Cette étape peut aussi être effectuée lors de la phase de définition des objectifs. Un inventaire des différents problèmes environnementaux relatifs aux produits étudiés permettrait aussi de bien choisir les catégories et indicateurs d'impact qui sont les plus pertinents. Les indicateurs choisis doivent permettre à la fois d'identifier non seulement l'avantage environnemental du produit, mais aussi ses effets néfastes (JRC 2010). Les conditions suivantes doivent aussi être respectées lors du choix des différents indicateurs d'impacts selon les recommandations de la norme Iso 14044 (Iso 2006b)

- Les catégories d'impact et indicateurs d'impact doivent être acceptés ou reconnus à l'échelle internationale ;
- Les indicateurs d'impact choisis doivent permettre de traduire tous les flux intrants et extrants identifiés lors de la phase de l'inventaire ;
- Les hypothèses lors du choix des indicateurs doivent être minimales et les indicateurs d'impacts doivent éviter le double comptage lors de la caractérisation ;
- Les modèles de caractérisation doivent être valables du point de vue scientifique et les phénomènes pris en compte lors de la mise en œuvre du modèle de caractérisation doivent être valides ;
- Les indicateurs de chaque catégorie d'impact choisie doivent avoir une pertinence environnementale.

Actuellement nous dénombrons plus d'une dizaine de méthodes de caractérisation ou de combinaisons de catégories d'impacts utilisant chacun des nombres et types d'indicateurs différents par catégorie. Selon la méthode, le nombre de catégories d'impact va de un à une vingtaine, et peut contenir jusqu'à une cinquantaine d'indicateurs. Une revue des différentes méthodes de caractérisation contenue dans la base de données ecoinvent© a été effectuée par Frischknecht et al. (2007a); et Hischier et al (2009). Un résumé de ces méthodes est présenté dans le Tableau 5 (La revue de chaque méthode est présentée dans l'Annexe V). Comme nous pouvons le remarquer, les problèmes environnementaux pris en compte par une méthode peuvent varier d'une méthode à une autre. Les indicateurs d'une même catégorie d'impact peuvent également différer suivant l'horizon de temps pris en compte ou la localisation de l'impact.

Tableau 5 : Caractéristiques des différentes méthodes de caractérisation (et outils ACV)

			Version	Nombre de catégories	nombres d'indicateurs	Impact ou dommage	Remarques
Multicritère	Méthodes Européennes	CML 2001	2001	15	50	Impact et Dommage	Ancienne version 1992, 2000
		Eco indicator 99	1999	10	30	Dommage	Prend en compte 3 perspectives (ou horizon de temps) différentes
		EDIP 2003	2007	10	18	Impact et Dommage	Ancienne version 1997, 2003
		EPS	2000	3	12	Dommage	Orientée économique ; Incertaines
		Impact 2002+	2002	14	14	Dommage	Basée sur CML 2001, CED
	RECIPE	2008	18	32	Impact Et Dommage	Basée sur CML 2001, éco indicateur 99	
	Méthodes Américaines	BEES	2007	12	12	Impact	Spécialisée bâtiment
TRACI 1 et 2		2002	9	9	Impact	Globale	
Monocritère	Méthodes Européenne et internationale	CED	2007	1	8	Impact	Cible l'impact énergie
		Ecological Footprint	2006	1	3	Dommage	Cible les impacts énergie et réchauffement climatique et utilisation du sol
		EDP	2007	1	54	Dommage	Cible utilisation du sol
		IPCC	2001	1	3	Impact	Cible l'impact réchauffement climatique
		USETOX	2008	2	6	Impact	Cible l'impact toxicité humaine et écotoxicité

I.3.3.2 Calcul des résultats d'indicateur de catégorie

Après l'étape du choix des catégories d'impact et des indicateurs à prendre en compte pour chaque catégorie, nous procédons aux calculs des différents indicateurs d'impact pour chaque catégorie d'impact retenue. Comme le montre l'équation (1) chaque indicateur de chaque catégorie est obtenu en sommant le produit des inventaires obtenus pour chaque substance i notée q_i avec le facteur de caractérisation correspondant FC_i^j . Nous pouvons procéder à une étape d'attribution où nous allons distinguer les substances d'inventaire qui n'interviennent que dans une catégorie d'impact et ceux intervenant dans plusieurs catégories.

$$\sum \text{Indicateur}^j = \sum (q_i \cdot FC_i^j) \quad (1)$$

Suite à cela, nous procédons à l'étape de caractérisation, où nous allons convertir les résultats d'ICV qui contribuent au même impact en utilisant la substance de référence (exemple l'indicateur d'impact potentiel de *changement climatique* GWP kg CO₂ eq pour la catégorie d'impact *changement climatique*). Puis ces résultats sont agrégés pour obtenir une valeur quantitative de l'indicateur pour la même catégorie d'impact.

I.3.3.3 Limites et autres caractéristiques de l'étape d'évaluation de l'impact

De nombreuses possibilités sont donc présentes pour le choix des indicateurs d'impact à prendre en compte pour les catégories d'impact à utiliser lors de la phase de l'évaluation de l'impact. Ces choix de méthodes de caractérisation et d'indicateurs peuvent influencer légèrement ou fortement les résultats d'une étude ACV (Iso 2006b). En plus des incertitudes associées au choix de catégorie d'impact et d'indicateur, une des principales sources d'incertitudes identifiées pour la phase de caractérisation est aussi la simplification des modèles lors des calculs des facteurs de caractérisation selon Huijbregts (1998a). D'où l'omission d'effet d'interaction éventuel entre substance et leur devenir. Le caractère dynamique de l'environnement ou du compartiment d'émission ne sont pas aussi considérés lors des calculs de ces facteurs de caractérisation.

I.3.4 L'interprétation des résultats

La phase d'interprétation de cycle de vie est la dernière phase de l'ACV. Elle permet de mettre en valeur les différentes pistes d'amélioration environnementale du système de produit étudié pour ses différentes étapes de cycle de vie. Cette phase présente les différentes conclusions, limitations ou recommandations de l'étude. Elle permet aussi de voir si les objectifs qui ont été posés sont atteints et si il y a un besoin de correction dans les phases précédentes effectuées.

Bien que les étapes suivantes soient mentionnées comme faisant partie de l'étape d'évaluation des impacts, elles sont facultatives et présentent comme nous le verrons, déjà une part d'interprétation. Ces étapes concernent globalement l'agrégation des différentes catégories d'impact obtenues (Iso 2006b). Ces étapes facultatives décrites par la norme sont les suivantes :

- La normalisation : consiste à calculer l'importance relative des différents indicateurs. Elle se base sur l'utilisation de valeurs de référence qui peuvent être par exemple des données localisées, ou spécifiques par habitant, ... L'utilisation d'une telle base de comparaison permet en effet de comparer l'importance de chaque catégorie d'impact par rapport à un état de référence. Le choix de cet état de référence reste à l'appréciation du modélisateur ACV, et consiste en soit en un début d'interprétation. Cette étape est de plus mal adaptée à

la comparaison de catégories d'impact à échelles géographiques très différentes : le choix de valeurs de références à grande échelle ne dira rien sur l'importance de phénomènes localisés.

- Le regroupement : consiste à grouper les catégories d'impacts qui sont considérés comme similaires, c'est-à-dire dont les indicateurs évoluent dans le même sens ou sont directement corrélés. Cela permet de réduire le nombre de critères à considérer dans une décision. Cette étape permet aussi de classer les indicateurs calculés suivant un ordre de priorité définie, le choix de ces priorités étant également une interprétation.
- La pondération : consiste à agréger les résultats des indicateurs d'impact obtenus précédemment dans l'objectif de fournir un nombre d'indicateurs réduit ou unique. La pondération est finalement similaire au regroupement mais au lieu de seulement ranger les catégories d'impact dans un ordre de préférence donné, l'approche deviendra plus quantitative en attribuant des coefficients à chaque catégorie.

Ces différentes étapes sont parfois utilisées dans l'objectif de simplifier les résultats, car la prise de décision sur des résultats multicritères reste problématique pour le décideur. Ainsi l'ambition d'exhaustivité des impacts du cadre méthodologique de l'ACV, scientifiquement justifiée par la volonté d'évaluer les éventuels transferts entre catégories d'impact, devient une difficulté en phase d'interprétation, lorsque les non-experts doivent s'approprier les résultats.

L'analyse de la qualité des données : une analyse de qualité de données peut être aussi effectuée lors de la phase d'interprétation. Comme mentionné par la norme ISO 14044 (2006) des techniques spécifiques peuvent être utilisés comme une analyse de contribution, une analyse d'incertitude, une analyse de sensibilité.

1.3.5 La qualité des données en ACV

La prise en compte des différentes sources d'incertitude lors d'une étude ACV permet d'augmenter la crédibilité et la confiance aux résultats, tandis que la considération des différentes sources de variabilité permet d'étudier l'influence de l'hétérogénéité des processus.

Plusieurs approches permettant de prendre en compte les différentes sources d'incertitudes existent. Elles peuvent être qualifiées de qualitatives ou quantitatives une de ces approches et l'utilisation de la matrice de pédigrée,

En utilisant des indicateurs de qualité de données Weidema et Wesnæs (1996) ont introduit leur utilisation dans la matrice de pédigrée afin d'avoir une approche semi-qualitative, pour caractériser l'incertitude des données. Les cinq critères suivants sont pondérés de 1 (meilleure note) à 5 pour chaque donnée utilisée :

- La fiabilité des données : où la notification est qualifiée suivant la vérification, la validation, qui ont été appliquées aux données ;
- L'exhaustivité : où la qualification est effectuée selon la représentativité des données, la taille des échantillons pour l'obtention des données ;
- La corrélation temporelle : la notification est qualifiée par la différence de temps entre l'année de collecte et l'année d'utilisation des données ;
- La corrélation géographique : la notification est qualifiée suivant les caractéristiques de localisation des données par rapport à l'étude ;
- La corrélation technologique : qualifie la correspondance du procédé ou processus étudié avec les données.

Les matrices de pédigree sont à la base des méta-données demandées par la base de données Ecoinvent. Les données de la matrice peuvent être utilisées par la suite pour corriger l'incertitude stochastique liée aux données (Weidema & Wesnæs 1996). Plus tard, Björklund (2002) mentionne que les indicateurs suivants peuvent être utilisés pour qualifier la qualité des données : *la précision, le biais, l'exhaustivité, la transparence, la revue critique et la reproductibilité*. La normalisation ISO 14044 (Iso 2006b) a intégré ces contraintes et mentionne le besoin des informations suivantes concernant les données à utiliser : la période de validité des données, la localisation des données, la technologie étudiée, la précision, l'exhaustivité, la représentativité, la cohérence et la pertinence, les sources de données et les informations sur les incertitudes.

Cependant, cette qualification de la qualité de données reste qualitative et des efforts de recherche dans les années 2000 ont permis d'avancer vers une démarche plus quantitative. La matrice de la qualité des données peut être utilisée pour calculer l'incertitude des résultats d'ACV en tenant compte de la qualité des données d'inventaires utilisées (Leroy 2009). L'analyse des différentes sources d'incertitudes présentes dans les différentes phases de l'ACV (Björklund 2002; Huijbregts 1998a) sont résumées dans le

Tableau 6. Certaines incertitudes proviennent des choix de l'utilisateur de l'ACV lors de la phase des définitions des objectifs. D'autres proviennent également des hypothèses fondatrices de l'ACV telles que la linéarisation des phénomènes : linéarisation des flux d'un processus en fonction de l'unité de production, linéarisation des indicateurs d'impact aux flux élémentaire. Enfin, d'autres sources d'incertitudes proviennent du manque de données représentatives des processus du système, et le modélisateur ACV a parfois recours à des données supposées proches.

Tableau 6 : Les types et sources d'incertitude pour les différentes phases de l'ACV (Björklund 2002)

Type d'incertitude	Phase de l'ACV		
	Définition des objectifs	Inventaire	Evaluation des impacts
Donnée non appropriée	-	Donnée mesurée non appropriée	Incertitude sur la durée de vie des substances et leur contribution
Manque de données	-	Manque de donnée	Manque de donnée
Non représentativité des données	-	Manque de donnée d'inventaire représentative	-
Incertitude de modèle	-	Simplification des modèles Linéarisation Modélisation statique au lieu de dynamique	Simplification des modèles Linéarisation Modélisation statique au lieu de dynamique
Incertitude due au choix	Choix des unités fonctionnelles Choix des limites	Choix de l'allocation Le niveau de technologie Choix du type de donnée marginal/moyennée	Non prise en compte d'impact connue pertinent Choix de la méthode de caractérisation
Variabilité spatiale	-	Différence par rapport à la localisation	Différence avec les différents milieux récepteurs
Variabilité temporelle	-	Différence par rapport à l'évolution des inventaires	Les horizons de temps Simplification du caractère dynamique l'environnement
Variabilité avec la réalité (objects/sources)	-	Différence avec l'utilisation de procédés équivalent	Différences entre les caractéristiques des milieux récepteurs : l'homme et l'environnement
Incertitude épistémologique	Ignorance des aspects importants du système étudié	Ignorance des procédés modélisés	Ignorance de catégorie d'impact Ignorance de facteurs de caractérisation Ignorance des substances contributeurs à la catégorie d'impact
Erreur	Aucun	Aucun	Aucun
Estimation de l'incertitude	-	Estimation de l'incertitude des paramètres d'inventaires	Estimation des incertitudes des facteurs de caractérisation

Ainsi le « *Handbook general guide for LCA* » (JRC 2010), définit précisément trois sources d'incertitudes via une proposition de classification : les *incertitudes stochastiques*, les *incertitudes dues aux choix* et les *incertitudes dues au manque d'information*.

- *Les incertitudes stochastiques* sont celles qui sont associées aux données d'inventaires et aux différents paramètres des méthodes de caractérisation. Elles peuvent en général être caractérisées par des distributions statistiques de type continu et peuvent être prises en compte par des méthodes de propagation analytique ou des simulations probabilistes ou encore des approches telles que l'analyse de sensibilité suivie d'une comparaison de scénarios.
- *Les incertitudes dues aux choix* sont généralement de nature discrète à l'opposé des précédentes. Elles proviennent généralement des choix de processus pour représenter le système, des choix des limites, des règles de coupures considérées, des choix de méthodes (allocation, caractérisation), des choix de données en arrière-plan. Ces incertitudes sont traitées par la prise en compte de scénario.

- Les incertitudes résultant du manque d'informations ou de données, peuvent contraindre le modélisateur ACV à omettre certaines parties du système qu'il étudie ou de prendre des fausses hypothèses concernant les processus à prendre en compte ou les flux élémentaires à considérer.

Le « *Handbook general guide for LCA* » (JRC 2010) conclue que la validité d'une étude ACV dépend de trois critères principaux qui sont *l'exactitude, la précision, et l'exhaustivité*. Ces trois critères résument les différentes caractéristiques suivantes :

- La représentativité : cela concerne trois points principaux, la représentativité technologique, géographique et temporelle.
- La pertinence et la cohérence des choix méthodologiques : cela est nécessaire pour la pertinence et la reproductibilité des résultats. Elle peut concerner les principes de modélisation, les approches considérées, la cohérence des méthodes.
- L'exactitude : cette caractéristique peut définir l'écart des valeurs modélisées ou mesurées à la moyenne. Elle est complémentaire à la précision et à l'incertitude et permet de caractériser la représentativité.
- La précision et l'incertitude : la première qualifie la reproductibilité des données ou des résultats tandis que la seconde est une représentation quantitative du manque de précision.
- La variance et la variabilité : la variance est liée à la mesure de l'incertitude tandis que la variabilité est liée à la différence réelle de plusieurs procédés ayant des données d'inventaires différents.
- L'exhaustivité : consiste en la prise en compte et le choix des impacts pertinents pour l'étude, elle peut être aussi liée à l'exhaustivité des flux considérés dans l'inventaire.

Enfin, la distinction entre incertitudes et variabilité a été précisée. Les incertitudes caractérisent les erreurs de mesures ou de modélisation liées aux données (JRC 2010; Björklund 2002) et la variabilité du système est définie comme la part des incertitudes générées par l'hétérogénéité (réelle) des processus. Différentes approches ont été établies pour traiter ces différentes sources de variabilités des résultats d'ACV ou des méthodes d'évaluations environnementales.

I.3.6 Les limites de l'ACV

Certaines limites identifiées au niveau de l'application de l'ACV pourraient se traduire aussi comme limites de l'utilisation de la méthodologie comme outil d'éco-conception. Nous répertorions dans ce qui suit les limitations globales de l'ACV que nous avons pu identifier et ainsi que celles identifiées par d'autres auteurs.

En phase de définition des objectifs et du champ d'étude, nous pouvons citer les limites suivantes :

- La caractéristique de l'ACV en tant qu'approche « holistique » ou la façon de prendre en compte la totalité du cycle de vie lors de l'application de l'approche est à la fois une limite et une force de l'ACV. C'est une force car elle permet d'identifier, comme décrit plus haut, les transferts entre étapes du cycle de vie, mais c'est une faiblesse car la prise en compte de l'ensemble du cycle de vie implique des étapes simplificatrices au niveau de la définition des frontières de l'étude (Guinée et al. 2002). Cette vision globale impose des simplifications en faisant notamment des choix qui parfois doivent s'écarter de la réalité, introduisant des incertitudes.
- Les flux et impacts potentiels calculés sont relatifs à l'UF choisie pour l'étude. Le choix de l'UF fait partie également d'une approche simplificatrice qui peut générer une

importante variabilité des résultats lorsque l'on doit choisir une fonction prioritaire parmi plusieurs fonctions remplies par le produit.

En phase d'inventaire, nous pouvons citer les limites suivantes :

- L'ACV est basée sur une modélisation linéaire. Cette approche de modélisation peut amener des incertitudes conséquentes.
- Les données spécifiques manquent. Des données d'inventaires sont généralement directement agrégées au niveau d'un sous-système et non par processus élémentaire (ces données sont difficilement accessibles). On peut remarquer que, parmi les critères de qualité de la matrice pédigré (voir I.3.5 La qualité des données en ACV page 33), le critère d'exhaustivité joue parfois dans le sens contraire de celui de la corrélation technologique : lorsque de nombreuses technologies produisant les mêmes produits coexistent, remplir un bon niveau d'exhaustivité impose de regrouper ces technologies diverses en un seul groupe. Ceci favorise l'obtention de données moyennes représentatives d'un secteur industriel, mais génère d'importantes incertitudes tout en diminuant le niveau de la corrélation technologique.

En phase de d'évaluation des impacts, nous pouvons citer les limites suivantes :

- L'évaluation effectuée dans cette étape n'est pas exhaustive, car elle va dépendre des choix qui auront été faits lors de la phase de définition des objectifs (UF, frontières, méthodes).
- Les modèles de caractérisation ne sont pas encore assez développés, des analyses de sensibilité et d'incertitude pour l'étape d'évaluation de l'impact pourraient aider à conforter les résultats.
- L'ACV ne permet pas de prendre en compte avec finesse des impacts localisés, mais une tendance à produire des indicateurs spécialisés émerge actuellement (cela présente l'avantage d'être plus spécifique, mais nécessitera aussi un nombre supplémentaire de données spécifiques pour chaque cas d'étude).
- L'ACV présente des indicateurs d'impact statiques (« steady state »). Nous ne pouvons pas déterminer avec certitude les temps d'occurrence des différents impacts car les impacts « potentiels » ne sont pas spécifiés ni dans le temps ni dans l'espace (Guinée et al. 2002; Iso 2006a).

En phase d'interprétation le caractère multicritère des résultats et les incertitudes sur les résultats rendent l'utilisation de l'ACV en tant qu'outil de prise de décision assez complexe. Guinée et al. (2002) affirment que l'ACV reste un outil **d'aide** à la décision et non un outil de décision.

De manière plus globale, l'utilisation de nombreuses techniques ou outils basés sur des hypothèses ou des choix arbitraires rendent difficile la qualification de l'ACV en tant que méthodologie scientifique démonstratrice (Guinée et al. 2002).

I.3.7 Méta-ACV et modèles d'inventaires paramétrés

Deux approches qui permettent de traiter les variabilités réelles d'un système présentes dans la littérature sont les méta-ACV et les modèles paramétrés.

Les méta-ACV permettent de modéliser la variabilité des systèmes d'une filière à travers quelques paramètres (Heath and Mann, 2012). Leur utilisation permet de caractériser la variabilité d'un système d'un point de vue global à travers des données de la littérature.

D'un autre côté les modèles paramétrés sont utilisés pour modéliser l'ensemble d'un système et de sa variabilité et de comparer différents systèmes présents dans une filière. Un exemple de modèle paramétré appliqué sur les éoliennes (Zimmermann 2013) permet

d'effectuer une étude ACV site-spécifique prenant en compte plusieurs typologies d'éoliennes. En utilisant des modèles paramétrés pour l'étude du devenir des émissions de métaux lourds dans les sols et les nappes d'eaux souterraines Hellweg et al. (2005) ont pu prendre en compte des paramètres ayant des influences élevées sur le processus modélisé.

Ces deux méthodes présentent les inconvénients suivants comme rapportés par Padey (2013b). Les méta-ACV permettent seulement d'étudier les cas choisis et recensés dans la littérature. Les paramètres choisis comme représentatifs vont influencer la précision du modèle et leur choix a priori reste donc discutable. De plus, les éventuelles études préalables de l'influence des paramètres conduisant au choix des paramètres influents, sont généralement effectuées avec une approche qualitative (analyses de sensibilité de type un facteur à la fois). La modélisation peut aussi subir un biais dû à une mauvaise représentativité des échantillons de données disponibles dans la littérature par rapport à l'hétérogénéité réelle du système étudié. Les modèles paramétrés quant à eux, présentent les inconvénients suivants. Leur mise en œuvre nécessite généralement une connaissance approfondie du système étudié. L'établissement du modèle paramétré nécessite une collecte de données importante et est seulement valide pour les systèmes correspondant aux paramètres choisis et aux intervalles de variations considérés. Au final, les méta-ACV permettent de procéder à une comparaison globale entre plusieurs filières, mais ne permettent pas de procéder à l'étude des systèmes d'une même filière. Inversement, les modèles paramétrés permettent des études détaillées de la variabilité d'un système, mais sont difficiles d'utilisation pour une comparaison entre filières.

Dans sa thèse Padey (2013b) propose une approche de caractérisation de la variabilité de la performance environnementale d'un système basé sur les deux approches décrites précédemment. Cette approche a été mise en œuvre dans l'objectif de mettre en place des modèles simplifiés qui caractérisent les différentes filières de conversion d'énergie dans un objectif de prise de décision. Cette approche a été appliquée sur plusieurs systèmes de conversion d'énergie : les éoliennes terrestres (Padey et al. 2013a, 2012b), les panneaux photovoltaïques (Padey et al. 2012a). La variabilité de ces différents systèmes de conversion d'énergie a été modélisée par des modèles simplifiés permettant à la fois d'étudier la variabilité des systèmes mais aussi de comparer les filières entre elles.

Les points ci-après ont été identifiés par Padey (2013b) comme étant importants lors de la mise en œuvre de cette approche de modélisation intermédiaire entre un modèle paramétré et un méta-modèle.

La nécessité de paramètres indépendants : ils sont nécessaires pour la mise en œuvre du modèle de référence ainsi que pour l'application de l'approche d'analyse de sensibilité globale. L'identification des paramètres indépendants nécessite une bonne connaissance du sujet d'étude ainsi qu'une documentation approfondie.

La validité du modèle simplifié dépend des cadres et objectifs du modèle de référence : le modèle établi est seulement valide pour le système avec les critères qui ont été définis lors des étapes de définition des objectifs du modèle de référence.

L'ordre de réduction du modèle simplifié influence la précision de celui-ci, l'ordre peut dépendre des critères de choix des paramètres influents choisis : ceux-ci peuvent être choisis par rapport aux valeurs des indices d'influences (par exemple les paramètres qui expliquent 70% de la variance), par rapport aux nombres de paramètres (par exemple les 3 ou 4 premiers paramètres influents) ou par rapport aux critères de validité du modèle simplifié (par exemple le coefficient de corrélation R^2 doit être supérieur à 0,80).

Dans son exemple sur l'application de l'approche sur les éoliennes terrestres (Padey et al 2013a), le modèle simplifié établi permet bien de retrouver des résultats comparables à ceux de la littérature pour les éoliennes terrestres avec boîte de vitesse. Cependant lors de la validation avec les modèles d'éolienne sans boîte de vitesse, qui n'ont pas été prises en compte lors de la définition des objectifs, le modèle présente des différences de résultats. Cela montre que les modèles paramétrés généralisés peuvent bien être utilisés pour caractériser la variabilité d'un système, mais cette caractérisation est fonction des cadres et des objectifs qui ont été définis.

1.4 L'analyse de sensibilité

1.4.1 Introduction

Différentes approches génériques sont proposées pour l'analyse des différents types d'incertitudes (Heijungs & Huijbregts 2004) :

- *L'approche scientifique* qui consiste en l'augmentation du nombre d'expérimentations ou la répétition des mesures pour réduire les incertitudes liés aux données.
- *L'approche de consensus* qui consiste en la considération d'un consensus entre les différentes parties prenantes pour faire faces aux différents choix.
- *L'approche légale* qui rejoint la précédente car elle consiste en la prise en compte de données que l'on considère normalisées suite à un consensus de plusieurs experts internationaux
- *L'approche statistique (ou mathématiques)* qui consiste en l'application des différentes méthodes mathématiques existantes pour le traitement des incertitudes. Ces approches sont les plus utilisées en ACV selon Lloyd et Ries (2007) du fait que les méthodes sont déjà bien établies et acceptées par la communauté scientifique.

On dénombre un grand nombre de méthodes mathématiques et statistiques qui peuvent être utilisées : des méthodes plutôt classiques comme les approches analytiques et les simulations probabilistes, et des méthodes moins classiques telles que les approches bayésiennes, la logique floue, l'analyse de sensibilité (Huijbregts 1998a; Huijbregts 1998b; Björklund 2002; Heijungs & Huijbregts 2004; Lloyd & Ries 2007; JRC 2010).

Les approches analytiques sont les plus recommandées pour prendre en compte les incertitudes stochastiques mais elles sont peu adaptées pour le traitement des incertitudes dues au choix (JRC 2010) ou une approche scénario est la plupart du temps recommandée pour les analyser. De notre point de vue, comme les incertitudes liées au choix sont qualifiées de natures discrètes (JRC 2010) nous avons donc la possibilité de leur assigner des distributions statistiques discrètes (aléatoire) qui vont conditionner les choix. Nous avons donc une possibilité de les prendre en compte avec les méthodes mathématiques classiques..

C'est dans cette logique et celle de pouvoir identifier les différentes sources d'incertitude et de variabilité influentes et d'utiliser par la suite ces informations pour identifier des leviers d'actions technologiques environnementales que nous avons choisi de combiner avec le cadre méthodologique ACV, l'approche d'analyse de sensibilité. Pour cela le choix de la méthode d'analyse de sensibilité la plus pertinente et utilisable doit émerger suite à une revue des méthodes existantes.

1.4.2 Généralités sur l'Analyse de Sensibilité

D'une manière générale, un modèle est constitué d'un jeu de paramètres d'entrée. Pour l'ACV ces paramètres peuvent être des paramètres de fonctionnement de processus, des données d'inventaire, des facteurs d'émission, des facteurs de caractérisation, ... qui, comme vu précédemment, peuvent provenir de plusieurs sources à savoir : la bibliographie, les enquêtes, une expérimentation, et pouvant comporter des incertitudes de niveaux très variables.

L'analyse de sensibilité est une méthodologie qui permet de quantifier la part de variabilité induite par les différentes sources de variabilités sur la variabilité de la sortie d'un modèle. *Elle se différencie de l'analyse d'incertitude (AI) du fait qu'elle décrit l'importance de chaque paramètre d'entrée individuellement ou en groupe sur la variabilité de la sortie* (Campolongo et al., 2011; Sobol, 2001). Cette description peut être *qualitative* ou *quantitative*

selon la méthode d'analyse de sensibilité choisie. Comme nous pouvons le voir dans la Figure 12 qui représente le schéma synoptique de l'AS et de l'AI, contrairement à cette dernière l'AS ne se concentre pas sur l'étude de la sortie, mais plutôt sur celui des différentes entrées du modèle.

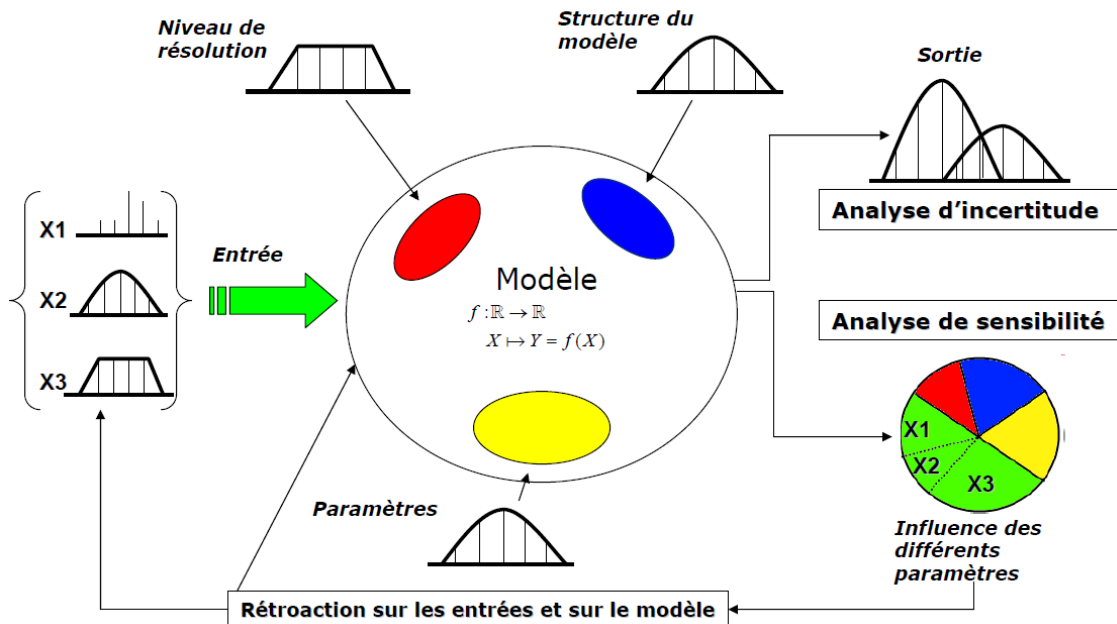


Figure 12 : Analyse de sensibilité et analyse d'incertitude (Communication Saltelli, 2009)

L'AS est une approche pour répondre à des objectifs précis. Parmi les objectifs de l'analyse de sensibilité, Homma et Saltelli (1996) ont mentionnés les suivants :

- classer les paramètres d'entrée du plus influent au moins influent ;
- fixer les paramètres qui n'ont pas d'influence sur le modèle ;
- réduire la variance des sorties du modèle.

De nombreuses méthodes peuvent être utilisées afin de parvenir à la connaissance des indices qui permettent de quantifier ou de qualifier la sensibilité du modèle par rapport aux différents paramètres. Des revues bibliographiques des différentes méthodes d'analyse de sensibilité ont été effectuées par plusieurs auteurs (Christopher Frey and Patil, 2002; Hamby, 1994; Iooss, 2011). Les méthodes sont généralement classées en 3 catégories selon leurs approches :

- *les méthodes de criblage* (ou « screening ») qui permettent d'avoir un premier aperçu des paramètres influents ;
- *les méthodes locales* qui permettent de quantifier et/ou d'avoir une vue qualitative sur les effets individuels d'un paramètre ;
- et *les méthodes globales* qui permettent de quantifier tous les effets des paramètres, que ce soit de manière individuelle ou en interaction.

A partir des caractéristiques des différentes méthodes décrites dans la littérature, une synthèse des différentes méthodes d'analyse de sensibilité selon le modèle étudié, ainsi que le nombre d'évaluations que nécessite le calcul de l'indice, d'après Iooss (2011) est représenté sur la Figure 13.

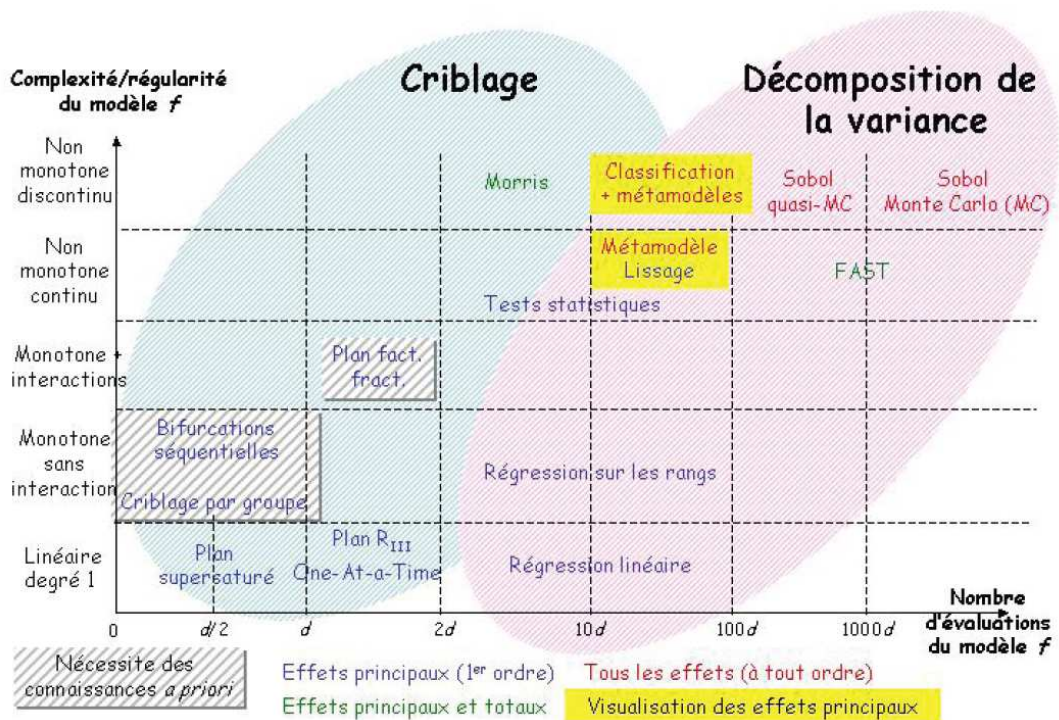


Figure 13 : Synthèse détaillée des méthodes d'analyse de sensibilité (Iooss, 2011)

Afin de justifier le choix d'une ou de plusieurs méthodes appropriées au cas étudié, la suite de cette partie détaille les différentes méthodes existantes parmi les catégories de méthodes précédemment citées.

Notations

Afin de donner un formalisme général, nous pouvons considérer que tous les modèles de calcul peuvent être définis par la relation (2) où les x_i représentent les données d'entrée du modèle, et les y les données de sortie du modèle (Cariboni et al. 2007; Homma and Saltelli 1996; Sobol 2001).

Nous utiliserons des lettres minuscules (comme x et y) pour représenter des scalaires et des lettres majuscules (comme X et Y) pour des matrices et des vecteurs.

$$\begin{aligned}
 f : R^p &\rightarrow R \\
 X_i &\rightarrow Y \quad i = 1, \dots, p
 \end{aligned}
 \tag{2}$$

Dans notre cas, le modèle de calcul représenté par la fonction f sera celui qui compose l'ACV notamment les modèles de calcul des émissions, qui seront utilisés pour les inventaires, et les méthodes de caractérisation des données d'inventaires. Dans ces deux cas, les entrées X_i peuvent représenter soit :

- les paramètres utilisés pour le calcul des émissions directes (étape 1 de la Figure 14) ;
- les résultats d'inventaire ou les paramètres utilisés pour calculer les facteurs de caractérisation pour les évaluations d'impacts (étape 2 de la Figure 14).

Les Y_i , représentant les sorties, seront donc soit les flux d'inventaire ou les indicateurs d'impact calculés.

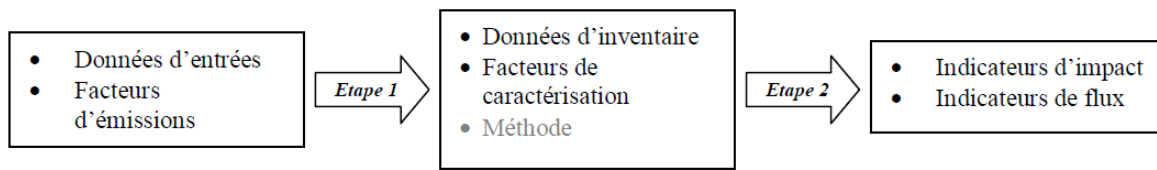


Figure 14 : Le modèle ACV

I.4.3 Les méthodes de criblage (ou screening)

Parmi les méthodes de criblage, nous pouvons citer les méthodes des plans d'expériences. Elles servent en première approche à détecter les paramètres d'entrée les plus influents d'un modèle pour un nombre limité de calculs. De nombreuses méthodes de plans d'expériences existent, telles que les plans factoriels (complet ou fractionnaire), le plan étoilé ou les plans optimisés. Dans le cas présent, les plans factoriels seront les seuls à être détaillés, car ce sont les méthodes qui donnent le plus d'informations sur l'influence des paramètres (influence individuelle et en interaction) et qui sont aussi les plus faciles à mettre en œuvre. Ils permettront de voir le signe des effets des différents facteurs (c'est-à-dire la réponse est croissante ou décroissante en fonction d'un paramètre). De plus, le plan factoriel est présenté comme le plan d'expérience le plus optimum (le moins d'expériences à effectuer pour obtenir tous les coefficients d'effets) (Linder, 2005) et permet selon le niveau de plan choisi de calculer les différents effets d'interactions.

La méthode des plans d'expériences a été développée en premier lieu pour l'agronomie. Elle pose comme hypothèse que le modèle est constitué d'une relation linéaire des paramètres x_i et de leurs interactions à différent ordre, qui peut être exprimé par l'équation (3). Ces différents coefficients β_i et $\beta_{i\dots j}$ sont donc utilisés comme indicateurs des influences individuelles et des interactions.

Notations

On note p , nombre entier positif, le nombre de paramètres d'entrée, et i ou j les indices associés à chaque paramètre.

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i x_i + \left(\sum_{1 \leq i < j \leq p} \beta_{i\dots j} x_i \cdots x_j \right) \quad (3)$$

Pour identifier les différents coefficients β_i du modèle linéaire (3), il existe de nombreux plans d'expériences. Nous présentons par la suite les deux méthodes : la méthode de *plan factoriel complet*, et la méthode de *plan factoriel fractionnaire*.

I.4.3.1 La méthode des plans factoriels complet

Pour la détermination des valeurs des coefficients de l'équation (3), nous associons des valeurs discrètes à chaque paramètre, appelé niveaux. En général nous utilisons les deux valeurs extrêmes (minimum et maximum), d'où l'utilisation d'un plan d'expérience dit « *à deux niveaux* ». Nous associons -1 à la valeur minimale et +1 à la valeur maximale pour une relation linéaire. Cependant, si la relation n'est pas linéaire, nous pouvons utiliser un plan d'expérience avec les paramètres ayant des niveaux supérieur à deux afin de mieux

représenter la relation entre la sortie et les différents paramètres d'entrées considérés. Par exemple, une relation parabolique a besoin d'au moins 3 niveaux (Linder, 2005).

Pour construire un plan factoriel complet à deux niveaux, nous effectuons 2^p expériences pour les p paramètres à étudier afin de déterminer les différents coefficients des effets β_i , et des interactions $\beta_{i...j}$ de l'équation (3). Pour mieux illustrer la méthode, un exemple est présenté ci-dessous pour un plan factoriel complet de 2 paramètres x_1 et x_2 à deux niveaux chacun. Nous pouvons avoir comme plan d'expérience celui présenté dans le Tableau 7. La détermination des différents coefficients nécessite donc $2^2 = 4$ expérimentations (ou simulations) pour un plan complet. Nous allons combiner les différentes valeurs possibles de chaque paramètre pour l'obtention du plan.

Tableau 7 : Plan factoriel complet pour deux paramètres à deux niveaux

Expérience	Moyenne	x_1	x_2	x_1x_2	y
1	+1	-1	-1	+1	y_1
2	+1	+1	-1	-1	y_2
3	+1	-1	+1	-1	y_3
4	+1	+1	+1	+1	y_4

L'objectif du plan d'expérience est d'obtenir les valeurs des coefficients d'effet β_1 et β_2 et d'interactions β_{12} des paramètres x_1 et x_2 , suivant le modèle supposé de l'équation (3). Ces coefficients qualifient les influences respectives des paramètres et de leurs interactions d'un point de vue **qualitatif**.

Dans l'équation (4), β_0 représente la moyenne estimée de Y

$$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_{12}x_1x_2 \quad (4)$$

Donc d'après le plan d'expérience du Tableau 7 nous avons :

$$\begin{aligned} y_1 &= \beta_0 - \beta_1 - \beta_2 + \beta_{12} \\ y_2 &= \beta_0 + \beta_1 - \beta_2 - \beta_{12} \\ y_3 &= \beta_0 - \beta_1 + \beta_2 - \beta_{12} \\ y_4 &= \beta_0 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_{12} \end{aligned} \quad (5)$$

On résout les 4 équations (5) afin d'obtenir les 4 inconnues β_0 , β_1 , β_2 et β_{12} , soit :

$$\begin{aligned} \beta_0 &= \frac{1}{4}(+ y_1 + y_2 + y_3 + y_4) \\ \beta_1 &= \frac{1}{4}(- y_1 + y_2 - y_3 + y_4) \\ \beta_2 &= \frac{1}{4}(- y_1 - y_2 + y_3 + y_4) \\ \beta_{12} &= \frac{1}{4}(+ y_1 - y_2 - y_3 + y_4) \end{aligned} \quad (6)$$

Où β_0 représente la moyenne des sorties (ou réponse) Y , β_1 et β_2 les effets respectifs des paramètres x_1 et x_2 et β_{12} l'effet de l'interaction entre les deux paramètres x_1 et x_2 .

Afin de faciliter le calcul de ces différents paramètres, nous présentons ci-dessous l'approche matricielle de la résolution.

Soit le vecteur Y qui représente les différentes réponses des expérimentations (ou simulations) :

$$Y = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ y_4 \end{bmatrix} \quad (7)$$

et B le vecteur des effets :

$$B = \begin{bmatrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \beta_2 \\ \beta_{12} \end{bmatrix} \quad (8)$$

Nous nommons X la matrice de plan d'expérience en référence aux valeurs qui sont présentées dans le Tableau 7, et telle que :

$$Y = X.B \quad (9)$$

Avec :

$$X = [I \ X_1 \ X_2 \ X_1 X_2] = \begin{bmatrix} +1 & -1 & -1 & +1 \\ +1 & +1 & -1 & -1 \\ +1 & -1 & +1 & -1 \\ +1 & +1 & +1 & +1 \end{bmatrix} \quad (10)$$

La première colonne est associée à la réponse du modèle pour la moyenne, la deuxième et la troisième colonne correspondent aux différents niveaux des paramètres étudiés, et la quatrième colonne, au produit des colonnes 2 et 3 associées à $x_1 x_2$.

Nous pouvons remarquer pour la 4^{ème} colonne que la somme des termes est égale à 0 : les colonnes associées à x_1 (2^{ème}) et x_2 (3^{ème}) sont orthogonales, ce qui signifie qu'il n'y a pas de répétition de niveau. Nous remarquons aussi que X est une matrice carrée orthogonale où les différents éléments sont composés de +1 ou -1 et vérifiant la relation (11) et qui existe seulement pour $n=2$ et multiple de 4

$$X'X = nI \quad (11)$$

Nous avons alors :

$$X' = nI.X^{-1} \quad (12)$$

qui devient

$$\left(\frac{1}{n}\right)X' = X^{-1} \quad (13)$$

Nous avons :

$$X^{-1}.Y = B \tag{14}$$

De (13) et (14) nous avons :

$$B = \left(\frac{1}{n}\right)X'.Y \tag{15}$$

La relation (15) permet d'obtenir les valeurs des différents coefficients du vecteur des effets B qui contiennent les effets individuels de chaque paramètre et les effets d'interactions à différent ordre (combinaison des paramètres de 2 jusqu'à p).

Généralement, ce sont les coefficients linéaires (ou coefficients individuels des paramètres) qui sont les plus importants, nous nous arrêtons alors au coefficient d'ordre 2 pour les interactions, c'est-à-dire des interactions entre deux paramètres uniquement. En effet, le nombre de coefficients augmente rapidement avec le nombre de paramètres, il est égal à $(2^p - 1)$ pour p paramètres.

Nous pouvons aussi remarquer que le nombre d'expériences (de simulations) à faire augmente exponentiellement avec le nombre de paramètres p (2^p pour un facteur à 2 niveaux et m^p pour p facteurs à m niveaux). Ce coût de calcul élevé amène souvent à l'utilisation des plans factoriels fractionnaires que nous allons présenter par la suite, qui permettent d'optimiser le nombre d'expériences à effectuer.

Un exemple d'application simple du plan factoriel complet est présenté en Annexe A - VI.1 page 119.

I.4.3.2 La méthode des plans factoriels fractionnaires

Notations

On note q , nombre entier positif, le générateur d'alias

Dans un plan d'expérience fractionnaire, on parle de résolution pour caractériser le nombre d'alias (ou le nombre des effets de paramètres qui seront confondus) dans le plan. Le Tableau 8 montre les caractéristiques des différents plans fractionnaires les plus rencontrés (de résolution III, IV, V).

Tableau 8 : Caractéristiques des différents plans fractionnaires suivant leur résolution.

Plan de résolution	Alias (ou les effets confondus)
III	Les effets principaux sont confondus avec les interactions d'ordre 2
IV	Les effets principaux sont confondus avec les interactions d'ordre 3 ou plus Les interactions d'ordre 2 confondues avec les interactions d'ordre 2 ou plus
V	Les effets principaux sont confondus avec les interactions d'ordre 4 ou plus Les interactions d'ordre 2 confondues avec les interactions d'ordre 3 ou plus

Pour l'utilisation d'un plan factoriel fractionnaire, nous générons un plan d'expérience (2^{p-q}) . Selon la valeur de q choisie, nous pouvons diviser le nombre d'expériences nécessaire par 2^q .

Par exemple pour un plan d'expérience à 4 paramètres ($p = 4$), si l'on choisit $q = 1$, nous pouvons ne retenir que les combinaisons telles que $x_1.x_2.x_3.x_4 = 1$ (éventuellement, nous pouvons aussi choisir les valeurs où $x_1.x_2.x_3.x_4 = -1$ et on divise le nombre d'expériences à effectuer par 2.

Cette expression représente *le générateur d'alias* (ou *générateur de confusion*) qui va permettre de voir les effets des paramètres *aliasés* (*combinés*) (Linder, 2005). Dans cet exemple les effets principaux (de paramètre seul) seront aliasés avec les effets d'interaction de 3 paramètres et les effets d'interactions d'ordre 2 seront aliasés deux à deux, on est en face d'un plan de résolution IV. (Un exemple d'application du plan factoriel fractionnaire est présenté en Annexe VI).

I.4.3.3 La méthode de Morris

La méthode de Morris est une méthode de criblage de type locale, qui a été améliorée pour pallier au défaut des méthodes locales. Une méthode d'analyse de sensibilité locale consiste à voir l'effet d'une petite variation des paramètres d'entrée sur la sortie. Une méthode locale est souvent une méthode qualifiée de « un facteur à la fois » ou « **OAT : One at a time** ». Une méthode OAT consiste à voir les variations d'une variable de sortie en faisant varier les paramètres d'entrée x_i un à un, les autres étant fixés à des valeurs par défaut (*moyennes ou nominales*).

Une analyse de sensibilité locale ne prend pas en compte en général les interactions entre les paramètres d'entrée du fait que les indices de sensibilité sont obtenus en faisant varier les facteurs un à la fois (OAT). Son deuxième inconvénient est que les indices de sensibilité pour une approche locale sont obtenus sur de petites intervalles de variation des x_i et donc ne considèrent pas l'intégralité de l'intervalle de variation de ces paramètres d'entrées x_i .

Pour pallier à ce dernier inconvénient, Morris (1991) a proposé une méthode locale OAT («One factor at a Time») itérative, qui permet d'évaluer les indices de sensibilité (*qualitative*) sur plusieurs points du domaine de variation de chaque paramètre d'entrée.

La méthode de Morris est une méthode d'AS qui est basée sur l'utilisation d'une approximation des dérivés partielles et des plans d'expérience. Elle consiste à estimer les dérivées partielles de premier ordre selon l'équation

$$EE_i = \frac{\partial f}{\partial X} \Big|_{X=x_i} \approx \frac{f(x_i + \Delta x_i) - f(x_i)}{\Delta x_i} \quad (16)$$

La méthode de Morris permet de voir les facteurs (les paramètres d'entrées) qui sont (i) *négligeables* (ii) *linéaires et additifs* et (iii) *non linéaires* ou en *interaction* avec d'autres paramètres. Pour l'interprétation des résultats de Morris, nous pouvons utiliser les caractéristiques de la dérivée partielle de l'équation (16) qui sont présentées dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Les caractéristiques d'une dérivée partielle et la relation avec les indices de Morris

Valeur de ∂_i	Effet de x_i sur y	Relation avec la valeur des indices de Morris
$\partial_i(x) = 0$	Négligeable	μ^* (μ) faible, σ faible
$\partial_i(x) = Cte (\neq 0)$	Linéaire et additive	μ^* (μ) élevé, σ faible
$\partial_i(x) = f(x_i)$	Non linéaire	μ^* (μ) élevé, σ élevé
$\partial_i(x) = f(x_i, x_j, \dots)$	En interaction avec d'autres paramètres	

La méthode de Morris comporte les étapes suivantes : une étape de génération du plan d'expérience de Morris et une étape de calcul des indices de Morris effectuée à partir de ces plans d'expériences générés.

- La génération du plan d'expérience de Morris

Pour ce faire, considérons le modèle de l'équation (2) ayant les différentes entrées x_i avec $i = 1, \dots, p$ où p représente le nombre de paramètres. Le principe de la méthode consiste en la discrétisation des différents paramètres suivant leurs intervalles de variation. Le pas Δx_i de la relation (16) est calculé en fonction du nombre de niveaux souhaités n , qui selon Morris (1991) devrait être **pair**.

Un nombre r de trajectoires est généré où l'on va changer (incrémenter ou décrémenter du pas Δx_i aléatoirement) une seule fois la valeur de chaque paramètre étudié. Un exemple avec deux paramètres à 6 niveaux est présenté dans la Figure 15. Les points de départ des 5 trajectoires de la Figure 15 sont choisis aléatoirement, ensuite on incrémente ou décrémente (on reste dans l'intervalle de variation décrit) aléatoirement en **une seule fois** chaque paramètre dans un ordre aléatoire.

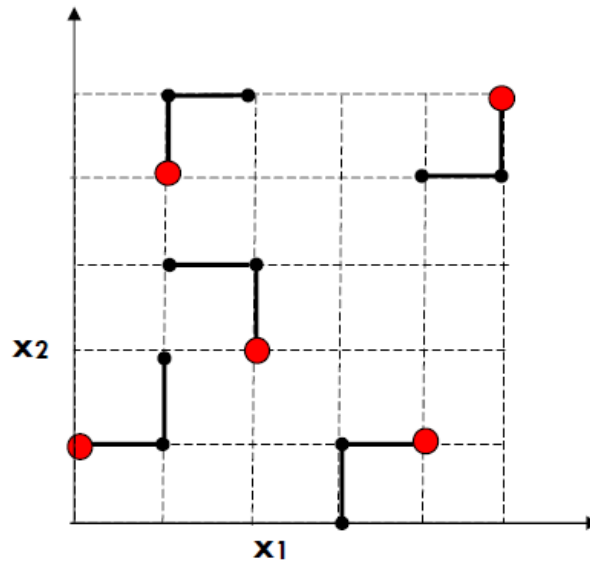


Figure 15 : Exemple de 5 trajectoires aléatoires pour deux paramètres utilisant 6 niveaux

Pour la génération de ces différentes trajectoires, une méthode matricielle est présentée par Morris (1991). Considérons chaque paramètre d'entrée x_i contenu dans l'intervalle $[0, 1]$. La génération du plan d'expérience de Morris suit les étapes suivantes : 1) une discrétisation des différents paramètres d'entrées, 2) un choix aléatoire des points de départ de chaque trajectoire 3) une incrémentation ou décrémentement tour à tour des différents paramètres.

Ces étapes sont effectuées en une seule fois en utilisant l'approche matricielle définie dans la relation (17) (Morris 1991) .

$$B^* = (J_{m,1}x^* + (\Delta/2)((2B - J_{m,p})D^* + J_{m,p}))P^* \quad (17)$$

Où les différentes matrices utilisées sont les suivantes :

$$J_{m,p} : \text{Matrice de taille } m = p + 1, p \text{ d'éléments égaux à } 1 \quad J_{m,p} = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \end{pmatrix}$$

$$J_{m,1} : \text{Vecteur de taille } m = p + 1, 1 \text{ d'éléments égaux à } 1 \quad J_{m,1} = \begin{pmatrix} 1 \\ 1 \\ 1 \\ \dots \\ 1 \end{pmatrix}$$

Δ : Pas des x_i , une constante obtenue par $\Delta = \frac{n}{2(n-1)}$ où n représente le nombre de niveaux pour $x_i \in [0,1]$

x^* : Vecteur contenant les différentes valeurs des entrées prises à différentes valeurs aléatoires de chaque entrée dans leur intervalle de variation $\left\{0, \frac{1}{n-1}, \frac{2}{n-1}, \dots, 1-\Delta\right\}$ de taille $p, 1$. Chaque ligne correspond au point de départ d'une trajectoire (point rouge de la Figure 15)

B : Matrice triangulaire inférieure de taille $m = p + 1, p$ appelée **matrice d'expérimentation** d'éléments 0 et 1 ou pour chaque colonne seule la $i^{\text{ème}}$ composante est différente. Elle permet de conditionner le changement d'un et d'un seul paramètre, exemple

$$B = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 1 & 1 & 0 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \end{pmatrix}$$

D^* : Matrice diagonale de taille p, p d'éléments +1 ou -1 **pris aléatoirement** (équiprobable). Elle va conditionner le changement de chaque paramètre pour chaque trajectoire si -1 nous décrétons la valeur de x_i si +1 nous incrétons la valeur de

$$x_i \text{ exemple } D^* = \begin{pmatrix} -1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & -1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & +1 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & -1 \end{pmatrix}$$

P^* : Matrice de taille p, p ou **matrice de permutation aléatoire** où pour chaque colonne seul un élément est égal à 1 et tous les autres sont égaux à 0 et toutes les positions des 1 sont différentes pour chaque colonne exemple

$$P^* = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \dots & 1 \\ 0 & 0 & 1 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 1 & 0 & \dots & 0 \end{pmatrix}$$

On obtient donc la matrice d'orientation B^* de taille $p+1, p$ qui contient les éléments suivants :

- la première ligne qui contient les coordonnées initiales de la trajectoire (point rouge de la Figure 15)
- les p lignes où une et une seule des coordonnées change (incrémentée ou décrémente du pas Δ) en une seule fois à chaque ligne. (chaque entrée change une seule fois)

Pour avoir les r répétitions nous répétons r fois le calcul de B^* et nous obtenons le

plan d'expérience de Morris constitué de r matrices d'expérimentation $Plan\ Morris = \begin{pmatrix} B1^* \\ B2^* \\ B3^* \\ \vdots \\ Br^* \end{pmatrix}$

On rappelle que les éléments de D^*, x^*, P^* doivent être tirés **aléatoirement indépendamment**.

- Le calcul des indices de Morris

Les différentes grandeurs statistiques suivantes sont utilisées en tant qu'indices par la méthode de Morris (1991) :

La moyenne des effets élémentaires μ_i pour chaque paramètre pour l'ensemble des r répétitions (trajectoires) est calculée. Cette grandeur représente l'effet individuel de chaque paramètre sans ses effets d'interactions

$$\mu_i = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r EE_i^{(k)} \tag{18}$$

Après cela l'écart type σ_i des EE_i lors des différentes répétitions, pour chaque paramètres est aussi calculé. Cette quantité représente la présence d'interactions ou l'effet non linéaire d'un paramètre.

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r-1} \sum_{k=1}^r (EE_i^{(k)} - \mu_i)^2} \tag{19}$$

Suivant les valeurs de ces deux indices, nous obtenons l'effet des différents paramètres du modèle comme indiqué dans le Tableau 9.

Dans le cas de l'étude d'une fonction non monotone, les EE_i calculés pour les différentes trajectoires peuvent avoir des signes opposés. Cela peut induire une valeur faible

de la moyenne μ_i (équation (18)) malgré l'influence du paramètre. Pour pallier cet inconvénient Campolongo et al.(2007) proposent d'utiliser la moyenne des absolues de EE_i notées μ_i^*

$$\mu_i^* = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r |EE_i^{(k)}| \quad (20)$$

Comme précédemment, la valeur de μ_i^* caractérise l'influence individuelle de chaque paramètre étudié. Ceci permet de prendre en compte l'effet d'un paramètre qui est non monotone sur la sortie.

Des extensions et des améliorations ont été apportées sur la méthode de Morris. Cela concerne l'échantillonnage des paramètres et l'utilisation de la méthode sur des modèles comportant un nombre élevé de facteurs (analyse par groupe de facteur) (Campolongo et al., 2007). De même la prise en compte des effets d'interactions de deux paramètres en effectuant une approximation des dérivées partielles de second ordre a été mise en œuvre (Campolongo and Braddock 1999; Cropp and Braddock 2002).

L'intérêt de l'utilisation d'une méthode de criblage (*semi-global, semi-quantitative*), comme celle de Morris, réside dans le coût de calcul qui reste assez faible. Pour un modèle à p paramètres le coût de calcul est égal à $r(p+1)$, r étant un entier positif, généralement compris entre 10 et 50 (Campolongo et al., 2007) qui représente le nombre de répétitions de choix des jeux de facteurs appelé encore « *trajectoire* » (Morris, 1991). Ce coût de calcul est très faible comparé au cout de calcul des méthodes globales utilisant une approche statistique probabiliste telle que celle de Sobol où le nombre d'évaluations de modèle nécessaire peut être plus élevé d'un facteur 400 ou plus.

Malgré le faible coût de calcul des méthodes de criblage et local, l'application d'une méthode d'analyse de sensibilité globale reste intéressante selon Iooss (2011). Cela dans l'objectif d'avoir des résultats plus quantitatifs et une fiabilité des résultats des indices de sensibilité des paramètres. Nous allons voir dans ce qui suit ces méthodes globales.

I.4.4 Méthode d'analyse de sensibilité globale

L'analyse de sensibilité globale est définie comme l'étude de la variabilité de tous les paramètres d'entrées en considérant l'ensemble de leur intervalle de variation sur la ou les réponses (ou variables de sortie) (Homma and Saltelli 1996; Sobol 2001). La plupart des méthodes globales sont basées sur des approches statistiques telles que les méthodes de régression ou de la décomposition de la variance. Pour le premier groupe de méthodes, on construit un modèle linéaire simplifié pour déterminer les différentes influences des paramètres et leur interaction. Pour le deuxième groupe de méthodes, la part de variance de chaque paramètre individuel ou de chaque interaction est utilisée pour calculer les différents indices de sensibilité.

L'analyse de sensibilité globale prend en compte les variabilités individuelles de chaque paramètre d'entrée ainsi que les interactions entre deux ou plusieurs entrées. Nous faisons remarquer qu'un paramètre d'entrée peut être *non influent individuellement*, mais *très influent en interaction* avec d'autres paramètres.

Parmi les méthodes globales basées sur la régression linéaire, nous avons les **indices de corrélation linéaire** (les coefficients de Pearson), **les indices SRC** (coefficient de régression linéaire), **les indices PCC** (le coefficient de corrélation partielle). Pour les méthodes basées

sur la décomposition de la variance, nous avons *les indices de Sobol et la méthode FAST et E-FAST*.

Nous allons présenter dans ce qui suit la mise en œuvre d'une méthode d'AS globale et aussi les différentes méthodes d'estimation des indices. L'application d'une méthode d'analyse de sensibilité globale se déroule généralement selon les étapes suivantes :

- une première étape d'inventaire et de caractérisation des paramètres d'entrée ;
- une deuxième étape d'échantillonnage (aléatoire, stratifié, ...) des paramètres définie précédemment ;
- une troisième étape de réalisation de la campagne expérimentale, ou calcul des différentes variables de sorties ;
- et enfin l'étape où l'on calcule les différents indices de sensibilité.

Ces différentes étapes et les différentes méthodes sont présentées plus en détail par la suite.

I.4.4.1 Caractérisation des différents paramètres d'entrée

Cette première étape consiste à identifier les paramètres d'entrée, puis à collecter les informations les concernant (domaine d'existence, variabilité). Pour cette collecte nous pouvons avoir recours à la bibliographie, des données expérimentales, des avis d'expert,...

Dans le cas étudié, les paramètres influents peuvent être :

- des ensembles de données collectées (par enquête ou par expérimentation) et éventuellement certaines catégories de données qui permettent d'expliquer la variation et de réduire les incertitudes ;
- des paramètres utilisés dans des méthodologies de calcul (des valeurs d'inventaire, des facteurs d'émission ou de caractérisation) qui permettraient d'identifier des domaines qui présentent les impacts environnementaux les plus faibles ou les plus élevés.

L'application des méthodes d'analyse de sensibilité globale (comme la méthode d'estimation des indices de Sobol) nécessite de s'assurer que les différents paramètres d'entrées sont **indépendants** entre eux. Pour satisfaire cette condition, nous pouvons détailler le modèle afin d'obtenir un modèle qui ne contient plus de variables corrélées.

Après avoir identifié les différents paramètres d'entrée du modèle, il faut les caractériser en leur assignant des distributions de probabilité suivant leur profil de variation. Pour cela, nous pouvons observer leur profil de distribution puis effectuer des tests d'adéquation aux différentes lois de probabilité. Lors des échantillonnages des différents paramètres, nous utilisons généralement les distributions de probabilités *uniformes, normale, log-normale, bêta, gamma, triangulaire*. L'assignation et le choix de ces distributions de probabilités sont présentés dans le chapitre de mise en œuvre de notre méthode.

Après avoir identifié tous les paramètres et leur profil de distribution, nous entamons l'étape suivante qui est l'échantillonnage de ces paramètres d'entrée.

I.4.4.2 Échantillonnage des paramètres d'entrée

Dans cette partie de l'étude, nous allons générer les échantillons des différents paramètres d'entrée, N fois : pour un modèle ayant p paramètres, on fabrique N jeux de réalisations des paramètres qui sont générés selon leurs lois de distribution de probabilité.

Notations

Nous notons N , nombre entier positif, le nombre de jeux de paramètres d'entrée

$$X = \begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2p} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{N1} & x_{N2} & \cdots & x_{Np} \end{pmatrix} \quad (21)$$

Pour avoir un bon échantillon des paramètres, il faut un échantillon qui ne contienne pas de jeux de variables similaires et ou répétitifs. On dénombre différentes méthodes d'échantillonnage, parmi les méthodes d'échantillonnage les plus utilisées nous avons : **l'échantillonnage aléatoire** (Monte-Carlo), et **le quasi-Monte-Carlo** (ou les séquences de Sobol) et l'échantillonnage stratifié par **hypercubes latin** Figure 16.

- L'échantillonnage aléatoire de Monte-Carlo consiste à tirer aléatoirement N jeux de variables indépendantes, dans leurs domaines de variabilité (Figure 16a). Il nécessite un nombre élevé de simulations (minimum de l'ordre 1000) pour obtenir une estimation satisfaisante au niveau des indices de sensibilité.
- L'échantillonnage quasi Monte-Carlo est, comme son nom l'indique, un échantillonnage quasi aléatoire. Cette méthode converge plus vite que la méthode de Monte-Carlo, mais elle nécessite une connaissance a priori du modèle telle que des conditions de monotonie de la fonction.
- L'échantillonnage stratifié comme l'échantillonnage par hypercubes latins (*Latin Hypercube Sampling*) consiste à générer les N jeux de variables non plus aléatoirement, mais répartis uniformément sur le domaine de variation de chaque paramètre (Figure 16b) (McKay et al. 2000). Les intervalles de variation des différents paramètres d'entrée X_i sont répartis en N segments de probabilité égale, et les N valeurs sont obtenues en tirant aléatoirement une valeur dans chaque segment. Les N valeurs de X_1 sont combinées aléatoirement aux N valeurs de X_2 et ainsi de suite pour les p paramètres. Cette méthode d'échantillonnage permet de garantir une couverture uniforme du domaine de chaque entrée et aussi une convergence plus rapide que la méthode de Monte-Carlo.

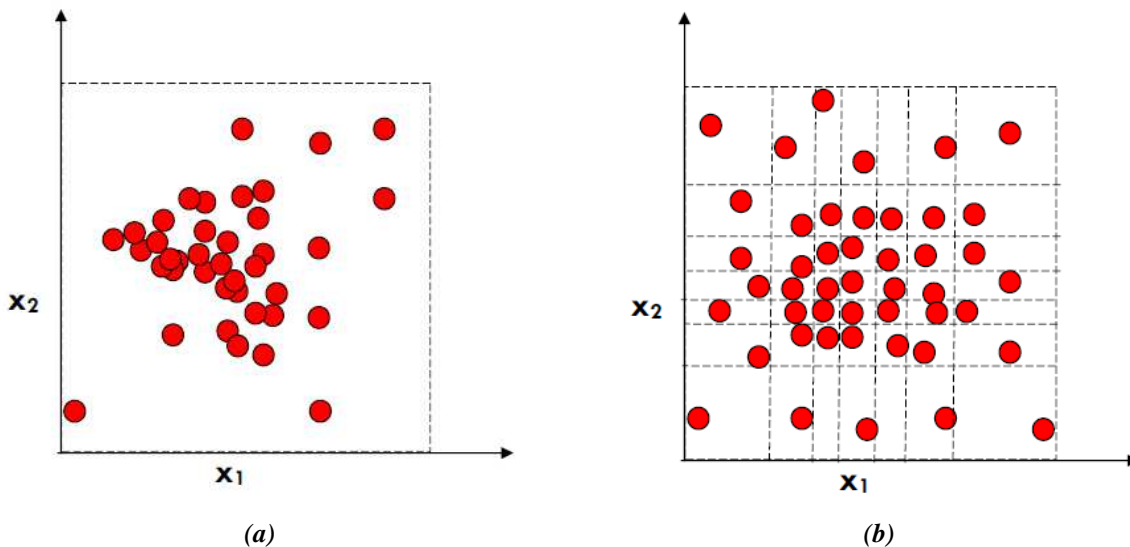


Figure 16 Échantillonnage aléatoire (a) et stratifié (b) de deux paramètres x_1 et x_2

I.4.4.3 Réalisation de la campagne expérimentale

A cette étape, nous définissons la (ou les) sortie(s) de la fonction qui va être étudiée et nous calculons leurs valeurs de sortie pour les différents échantillons générés précédemment. Dans le cas où il y a présence de plusieurs sorties, cette partie de l'analyse consiste à calculer toutes les valeurs de ces sorties pour les N jeux de données différents.

$$f(X) = f \begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2p} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{N1} & x_{N2} & \cdots & x_{Np} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_N \end{pmatrix} \quad (22)$$

Nous obtenons ainsi une (ou des) variable de sortie comportant N composantes avec le modèle. La performance des analyses de sensibilité dépend du nombre de simulations réalisées. De nombreuses méthodes permettent de déterminer le nombre N de simulations optimal. Mais généralement une taille d'échantillons de 1000 est suffisante selon Iooss (2011). Avec notre fonction test (B) étudié dans l'annexe (VI) à partir d'un nombre d'échantillons de 800 nous avons une erreur de l'ordre de $2,5 \cdot 10^{-2}$ par rapport à la valeur analytique, mais soulignons tout de même que la fonction de test que nous avons utilisée a une forme assez simple.

I.4.4.4 Calcul des indices de sensibilité

Parmi les méthodes d'analyses de sensibilité globale, deux groupes de méthodes sont présentés :

- *la méthode par régression*, qui prend généralement comme hypothèse que le modèle étudié est linéaire, plus adapté à ces types de modèles et pour laquelle nous pouvons calculer trois indices (coefficient de régression standard, Pearson et PCC) ;
- *la méthode par décomposition de variance* (la méthode de Sobol et la méthode FAST), pour un modèle quelconque.

I.4.4.5 Analyses de sensibilité par régression

Pour une hypothèse de linéarité du modèle, une approche par régression linéaire du modèle peut être effectuée. Les différents indices de sensibilité par régression que nous pouvons utiliser peuvent être synthétisés comme suit :

- SRC : Coefficient calculé pour quantifier la relation linéaire entre les paramètres d'entrées et la réponse Y ;
- PEAR : Coefficient pour quantifier la corrélation (relation linéaire) entre x_i et Y et qui permet également de voir les paramètres qui sont corrélés ;
- PCC : Coefficient calculé pour quantifier la relation linéaire entre les paramètres d'entrées et la réponse Y en éliminant les effets des interactions.
- En présence d'une fonction non linéaire monotone ces indices peuvent être calculés sur les rangs des différents paramètres et sorties.

Calcul des SRC : coefficients de régression standards

Notations

Nous notons l , nombre entier positif, l'indice d'un jeu de paramètres donné (compris entre 1 et N)

Après l'interprétation qualitative des graphiques, cette méthode permet d'avoir une approche quantitative sur les relations entre la matrice des variables d'entrée X (dimension $N.p$) et le vecteur (ou éventuellement la matrice) des variables de sortie (dimension $N.1$).

Il s'agit de mettre en relation les variables de sortie y avec les p paramètres d'entrée x_i .

La régression linéaire consiste à écrire que les variables de sortie y sont liées aux p variables aléatoires x_i par la relation (23) ci-dessous et d'estimer les coefficients β_i par minimisation d'un critère de moindres carrés, avec ε qui représente les erreurs d'approximations (ou résidu).

$$Y = b_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i X_i + \varepsilon \quad (23)$$

Après avoir estimé les coefficients β_i , nous pouvons quantifier l'importance de chaque paramètre x_i . Pour cela, nous calculons les coefficients de régression standard (SRC, *Standardized Regression Coefficient*) à partir des écarts types S_{X_i} et S_Y des variables aléatoires X_i et Y

$$S_{X_i}^2 = \text{Var}(x_i) = \frac{1}{N-1} \sum_{l=1}^N (x_{il} - E[x_i])^2, \text{ avec } i = 1, \dots, p$$

$$S_Y^2 = \text{Var}(Y) = \frac{1}{N-1} \sum_{l=1}^N (y_l - E[y])^2, \quad (24)$$

On a alors :

$$\text{SRC}_i = b_i \frac{S_{X_i}}{S_Y} \quad (25)$$

pour $i = 1, 2, \dots, p$

Cet indice SRC mesure la part de la variance de la sortie expliquée par la variance de chacun des x_i . Pour des paramètres d'entrées indépendantes, la somme des SRC au carré est égale à 1, car le SRC est une décomposition de la variance de Y dans les conditions où les paramètres d'entrée sont indépendants.

Afin de voir la qualité des coefficients SRC, nous pouvons utiliser le coefficient de détermination linéaire R^2 qui est calculé par :

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{l=1}^N (y_l - \hat{y}_l)^2}{\sum_{l=1}^N (y_l - E[y])^2} = \frac{\sum_{j=1}^N (\hat{y}_j - E[y])^2}{\sum_{l=1}^N (y_l - E[y])^2} \quad (26)$$

Avec \hat{y}_l qui représente la valeur estimée (ajustée) de y_l correspondant à chaque x_l

($y_l = \hat{y}_l + \varepsilon_l$). Plus la valeur de R^2 est proche de 1, plus la qualité de la régression est bonne.

Coefficient de corrélation linéaire (coefficient de Pearson)

Cette méthode permet de voir la corrélation entre deux variables, ici la corrélation entre un paramètre d'entrée et la sortie (Petelet 2007). Elle consiste à calculer la covariance de chaque entrée X_i avec la sortie Y et de la normaliser par rapport au produit de leurs écarts-types.

La covariance est obtenue par :

$$S_{xiY} = \frac{1}{N-1} \sum_{l=1}^N (x_{li} - E[x_i])(y_l - E[y]) \quad (27)$$

D'où

$$Pear_i = \rho_{xi,Y} = \frac{S_{xiY}}{S_{X_i} \cdot S_Y} \quad (28)$$

Cet indice PEAR peut seulement être utilisé dans le cas où la relation qui relie X_i et Y est (quasi) linéaire. Pour des relations parfaitement linéaires, la valeur du coefficient est de ± 1 et elle est nulle si X_i et Y sont indépendantes. Cette méthode peut aussi être utilisée pour vérifier l'indépendance de deux paramètres d'entrée.

Coefficient de corrélation partielle (PCC)

Les indices SRC ne prennent pas en compte la présence de paramètres corrélés parmi les X_i , les coefficients de corrélations partielles peuvent être utilisés pour ce cas de figure, car ils permettent de voir la sensibilité de Y par rapport à X_i éliminant l'effet des autres paramètres.

Le PCC est défini comme étant le coefficient de corrélation de $Y - \hat{Y}$ et $X_i - \hat{X}_i$

$$PCC = \rho_{Y-\hat{Y}, X_i-\hat{X}_i} \quad PCC = \rho_{X_i-\hat{X}_i, Y-\hat{Y}} \quad (29)$$

Avec \hat{Y} , la prévision du modèle linéaire où X_i n'est pas présent et \hat{X}_i la prévision du modèle linéaire qui exprime X_i en fonction des autres paramètres d'entrée :

$$\hat{Y} = c_0 + \sum_{\substack{1 \leq j \leq p \\ j \neq i}} c_j X_j, \quad \hat{X}_i = d_0 + \sum_{\substack{1 \leq j \leq p \\ j \neq i}} d_j X_j, \quad (30)$$

Les indices SRC et PCC fournissent tous deux quantitativement l'importance d'un paramètre par rapport à la sortie, à la seule différence que les SRC prennent en compte

l'influence des paramètres sur la sortie individuellement, tandis que le PCC quantifie la corrélation d'un paramètre avec la sortie en neutralisant les effets des autres paramètres d'entrées.

I.4.4.6 La méthode de sensibilité par les indices de Sobol

Notation : pour cette partie les indices i, j, k sont les indices liés à la spécification des paramètres d'entrées, varient de 1 à p

Les indices de Sobol permettent de déterminer l'influence individuelle des paramètres d'entrée (les indices de premier ordre) et l'influence des interactions entre deux ou plusieurs paramètres (les indices de second ordre et plus) Les indices de Sobol peuvent être utilisés même dans le cas où nous ne connaissons pas la forme analytique de la fonction du modèle étudiée $f(X)$ de l'équation (2). Saltelli et al (1995) montre dans ses travaux l'intérêt de l'analyse de sensibilité globale tel que les indices de Sobol est de pouvoir estimer la variance occasionnée par les paramètres d'entrée indépendamment. Cependant, pour avoir des résultats précis des indices de Sobol, un grand nombre d'évaluations de la sortie est souvent nécessaire (autour de 10^4 simulations multipliées par le nombre de paramètre d'entrée). La méthode de Sobol, pour le calcul des indices de sensibilité, est basée sur la méthode de la décomposition de la variance (Sobol, 2001). Les indices de Sobol sont obtenus par décomposition de la fonction du modèle $f(X)$ en une somme de fonctions de dimensions croissantes fonctions des différents paramètres (X_1, \dots, X_p) (Sobol, 2001).

L'équation (31) ci-dessous représente la décomposition HDMR (*High Dimensional Model Representation*) de la fonction de l'équation du modèle.

$$Y = f(X_1, \dots, X_p) = f_0 + \sum_{i=1}^p f_i(X_i) + \sum_{i=1}^p \sum_{j=i+1}^p f_{ij}(X_i, X_j) + \dots + f_{1\dots p}(X_1, \dots, X_p) \quad (31)$$

Où les X_p sont définis dans l'intervalle $[0,1]^p$ et toutes les fonctions dans l'équation (31) sont orthogonales (Sobol 2001), donc satisfait à l'équation suivante :

Pour $(i_1, \dots, i_s) \neq (j_1, \dots, j_l)$ nous avons :

$$\int f_{i_1, \dots, i_s} f_{j_1, \dots, j_l} dX = 0 \quad (32)$$

Pour satisfaire à l'équation (32), les paramètres d'entrée doivent être non corrélés entre eux.

Les fonctions composant l'équation (31) sont données par (Archer et al. 1997; Sobol 2001):

$$y_0 = f_0 = \int f(X) dX$$

$$f_i(X_i) = \int_0^1 \dots \int_0^1 f(X) dX_{-i} - f_0 \quad (33)$$

$$f_{ij}(X_i, X_j) = \int_0^1 \dots \int_0^1 f(X) dX_{-ji} - f_i(X_i) - f_j(X_j) - f_0$$

Et ainsi de suite. Par convention les termes dX_{-ji} indiquent une intégration par rapport à tous les paramètres sauf celles qui sont marquées en indices.

Les fonctions de (33) peuvent être présentées comme suit selon l'approche statistique

$$\begin{aligned}
 f_0 &= E[Y] \\
 f_i(X_i) &= E[Y|X_i] - E[Y] \\
 f_{ij}(X_i, X_j) &= E[Y|X_i, X_j] - E[Y|X_i] - E[Y|X_j] - E[Y] \\
 f_{ijk}(X_i, X_j, X_k) &= E[Y|X_i, X_j, X_k] - E[Y|X_i, X_j] - E[Y|X_i, X_k] - E[Y|X_j, X_k] \\
 &\quad - E[Y|X_i] - E[Y|X_j] - E[Y|X_k] - E[Y] \\
 &\dots
 \end{aligned} \tag{34}$$

En effectuant la décomposition de la variance de Y de l'équation (31) nous obtenons :

$$V = \sum_{i=1}^p V_i + \sum_{1 \leq i < j \leq p} V_{ij} + \dots + V_{1\dots p} = \int f^2(X) dX - f_0^2 \tag{35}$$

En combinant (34) et (35) nous obtenons :

$$\begin{aligned}
 V_i &= V(E[Y|X_i]) = \int f_i^2(X_i) dX_i \\
 V_{ij} &= V(E[Y|X_i, X_j]) - V_i - V_j = \int f_{i,j}^2(X_i, X_j) dX_i dX_j - V_i - V_j \\
 V_{ijk} &= V(E[Y|X_i, X_j, X_k]) - V_{ij} - V_{ik} - V_{jk} - V_i - V_j - V_k \\
 &= \int f_{i,j,k}^2(X_i, X_j, X_k) dX_i dX_j dX_k - V_{ij} - V_{ik} - V_{jk} - V_i - V_j - V_k \\
 V_{ijk} &= V(E[Y|X_i, X_j, X_k]) - V_{ij} - V_{ik} - V_{jk} - V_i - V_j - V_k = \\
 &\int f_{i,j,k}^2(X_i, X_j, X_k) dX_i dX_j dX_k - V_{ij} - V_{ik} - V_{jk} - V_i - V_j - V_k \dots \\
 V_{1\dots p} &= V - \sum_{i=1}^p V_i - \sum_{1 \leq i < j \leq p} V_{ij} - \dots - \sum_{1 \leq i_1, \dots, i_{p-1} \leq p} V_{i_1 \dots i_{p-1}}
 \end{aligned} \tag{36}$$

L'indice de sensibilité par Sobol d'ordre 1 est donné par le rapport de la variance de l'espérance conditionnelle de Y par rapport aux X_i et de la variance totale de Y :

$$S_i = \frac{V_i}{V} = \frac{V(E[Y|X_i])}{V(Y)} \tag{37}$$

Le numérateur exprime la variance de Y pour une valeur de X_i fixée. Plus X_i est importante par rapport à Y plus la valeur de l'indice est élevée.

L'indice de Sobol d'ordre 2 est obtenu par :

$$S_{ij} = \frac{V_{ij}}{V} = \frac{V(E[Y|X_i, X_j]) - V_i - V_j}{V(Y)} \tag{38}$$

Il exprime la part de la variance de Y par rapport à l'interaction de X_i, X_j qui n'est pas prise en compte dans leurs indices d'ordre 1 respectifs.

Nous procédons de la même façon jusqu'à l'indice d'ordre p qui représente le nombre de paramètres d'entrée.

Il faut remarquer que pour calculer les indices de sensibilité d'ordre i , nous devons d'abord calculer les indices d'ordre 1 à $i-1$.

Le nombre d'indices pour tous les ordres de 1 à p est élevé, il est égal à $2^p - 1$. Afin de minimiser le nombre de calculs de ces indices de sensibilité, il est conseillé dans un premier temps, de ne calculer que l'indice d'ordre 1 pour chaque paramètre ainsi que l'indice de sensibilité total qui définit la sensibilité totale de Y par rapport à un paramètre sous toutes ses formes (seule et en interaction avec les autres paramètres) (Homma and Saltelli, 1996).

Cet indice de sensibilité totale est obtenu par :

$$S_{Ti} = \sum_{l=\text{indices contenant } i} S_l \quad (39)$$

Ou par :

$$S_{Ti} = S_i + S_{i,\neq i} = 1 - S_{\neq i} \quad (40)$$

Où S_i représente l'indice d'ordre 1 du paramètre i et $S_{i,\neq i}$ l'indice d'ordre supérieur à 1 du paramètre i en combinaison avec les autres paramètres. L'indice de sensibilité totale S_{Ti} est calculé en tenant compte de l'indice de sensibilité $S_{\neq i}$ qui représente les indices de sensibilité de tout ordre ne contenant pas le terme i .

Remarque :

La somme des indices d'ordre 1 de tous les paramètres de l'équation (37) doit être inférieure ou égale à 1, tandis que la somme des indices totaux de tous les paramètres (équation (40)) peut dépasser la valeur de 1. La valeur de ces deux indices doit être positive, sauf dans le cas d'utilisation d'une méthode d'estimation où nous pouvons rencontrer des valeurs d'indices négatifs pour les paramètres ayant une faible valeur d'influence.

Plus l'indice d'un paramètre est proche de 1, plus le paramètre (ou leur interaction) est influent. Dimov et Georgieva (2010) décrivent les intervalles suivants pour décrire l'importance de l'influence d'un paramètre :

- si l'indice est supérieur à 0,8, le paramètre est très influent (« *very important* ») ;
- si l'indice est compris entre 0,5 et 0,8, le paramètre est influent (« *important* ») ;
- si l'indice est entre 0,3 et 0,5, le paramètre est pas influent (« *unimportant* ») ;
- si l'indice est inférieur à 0,3 l'influence du paramètre est négligeable (« *irrelevant* »).

Ainsi, si l'indice d'ordre 1 est proche de l'indice de sensibilité total ($ST_i - S_i \approx 0$) pour un paramètre, cela indique qu'il n'y a aucune interaction significative de ce paramètre avec les autres paramètres du modèle, dans ce cas la nous nous arrêtons au calcul des indices d'ordre 1 et totaux. Sinon, nous pouvons procéder au calcul des indices d'ordre 2 ou plus jusqu'à ce que la différence entre l'indice d'ordre totaux et la somme des indices d'ordre 1 et ceux d'ordre supérieur soit très faible ($ST_i - (S_i + S_{i..j}) \approx 0$).

Estimation des indices de sensibilité de Sobol avec échantillonnage Monte-Carlo (évaluation des intégrales par Monte-Carlo)

La méthode d'estimations des indices de sensibilité de Sobol avec un échantillonnage Monte-Carlo présentées ci-dessous ont été présentées par plusieurs auteurs (Archer et al. 1997; Homma & Andrea Saltelli 1996; Saltelli 2002; Sobol 2001)

Dans cette méthode d'estimation, nous allons considérer deux échantillons de réalisation des p paramètres d'entrée $X = (X_1, \dots, X_p)$ de taille N que nous notons $\hat{X}_{(N)}^{(1)}$ et $\hat{X}_{(N)}^{(2)}$

$$\hat{X}_{(N)}^{(1)} = \begin{pmatrix} x_{11}^{(1)} & x_{12}^{(1)} & \dots & x_{1p}^{(1)} \\ x_{21}^{(1)} & x_{22}^{(1)} & \dots & x_{2p}^{(1)} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \dots \\ x_{N1}^{(1)} & x_{N2}^{(1)} & \dots & x_{Np}^{(1)} \end{pmatrix} \quad (41)$$

et un deuxième échantillonnage des p paramètres d'entrée $\hat{X}_{(N)}^{(2)}$

$$\hat{X}_{(N)}^{(2)} = \begin{pmatrix} x_{11}^{(2)} & x_{12}^{(2)} & \dots & x_{1p}^{(2)} \\ x_{21}^{(2)} & x_{22}^{(2)} & \dots & x_{2p}^{(2)} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \dots \\ x_{N1}^{(2)} & x_{N2}^{(2)} & \dots & x_{Np}^{(2)} \end{pmatrix} \quad (42)$$

Notons $\hat{E}[Y] = \hat{y}_0$ l'estimation de l'espérance de Y et $V(Y) = \hat{V}$ l'estimation de la variance de Y . Lors de la première méthodologie proposée par Sobol l'espérance de Y est estimée par la formule (43) suivante :

$$\hat{y}_0 = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) \quad (43)$$

Saltelli (Saltelli, 2002) propose une méthode qui permet d'avoir une meilleure convergence des indices d'ordre 1 non élevé vers 0. Pour ce faire, la moyenne à utiliser $(E[Y])^2 = \hat{y}_0^2$ lors du calcul des indices tient compte des deux échantillons $X_N^{(1)}$ et $X_N^{(2)}$. L'intérêt de cette méthode est que les indices de Sobol de faibles valeurs convergent plus vite vers 0 comme nous avons pu le voir lors de nos tests présentés dans l'annexe VI,

$$\hat{E}[Y] = \hat{y}_0 = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) f(x_{l1}^{(2)}, \dots, x_{lp}^{(2)})} \quad (44)$$

Et la variance est estimée par l'équation suivante :

$$\hat{V} = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f^2(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) - \hat{y}_0^2 \quad (45)$$

Pour estimer les indices de sensibilité, nous estimons la quantité $V(E[Y|X_i])$ qui exprime la variance de l'espérance conditionnelle de Y

$$\hat{V}_i = V(E[Y|X_i]) = E[E[Y|X_i]^2] - (E[E[Y|X_i]])^2 = U_i - \underbrace{E[Y]^2}_{y_0} \quad (46)$$

La quantité U_i représente l'espérance du carré de l'espérance de Y conditionnellement à X_i (Sobol, 2001). Elle est calculée comme une espérance classique, mais en considérant que pour la deuxième fonction tous les paramètres changent sauf X_i en tenant compte des deux échantillons de données, cette quantité est donnée par l'équation (47) :

$$\hat{U}_i = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(1)}, x_{li}^{(1)}, x_{l(i+1)}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) f(x_{l1}^{(2)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(2)}, x_{li}^{(1)}, x_{l(i+1)}^{(2)}, \dots, x_{lp}^{(2)}) \quad (47)$$

Nous avons les estimations des indices de sensibilité de premier ordre :

$$\hat{S}_i = \frac{\hat{V}_i}{\hat{V}} = \frac{\hat{U}_i - \hat{y}_0^2}{\hat{V}} \quad (48)$$

Pour estimer les indices de sensibilité d'ordre 2 $\hat{S}_{ij} = \frac{\hat{V}_{ij}}{\hat{V}}$, nous procédons comme précédemment :

$$\begin{aligned} \hat{V}_{ji} &= V(E[Y|X_i, X_j]) - V_i - V_j = \underbrace{E[E[Y|X_i, X_j]^2]} - \left(E \left[\underbrace{E[Y|X_i]} \right] \right)^2 - V_i - V_j \\ &= U_{ij} - \underbrace{E[Y]^2}_{y_0} - V_i - V_j \end{aligned} \quad (49)$$

Nous estimons \hat{U}_{ij} de la même manière que précédemment en faisant varier pour la deuxième fonction tous les paramètres sauf X_i et X_j .

Nous obtenons :

$$\hat{U}_{ij} = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(1)}, x_{li}^{(1)}, x_{l(i+1)}^{(1)}, \dots, x_{l(j-1)}^{(1)}, x_{lj}^{(1)}, x_{l(j+1)}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) f(x_{l1}^{(2)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(2)}, x_{li}^{(1)}, x_{l(i+1)}^{(2)}, \dots, x_{l(j-1)}^{(2)}, x_{lj}^{(1)}, x_{l(j+1)}^{(2)}, \dots, x_{lp}^{(2)}) \quad (50)$$

D'où :

$$\hat{S}_i = \frac{\hat{V}_{ij}}{\hat{V}} = \frac{\hat{U}_{ij} - \hat{y}_0^2 - \hat{V}_i - \hat{V}_j}{\hat{V}} \quad (51)$$

Et ainsi de suite pour les indices des ordres supérieurs.

L'indice de sensibilité total, par rapport au paramètre d'entrée X_i , peut être estimé directement en calculant les indices de sensibilités de Y conditionnellement à tous les paramètres sauf X_i (Nous notons $V_{\neq i}$ la variance de l'espérance de Y conditionnellement à tous les paramètres sauf le paramètre X_i)

$$ST_i = 1 - \frac{V(E[Y|X_{\neq i}])}{V(Y)} = 1 - \frac{V_{\neq i}}{V} \quad (52)$$

Nous pouvons estimer $V_{\neq i}$ de la même manière que V_i . Dans ce cas, nous faisons seulement varier X_i pour la deuxième fonction de \hat{U}_i .

On obtient :

$$\hat{V}_{\neq i} = V(E[Y|X_{\neq i}]) = E[E[Y|X_{\neq i}]^2] - (E[E[Y|X_{\neq i}]])^2 = U_{\neq i} - \underbrace{E[Y]^2}_{y_0} \quad (53)$$

Avec

$$\hat{U}_{\neq i} = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(1)}, x_{li}^{(1)}, x_{l(i+1)}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{l(i-1)}^{(1)}, x_{li}^{(2)}, x_{l(i+1)}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) \quad (54)$$

Pour les indices de sensibilité totale pour une meilleure convergence des indices ayant une valeur proche de 0, nous utiliserons comme moyenne \hat{f}_0 la moyenne du premier échantillon (Saltelli 2002)

$$\hat{f}_0 = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^N f(x_{l1}^{(1)}, \dots, x_{lp}^{(1)}) \quad (55)$$

D'où l'estimation de l'indice de sensibilité total

$$\hat{ST}_i = 1 - \frac{\hat{U}_{\neq i} - \hat{f}_0^2}{\hat{V}} \quad (56)$$

I.4.4.7 La méthode de sensibilité FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test)

De même que la méthode de sensibilité par les indices de Sobol, la méthode d'analyse de sensibilité FAST est basée sur la décomposition de la variance (Cukier et al. 1978). Cette méthode utilise les transformées de Fourier pour décomposer la sortie du modèle à étudier, puis une analyse de variance est effectuée sur le modèle obtenu en utilisant le développement de Fourier du modèle. Elle permet d'obtenir les indices de sensibilité d'ordre 1, ou indice de sensibilité individuel d'un paramètre seul. La présentation de l'approche pour l'obtention des indices FAST ici est celle de Saltelli & Bolado (1998).

En tenant compte que la fonction du modèle de l'équation (2) soit définie dans l'hypercube unité de dimension n

$$K^n = (X | 0 \leq x_i \leq 1; i = 1, \dots, p) \quad (57)$$

Chaque paramètre d'entrée x_i est transformé en un signal sinusoïdal

$$x_i = g_i(\sin(w_i \cdot s)) \quad (58)$$

Pour chaque paramètre $i = 1, \dots, p$, les fréquences $w_i \{w_1, \dots, w_k\}$ sont choisies de telle façon qu'il soit indépendant, et s varie de $-\infty, +\infty$ de telle façon que les vecteurs x_i puissent compléter au maximum tout le domaine de l'hyper cube K^n étudié.

La moyenne de la fonction du modèle est donnée par :

$$f_0 = \int_{[0,1]^p} f(x) dx_1 \dots dx_p = \lim_{T \rightarrow \infty} \frac{1}{2T} \int_{-T}^T f(x(s)) ds \quad (59)$$

En assignant des valeurs entières aux différentes fréquences $w_i \{w_1, \dots, w_k\}$, les courbes deviennent des fonctions périodiques de période $T = 2\pi$. D'où l'approximation de l'intégrale définie dans la relation (59) par :

$$f_0 = \frac{1}{2\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f(x(s)) ds \quad (60)$$

Cette même approche est utilisée pour l'approximation de la variance de la fonction f d'où nous obtenons :

$$V = \frac{1}{2\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f^2(x(s)) ds - \left(\underbrace{\frac{1}{2\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f(x(s)) ds}_{f_0} \right)^2 \quad (61)$$

Cette variance est exprimée en fonction des coefficients de la décomposition de Fourier de la fonction. Le théorème de Parseval pour les séries de Fourier donne :

$$\frac{1}{\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f^2(x) dx = \frac{A_0^2}{2} + \sum_{j=1}^{+\infty} (A_j^2 + B_j^2) \quad (62)$$

En appliquant la relation (62) sur la relation (61) nous obtenons :

$$\begin{aligned}
 V &\approx \sum_{j=-\infty}^{+\infty} (A_j^2 + B_j^2) - (A_0^2 + B_0^2) \\
 &\approx 2 \sum_{j=-\infty}^{+\infty} (A_j^2 + B_j^2)
 \end{aligned}
 \tag{63}$$

Avec A_j et B_j les coefficients des décompositions de Fourier de la fonction f définie par

$$\begin{aligned}
 A_j &= \frac{1}{2\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f(x(s)) \cos(js) ds \\
 B_j &= \frac{1}{2\pi} \int_{-\pi}^{\pi} f(x(s)) \sin(js) ds
 \end{aligned}
 \tag{64}$$

Nous calculons les variances conditionnelles en utilisant la même approche que pour la variance totale de la fonction f , d'où la variance conditionnelle par rapport à chaque paramètre x_i est donnée par :

$$V_i = 2 \sum_{l=1}^{+\infty} (A_{lw_i}^2 + B_{lw_i}^2)
 \tag{65}$$

avec A_{lw_i} et B_{lw_i} qui représentent les coefficients de Fourier respectifs des séries de cosinus et de sinus associés à chaque variable individuellement attribuée à la fréquence w_i et à ses harmoniques qui sont définis pour x_i .

Les indices de sensibilités d'ordre 1 sont obtenus donc par le rapport entre la variance conditionnelle par rapport au paramètre x_i (induit par le paramètre seul) de l'équation (65) et de la variance totale de la sortie (63).

$$S_i = \frac{2 \sum_{l=1}^{+\infty} (A_{lw_i}^2 + B_{lw_i}^2)}{2 \sum_{j=1}^{+\infty} (A_j^2 + B_j^2)}
 \tag{66}$$

Où A_j et B_j représente les coefficients de Fourier respectifs des séries de cosinus et de sinus

Une extension de la méthode FAST appelée Extended-FAST ou « E-FAST » est présenté dans (Saltelli & Bolado 1998) qui permet de calculer les indices de sensibilité totale avec une méthode similaire à la méthode FAST.

Pour ce faire, on calcule la part de variance due à toutes les variables sauf x_i obtenue par la somme des carrés des coefficients de Fourier A_j et B_j attribuée à toutes les fréquences $w_{\neq i}$ différentes des w_i

$$V_{\neq i} = 2 \sum_{p=1}^{+\infty} (A_{pw_{\neq i}}^2 + B_{pw_{\neq i}}^2)
 \tag{67}$$

En utilisant le même principe que pour les indices d'ordre totaux de Sobol, l'indice de sensibilité total est donné par :

$$ST_i = 1 - \frac{2 \sum_{l=1}^{+\infty} (A_{lw_{\neq i}}^2 + B_{lw_{\neq i}}^2)}{2 \sum_{j=1}^{+\infty} (A_j^2 + B_j^2)}
 \tag{68}$$

I.4.5 Synthèse sur l'Analyse de Sensibilité

I.4.5.1 Comparaison et choix des méthodes

Suite à l'étude bibliographique sur les méthodes d'analyse de sensibilité, les caractéristiques de différentes méthodes d'analyse de sensibilité décrites précédemment sont présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Synthèse des méthodes d'analyse de sensibilité

Méthode	Type de méthode				Modèle étudié						Indices			Nombre d'évaluation de modèle	Avantages (A) et inconvénients (I)
	Locale	Globale	Qualitative	Quantitative	Linéaire	Non linéaire	Monotone	Non monotone	Discrète	Continue	Premier ordre	Tout ordre	Ordre total		
Plan factoriel complet (Linder 2005)	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	+	+	0	2p	(A) Facile à interpréter fournit les indices de tout ordre (I) coût de calcul augmentant exponentiellement avec le nombre de paramètres
Plan factoriel fractionnaire (Linder 2005)	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	+	-	0	2p-q	(A) Coût de calcul acceptable (I) Indice d'interactions confondu
Morris (Morris 1991)	+	-	+	-	+	+	+	+	+	0	+	-	0	r.(p+1)	(A) Coût de calcul acceptable (I) Interaction et non-linéarité confondu
Coefficient de régression SRC (Helton et al. 2006; Iooss 2011)	-	-	-	-	+	-	+	-	-	0	+	0	0	N.p	(A) Implémentation facile (I) pertinent pour des modèles linéaires (selon la valeur de R ²)
Coefficient de corrélation PCC (Helton et al. 2006; Iooss 2011)	-	-	-	0	+	-	+	+	+	0	+	0	0	N.p	(A) permet d'identifier les paramètres indépendants (I) Pas d'interactions
Sobol (Sobol 2001)	0	+	0	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	N.(p+2)	(A) Facile d'interprétation, (I) Coût de calcul élevé
FAST, EFAST (Cukier, et al. 1978; A. Saltelli, et al. 1999)	0	+	0	+	+	+	+	+	-	+	+	0	+	(2.M.w _{max} +1).r	(A) Facile d'interprétation (I) Mise en œuvre difficile et ne donne que les indices d'ordre 1 et totaux

Légende :

+ : prise en compte - : prise en compte, mais présente une difficulté d'interprétation 0 : pas prise en compte.

p : nombre de paramètres d'entrée ; r : nombre de répétitions de 10 à 50 ; N : taille de l'échantillon (au moins 1000 pour la méthode de Sobol avec un échantillonnage aléatoire) ; w_{max} : la fréquence maximale utilisée parmi les w_i ; M : généralement =4 pour considérer les harmoniques à l'ordre 4 de la fréquence initiale.

La méthode de Morris permet d'obtenir une classification de l'influence des paramètres, ainsi que des informations sur la relation entre entrée et sortie (tendances, interactions, non linéarités). Son coût de calcul étant faible, elle s'avère intéressante à appliquer en préalable à une méthode quantitative, afin d'éliminer des paramètres non influents, et d'économiser du temps de calcul.

A la suite de la méthode de Morris, le calcul des indices de Sobol de différents ordres sur les paramètres jugés influents, nous donne les ordres de grandeurs quantitatifs d'influences des variabilités des paramètres d'entrée (influence individuelle et en interaction). La méthode de Sobol ne nous donnant ni les tendances d'influences des paramètres, ni des informations sur la nature de la relation entre chaque paramètre d'entrée et la (les) sortie (s) étudiée (s), elle est complémentaire à la méthode de Morris.

L'utilisation des deux indices de sensibilité (Morris et Sobol) nous semble donc bien être une combinaison qui économise du temps de calcul, qui offre le plus d'informations quantitatives et qualitatives, sur les relations entre la sortie et les différents paramètres d'entrées.

I.4.5.1 Cohérences des méthodes de Morris et Sobol

Par la suite nous présentons une discussion sur la cohérence entre les deux méthodes d'AS utilisées dans la suite de notre approche : la méthode de criblage de Morris et la méthode quantitative de Sobol (méthodes que nous avons utilisées). Il s'agit notamment de vérifier que la méthode de Morris n'aboutisse pas à éliminer des paramètres qui seraient finalement influents.

La méthode de Morris est une des méthodes d'analyse de sensibilité de criblage efficace pour classer les paramètres suivants leur ordre d'influence sur la sortie et d'identifier des paramètres négligeables. La méthode permet également d'obtenir des informations sur la relation entre entrée et sortie : linéaire additive, non linéaire ou en interaction avec d'autres paramètres (Campolongo et al. 2007).

Dans une application comparée des deux approches d'analyse de sensibilité de Morris et de Sobol sur des modèles fortement non linéaires, Campolongo et al.(2007) ont montré d'une façon empirique que les deux indices d'analyse de sensibilité (Morris et Sobol) donnent des ordres de grandeurs similaires.

Cette première étude a été ensuite complétée par Sobol et Kucherenko (2009), avec une comparaison théorique des indices de Sobol d'ordre totaux ST_i . Les auteurs ont utilisé un indice similaire, à l'indice de Morris μ^* (indice considéré $v_i = \int (\partial f / \partial x_i)^2 dx$, indice de Morris $\mu^* = \int |\partial f / \partial x_i| dx$). Lors de cette étude, ils ont montré que l'indice total de Sobol peut être majoré par l'indice étudié ici (v_i) avec un certain coefficient. Pour pour des paramètres générés uniformément et indépendamment, on a :

$$ST_i \leq v_i / \pi^2 V_Y \quad (69)$$

(avec V_Y : la variance totale de la sortie)

Pour des paramètres suivant une distribution normale, on a :

$$ST_i \leq v_i \sigma_i^2 / V_Y \quad (70)$$

(avec σ_i : l'écart type du paramètre i).

Ces relations montrent que l'indice v_i (et respectivement l'indice de Morris μ^*) peut être utilisé pour identifier les paramètres non influents car une valeur faible de l'indice v_i (respectivement de l'indice de Morris μ^*) implique une faible valeur de l'indice total de Sobol, qui caractérise l'influence individuelle et en interaction du paramètre.

Toutefois, l'étude de Sobol et Kucherenko (2009) montre aussi que l'indice similaire à celui de Morris (v_i) ne permet de ranger les paramètres influents en cohérence avec la méthode de Sobol, que sous certaines conditions. En effet, sur une fonction choisie avec un effet d'interaction non négligeable fortement non linéaire, et bien que les indices de Sobol soient effectivement majorés par les indices v_i , l'ordre d'influence des paramètres (**influen**) trouvé avec l'indice similaire à celui de Morris ($v_i = \int (\partial f / \partial x_i)^2 dx$) n'est pas le même que celui trouvé avec l'indice de Sobol d'ordre total.

Nous pensons que la présence d'un effet d'interaction fortement non linéaire d'un paramètre provoque une variance élevée de l'effet élémentaire par rapport à ce paramètre. Or cet effet élémentaire est par la suite utilisé pour le calcul des indices de Morris, la présence de cette variance élevée peut occasionner une surévaluation des indices μ^* et une valeur élevée de σ . Nous pensons que l'utilisation des indices de Morris doit prendre en compte les informations apportées par l'indice μ^* , mais également par celles apportées par la valeur de σ qui indique de potentiels non-linéarités et/ou interactions.

Pour répondre au problème de cette mauvaise prise en compte des interactions ou des non-linéarités par l'indice de Morris, des auteurs proposent d'améliorer l'étape d'échantillonnage visant à mieux intégrer les extrêmes dans la probabilité de distribution. Trois méthodes d'optimisation de l'étape d'échantillonnage de sont proposées :

- l'utilisation des trajectoires les plus éloignées choisies parmi un grand nombre de trajectoires (Campolongo et al. 2007) qui permet d'obtenir une meilleure répartition des paramètres (suivant un plan factoriel) ;
- l'utilisation des méthodes d'échantillonnage différentes des plans factoriels pour mieux couvrir l'espace de variation des paramètres car elle permettent une prise en compte aléatoire des valeurs des paramètres dans leurs intervalles de variation par :
 - l'échantillonnage simplex (Pujol 2009)
 - l'échantillonnage radiale (Santiago et al. 2012).

Selon ces auteurs, une méthode de Morris ainsi modifiée (et les indices correspondant) pourrait être utilisée pour identifier les paramètres non influents. Son utilisation dans un objectif d'analyse quantitative nécessiterait néanmoins une validation par comparaison avec la méthode de Sobol.

Dans notre approche, nous avons choisi d'utiliser la méthode de Morris non modifiée, les méthodes modifiées restant encore à valider. Cependant, pour éviter d'éliminer des paramètres dont l'influence serait importante mais non visible par l'indice Morris, nous intégrons la prise en compte de l'incertitude sur l'indice de Morris. En cas de valeur de σ importante, nous ne pouvons pas considérer que le paramètre est négligeable. De plus, l'ensemble des recherches sur cette méthode ayant été faites sur des paramètres continus, il nous apparaît important de ne pas éliminer de paramètres discrets lors de cette étape.

1.5 Synthèse de l'étude bibliographique

Comme nous avons pu le voir, différentes approches, méthodes et outils d'éco-conception existent dans la littérature. **Les méthodes qualitatives utilisées seules, ne permettent pas d'éco-concevoir.** Souvent elles ne donnent qu'un cadre d'application ou des recommandations de méthodologie, et elles font référence à l'utilisation d'approches quantitatives ou plus démonstratives. Nous pouvons remarquer que la majorité des méthodes quantitatives sont des parties d'ACV ou utilisent une même approche que l'ACV. Ness et Bovea (Ness et al. 2007; Bovea & Vidal 2004) affirment que l'ACV est une des méthodes d'évaluation environnementale la plus développée et la plus établie. Ainsi, l'ACV est l'un des cadres méthodologiques qui présente le plus de potentiel en tant qu'outil d'éco-conception. Malgré cela, dans la pratique, les outils qualitatifs tels que les checklists sont les plus utilisés par les concepteurs. Selon une étude effectuée par Knight et Jenkins (Knight & Jenkins 2009) les méthodes qualitatives arrivent en premier en raison de leur facilité d'implémentation et d'application ainsi que pour leur faible coût.

Notre choix s'est porté d'emblée sur l'ACV avec pour principale raison l'objectif de répondre aux inconvénients des approches monocritères, voire aux approches réduites en terme de cycle de vie du produit, mais avec des limites également importantes pour ce cadre méthodologique en termes d'incertitudes et variabilité liées aux données et aux choix méthodologiques de modélisation (voir parties I.3.5 et I.3.6).

La combinaison de l'ACV avec les méthodes d'Analyse de sensibilité appropriées apparaît comme une solution pertinente pour répondre à nos objectifs. Cette application de l'AS avec l'ACV est déjà mentionnée et est recommandée par la norme ISO 14040 (Iso 2006a). Les variabilités des processus ne peuvent pas être statistiquement réduites, mais elles peuvent être évaluées, permettant une plus grande transparence sur les choix effectués et donc des interprétations plus robustes. **Il nous apparaît important de quantifier ces variabilités mais également de les différencier par acteur.**

Parmi les sources d'incertitude en ACV, la linéarité des flux et indicateurs d'impacts à l'unité de produit est une hypothèse limitante, à la fois parce qu'elle altère le fondement scientifique des données d'inventaire (Guinée et al. 2002), mais aussi parce que les variabilités générées par les paramètres internes à chaque processus sont des sources d'information sur les leviers d'action des acteurs concernés. En effet, au-delà de ces seules incertitudes, une des principales limites de l'utilisation de l'ACV en tant qu'outil d'éco-conception est le fait de ne pas pouvoir identifier des leviers d'actions à l'échelle d'un processus, l'ACV considérant celui-ci comme une « boîte noire ». Dans notre approche, nous avons choisi **d'utiliser des modèles d'inventaire paramétrés pour passer cette limite**, cela va nous permettre d'obtenir les données d'inventaires nécessaires pour un processus.

Nous avons vu précédemment (parties I.3.5) que les variabilités des résultats d'ACV provenaient aussi bien de choix de système (frontières, UF, scénarios) que de choix de modélisation (hypothèses de linéarité, manque de données). Dans un objectif d'éco-conception, il nous apparaît important de distinguer les acteurs à l'origine de ces choix. En effet, les choix d'objectifs, d'UF et de scénarios sont ceux du concepteur, tandis que les choix de modélisation sont ceux de l'expert ACV. Ceci a deux conséquences.

- D'une part, les variabilités des résultats en lien avec ces différents choix, n'aboutissent pas aux mêmes actions. L'influence des choix faits par le concepteur représente de réelles possibilités d'action de cet acteur économique, tandis que l'influence des choix de modélisation ACV renseigne sur la robustesse du cadre méthodologique de l'ACV. Autrement dit, les choix faits par le concepteur sont autant de leviers d'action potentiels.

- D'autre part, il nous apparaît important de pouvoir intégrer ces choix de manière systématique sans effectuer de simplification *a priori*. Ces choix étant par définition subjectifs et propres à l'acteur concerné, ils doivent être intégrés dans la modélisation du système sous la forme de paramètres qualitatifs (codage) dans un modèle ACV.

Dans notre approche *les différentes sources de variabilité sont classées suivant trois types de paramètres principaux : technologique, environnemental et méthodologique*. Cette classification qui sera détaillée dans le prochain chapitre (II.4 page 81) doit nous permettre d'identifier les leviers d'action pour les acteurs contrôlant les processus. Les acteurs sont définis dans ce mémoire selon la définition de Tillman (2000) en lien avec la notion de premier-plan et d'arrière-plan : « un sous-système en premier plan est l'ensemble de processus sur lesquels l'acteur correspondant dispose de leviers d'actions directs ».

Pour la réalisation de cette combinaison de l'AS avec l'ACV, il nous faut choisir la (les) méthode (s) adaptée (s). Nous devons choisir d'appliquer une ou plusieurs méthodes d'AS respectant les critères suivants :

- Moindre coût de calcul : en choisissant d'appliquer en premier lieu une méthode de criblage, nous espérons fixer des paramètres qui seraient non influents sur nos modèles. L'utilisation d'une méthode de criblage va aussi nous permettre d'effectuer des études préliminaires sur des parties de nos modèles avec un coût de calcul qui est acceptable.
- Résultat démonstratif : nous nous orientons vers une méthode quantitative globale en plus d'une méthode qualitative pour obtenir la quantification des incertitudes.
- Validation relative : nous avons choisi d'appliquer dans un premier temps dans notre approche deux méthodes d'AS afin de comparer les résultats obtenus par ces deux approches. Cela nous permettra de voir si les résultats obtenus à partir de ces deux approches ne sont pas contradictoires.
- Non dépendance au modèle : la combinaison avec une méthode d'AS approprié doit nous permettre de considérer n'importe quel type de modèle indépendamment de la taille, de la complexité du modèle et du type du modèle. Elle doit aussi permettre de prendre en compte les différents types de données, des données qualitatives comme des choix d'acteurs (scénarios, hypothèses de modélisation,...).
- Complémentarité des informations : chaque méthode d'AS donne des informations différentes en fonction de son objectif. Certaines des méthodes donnent plusieurs indices quantitatifs. Certaines des méthodes donnent le signe de l'influence globale des paramètres étudiés, si l'augmentation de la valeur du paramètre va faire croître ou décroître notre sortie.

Par rapport à nos objectifs, les différentes limites et pistes de solutions identifiées pour les approches et outils que nous avons choisis, nous pouvons préciser notre problématique de recherche.

Comment coupler l'ACV et l'AS pour un objectif d'éco-conception, afin d'étudier un système (ou sous-système) en premier plan tout en tenant compte des sous-systèmes en arrière-plan ? Et comment procéder pour que l'approche soit systématique et intégrative aux différentes échelles (processus élémentaire, sous-système, système ou encore plus large) ?

Chapitre II Proposition de la méthodologie d'éco-conception

II.1 Introduction

L'approche proposée ici comporte 5 phases (voir Figure 17) :

- I. la définition du système étudié à savoir : les objectifs, les limites, l'unité fonctionnelle, l'identification des différents sous-systèmes présents ;
- II. les choix de modèles paramétrés pour le calcul des inventaires, l'inventaire du sous-système en premier-plan et ceux en arrière-plan (lors de cette phase d'inventaire, nous prenons en considération les interactions du sous-système en premier-plan avec ceux en arrière-plan) ;
- III. l'identification, la classification et la caractérisation des différents paramètres entrant en jeu lors de ces inventaires ;
- IV. l'étude d'AS en deux parties, une étude de criblage de Morris et une étude quantitative utilisant la méthode de Sobol (basé sur la décomposition de la variance).
- V. l'interprétation des résultats obtenus par la combinaison des deux approches, afin d'identifier les différents leviers d'actions environnementaux présents dans les différents sous-systèmes étudiés.

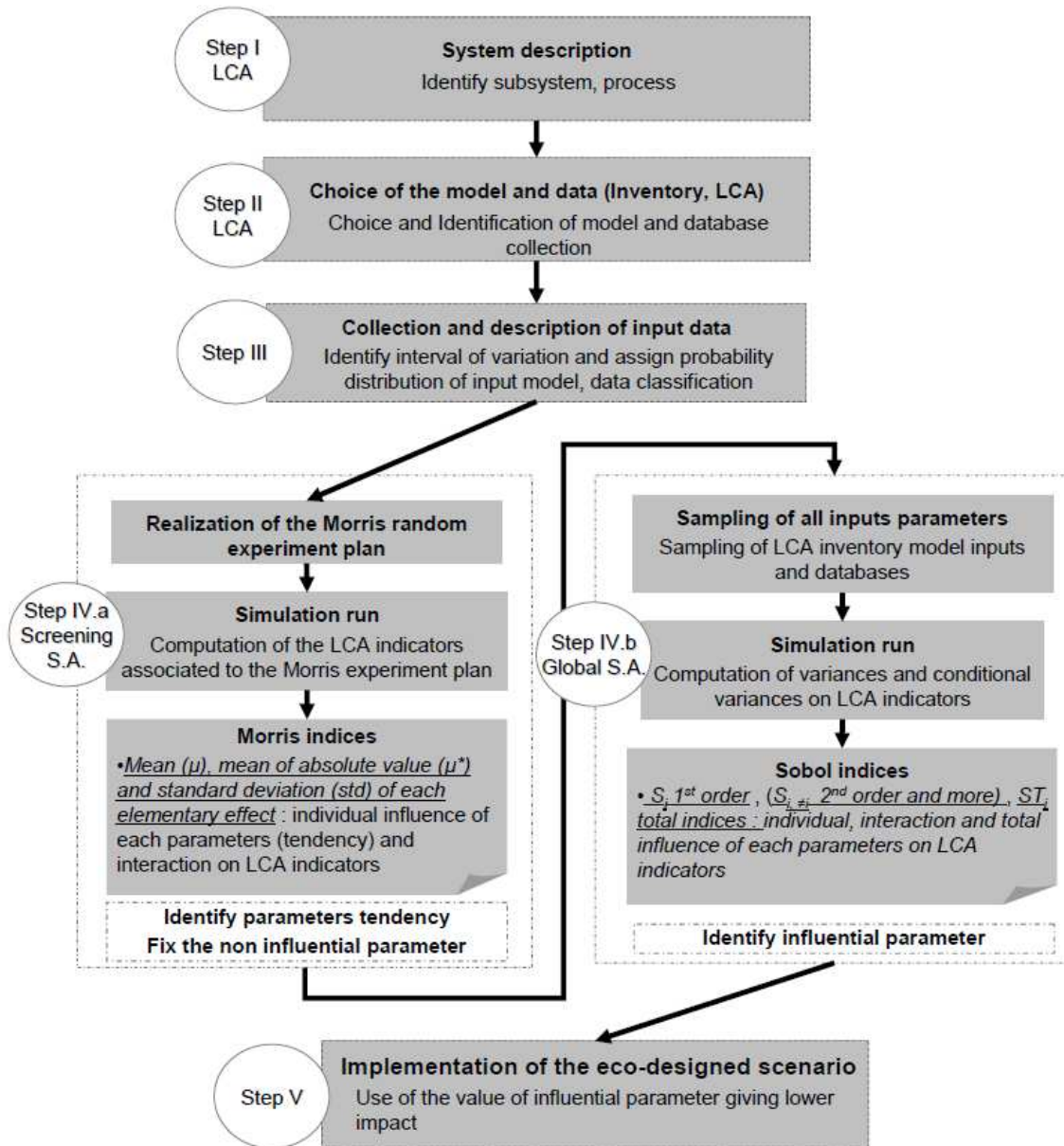


Figure 17 : Les phases de l'approche d'éco-conception combinaison ACV/AS (Andrianandraina et al. 2014)

II.2 Etape I : Définition du système, des sous-systèmes et des objectifs

Cette première étape est similaire à la première phase de la méthodologie ACV : nous retrouvons la définition des objectifs, la description de l'unité fonctionnelle (UF), ainsi que le système et les processus qui le composent. Cependant, dans cette étape, nous détaillons les différents sous-systèmes utiles à notre approche en suivant un découpage correspondant à des acteurs économiques différents.

L'objectif général de l'étude dans notre approche d'éco-conception est toujours le même : identifier des leviers d'actions contrôlables par les acteurs économiques d'intérêt présents dans le cycle de vie du produit considéré. A la différence de l'ACV, nous décrivons le produit final étudié, mais également les produits intermédiaires et leurs différentes fonctionnalités pour chacun des acteurs du système. Ainsi, en supplément d'une définition d'objectifs classique d'ACV, nous devons spécifier quels acteurs économiques sont impliqués dans le cycle de vie et au(x)quel(s) nous allons nous intéresser.

Le système est ensuite découpé en sous-systèmes correspondant à chacun des acteurs économiques spécifiés d'intérêt. Cette étape permet également d'identifier les liens existants entre les différents sous-systèmes considérés. Ces liens sont les flux intermédiaires (*matière, énergie, service*) circulant entre les différents sous-systèmes à étudier. La Figure 26 (page 98) montre un exemple d'identification des différents sous-systèmes, des acteurs économiques et de leurs interactions pour le cas d'application : le béton de chanvre.

En ACV classique, l'UF peut être décrite en fonction de l'objectif et du cycle de vie étudié, c'est une expression quantifiée de la fonction du produit étudié. Dans notre approche, nous devons décrire une UF par sous-système et celle-ci peut être variable. En effet, l'expression quantifiée de la fonction d'un sous-système donné (et donc de l'acteur qui est concerné) est conditionnée par la demande de l'acteur économique consécutif dans le cycle de vie. Il est donc possible, et parfois souhaitable, de considérer la variabilité des interactions entre ces deux acteurs (offre et demande). Dans ce cas, l'influence des sources de variabilité incluses dans l'UF peut être éventuellement quantifiée. L'UF utilisée lors de notre étude préliminaire de la vie en service (voir page 181) du béton de chanvre « *Offrir 1m² de surface habitable jugée confortable, pour une durée d'un an* » est un exemple de la prise en compte d'une UF variable. La plage de variation de température qui définit la notion de *confortable* rend l'UF, considérée ici, variable.

Les hypothèses et règles de définition des limites et frontières du système ne diffèrent pas de celles d'une étude ACV classique (voir I.3.1.3 *Les frontières de l'étude*). Nous rappelons tout de même que la prise en compte d'une limite de système variable et la quantification de l'influence de cette variabilité peut être effectuée.

II.3 Etape II : Calcul de l'inventaire et évaluation des impacts du cycle de vie

Après l'identification des différents acteurs, de leurs sous-systèmes et des différents processus les composant, vient l'étape de l'inventaire de cycle de vie.

Selon les acteurs à étudier, précisés dans la phase des objectifs, les différents sous-systèmes de premier-plan sont distingués de ceux de l'arrière-plan. Ensuite, les modalités d'obtention des données d'inventaire sont détaillées.

II.3.1 Identification des sous-systèmes de premier et arrière-plans

Lors de cette phase, après découpage du système en sous-systèmes par acteur économique, les sous-systèmes de premier-plan sont identifiés, qui correspondent aux acteurs à étudier selon nos objectifs. Le sous-système en premier-plan est défini par Tillman (2000) comme étant « un ensemble de processus sur lequel l'acteur économique a des possibilités d'actions sur leur modification et leur choix ». Pour chaque acteur à étudier, différents processus élémentaires peuvent entrer en jeu au sein d'un même sous-système.

Cette description permet de distinguer les différents processus élémentaires qui sont associés aux sous-systèmes de premier-plan de ceux qui sont associés aux sous-systèmes en arrière-plan. Dans l'exemple de la Figure 30 (page 112) nous pouvons voir les différents processus du sous-système en premier-plan qui correspond à l'étude pour l'acteur « agriculteur » ainsi que les interactions entre ces différents processus et les sous-systèmes en arrière-plan. Dans tous les cas, ces interactions correspondent à des flux intermédiaires en ACV, mais elles seront traitées différemment en termes de calcul d'inventaires.

II.3.2 Les calculs d'inventaires

II.3.2.1 Premier-plan : inventaires par modélisation

Dans la mesure du possible (existence de modèles), nous utilisons cette approche pour les sous-systèmes en premier-plan étudiés, car les paramètres du modèle sont autant de leviers d'actions potentiels pour l'acteur contrôlant le système de premier-plan.

Ces modèles permettent de quantifier les flux entrants et sortants d'un processus ou d'un sous-système constitué de plusieurs processus. Par exemple, la Figure 32 (page 114) montre la synoptique du modèle d'inventaire pour l'estimation des émissions (directes et indirectes) de protoxyde d'azote du sous-système agricole lors de l'application des fertilisants azotés.

On peut rencontrer différents types de modèles lors de l'étape d'inventaire, des modèles indépendants ou encore des modèles qui peuvent être imbriqués avec des inventaires calculés réutilisés comme paramètres d'entrée (comme le cas lors de l'estimation des émissions de N₂O de la Figure 32).

L'utilisation de modèles d'inventaire a ses avantages et ses inconvénients. Un des principaux avantages d'utilisation des modèles d'inventaires est la prise en compte des différentes variabilités à l'échelle du processus. De plus, l'utilisation de modèle permet aussi de comparer plusieurs méthodes d'évaluation d'inventaire le cas échéant, et de prendre en compte les différentes incertitudes. Un autre avantage est de pouvoir exprimer les liens entre flux entrants et sortants de manière quantitative, scientifiquement fondée, en s'affranchissant de la « boîte noire » typique des bases de données ACV. Les valeurs des flux ne suivent donc pas une loi linéaire fixée a priori, en fonction de la quantité de produit.

Cependant, l'utilisation de modèles nécessite une collecte d'information plus élevée que l'utilisation des données d'inventaires de processus et la mise en œuvre peut être difficile selon le modèle choisi. L'utilisation de modèles nécessite également, tant que c'est possible, une validation ou une comparaison avec d'autres modèles ou d'autres données, car lors de la présence de modèles imbriqués, comme montré dans la Figure 32, l'incertitude peut se cumuler rapidement. Par exemple lors de nos applications nous avons fait des comparaisons de résultats (ou de validation) avec d'autres approches pour certains des modèles d'inventaires que nous avons utilisés, ce qui nous a permis de trouver des résultats de mêmes ordres de grandeur (Annexe A - II.3).

II.3.2.2 Arrière-plan : inventaires par bases de données

Cette approche a été utilisée surtout pour les processus ou sous-systèmes définis en arrière-plan du système étudié. Ces sous-systèmes ne figurent pas comme ceux d'acteurs à considérer dans nos objectifs, mais ils peuvent induire des variabilités importantes si les quantités de flux intermédiaires sont variables, ou encore s'il existe plusieurs produits

d'arrière-plan qui peuvent servir de même intrant dans notre sous-système de premier-plan (plusieurs sources de données possibles pour un même intrant).

Ce type de données peut également être utilisé pour les systèmes de premier-plan pour lesquels nous n'avons pas pu établir de modèles d'inventaire. Cependant, cette dernière approche est à éviter dans la mesure du possible, car elle ne permet pas de prendre en compte des changements internes aux sous-systèmes. Lors de l'utilisation de ces données une attention particulière doit être portée sur la correspondance des données au contexte, technologique du processus, au contexte environnemental ou de localisation.

II.3.2.3 Calcul de l'inventaire total

Après le calcul des données d'inventaire des processus constituant le(s) sous-système(s) étudié(s), nous passons au calcul global par addition des inventaires de chaque sous-système. Cet inventaire est calculé par rapport à l'unité de référence du sous-système étudié, par exemple la culture d'un hectare de chanvre pour l'agriculture. Puis ces résultats sont rapportés à l'unité fonctionnelle du sous-système considéré, par exemple au kg de paille pour le sous-système agricole.

II.3.2.4 Les modèles d'allocations

Pour les sous-systèmes de premier-plan, il est nécessaire de définir un modèle d'allocation dans les cas où des co-produits existent. Dans notre cas, nous avons considéré les deux principales méthodes d'allocation par partition rencontrées dans la littérature, l'allocation massique et l'allocation suivant la valeur économique.

Nous avons modélisé l'allocation en deux étapes. La première étape est le choix de la méthode d'allocation. Ce choix étant fait par l'expert ACV, il s'agit d'un paramètre de type méthodologique. Nous avons défini un paramètre qualitatif ayant niveau 1 et 2 reflétant la méthode d'allocation à appliquer. La Figure 18 présente la synoptique du modèle, et les équations (71) et (72) présentent les équations utilisées pour les deux types d'allocation. La modélisation de l'allocation introduit différents types de paramètres : le choix de la méthode est un paramètre méthodologique tandis que les masses et prix des produits sont des paramètres soit technologiques ou environnementaux.

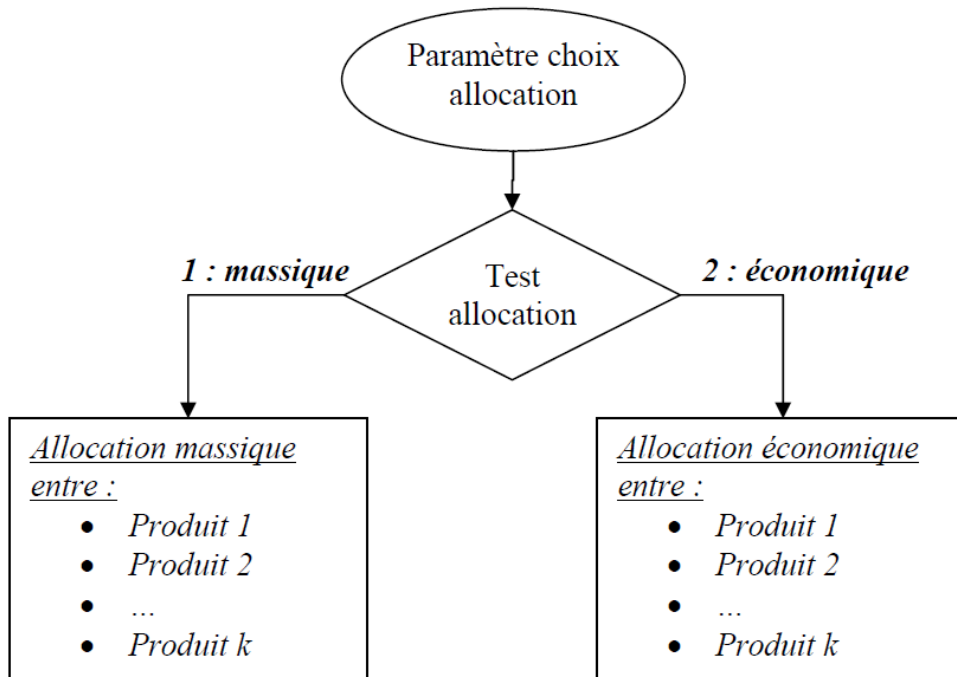


Figure 18 : synoptique générale de modélisation de l'allocation

Calcul des coefficients d'allocation par partition massique

$$C_i = \frac{m_i}{\sum_{j=1}^k m_j} \quad (71)$$

Calcul des coefficients d'allocation par partition économique

$$C_i = \frac{m_i \cdot p_i}{\sum_{j=1}^k m_j \cdot p_j} \quad (72)$$

Avec C_i : Coefficient d'allocation massique ou économique du produit i

m_i : Masse du produit associé à l'indice i [kg]

p_i : Prix du produit associé à l'indice i [€] au [kg]

k : Nombre de (co-)produits considéré

II.3.3 Evaluation des impacts du cycle de vie

Cette phase n'est pas différente de celle de l'ACV classique. Les indicateurs sont calculés selon les préconisations de la norme (voir I.3.3 L'évaluation des impacts). Il est à noter tout de même que nous pourrions tester et quantifier l'utilisation de plusieurs indicateurs d'impacts pour une même catégorie comme source de variabilité, mais cette approche n'a pas été traitée dans ce travail de thèse.

II.4 Etape III : Collecte et identification des paramètres

Après l'identification des différents modèles, nous passons à l'identification et à la caractérisation des différents paramètres d'entrée indépendants. L'objectif de cette étape est de définir la variation des paramètres d'entrée identifiés. Pour cela, leurs valeurs par défaut et leur plage de variation sont choisis. La façon dont le paramètre varie par son profil de variation et sa distribution de probabilité correspondante sont également identifiés.

Après l'obtention de ces caractéristiques de variation des paramètres, les différentes distributions de probabilité sont assignées pour chaque donnée collectée basée sur les informations obtenues dans la littérature. Une autre approche peut être utilisée pour cette étape. Pour cela, une collecte d'un nombre de données suffisantes jugées comme représentatives du paramètre étudié est effectuée. Puis des tests statistiques (test de Student par exemple) sont utilisés pour identifier la distribution de probabilité correspondante. Dans ce qui suit, les principales étapes de la caractérisation des différents paramètres sont présentées.

II.4.1 Identification des données d'entrée par sous-système

La première étape est la collecte des différents paramètres des modèles d'inventaires établis précédemment et des paramètres tels que ceux qui définissent les quantités de flux utilisés lors des calculs des inventaires. Les différents paramètres de chaque sous-système sont identifiés et ne sont gardés que ceux qui sont indépendants.

Lors de la collecte de données, globalement, deux types de données sont rencontrés : des données qualitatives et des données quantitatives.

Les données qualitatives : représentent généralement des choix d'hypothèses ou des choix méthodologiques tels que, le choix de la méthode d'allocation. Nous pouvons aussi rencontrer des données qualitatives dans nos modèles d'inventaire tel que la classe de type de sol pour le calcul de la consommation de carburant par exemple. Généralement, des distributions discrètes sont assignées à ce type de paramètres.

Les données quantitatives : C'est le type de données majoritairement présent dans notre étude. Nous pouvons rencontrer ce type de paramètre au niveau des modèles d'inventaires, tels que les facteurs d'émission, les paramètres quantitatifs des différents intrants des différents sous-systèmes et autres. Pour ce type de paramètres, nous pouvons utiliser des distributions de types continus ou discontinus. Les principales distributions utilisées sont : uniforme, normal, triangulaire et log normal. Les différents types de distribution qui peuvent être utilisés pour ces paramètres sont présentés dans la phase de caractérisation des paramètres.

II.4.1.1 Collecte des informations sur la variation des différents paramètres

Après l'identification des différents paramètres, nous procédons à la récolte des informations nécessaires pour l'affectation d'une distribution de probabilité à chaque paramètre. Nous avons utilisé trois approches pour la collecte de ces données : une collecte de données sur terrain, une collecte de données auprès d'un expert pouvant être un expert d'un sous-système ou d'un processus spécifique et une collecte de données dans la littérature. Cette dernière a été la plus fréquente pour notre cas. Ces différentes approches de collectes de données ont chacune leurs avantages et leurs inconvénients.

Collecte de données sur terrain

Dans notre cas, nous avons collecté les données du sous-système de transformation primaire du chanvre au sein de l'usine de première transformation d'Aulnoy (77120). Ce type de collecte se fait après identification des acteurs potentiels des sous-systèmes ou des processus du cycle de vie du produit étudié.

Dans cette collecte, nous avons rencontré les difficultés suivantes. La confidentialité (nous n'avons pas pu avoir des détails sur certains points confidentiels), le manque de connaissances (les acteurs du sous-système n'avaient pas toutes les informations sur les flux de produits ou de services de leur sous-système) et l'hétérogénéité (les données collectées sur le terrain peuvent contenir une variabilité élevée selon les technologies utilisées).

L'avantage de ce type de collecte est la représentativité. Les données récoltées par cette méthode représentent la réalité des différents processus élémentaires ou des sous-systèmes visités.

Collecte de données auprès d'un expert

Nous avons procédé à ce type de collecte auprès de la Fédération Nationale des Producteurs de Chanvre (FNPC) de France et de l'association Inter chanvre représentées respectivement par Pierre Bouloc et Sylvestre Bertucelli. Ces deux associations sont respectivement responsables de la régulation des cultures de chanvre (production de chènevis réglementé, contrôle et suivis des cultures, récolte et mise en œuvre des données statistiques concernant le chanvre), du suivi des utilisations et des développements des produits dérivés du chanvre. La collecte que nous avons effectuée concernait principalement la phase de l'agriculture du chanvre.

Pendant la collecte, nous avons rencontré les difficultés suivantes. Le manque d'information (les données collectées sont assez génériques. Ces associations n'ont pas toutes les données spécifiques des processus de la culture du chanvre ou des flux entrants ou sortants), La non-exhaustivité (ces associations font l'effort de récolter toutes les données des différentes productions de chanvre en France. Cependant, nous avons remarqué un manque d'informations sur certaines localisations).

L'avantage de cette approche réside dans la représentativité des données (les données collectées concernent les pratiques précédentes et actuelles) et dans leur centralisation (les données collectées concernant plusieurs producteurs ou systèmes de production).

Collecte de données dans la littérature

Ce type de collecte a été le plus utilisé pour notre cas d'application. Pour ce faire, nous avons rassemblé les documents qui traitent les mêmes sujets que les nôtres ou des études de produits similaires. Ces sources peuvent être des revues scientifiques internationales ou des rapports spécifiques aux études des différents domaines et sous-système présents.

L'inconvénient de ce type de collecte est la non-représentativité (bien que le sujet traité soit le même, une attention particulière doit être apportée aux données qui peuvent être non pertinentes. Lors de ce type de collecte nous pouvons avoir un problème de données contextualisées, car elles peuvent être spécifiques à des critères environnementaux (localisation), des critères pratiques ou technologiques qui ne représentent pas les processus étudiés). Une importante hétérogénéité des données a l'avantage de représenter la variabilité du système mais c'est aussi un inconvénient, car cela peut amener une incertitude élevée. Les données de la littérature présentent l'avantage d'être relativement faciles d'accès, ce qui

réduit le temps de collecte nécessaire. La validité des données est reconnue, soit par des comités de lecture scientifique soit par des comités de validation.

Après la collecte des informations liées aux paramètres de l'étude, nous procédons à la caractérisation de ces données présentée ci-après.

II.4.1.2 Caractérisation de la variabilité des différents paramètres

Après la collecte des informations des paramètres, nous désignons une distribution de probabilité à chaque paramètre. Cette désignation peut être effectuée sur la base d'une hypothèse ou en procédant à des tests statistiques pour vérifier si les données récoltées suivent une distribution spécifique (Nécessite en moyenne une trentaine de données). Pour notre cas, la désignation de la plupart des données a été effectuée soit sur des hypothèses ou sur des informations concernant le type de distribution que ces données suivent. Comme mentionné par Leroy (Leroy 2009) les principales distributions rencontrées généralement en ACV sont: uniforme, triangulaire, normal et log normal. Elles peuvent être continues ou discontinues.

La distribution uniforme continue

Cette distribution plate permet d'obtenir les valeurs de la variable avec une condition d'équiprobabilité (Figure 19). Elle peut être utilisée dans le cas où nous ne possédons pas d'information sur le type de variation de la variable et si nous ne voulons pas émettre d'hypothèse a priori sur le profil de distribution de la variable. Ce premier type de distribution a l'avantage de nécessiter un nombre de données moins élevé pour sa définition. Elle permet aussi d'éviter de faire des a priori sur la variation du paramètre. Mais ce type de distribution a l'inconvénient d'amener une incertitude large, surtout si les valeurs des extremums sont éloignées.

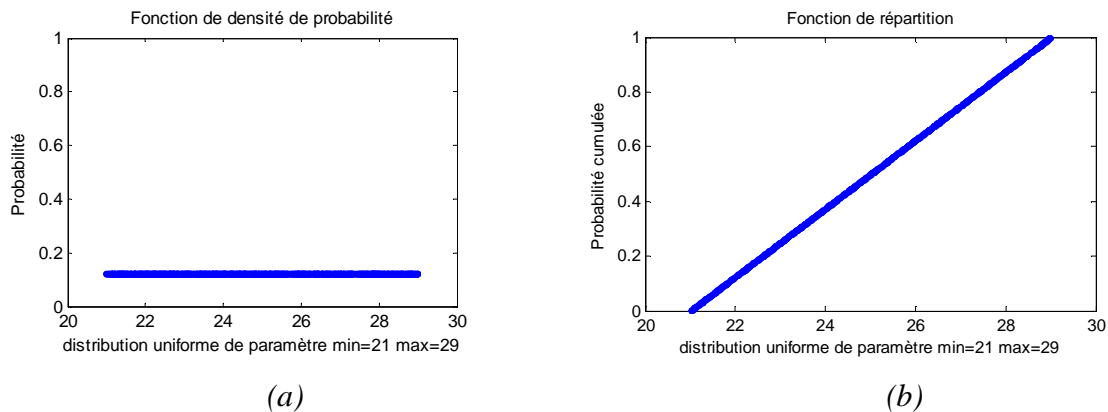


Figure 19 : Exemple de distribution uniforme d'une variable définie dans l'intervalle [21 ; 29]

Cette distribution est définie par les valeurs extrêmes du paramètre concerné. Pour cela, ces valeurs minimale et maximale sont utilisées lors de la description du paramètre avec la fonction de Matlab© `randomn` ('uniform', minimale, maximale, nombre de lignes, nombre de colonnes). La fonction de densité de probabilité et de distribution cumulée de cette distribution est donnée par :

$$f(x|a,b) = \frac{1}{b-a} \quad (73)$$

$$F(x|a,b) = \frac{x-a}{b-a} I_{[a,b]}(x)$$

La distribution normale

Cette distribution, sous forme de cloche appelée encore « courbe de Gauss », est définie par la valeur de sa moyenne μ et aussi de l'écart type de donnée σ . Nous pouvons utiliser la loi normale, si le paramètre étudié dépend de plusieurs facteurs supposés ayant un même ordre de grandeur d'influence, ou si le profil de variation du paramètre suit le profil de la loi normale (Figure 20a). Cette distribution est caractérisée par une valeur moyenne et un écart type et elle est symétrique.

Ce type de distribution a l'avantage d'être plus précis que la précédente, ce qui réduit la variabilité et l'incertitude induite par le paramètre correspondant. Elle nécessite cependant, la connaissance de la moyenne et de l'écart type de la variable.

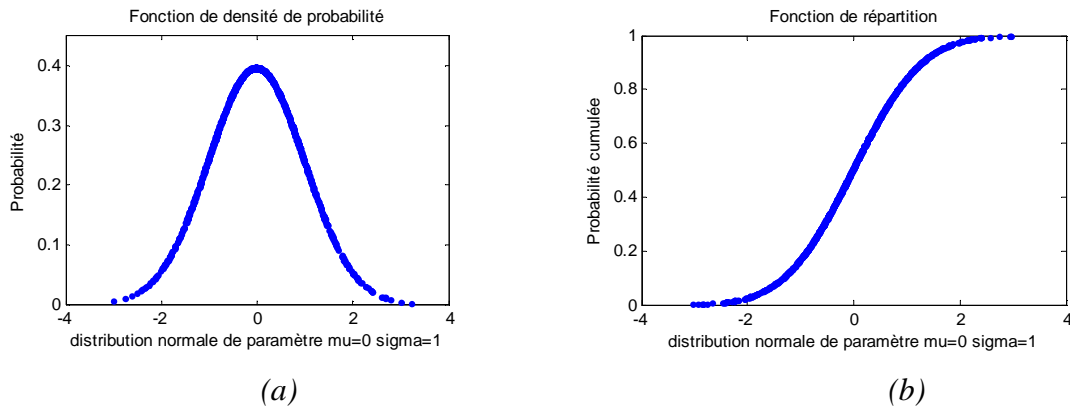


Figure 20 : Exemple de distribution normale $\mu = 0$ et de $\sigma = 1$

Pour cette distribution, nous avons utilisé la fonction de Matlab© sous forme randomn ('Normal', moyenne, écart type, nombre de lignes, nombre colonne). Cette distribution permet de générer aléatoirement un nombre suivant la fonction de densité de probabilité définie par,

$$f(x|\mu, \sigma) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (74)$$

Dans la pratique, pour les valeurs suivant la loi normale, on tronque les valeurs générées, on échantillonne les valeurs comprises dans un intervalle de probabilité de 99% ou 95% pour éviter des valeurs infinies.

La distribution triangulaire

Pour cette distribution, les valeurs générées dépendent des paramètres suivant : **le mode** : la valeur la plus rencontrée ou la valeur par défaut et les valeurs extrêmes de variation du paramètre qui sont le **minimum et le maximum**. Cette distribution peut être asymétrique (Figure 21a) ou non, suivant la valeur de ces paramètres. Cette distribution a l'avantage d'être plus informative qu'une distribution uniforme, car elle permet d'avoir les informations sur la

valeur par défaut des différents paramètres. Comme la distribution normale, elle requiert la connaissance de la valeur par défaut ou la plus utilisée de la variable à échantillonner.

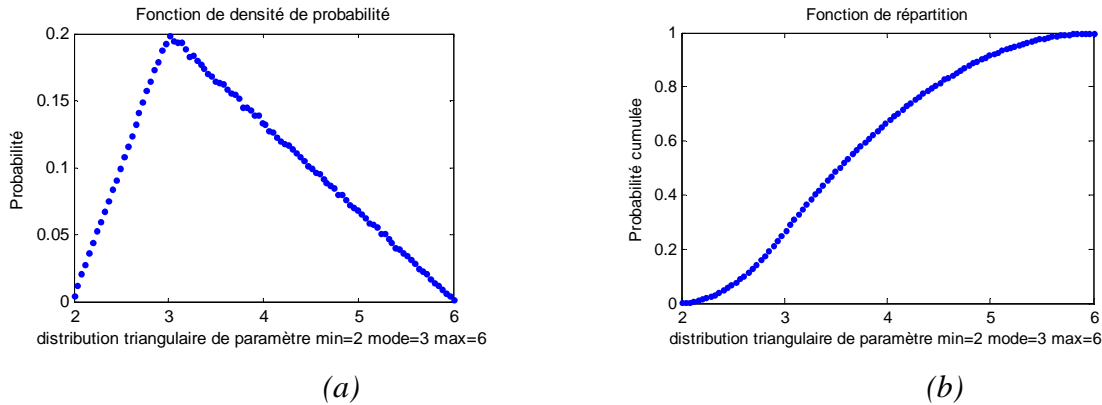


Figure 21 : Exemple de distribution triangulaire de mode 3 et d'extremum [2, 6]

Comme vue précédemment, ce type de distribution prend en compte à la fois la valeur par défaut ou moyenne de la variable à échantillonner (le mode, noté ici m) et la plage de variation de celle-ci (les extremums, avec le minimum noté a et le maximum noté b). Pour ce type de distribution, la fonction de densité de probabilité est donnée par :

$$\begin{aligned}
 f(x|a, m, b) &= \frac{2(x - a)}{(m - a)(b - a)} && \text{pour } a \leq x \leq m \\
 f(x|a, m, b) &= \frac{2(b - x)}{(b - m)(b - a)} && \text{pour } m \leq x \leq b
 \end{aligned}
 \tag{75}$$

Pour notre cas d'étude, nous avons réutilisé et modifié une routine Matlab© qui permet de générer ce type de distribution triangulaire notée *trirnd* (*minimum, mode, maximum, nombre de lignes, nombre colonne*).

Les distributions log normal, bêta, gamma

Nous pouvons rencontrer d'autres types de distributions telles que les distributions **log normal, bêta, gamma**. Ci après un exemple de distribution log normal, cette distribution est définie pour les paramètres strictement positifs qui sont définis de 0 à + infini (Figure 22a). Cette distribution est utilisée en présence de variables ayant des ordres de grandeur de variation élevés.

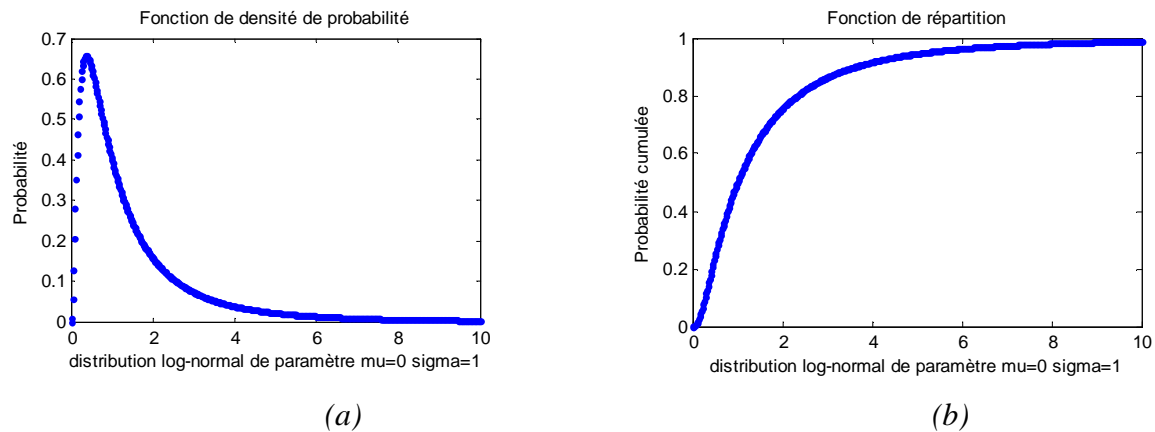


Figure 22 : Exemple de distribution log normal de $\mu = 0$ et de $\sigma = 1$

La fonction de densité d'une distribution en *log normale* est donnée par la relation (76) suivante, pour cela la moyenne μ et l'écart type σ seront utilisés.

$$f(x|\mu, \sigma) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\log(x)-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (76)$$

Dans notre cas d'étude, nous n'avons pas rencontré ce dernier type de distribution.

II.4.2 Définition d'une typologie des paramètres par une classification opérationnelle

Après l'identification des différents sous-systèmes, l'inventaire des différents modèles pour l'analyse des différents flux, puis l'identification des paramètres de ces modèles, nous passons à la classification des paramètres.

En effet, notre objectif étant d'identifier des leviers d'action pour l'acteur considéré. Il est important de distinguer parmi les différentes sources de variabilité celles sur lesquelles l'acteur considéré aura une influence de celles sur lesquelles il n'en aura pas. Pour cela nous avons classé les différents paramètres suivant les trois classes suivantes : *technologique*, *environnemental* et *méthodologique* (Ventura et al. 2013; Andrianandraina et al. 2014). Les paramètres identifiés sont répertoriés suivant ces trois classes en fonction de **l'action que l'acteur du sous-système de premier-plan** peut avoir sur eux (Figure 23).

Nous classons donc en tant que :

- *paramètres technologiques* tous les paramètres sur lesquels l'acteur a **un contrôle direct**. C'est-à-dire les paramètres de fonctionnement de son processus de production, ou encore les différents scénarios technologiques qui s'offrent à lui ;
- *paramètres environnementaux* tous les paramètres que l'acteur ne peut pas contrôler directement ou qui sont subis avec un certain aléa car liés à l'environnement (au sens global de « ce qui environne ») dans lequel le processus de production est présent. Ils peuvent influencer les différents flux entrants ou sortants du système.
- *Paramètres méthodologiques*, sur lesquels l'acteur du sous-système de premier-plan n'a pas d'action. Ces derniers sont plutôt contrôlés par celui qui réalise l'étude ACV. Ce type de données peut être des incertitudes des paramètres présents dans les différents modèles utilisés lors des inventaires de cycle de vie, ou des choix méthodologiques par exemple le choix des méthodes d'allocation ou encore de modèles de caractérisation.

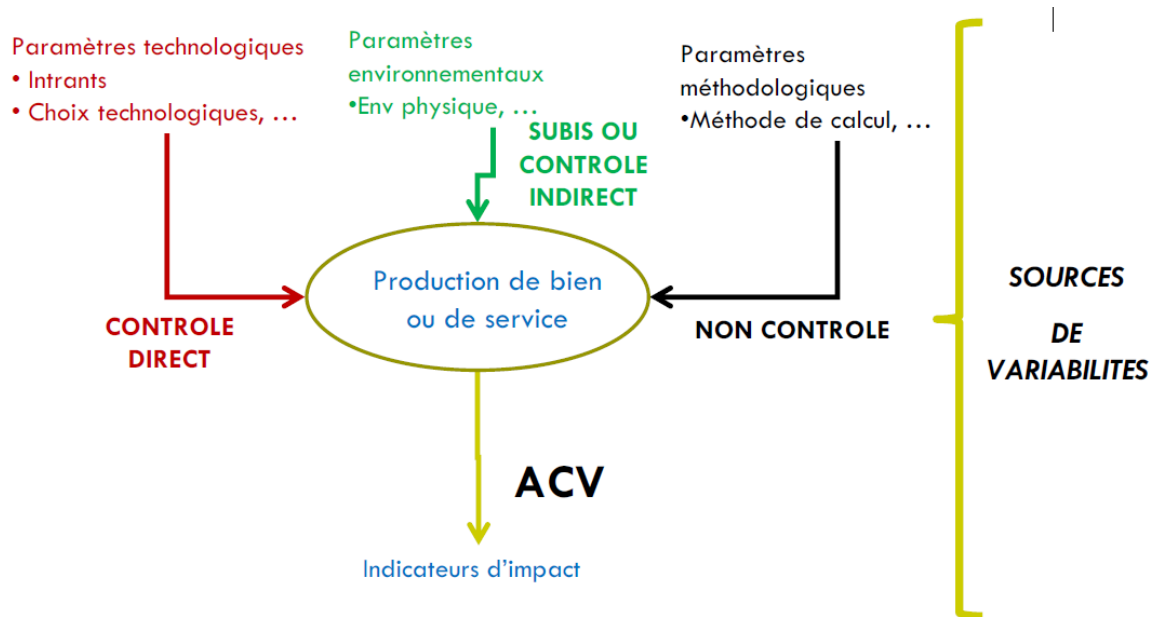


Figure 23 : Les classes de paramètres utilisés dans l'analyse de sensibilité (Ventura et al. 2013)

II.5 Etape IV : Analyse de sensibilité

Cette partie traite du couplage de l'ACV et de l'AS. On détaille les différentes étapes de l'analyse de sensibilité, ainsi que l'interprétation des résultats obtenus.

II.5.1 Les étapes générales de l'analyse de sensibilité (Couplage ACV et AS)

Généralement une méthode d'AS est composée d'une étape d'échantillonnage, de réalisation et du calcul (ou estimation) des indices. L'étape d'échantillonnage consiste à représenter chaque paramètre d'entrée suivant son intervalle de variation, la façon dont il varie. La sortie qui correspond à l'échantillon obtenu sera calculée à partir du modèle à analyser. Ces sorties sont utilisées par la suite pour calculer les différents indices suivant la méthode d'analyse de sensibilité appliquée qui sont dans notre cas la méthode de Morris et la méthode de Sobol.

Nous avons vu précédemment que les différents paramètres qui peuvent entrainer une variabilité sur les impacts environnementaux appartiennent en premier aux différents sous-systèmes qui composent le système étudié puis à l'une des trois classes de paramètre présentées précédemment : *technologique*, *environnementale* et *méthodologique*.

La partie qui suit, présente comment l'approche développée dans ce travail prend en compte les différents paramètres identifiés et l'information qui en découle.

II.5.1.1 Influences des sous-systèmes

Une des méthodes de prise en compte des différents paramètres après l'échantillonnage, est de les grouper suivant les sous-systèmes (ou processus) auxquels ils appartiennent. Cette approche peut être appliquée lors de l'étude de la combinaison de deux ou plusieurs sous-systèmes (respectivement processus). L'utilisation de cette approche permet de quantifier l'influence de chaque sous-système sur l'ensemble du système. Elle permet d'obtenir des informations globales sur les différents acteurs correspondant à chaque sous-système considéré mais sans distinction du type de paramètre. Appliquée à l'échelle du sous-système

(d'une combinaison de processus), cette approche va permettre d'identifier la part d'influence des différents processus considérés par rapport à l'ensemble du sous-système. Un des problèmes rencontrés avec cette approche est la possibilité qu'un paramètre intervienne dans plusieurs processus ou sous-systèmes qui rend son classement difficile.

II.5.1.2 Influences des types de paramètres

La deuxième approche est de grouper les paramètres suivant les trois types de paramètres à différentes échelles : des processus, du sous-système, du système et de l'ensemble de cycle de vie. Cela permet d'identifier quel type de paramètres est le plus influent à l'échelle d'application choisie. Un des avantages de cette approche est la possibilité de détecter rapidement *la présence* de leviers d'actions technologiques ou de besoins d'améliorations des méthodes telles que les modèles d'inventaires utilisées. Cette approche permet également de réduire le temps de calcul en présence de sous-système ayant un nombre de paramètres élevé pour obtenir les informations préliminaires. Ceci est lié aux différents paramètres qui sont ramenés aux trois types *technologique, environnemental et méthodologique*. Etant donné que seuls trois (groupe de) paramètres sont considérés, l'interprétation des interactions entre les différents types est assez aisée. Le type de chaque paramètre spécifique facilite également leur classement. Cependant l'affectation des différents types doit être faite soigneusement.

II.5.1.3 Influences individuelles des paramètres

La troisième approche est de prendre les paramètres individuellement (ou éventuellement en groupant les paramètres identifiés comme **non** influents dans un même groupe). Comme précédemment. Cette approche est applicable aux différentes échelles d'études : processus, sous-système, système et l'ensemble de cycle de vie. Elle permet d'identifier le ou les paramètres qui influent individuellement ou en interaction. D'où elle va nous permettre d'identifier les paramètres influents individuellement appartenant aux trois types de classification (*Technologique, environnemental, méthodologique*). Dans l'étude des paramètres individuels, nous avons l'information sur les influences individuelles de chaque paramètre et l'information sur l'influence de leur interaction globale respective. L'interprétation des interactions est assez difficile dans le cas où trois paramètres ou plus ont des influences d'interactions considérables. Dans ce cas, pour faciliter l'interprétation, le calcul des interactions d'ordre deux ou plus peut être effectué. Comparé aux deux précédentes approches, cette approche est celle qui nécessite le plus de calcul suivant le nombre de paramètres d'entrée considéré.

Pour la suite, nous procédons à l'application des deux approches d'analyse de sensibilité.

II.5.2 Etape IV-a : Analyse qualitative (Criblage) par la méthode de Morris

L'application d'une approche d'AS de criblage a pour objectif d'identifier les tendances des différents paramètres et des paramètres non influents sur les modèles considérés. Nous avons appliqué dans un premier temps la méthode de criblage du *plan factoriel (complet et fractionnaire)*. Nous avons choisi cette méthode parce qu'elle permet d'obtenir les informations sur les interactions des paramètres d'entrée, et sa mise en œuvre est assez aisée. Cependant, lors de son application nous avons rencontré des difficultés dans l'élaboration de la méthodologie. Pour un modèle ayant un nombre de paramètres élevé (dans notre cas plus de 30), les ressources disponibles en mémoire (de matlab©) ne permettent plus d'établir *le plan d'expérience* (matrice de taille supérieur à $2^{30} \cdot 2^{30}$).

Nous avons donc revu le choix de la méthode de criblage à utiliser. Nous avons ainsi choisi d'utiliser la méthode de criblage *de Morris*. En effet, cette méthode peut prendre en compte un modèle avec un grand nombre de paramètres d'entrée. Avec cette approche, le coût de calcul est largement inférieur à celui d'un plan factoriel complet. Cependant, l'information sur les interactions des paramètres étudiés (donnée par les plans d'expérience) est perdue.

Après l'étape de criblage, le rang d'influence globale des différents paramètres étudiés ainsi qu'une approximation de leur influence sont obtenus. Ces résultats peuvent éventuellement être utilisés, en les regroupant, pour réduire le nombre de paramètres à considérer dans l'étape d'application de la méthode quantitative Sobol.

II.5.3 Etape IV-b : Analyse quantitative par la méthode de Sobol

La quatrième étape (b) de notre approche, consiste en l'application d'une méthode globale quantitative pour la quantification de l'influence de la variance des paramètres d'entrées sur la (les) sortie (s). Pour cela, nous avons choisi d'utiliser la méthode quantitative des indices de Sobol, basée sur la décomposition de la variance du paramètre de sortie. Nous avons opté pour ne pas utiliser les indices obtenus par régression SRC (Standard Regression Coefficient), et par corrélation PEAR (Pearson Coefficient) et PCC (Partial Correlation Coefficient) parce que ces méthodes sont plus adaptées à des modèles quasi linéaires ou linéaires. Nous avons choisi de même de ne pas utiliser la méthode FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test) parce que cette méthode est difficile à mettre en œuvre (pour la prise en compte des paramètres qualitatifs), est plus adaptée à l'étude d'un modèle avec une sortie continue et elle ne peut pas fournir les indices d'interactions d'ordre 2 ou plus le cas échéant.

La méthode de Sobol a l'avantage de calculer plusieurs types d'indice. L'indice d'ordre 1 (ou l'indice d'influence seule du paramètre), tous les indices d'interactions à partir de l'ordre 2 jusqu'à l'ordre le plus élevé (nombre de paramètre total). Elle permet aussi de calculer l'indice d'ordre total qui est l'addition de l'indice du premier ordre avec tous les indices d'interactions du paramètre.

Dans l'application de la méthode, nous pouvons grouper ou non les paramètres d'entrées à étudier. Les valeurs **quantitatives** des influences, individuelles ou d'interactions totales des paramètres (ou groupes) sur la variance de (s) la sortie (s) sont ainsi obtenues.

II.6 Etape V : Interprétation des résultats

Cette dernière étape de l'approche consiste en l'utilisation des résultats obtenus pour l'éco-conception. Les leviers d'actions environnementales sont établis à partir des informations sur les influences des paramètres considérés. Dans cette partie nous présentons en premier lieu l'interprétation des différents résultats d'analyse de sensibilité, ensuite l'utilisation de ces informations pour l'éco-conception.

II.6.1 Les résultats d'analyse de sensibilité

Pour les deux approches d'analyse de sensibilité utilisée, l'approche de criblage de Morris et l'approche quantitative de Sobol, nous présentons dans ce qui suit : les indices obtenus, comment représenter les résultats de ces indices et comment les interpréter.

II.6.1.1 Les indices de Morris

Les indices de Morris donnent une information préliminaire sur les influences des paramètres, de même sur la possibilité d'existence d'interaction et la nature de la relation entre la sortie et les paramètres étudiés. La méthode de Morris peut prendre en compte l'étude des paramètres par groupe ou pris individuellement. Pour notre approche, nous avons considéré seulement l'approche par paramètre individuel.

Pour cette méthode nous obtenons trois valeurs d'indices: la moyenne des effets élémentaires μ , la moyenne des absolues des effets élémentaires μ^* et l'écart type des effets élémentaires σ . Généralement, l'interprétation des indices de Morris est effectuée par des graphiques où sont représentés σ en fonction de μ et μ^* . Dans notre cas, nous avons choisi de représenter σ en fonction de μ^* qui va donner les informations sur les paramètres influents (seul ou en interaction) et les paramètres non influents, ainsi que les informations sur la nature des relations entre la (les) sortie(s) (Figure 24 - a). Le deuxième graphique, qui représente μ en fonction de μ^* , donne la tendance d'influence des paramètres considérés, si le paramètre a une tendance croissante ou décroissante (suivant le signe de μ) et si l'influence du paramètre est monotone ou non sur l'ensemble de l'intervalle de variation pris en compte (Figure 24 -b). Dans notre cas, nous avons utilisé ces indices pour l'identification des tendances croissantes ou décroissantes des paramètres ainsi que pour l'identification des paramètres non influents.

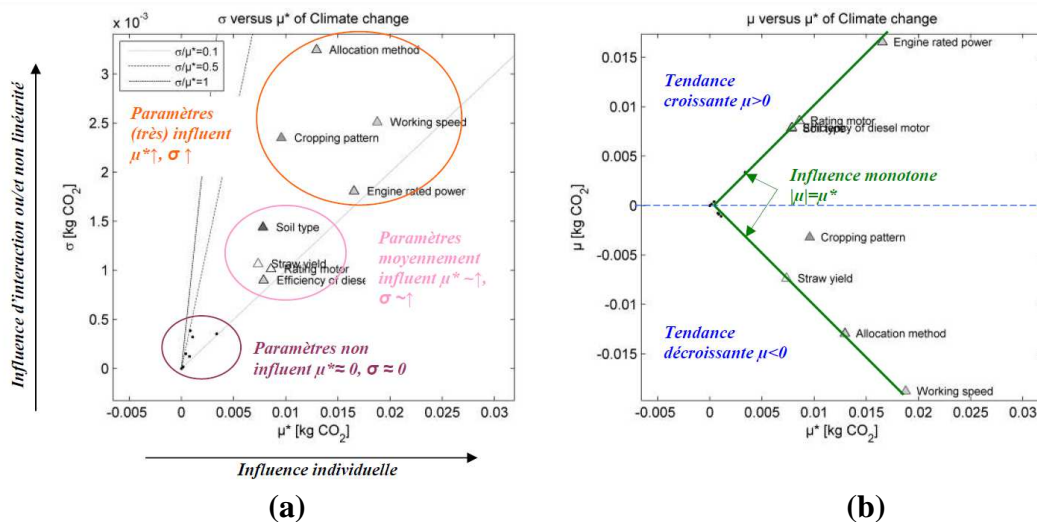


Figure 24 : Exemple indices de Morris

II.6.1.2 Les indices de Sobol

Les indices de Sobol donnent les informations quantitatives sur l'influence de la variance des différents paramètres (ou groupes) considérés sur la variance de la sortie. Dans nos applications, nous avons considéré les paramètres groupés suivant les trois types ou pris individuellement. Pour notre cas, nous avons considéré que les influences individuelles et les influences totales des paramètres (ou groupes). Pour cette deuxième approche d'analyse de sensibilité, nous obtenons deux principaux indices : l'indice de Sobol de premiers ordres S_i et l'indice total ST_i . L'indice S_i donne l'influence individuelle des paramètres (ou groupe) considérés, tandis que l'indice ST_i donne la même influence individuelle à laquelle sont rajoutées toutes les influences d'interaction à différents ordres du paramètre (Figure 25). À

partir de ces deux indices, nous obtenons le total des influences d'interaction du paramètre étudié donné par $STi - Si$. Dans l'étude de plusieurs paramètres, le cas où nous avons plus de trois paramètres ayant des valeurs d'interaction totale élevée, le calcul des indices d'ordre deux ou plus peut être effectué. Pour les indices de Sobol, une représentation graphique (Figure 25) des indices peut être aussi utilisée.

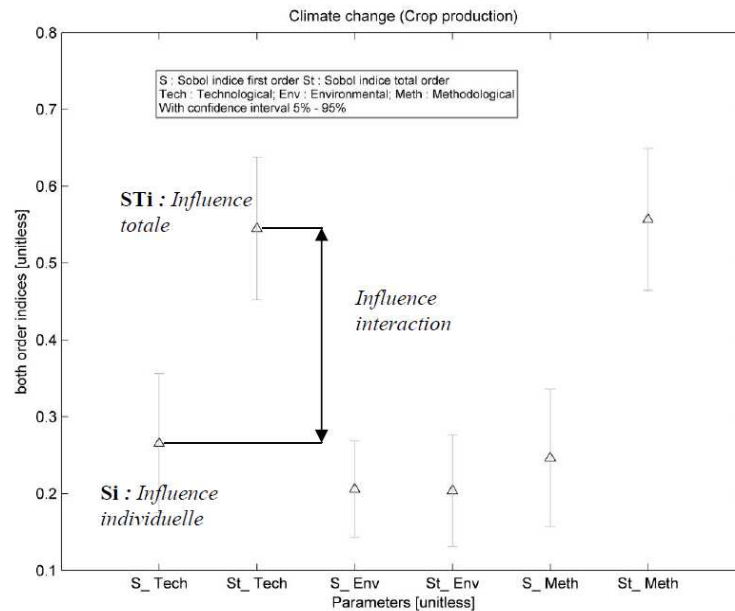


Figure 25 : Exemple indices de Sobol

II.6.2 Utilisation des résultats pour identifier les scénarii d'éco-conception

Dans cette partie, nous allons à partir de la quantification des différentes influences ainsi que de leurs tendances, comparer le cas favorable au cas par défaut et identifier les solutions potentielles d'éco-conception.

II.6.2.1 Comparaison scénario par défaut/scénario technologique favorable

Pour la comparaison du cas par défaut et du cas favorable des différents sous-systèmes, nous avons choisi de retenir comme influents les paramètres ayant des indices de Sobol Si et STi de valeur supérieure à 0,01, critère à partir duquel nous faisons l'hypothèse d'une influence négligeable. Dans les deux types de scénarii, les paramètres non influents appartenant aux trois types de classification considérée (technologique, environnemental et méthodologique) sont fixés à leur valeur par défaut.

Pour calculer le scénario par défaut, les paramètres *environnementaux* et *méthodologiques* influents sont considérés variables (suivant leur intervalle de variation et leur distribution de probabilité) tandis que les paramètres *technologiques* influents sont pris constants à leur valeur par défaut.

Pour le scénario favorable, nous procédons de même pour les paramètres *environnementaux* et *méthodologiques* influents tandis que pour les paramètres *technologiques* influents nous les fixons à leur valeur favorable, c'est-à-dire minimale pour les paramètres à tendance croissante et maximale pour les paramètres à tendance décroissante.

Puis nous effectuons une simulation de type Monte-Carlo pour obtenir une distribution des différents indicateurs. Pour ces simulations de Monte-Carlo, nous avons choisi d'utiliser des tailles d'échantillons de 1000.

Ensuite, nous représentons les distributions de chaque sortie (indicateurs environnementaux) pour les deux cas considérés. La moyenne et l'écart type de chaque distribution (considéré comme normale) sont calculés, ainsi que l'écart relatif entre les deux valeurs des moyennes données par l'équation (77). Cela nous permet donc d'obtenir des informations sur l'amélioration potentielle que nous pouvons obtenir.

$$Ecart\ relatif = \left(\frac{moyenne\ cas\ favorable - moyenne\ cas\ par\ défaut}{moyenne\ cas\ par\ défaut} \right) \cdot 100 \quad (77)$$

II.6.2.2 Scénarios pour l'éco-conception

Les paramètres de type technologique trouvés influents sont identifiés comme les leviers d'action à la disposition de l'acteur considéré, et ils sont donc utilisés par la suite pour établir des scénariis potentiels d'éco-conception.

Cette interprétation et application de solutions potentielles d'éco-conception, peut être effectuée aux différentes échelles d'étude : système, sous-système, processus.

Nous verrons plus loin (cas d'application et discussion) que cette étape importante est générée par la démarche ACV&AS mais qu'elle ne peut pas en faire partie.

II.7 Conclusion

Comme nous l'avons présenté dans nos objectifs, nous pouvons coupler l'ACV avec l'AS afin d'extraire une information sur l'influence des paramètres sur lesquels un acteur donné peut agir et que nous avons catégorisé comme « paramètres technologiques ». C'est l'identification et la quantification de l'influence de ces paramètres qui permet de repérer des leviers d'action environnementaux.

Le prochain chapitre décrit une application de cette méthode générique au cas du cycle de vie du matériau d'isolation à base de chanvre, le béton de chanvre. Il doit permettre de voir si des difficultés se posent et si les leviers d'action identifiés par la méthode peuvent être utilisés par les acteurs pris en compte.

Chapitre III Application à l'étude du cycle de vie du béton de chanvre

III.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous présentons l'application de la méthodologie sur un matériau d'isolation thermique du bâtiment à base de chanvre-chaux.

Nous avons identifié *le béton de chanvre* comme sujet d'application en raison de :

- La disponibilité des données : un bon nombre d'études existe concernant les différents sous-systèmes du cycle de vie de ce matériau ;
- La potentialité technique : il apparaît suivant la revue des précédentes études que le matériau issu du bois de chanvre présente des bonnes caractéristiques techniques d'isolation (thermique et acoustique) avec une épaisseur suffisante ;
- La potentialité environnementale : le béton de chanvre est aussi présenté comme un matériau ayant un faible impact environnemental ;
- Un cycle de vie complexe : le cycle de vie du matériau du chanvre est constitué de sous-systèmes assez différents, cela nous permettra de voir l'efficacité de la méthode à développer sur la prise en compte de cette hétérogénéité.

Le cycle de vie de ce matériau comprend les sous-systèmes suivants : *l'agriculture, la transformation* (comprenant les transformations primaire et la mise en œuvre), *la vie en service* et *la fin de vie du matériau* (Figure 26). Dans cette étude, nous n'avons pas pris en compte la fin de vie du matériau.

Nous présentons dans un premier temps une revue succincte des caractéristiques du matériau pour les différentes phases de son cycle de vie, ainsi qu'une revue de l'application de l'ACV à l'étude du chanvre et de ses produits dérivés.

Suite à cela, nous procédons à l'application de l'approche (ACV/AS) sur les différents sous-systèmes du cycle de vie du béton de chanvre. Ces applications présentées dans les parties III.3 ACV/AS de la production du chanvre, III.4 Acteurs industriel et constructeur : ACV/AS de la transformation du chanvre et III.5 Acteurs concepteur/utilisateur : ACV/AS de l'utilisation du béton de chanvre, sont présentées en anglais sous forme d'articles acceptés, soumis ou en cours de rédaction. Une partie introductive permet de replacer l'article dans le contexte de la thèse, de fournir des détails éventuellement absents de l'article, et peut donner des résultats complémentaires qui ne figurent pas dans la publication.

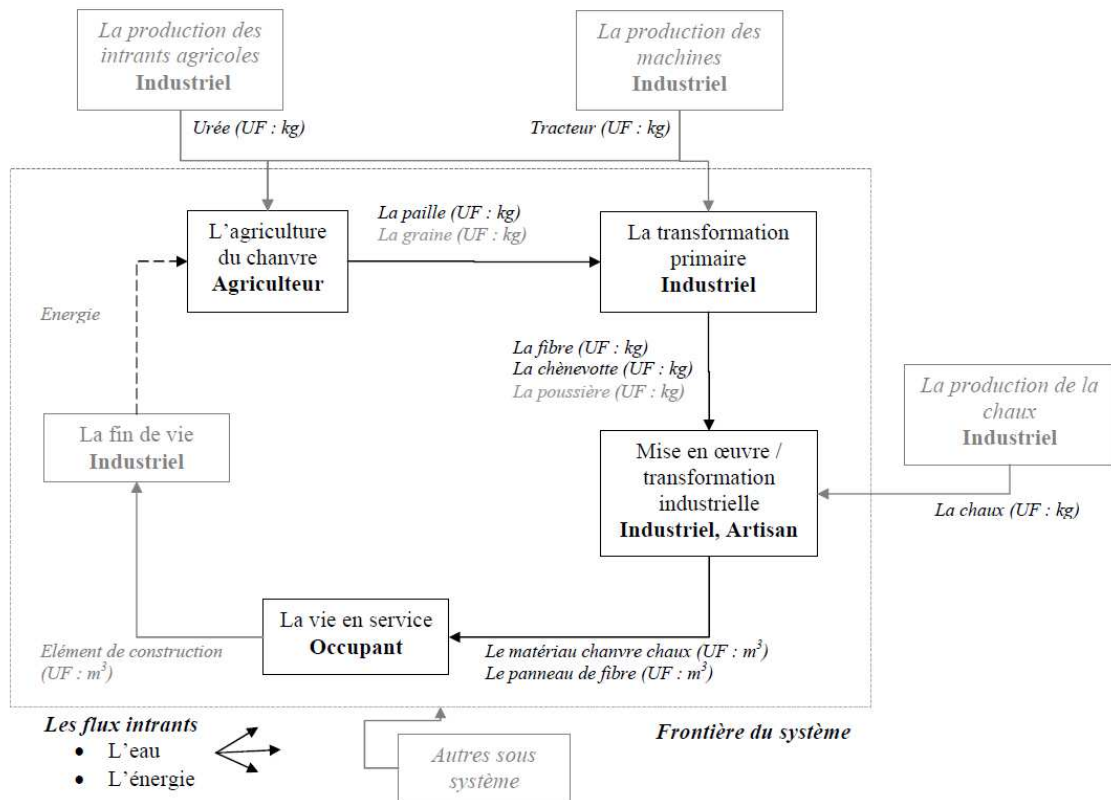


Figure 26 : Les sous-systèmes découpés par acteur économique du cycle de vie des matériaux d'isolation thermique à base de chanvre

Nous présentons en première une description générale des sources potentielles végétales qui peuvent être utilisés dans le bâtiment. Après cela, nous présentons le cycle de vie du béton de chanvre qui comprend les sous-systèmes suivants : l'agriculture du chanvre, la transformation de la paille de chanvre en matériau du bâtiment. Nous détaillons ensuite, sur la phase d'utilisation, les caractéristiques du béton de chanvre dans sa vie en service, et enfin la fin de vie du béton de chanvre. Nous présentons également une revue des différentes applications de l'ACV sur le chanvre.

III.2 Etude bibliographique sur le béton de chanvre

III.2.1 Un matériau bio-sourcé

Un matériau « **bio-sourcé** » est défini dans le Larousse comme étant un matériau « *d'origine naturelle non traité chimiquement* ». Une autre définition de ces matériaux a été effectuée par le MEEDDM (2010) en tant que « *matériaux d'origine végétale ou animale* ». D'autres études présentent aussi le concept d'« *éco-matériaux* » qui représente les « *matériaux présentant de meilleures performances suivant leur contenu énergétique, leurs émissions de gaz à effet de serre, leur renouvelabilité et leur impact sur la santé par rapport au matériau classique* » (Esnault et al. 2010).

Cependant, cette dernière définition est imprécise. Elle suppose d'une part que ces matériaux ont effectivement de meilleures performances environnementales, et d'autre part, ne précise pas la référence par rapport à laquelle le mot meilleur est utilisé. Cette dernière

définition n'est pas particulièrement spécifique aux matériaux bio-sourcés. Enfin, associer les deux mots préjuge des performances environnementales de ces matériaux.

Pour notre cas, nous utiliserons le terme « **bio-sourcés** » matériaux d'origine biologique qui ne présente pas d'ambiguïté de définition. En ce qui concerne notre étude, elle se porte *sur les matériaux d'origine végétale*, en raison de leur potentiel de réduction des gaz à effet de serre lié à l'absorption du dioxyde de carbone atmosphérique pendant l'étape d'agriculture (Arnaud & Boyeux 2011; Boutin et al. 2006) et de même leur potentiel de diminution de la consommation de ressources minérales et fossile du fait de leur origine végétale.

Tableau 11 : les sources végétales

Origines végétales	Récolte		Produits dérivés	
	Principale	Secondaire	1 ^{er} produit	2 ^e produit
Coton	Graines	-	Fibre	-
Kapok	Graines	-	Fibre	-
Lin	Tiges	Graines	Fibre	Anas
Chanvre	Tiges	Graines	Fibre	Chènevotte
Bois	Troncs	-	Panneau	Fibre
Jute	Tiges	-	Fibre	-
Ramie	Tiges	-	Fibre	-
Bambou	Tiges	-	Tige	-
Kenaf	Tiges	-	Fibre	-
Miscanthus	Tiges	-	Fibre	-
Sisal	Feuilles	-	Fibre	-
Abaca	Feuilles	-	Fibre	-
Agave	Feuilles	-	Fibre	-
Coco	Fruit	-	Fibre	-
Céréale	Graines	Paille	Paille	-

Les différentes sources végétales et leurs produits dérivés pouvant être utilisés dans l'élaboration des matériaux du bâtiment, sont récapitulés dans le Tableau 11. Ces matériaux bio-sourcés peuvent être utilisés dans les différentes parties du bâtiment. Ainsi, dans le bâti et le gros œuvre, nous avons *la botte de paille, et le béton de chanvre*, dans l'isolation thermique : *la laine de bois, de lin, de mouton, les plumes de canard, la fibre de noix de coco* et enfin dans la couverture / gros œuvre : *les tuiles de bois,...*

Parmi les différentes sources végétales recensées, les matériaux dérivés du chanvre et du lin sont déjà présents dans le marché. Malgré cela, tous les matériaux d'origine végétale sont encore au stade de la recherche, mais il semble que les matériaux issus du chanvre sont parmi les matériaux qui connaissent le plus de développement à l'heure actuelle.

Le Tableau 12 recense les fonctions potentielles qui peuvent être assurées par les matériaux bio-sourcés dans le bâtiment. Ces fonctions peuvent être *structurelles* où le rôle des matériaux est d'assurer la stabilité du bâti, pour cela les propriétés suivantes sont étudiées : rigidité, résistance en compression, résistance en tension, et la durabilité mécanique qui est caractérisée par le fluage du matériau. Ces fonctions peuvent aussi refléter des échanges avec le milieu extérieur tels que la fonction de *couverture et d'ouverture* qui a pour objectif de protéger des intempéries, assurer l'étanchéité du bâtiment, des fonctions d'*isolation thermique* ayant pour but d'assurer une certaine résistance thermique afin de maintenir une certaine température à l'intérieur du bâtiment, des fonctions *l'isolation phonique* où l'objectif est d'assurer une certaine isolation acoustique à l'intérieur du bâti. Nous pouvons remarquer du Tableau 12 que le matériau à base de chanvre peut répondre à plusieurs fonctions, il peut être utilisé en tant qu'isolant thermique ou acoustique ou encore en tant que matériau de couverture combiné à une structure en bois.

Tableau 12 : Les fonctions potentielles des matériaux bio-sourcés dans le bâtiment (Idir et al. 2012)

Fonction	Matière première	Forme mise en œuvre
Isolation thermique	Chènevotte (bois du chanvre)	Bloc de chanvre (chanvre chaux)
		Béton de chanvre (avec ossature, bois / projeté)
	Fibre de chanvre	Mortier de chanvre
		Panneau / rouleau
	Fibre de jute	Bloc
	Fibre de Lin	Rouleau
	Fibre Kenaf	Plaque
	Fibre de bois	Matériaux composites isolation
Paille	Composite ciment fibre de bois	
Structurelle	Paille	Balle de paille
	Chènevotte et bois	Béton de chanvre avec ossature bois
Isolation phonique	Bois	Matériaux à base fibres et copeaux
	Chènevotte	Béton de chanvre

Dans ce qui suit, nous présenterons les différentes études effectuées sur le béton de chanvre pour ces différents sous-systèmes (Figure 26). Cela permettra d’avoir un aperçu des données concernant la variabilité de ce matériau.

III.2.2 Le cycle de vie du béton de chanvre

Le béton de chanvre est un matériau obtenu à partir de l’utilisation du bois de chanvre appelé encore « *chènevotte* » qui est mélangé avec un liant à base de chaux (Evrard & Herde 2010; Collet et al. 2013; Le 2010).

Comme nous avons vu de la Figure 26, l’ensemble du cycle de vie du matériau issu du chanvre pris en compte dans cette étude comprend quatre principaux sous-systèmes qui sont : (i) la production des différentes matières premières (ii) la mise en œuvre du matériau qui comprend deux étapes : la transformation primaire de la paille issue de l’agriculture et la mise en œuvre du matériau (iii) son utilisation dans le bâtiment (iv) sa fin de vie (Figure 26). Nous allons présenter ces différents sous-systèmes du cycle de vie du chanvre et les différentes caractéristiques du produit issu de chaque sous-système.

III.2.2.1 L’agriculture du chanvre

Le chanvre « *Cannabis sativa* » est une plante de la famille des *cannabacées*. C’est une plante annuelle. Les tiges de chanvre peuvent atteindre une taille de 2,5 à 3 m en 120 à 150 jours. Un hectare de chanvre produit jusqu’à 10 tonnes de matière sèche, ce qui permet d’absorber une importante quantité de CO₂. La culture du chanvre est simple, elle ne nécessite aucune intervention entre le semis et la récolte. Les travaux mécanisés pour le semis et la récolte sont effectués avec du matériel classique céréalier.

En France, deux systèmes de production de chanvre existent : le mode de culture non battue, on produit uniquement la paille de chanvre, et le mode de culture battue, on produit à la fois la graine de chanvre appelé « *chènevis* » et la paille. La Figure 27 représente l’itinéraire technique de la culture du chanvre pour ces deux systèmes de production.

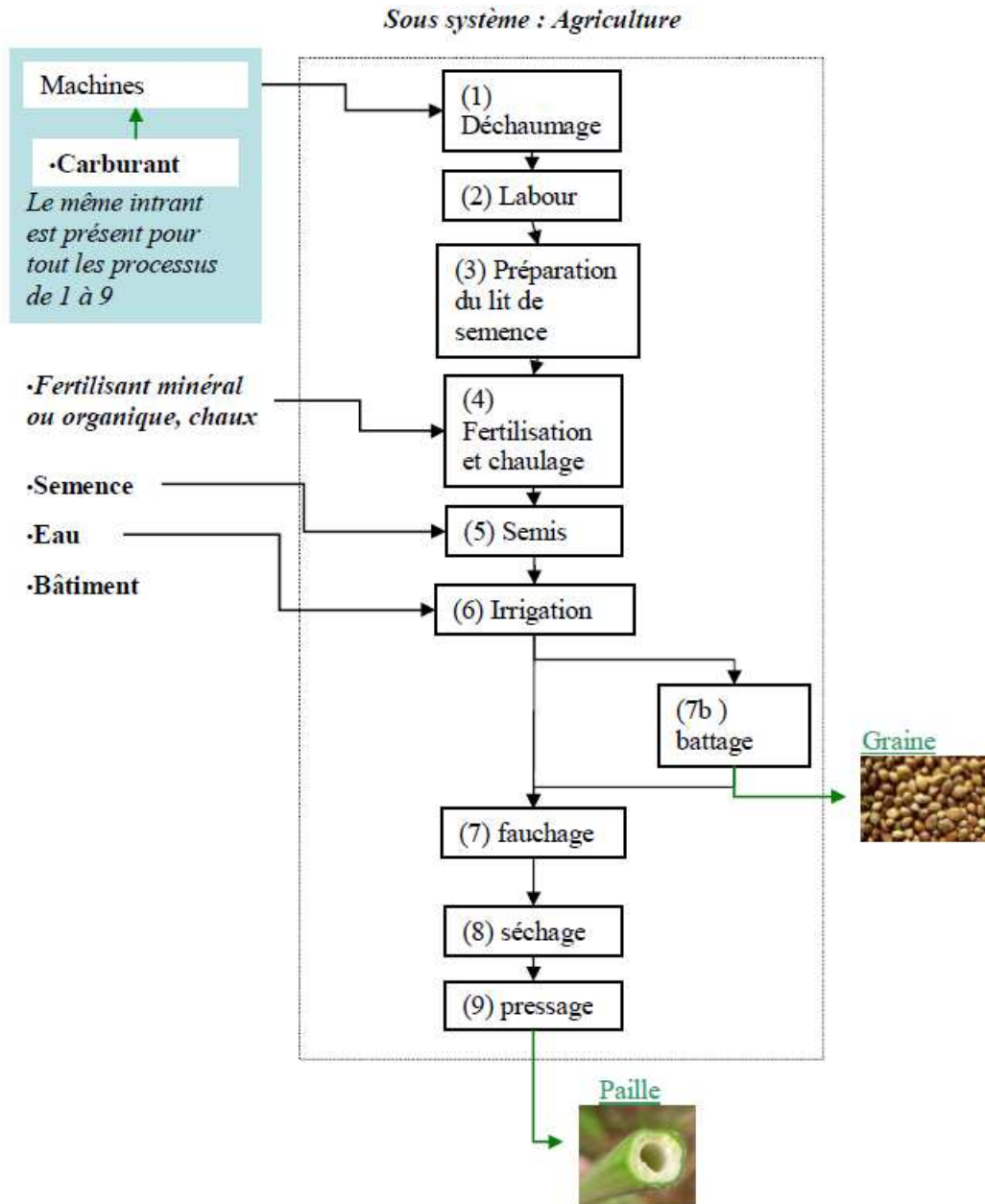


Figure 27 : L'itinéraire technique du chanvre

Il existe de nombreuses variétés de chanvre industriel. En France, seules les variétés de chanvre qui sont fournies par la Fédération nationale de producteur de chanvre (FNPC) sont autorisées actuellement pour la culture. Les propriétés qui différencient ces variétés sont présentées dans ce qui suit.

Le rendement

Le rendement en paille du chanvre est variable suivant la variété de chanvre choisie. Elle est de l'ordre de 7 tonnes à l'ha pour la paille et de 1 tonne à l'ha pour la graine. Ce rendement varie aussi en fonction d'autres paramètres telle que le type de sol, le climat, la disponibilité en éléments minéraux, la disponibilité en eau. Cette variabilité est présentée dans le prochain chapitre de mise en œuvre de notre méthode.

La teneur en psychotrope

Le taux en psychotrope *delta 9 tetrahydrocannabinol* varie selon les variétés. Pour les variétés cultivées pour un objectif industriel, ce taux doit être en dessous de la norme qui est de 0,2% de la masse totale. Ce taux est régi par l'article R5132-86 du code de la santé publique et aussi des règlements de la communauté européenne (règlement CE 1782/2003, 796/2004, 1973/2004 et 953/2006). Le taux en psychotrope des variétés de chanvre industriel fourni par la FNPC varie de 0,001 à 0,07 %.

Le type de chanvre

Le chanvre est naturellement dioïque : une population est constituée de plantes ayant des fleurs mâles et de plantes ayant des fleurs femelles. Cette propriété du chanvre peut occasionner des problèmes au niveau de la récolte, car les plantes ne sont pas homogènes. En effet, les plantes mâles grandissent plus vite et meurent avant les plantes femelles. La FNPC a effectué des sélections afin de produire des variétés monoïques : la plante porte à la fois des fleurs mâles et des fleurs femelles qui sont plus productives. Ainsi, l'uniformité des plantes facilite la récolte de la paille. Actuellement les variétés de chanvre produites en France sont presque toutes monoïques.

III.2.2.2 Transformation de la paille de chanvre

Nous présentons ici les deux sous-systèmes de transformation du chanvre jusqu'à l'obtention du béton de chanvre : la transformation primaire, qui consiste en la séparation des différents éléments de la paille de chanvre, puis la transformation de la chènevotte pour la production du béton de chanvre.

La transformation primaire

La paille de chanvre issue de la phase agriculture est transformée en fibre et en chènevotte avec production d'un résidu de poussière résultant de ces étapes de transformation. Ci-dessous sont présentés les procédés qui composent cette étape de transformation, répertoriés lors d'une visite de l'usine de transformation primaire de Planète Chanvre à Aulnoy.

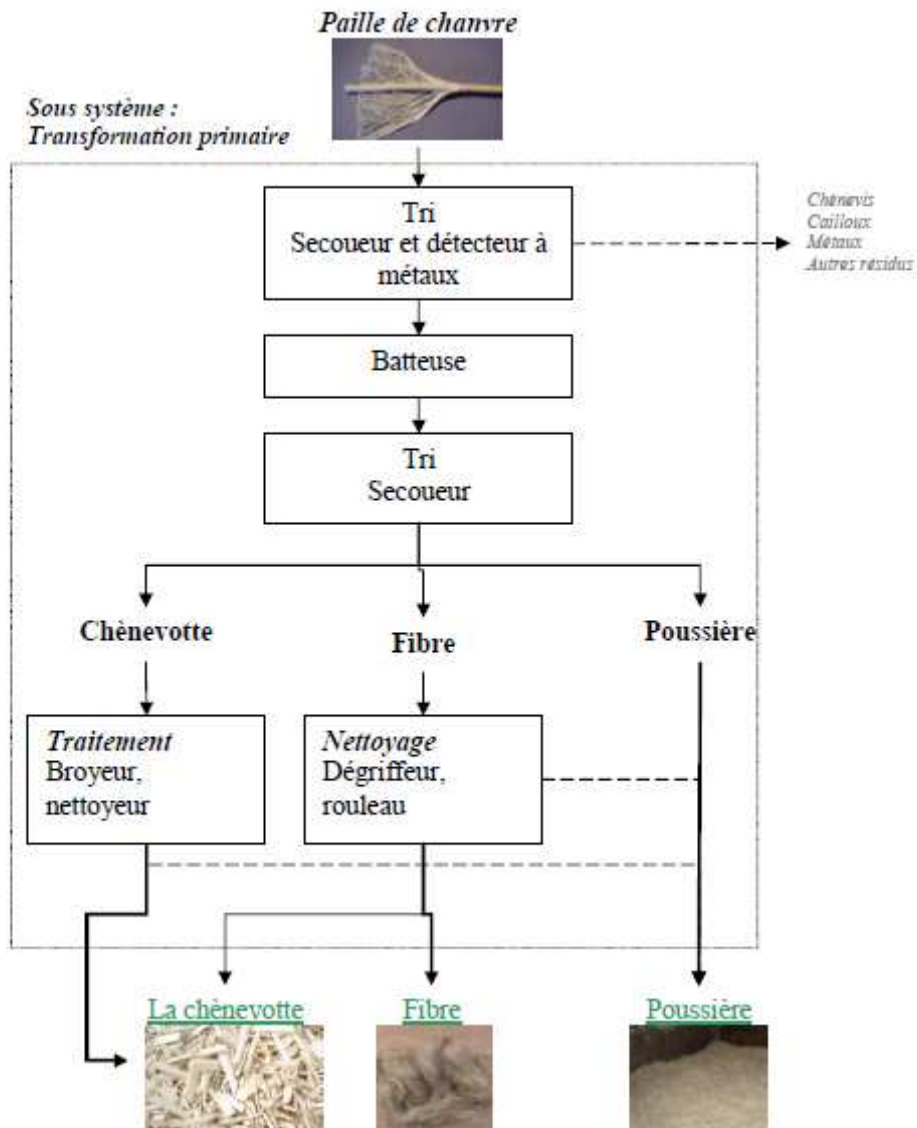


Figure 28 Les processus de transformation primaire de la paille de chanvre (usine d'Aulnoy).

A priori, le rendement des co-produits fibre, chènevotte et poussières dépend de plusieurs facteurs, tels que la variété, le mode de culture, la disponibilité des engrais minéraux et de l'eau. Mes ces différents rendements dépendent aussi directement de la méthode de transformation utilisée. Le Tableau 13 montre ces variabilités de rendement en fonction de la méthode de transformation primaire. On peut voir que les méthodes de transformation primaire utilisant des outillages plus anciens comme ceux de (Turunen & van der Werf 2006) peuvent occasionner une augmentation des pertes (résidus et poussière).

Tableau 13 : Pourcentage de fibre, de chènevotte, de poussière résultant de la première transformation

Pourcentage massique		Chanvre classique (Turunen & van der Werf 2006)	Culture classique (Boutin et al. 2006)	Culture classique (usine Aulnoy 2012)
Fibres	Longue	9	-	25-27
	Courte	23	-	5
	Ultra courte (fibrilles)	-	-	3
Total fibre		32	35	33-35
Chènevotte		40	48	50-55
Poussières et autres résidus		28	19	10-17

La transformation secondaire

Le chanvre offre deux produits dérivés principaux qui peuvent être utilisés pour la fabrication de matériaux du bâtiment : la fibre et la chènevotte. Quant à la poussière, elle peut être valorisée en la fabrication de granulats de chauffage ou de paillage.

Pour notre cas d'étude, nous nous sommes concentrés plus sur les matériaux utilisant la chènevotte. La chènevotte est un granulat végétal de faible densité (110 kg/m^3) possédant une porosité très élevée (Arnaud & Boyeux 2011). Elle peut être utilisée pour plusieurs éléments de construction du bâtiment : isolation toiture, isolation mur, chapes isolantes et enduit isolant. Le matériau chanvre chaux ou « béton de chanvre » est obtenu à partir de l'utilisation de la chènevotte comme granulat avec un liant à base de chaux. Celui qu'on utilise généralement est le Tradical pf 70, qui est composé de 75% de chaux aérienne CL90S, 15% de liant hydraulique, 10% de liant pouzzolanique et contient environ 0,5% d'additifs avec une densité de $650 \pm 20 \text{ kg/m}^3$ (Evrard 2008).

Les proportions massiques de chanvre, chaux et eau varient selon l'utilisation du matériau. La quantité de chènevotte utilisée dans le béton de chanvre peut varier de 9% à 25% (en masse) pour les différents types d'applications : l'isolation d'une toiture, la fabrication de mur et la mise en œuvre d'une dalle isolante, ou l'utilisation dans un enduit.

Le cas d'étude portera sur l'utilisation du matériau chanvre-chaux en tant que matériau d'isolation dans les murs. Cette formulation (masse) est généralement composée de **17% de chènevotte, de 33% de liant à base de chaux et de 50% d'eau.**

Comme le montre l'arbre des procédés de la Figure 29, la transformation secondaire du béton de chanvre, consiste soit en une projection d'un mélange chanvre-chaux lors de la mise en œuvre (Pierre & Colinart 2011 ; Elfordy et al. 2008) soit en un moulage (Cérézo 2005 ; Collet et al. 2013). Nous retrouvons aussi dans la littérature des méthodes de mise en œuvre de blocs préfabriqués de matériaux chanvre-chaux (Tran Le et al. 2010 ; Prétot et al. 2012.). Cependant, ce cas ne sera pas traité dans notre application.

Avec une mise œuvre par projection, la chènevotte et la chaux sont mélangées à sec, puis projetées et l'eau est rajoutée au niveau de la sortie de la buse de projection. Elfordy et al. (2008) énumèrent différents avantages de l'utilisation de cette méthode, telle que la réduction du temps de séchage, une meilleure compaction du matériau, et une facilité pour le mélange de la chaux et de la chènevotte à sec (Figure 29).

Pour la mise en œuvre par malaxage, on procède au malaxage (2mn) à sec de la chènevotte pour séparer les particules. On rajoute de l'eau pour un pré-mouillage de la chènevotte (malaxage 5 min) afin de neutraliser son fort pouvoir absorbant et d'améliorer la prise du liant. Puis, on rajoute le liant à base de chaux (malaxage 2 mn pour homogénéiser) et

enfin l'eau de gâchage pour l'hydratation de la chaux hydraulique (hydratation du liant et amorce de la prise) (Cérézo 2005) (Figure 29).

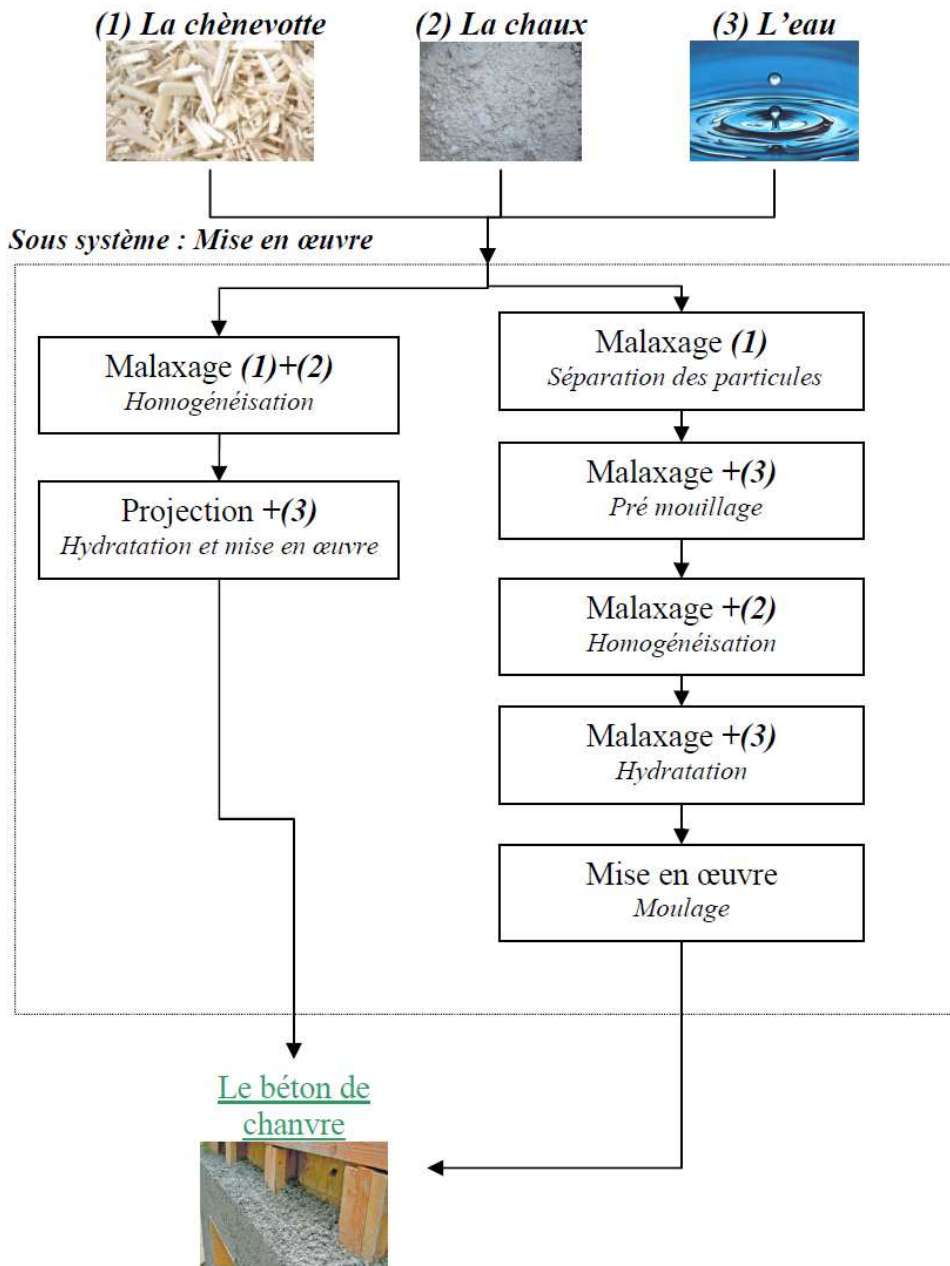


Figure 29 : La mise en œuvre du béton de chanvre

III.2.2.3 La vie en service et les caractéristiques du béton de chanvre

Dans les ACV du matériau de chanvre-chaux, l'hypothèse d'une durée de vie typique de 100 ans a été retenue par Boutin et al (2006) et Ip (2012). Pendant cette durée de vie Pretot et al (2014) font l'hypothèse que l'enduit extérieur du béton de chanvre est renouvelé deux fois, tandis que l'enduit intérieur est renouvelé une fois. Parmi les ACV ou de caractérisation du matériau chanvre-chaux déjà réalisées, nous n'avons pas trouvé de référence sur le vieillissement du matériau, ou sur le changement de ses caractéristiques avec le temps. Cependant, nous avons trouvé des liens entre les différentes caractéristiques physiques, thermiques, hydriques et les méthodes de mise en œuvre du matériau. Nous résumons dans ce qui suit ces différentes propriétés du matériau de chanvre-chaux utilisé comme isolation thermique dans le bâtiment.

La masse volumique du matériau

Comme vue précédemment, différentes formulations et procédés de mise en œuvre du béton de chanvre existent. La masse volumique d'un béton de chanvre d'une même formulation est très variable. Pour le béton de chanvre projeté, les travaux de Elfordy et al (2008) ont montré que la masse volumique est fonction de la distance de projection et peut varier entre 417 et 551 kg.m⁻³. Pour le chanvre malaxé, la masse volumique peut varier entre 348 à 476 kg.m⁻³ (Cérézo 2005). Lors de la vie en service, cette masse volumique varie également avec la teneur en eau de l'environnement du matériau.

La porosité

Le matériau chanvre-chaux est un matériau très poreux où trois types de pores peuvent coexister (Evrard & Herde 2010) : (i) méso porosité autour de 0,1-1 µm : présent dans la matrice, la chaux (ii) microporosité autour de 10 µm : présent dans la chènevotte (iii) macroporosité autour de 1 à 10 mm : présent dans l'assemblage, l'air au niveau de l'interconnexion des chènevottes et du liant. La porosité totale du matériau chanvre-chaux est de l'ordre de 65-70 % (Evrard 2008; Collet et al. 2008).

La conductivité thermique

C'est l'une des propriétés les plus importantes du béton de chanvre. Elle représente le caractère d'isolation thermique du matériau, car elle caractérise la quantité de flux de chaleur transmis pour 1 m d'épaisseur de matériaux de 1 m² pour une différence de température de 1°K. Elfordy et al.(2008) rapportent une variation importante de 0,179-0,542 W.m⁻¹.K⁻¹ pour le béton obtenu par projection. Pour le béton de chanvre malaxé cette variation est plus faible, Cérézo (2005) rapporte une variation similaire de 0,06-0,19 W.m⁻¹.K⁻¹ pour un matériau de masse volumique variant entre 400 à 700 kg.m⁻³.

La chaleur spécifique

Cette propriété représente la quantité d'énergie nécessaire pour réchauffer un kilogramme de matériau à 1°K. Evrard (2008, 2006) rapporte une chaleur spécifique de l'ordre de 1560 ± 30 pour la formulation mur. La chaleur spécifique du matériau de chanvre est de l'ordre de 1000 pour un béton de 413 kg.m⁻³ selon Le (2010). Tandis que Pierre et Colinart (2011) rapportent une chaleur spécifique très variable de l'ordre de 851 à 2500 J.kg⁻¹.K⁻¹ pour le béton de chanvre projeté.

La diffusivité hydrique

La diffusivité hydrique est une analogie à la diffusivité de chaleur, il mesure la capacité de diffusion de liquide du matériau par rapport à un gradient de teneur en eau (respectivement d'humidité relative). Evrard (2006) rapporte une diffusivité de l'ordre de 8.10^{-8} à $2.10^{-10} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ pour un béton de chanvre de densité de 480 kg.m^{-3}

La perméabilité à la vapeur

Ce paramètre représente la masse de vapeur d'eau qui pénètre un mètre d'épaisseur de matériaux (1 m^2) pendant une seconde pour une pression de 1 Pa. Elle peut être calculée à partir de la perméabilité à la vapeur d'eau de l'air et du nombre de résistances à la vapeur qui définit la perméabilité du matériau étudié par rapport à l'air. Ce paramètre doit toujours être inférieur à celui de l'air pour un matériau solide. Sa valeur pour le béton de chanvre est très variable dans la littérature, elle va de $1,55 \cdot 10^{-11}$ à $7,69 \cdot 10^{-11} \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$ (Evrard et al. 2006; Evrard 2008; Tran Le et al. 2010).

Nous remarquons que les différentes propriétés du matériau sont très variables lors de sa vie en service, car elles peuvent varier avec l'environnement dans lequel se trouve le matériau et plus précisément avec l'humidité environnante.

III.2.2.4 La fin de vie du béton de chanvre

Actuellement, il n'existe pas de scénario spécifique de fin de vie du béton de chanvre. Des scénarii classiques, tels que la mise en décharge ont été considérés dans les études de Pretot et al (2014). Des scénarii d'incinération pourraient être aussi envisagés pour le cas du matériau chanvre-chaux.

La partie qui suit, présente une revue des ACV déjà effectuées sur le chanvre.

III.2.3 Revue sur l'ACV du chanvre

La revue des ACV qui concerne le chanvre et ses produits dérivés a montré qu'il existe deux grands groupes d'études. Des études, du berceau à la tombe, qui prennent en compte l'ensemble des sous-systèmes du cycle de vie appelés encore étude « cradle to grave », des études, du berceau à la porte « cradle to gate », qui ne considèrent que quelques sous-systèmes du cycle de vie. Dans cette revue succincte, nous verrons les points qui concernent la définition des objectifs, les approches utilisées dans les inventaires et les méthodes de caractérisation utilisées, ainsi que les catégories d'impact choisies. Nous verrons par la suite les choix et hypothèses pris en compte dans ces ACV.

III.2.3.1 Définition des objectifs et du champ d'étude

Pour cette première phase de l'ACV, nous avons pu voir que le choix de l'UF dépendait de l'objectif de l'étude et des limites du système considérées. Pour les études du berceau à la tombe, l'UF est choisie afin de représenter la fonction qu'assure le produit. Pour les études du matériau dans le bâtiment, cela représente par exemple le m^2 de mur porteur ayant une caractéristique thermique définie (Boutin et al. 2006; Pretot et al. 2014; Ip & Miller 2012). Pour l'ACV du biocarburant à base de chanvre, l'UF choisie est basée sur le service fourni, par exemple, pour l'étude de González-García et al.(2012) le nombre de km parcouru par une voiture avec un plein de carburant conventionnel est utilisé comme référence. Pour les études du berceau à la porte, les UF sont basées sur la quantité de produits exemple pour l'étude de (van der Werf & Turunen 2008) la production de 100 kg de fil textile.

Pour les limites prise en compte, la plupart des études considèrent les processus de production en arrière-plan des intrants des différents sous-systèmes (Tableau 14).

Pour le choix de la méthode d'allocation des impacts, deux méthodes d'allocation par partition ont été principalement utilisées. La méthode d'allocations massique répartit les impacts suivant les masses des différents coproduits. La méthode d'allocations économique, appliquée et préférée par van der Werf et Turunen (2008) et González-García et al. (2012), du fait qu'elle prenne en compte les différences de prix entre les coproduits, et jugée comme présentant mieux la réalité. Les deux approches ont été utilisées dans un objectif d'analyse de sensibilité comme le mentionne la norme (Iso 2006a) dans l'étude de Boutin (2006) et González-García et al. (2012). Parmi les études recensées, aucune n'a eu recours à d'autres méthodes d'allocation telle que la substitution des impacts.

III.2.3.2 L'inventaire de cycle de vie

Pour la phase de l'inventaire, les différents auteurs ont procédé à différentes approches. Pour les flux d'inventaires des valeurs de la littérature ont été utilisées par exemple par (González-García et al. 2012). Des données d'études similaires ou provenant de rapports concernant une partie du cycle de vie ont été utilisées des modèles d'inventaire simplifiés ont été utilisés pour la quantification des émissions (Boutin et al. 2006). Mais dans la majorité des études, l'utilisation d'une base de données est souvent choisie. La plupart des auteurs ont eu recours à la base de données ecoinvent© (Pretot et al. 2014) comme nous pouvons le voir dans la synthèse présentée dans le Tableau 14.

III.2.3.3 La phase de caractérisation des impacts

Pour la phase de caractérisation, nous avons remarqué la tendance à choisir certaines catégories d'impact à savoir : la *consommation d'énergie*, *l'épuisement de ressources*, *le changement climatique*, *le potentiel d'acidification*, *le potentiel d'eutrophisation*, *la formation d'ozone photochimique*. Ces tendances peuvent être conditionnées par des normes spécifiques qui décrivent le choix des catégories à appliquer lors de l'ACV. Tel est le cas de la norme NF P01-010 qui décrit les catégories d'impact à prendre en compte et les indicateurs correspondants à utiliser lors de l'étude de matériau de construction. Nous avons également remarqué une préférence pour la méthode de caractérisation CML IA, souvent combinée avec un indicateur énergie, soit celui de la méthode CED, soit celui de la prise en compte des énergies non renouvelables comme présentée dans le Tableau 14.

Tableau 14 : Synthèse de quelques études ACV du chanvre, comprenant la définition des objectifs, les méthodes de caractérisation, les catégories et indicateurs d'impact.

Objectifs	ACV de :				
	la fibre de chanvre	matériaux du chanvre	la chènevotte pour biocarburant	matériau du chanvre	matériau du chanvre
Sous-systèmes pris en compte	Production des intrants Transformation primaire	Production des intrants Transformation primaire Mise en œuvre	Production des intrants Transformation primaire Transformation en biocarburant	Production des intrants Transformation primaire Mise en œuvre Utilisation Fin de vie (transport vers la décharge)	Production des intrants Transformation primaire Mise en œuvre
Unité fonctionnelle	100 kg de fil textile de chanvre	1m2 de paroi en béton de chanvre d'une résistance thermique de 2,36 m2.K.W-1 avec une structure en bois pour un an	Distance parcourue par le véhicule avec un plein utilisant le carburant classique.	1m2 de paroi en béton de chanvre d'une résistance thermique de 2,78 m2.K.W-1 avec une structure en bois	1m2 de paroi en béton de chanvre de 300 mm d'épaisseur avec une structure en bois avec une durée de vie de 100 ans.
Inventaires	Base de données BUWAL	Modèle Base de données Ecoinvent©	Donnée littérature	Donnée littérature Base de données Ecoinvent©	Donnée Littérature Base de données Ecoinvent©
Références	(Turunen & van der Werf 2006)	(Boutin et al. 2006)	(González-García et al. 2012)	(Pretot et al. 2014)	(Ip & Miller 2012)
Catégories d'impact:					
La consommation d'énergie primaire exprimée en (GJ) / (MJ)	Energie non renouvelable	Energie non renouvelable	-	CED	-
La consommation d'eau en (m3)	Flux d'inventaire		-	Flux	-
Epuisement de ressources abiotique en (kg Sb eq)	-	CML	CML	CML	-
La production de déchets en (Tonne)/(kg)	-	CML	-	-	-
Le potentiel de réchauffement climatique 100 ans (kg CO2 eq)	IPCC (1996)	CML	CML	CML	IPCC
Le potentiel d'acidification (kg SO2 eq)	CML	CML	CML	CML	-
Le potentiel d'eutrophisation (kg PO43-	CML	-	CML	CML	-

<i>eq)</i>					
<i>Le potentiel d'éco-toxicité (pdf.m2.ans)</i>	-	-	-	-	-
<i>Le potentiel de toxicité humaine en (daly) / (kg 1,4-DCB eq)</i>	-	-	-	-	-
<i>Le potentiel de formation d'ozone photochimique (kg C2H4 eq)</i>	-	CML	CML	CML	-
<i>Le potentiel de déplétion de l'ozone (kg CFC-11 eq)</i>	-	CML	-	-	-
<i>Occupation du sol (m2.ans)</i>	Surface	-	-	-	-
<i>La quantité de pesticide utilisé (kg)</i>	Flux d'inventaire	-	-	-	-
<i>pollution de l'air (m3)</i>	-	Volume critique	-	Volume critique	-
<i>pollution de l'eau (m3)</i>	-	Volume critique	-	Volume critique	-

III.3 ACV/AS de la production du chanvre : acteur agricole

III.3.1 Introduction

L'étude de ce premier sous-système a fait l'objet d'un article accepté à International Journal of Industrial Ecology (DOI : 10.1111/jiec.12228) présenté dans la partie 0III.3.3. Nous détaillerons avant, les points qui ne figurent pas dans l'article ou qui sont présentés différemment.

Il faut noter qu'il existe quelques différences entre le présent manuscrit et l'article. Celui-ci ayant été rédigé antérieurement, nous avons amélioré la description méthodologique pour la version de ce manuscrit de thèse.

- La première différence se situe dans le synoptique de mise en œuvre de la méthodologie présentée dans la Figure 17 du Chapitre II **Proposition de** la méthodologie d'éco-conception et celle de l'article (III.3.3). Dans la version plus récente du manuscrit, nous avons jugé utile de dissocier les étapes description du système et choix des modèles et données d'inventaire. Elles sont regroupées à l'étape I dans la nouvelle présentation de la méthode qui suit. Par rapport à l'article, nous avons, dans le manuscrit, regroupé les deux méthodes d'AS dans une seule étape IV et nous avons rajouté une cinquième étape d'interprétation.
- La deuxième différence se trouve aussi dans la représentation des résultats d'analyse de sensibilité de Morris. Dans l'article, nous avons choisi d'utiliser les graphiques (σ, μ^*) et (σ, μ) , mais pour faciliter l'interprétation (et avoir plus d'information sur la relation entre les sorties et les paramètres d'entrée) nous avons choisi finalement dans le manuscrit de représenter (σ, μ^*) et (μ, μ^*) (présenté dans II.6.1.1 **Les indices de Morris**). Cette dernière représentation ne figurant pas dans l'article, nous l'avons ajoutée dans le présent manuscrit.

III.3.2 Détails additionnels concernant la modélisation

Les différents processus en premier-plan du sous-système agricole et les différents processus en arrière-plan que nous avons considérés lors de l'étude de ce sous-système sont présentés dans la Figure 2 de l'article (III.3.3).

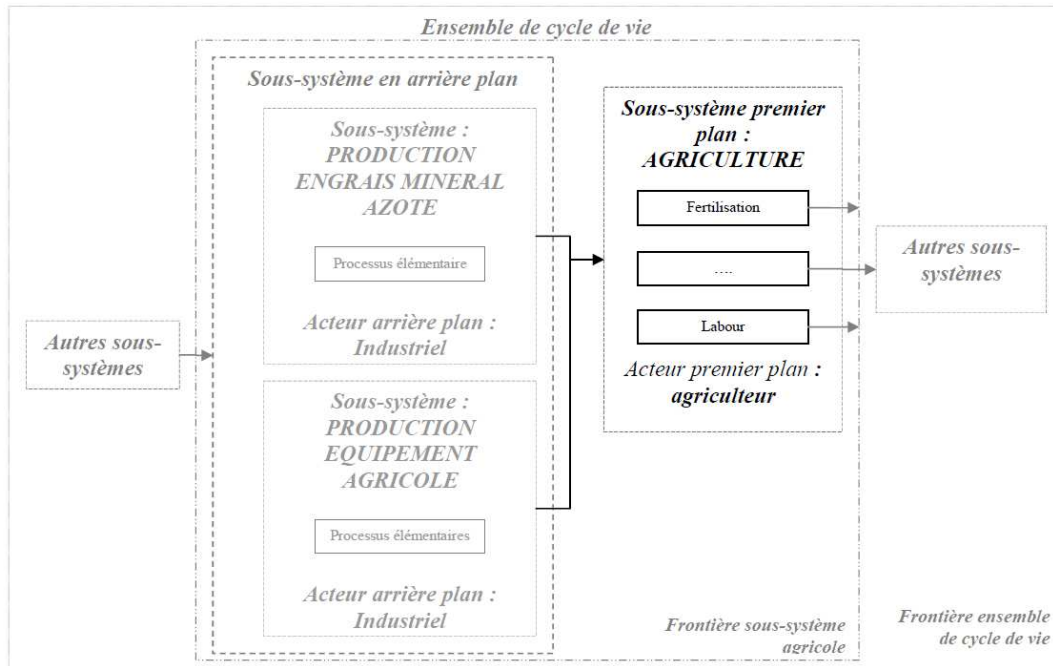


Figure 30 Processus en premier-plan « foreground » et en arrière-plan « background » pour le sous-système Agriculture

Nous donnons ci-dessous quelques compléments d'information sur la modélisation.

Les deux modes de culture battue et non battue ont été pris en compte en considérant une variable qualitative (code) qui permet de générer aléatoirement un des deux modes. L'itinéraire technique (voir Figure 27, page 101) dépendra de cette variable. De plus, dans le cas d'une culture battue, nous avons deux procédés supplémentaires concernant la production des graines de chanvre : la récolte et leur transport. Enfin, dans le cas de la culture battue, on obtient deux produits (paille et graine de chanvre), et il y a donc une modélisation de l'allocation qui sera conditionnée par le choix du mode de culture comme on peut le voir dans la Figure 31. Les détails de calculs des coefficients d'allocation pour la partition massique sont donnés par les équations (78) et pour la partition économique sont donnés par les équations (79).

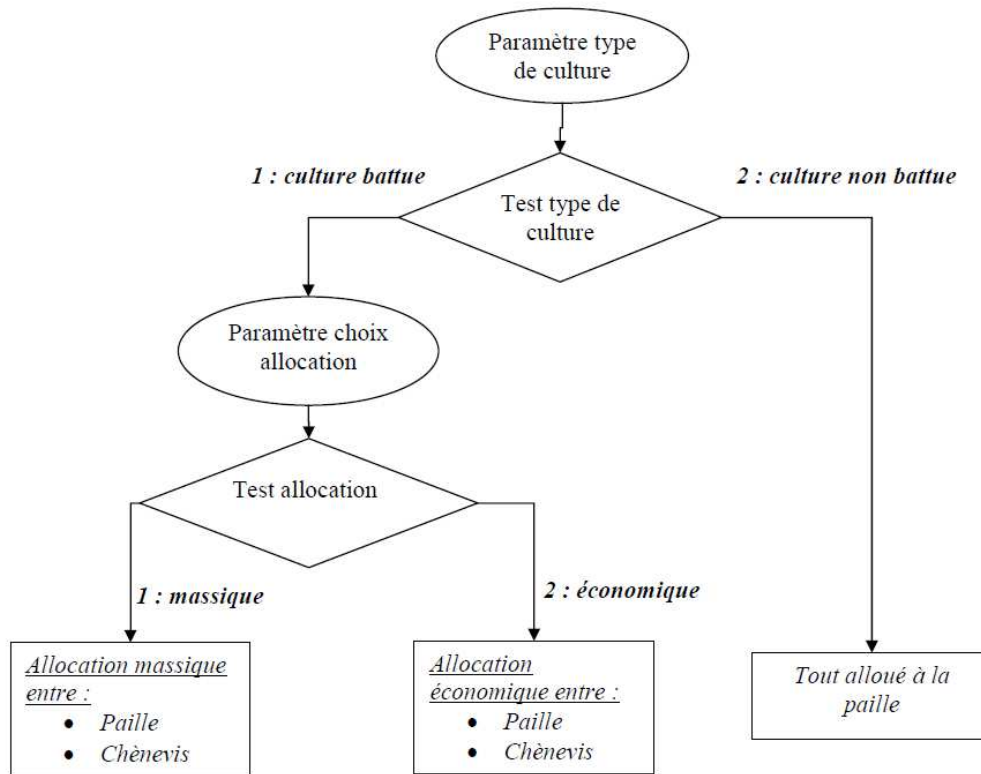


Figure 31 : organigramme du processus d'allocation des impacts du sous-système agriculture

Les coefficients d'allocation par partition massique de la paille et de la graine de chanvre pour le sous-système agricole

$$C_{paille} = \frac{m_{paille}}{m_{paille} + m_{graine}} \quad (78)$$

$$C_{graine} = 1 - C_{paille}$$

C_{paille} , C_{graine} : coefficient d'allocation massique ou économique de la paille et des graines de chanvre (sans unité)

m_{paille} , m_{graine} : masse de la paille et de la graine [kg]

Les coefficients d'allocation par partition économique de la paille et de la graine de chanvre pour le sous-système agricole

$$C_{paille} = \frac{p_{paille} m_{paille}}{p_{paille} m_{paille} + p_{graine} m_{graine}} \quad (79)$$

$$C_{graine} = 1 - C_{paille}$$

p_{paille} , p_{graine} : prix de la paille et de la graine [€] au [kg]

Pour la modélisation du sous-système agricole, nous avons utilisé des modèles imbriqués pour les émissions directes au champ. L'article détaille les équations, la Figure 32

présente la synoptique d'articulation des modèles entre eux pour le cas des émissions en protoxyde d'azote N_2O . Le calcul des émissions en NO_x est relié aux valeurs d'émissions du protoxyde d'azote.

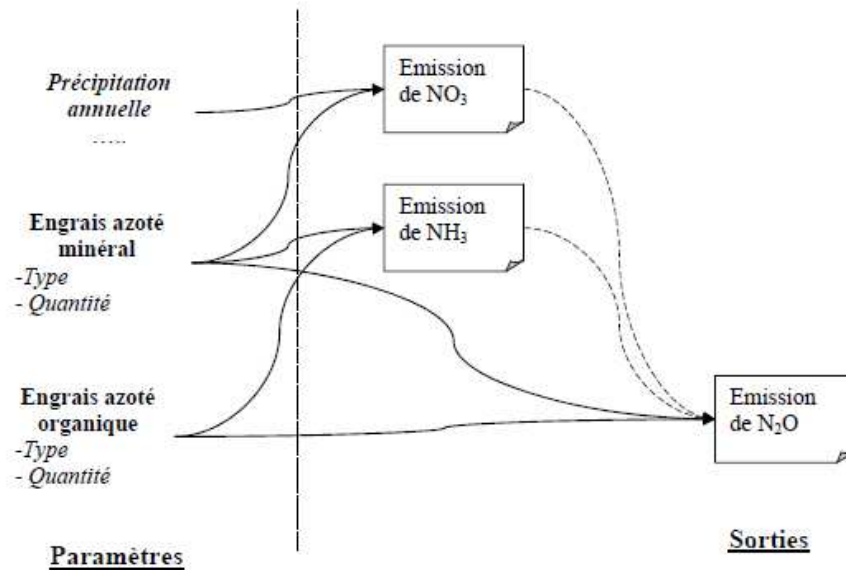


Figure 32 : synoptique du modèle imbriqué de calcul des émissions de protoxyde d'azote (N_2O)

Pour les données d'arrière-plan, nous avons utilisé les données de la base de données d'inventaires ecoinvent© (Frischknecht et al. 2005). La liste des sources de données des processus utilisés pour notre cas d'étude est présentée dans le Tableau 15 et leurs caractéristiques dans le Tableau 16.

Tableau 15 : Les données d'inventaires des différents processus ou de produit utilisé, base de données ECOINVENT

Numéro	Nom des données	Caractéristiques	sous-système utilisant les données
1	Calcium ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	Matériel	Agriculture
2	Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	Matériel	Agriculture
3	Urea, as N, at regional storehouse/RER U	Matériel	Agriculture
4	Lime, from carbonation, at regional storehouse/CH U	Matériel	Agriculture Transformation
5	Dolomite, at plant/RER U	Matériel	Agriculture Transformation
6	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	Matériel	Agriculture Transformation
7	Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U	Energie	Agriculture Transformation
8	Triple superphosphate, as P_2O_5 , at regional storehouse/RER U	Matériel	Agriculture
9	Potassium sulphate, as K_2O , at regional storehouse/RER U	Matériel	Agriculture
10	Propane/ butane, at refinery/RER U	Energie	Transformation
11	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	Matériel	Transformation
12	Polyester resin, unsaturated, at plant/RER U	Matériel	Transformation

13	<i>Tap water, at user/RER U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Agriculture Transformation</i>
14	<i>Lime, hydraulic, at plant/CH U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Transformation</i>
15	<i>Wood pellets, u=10%, at storehouse/RER U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Transformation</i>
	<i>Transport, tractor and trailer/CH U</i>	<i>Processus</i>	<i>Agriculture Transformation</i>
17	<i>Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U</i>	<i>Processus</i>	<i>Agriculture Transformation</i>
18	<i>Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/FR U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
19	<i>Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/DE U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
20	<i>Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/UCTE U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
21	<i>Electricity, hydropower, at power plant/FR U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
22	<i>Electricity, hydropower, at power plant/DE U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
23	<i>Electricity, hard coal, at power plant/FR U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
24	<i>Electricity, hard coal, at power plant/DE U</i>	<i>Energie</i>	<i>Transformation Vie en service</i>
25	<i>Extrusion, plastic film/RER U</i>	<i>Processus</i>	<i>Transformation</i>
26	<i>Tractor, production/CH/I U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Agriculture</i>
27	<i>Agricultural machinery, general, production/CH/I U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Agriculture</i>
28	<i>Agricultural machinery, tillage, production/CH/I U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Agriculture</i>
29	<i>Harvester, production/CH/I U</i>	<i>Matériel</i>	<i>Agriculture</i>

Tableau 16 : Les données ecoinvent © pour les sous-systèmes et processus en arrière-plan

<i>Les intrants correspondants</i>	<i>Nom des données ecoinvent©</i>	<i>Caractéristiques des données</i>	<i>Remarques dans ecoinvent©</i>
<i>Les engrais azotés</i>	<i>Calcium ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U</i>	<i>Production de 1kg de N, respectivement 3,77 kg de CAN avec une contenance en N de 26,5%</i>	<i>Production de CAN à partir de l'ammoniaque, acide nitrique et de la dolomite. (Incluent les transports de ces matières premières, des produits intermédiaires et du produit vers le stockage. Production et traitement des déchets du catalyseur, emballage non pris en compte. Infrastructure prise en compte à partir de donnée généralisée) ⁽ⁱ⁾.</i>
	<i>Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U</i>	<i>Production de 1 kg de N, respectivement de 2,86 kg d'ammonium nitrate avec une contenance en azote de 35% de formule NH₄NO₃.</i>	<i>Production de l'engrais à partir de l'ammoniaque et de l'acide nitrique. Idem⁽ⁱ⁾.</i>
	<i>Urea, as N, at regional storehouse/RER U</i>	<i>Production de 1kg de N, respectivement 3,13 kg d'urée ammonium nitrate avec une contenance en N de 32% de formule NH₄NO₃+CO(NH₂)₂</i>	<i>Production de l'engrais à partir de l'ammoniaque et de l'acide nitrique. Captage de CO₂ de 733 kg/tonne d'urée non pris en compte. Idem⁽ⁱ⁾.</i>
<i>La chaux utilisée pour les opérations de chaulage</i>	<i>Lime, from carbonation, at regional storehouse/CH U</i>	<i>Production de 1kg de CaCO₃. Coproduit de la fabrication du sucre. Pas de processus supplémentaire pour son utilisation dans l'agriculture. Formule CaCO₃</i>	<i>Le processus de transport de l'usine de production vers l'espace de stockage est pris en compte. La production des infrastructures est prise en compte.</i>
	<i>Dolomite, at plant/RER U</i>	<i>Production de 1kg de dolomite (broyé).</i>	<i>Les données contiennent une incertitude élevée, car des données de processus de fabrication manquante.</i>
	<i>Lime, hydrated, packed, at plant/CH U</i>	<i>Production de 1kg de Chaux hydroxyde de formule Ca(OH)₂</i>	<i>Prends en compte l'emballage, la production et une part de l'énergie de chauffage totale nécessaire pour la production et l'administration.</i>
<i>L'engrais phosphaté</i>	<i>Triple superphosphate, as P₂O₅, at regional storehouse/RER U</i>	<i>Production de 1kg de P₂O₅, respectivement de 2,08 de triple superphosphate avec une contenance en P₂O₅ de 48%. De formule Ca(H₂PO₄)₂.</i>	<i>Production de l'engrais à partir de l'acide phosphorique et de roche de phosphate. Idem⁽ⁱ⁾.</i>
<i>L'engrais potassique</i>	<i>Potassium sulphate, as K₂O, at regional storehouse/RER U</i>	<i>Production de 1kg de K₂O, respectivement de 2kg de potassium sulfate avec une contenance en K₂O de 50%.</i>	<i>Production de potassium de sulfate à partir de chlorure de potassium et d'acide sulfurique. Idem⁽ⁱ⁾.</i>
<i>Le diesel pour les différentes opérations agricoles</i>	<i>Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U</i>	<i>Production de 1 kg de diesel, au consommateur final comprenant tous les transports.</i>	<i>Transport des produits de la raffinerie vers l'utilisateur finale. Stockage du diesel. Prends en compte les émissions d'évaporation et ceux provenant des traitements des effluents. Excluent les émissions des lavages des engins et des stations. Prise en compte de l'infrastructure globale.</i>
<i>Les transports des intrants et des produits de l'agriculture</i>	<i>Transport, tractor and trailer/CH U</i>	<i>Transport de 1tonne de produits pour un kilomètre.</i>	<i>Considération de la consommation de carburant et de la quantité de machines et des entretiens. Engin considéré : 2 roues motrices avec une capacité de 8t. (vitesse moyenne à charge 15 km.h⁻¹ à vide 25 km.h⁻¹)</i>

	<i>Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U</i>	<i>Transport de 1 tkm.</i>	<i>Considération de la consommation de carburant, les émissions d'échappement, les PM et les métaux lourds. Les PM comprennent les émissions d'échappement et les abrasions. Comprends aussi les émissions de métaux lourds dans le sol et dans l'eau.</i>
	<i>Tractor, production/CH/I U</i>	<i>Production (et vie en service) de 1kg de tracteur. Prise en compte ici un tracteur de 3000 kg avec une durée de vie de 7000 h.</i>	<i>Prise en compte de la production, maintenance et réparation et la mise en décharge. Les processus suivant n'ont pas été pris en compte : la consommation de carburant, les émissions lors de l'utilisation, les infrastructures lors des opérations de maintenance. Prise en compte des routes avec les processus de transport de l'usine de production à la ferme. ⁽ⁱⁱ⁾.</i>
<i>La production des engins agricoles utilisés dans le sous-système agricole</i>	<i>Agricultural machinery, general, production/CH/I U</i>	<i>Production (et vie en service) de 1kg d'outillages agricoles généraux. Prise en compte ici : une moyenne globale des outillages classiques (Ex : semoir, épandeur,...) machine de 1000 kg d'une durée de vie de 1000 heures.</i>	<i>Idem ⁽ⁱⁱ⁾.</i>
	<i>Agricultural machinery, tillage, production/CH/I U</i>	<i>Production (et vie en service) de 1 kg de machine d'opération agricole lourd. Prise en compte d'une moyenne de machine (Ex : Charrue, roller) de 800 kg avec une durée de vie de 800 heures.</i>	<i>Idem ⁽ⁱⁱ⁾.</i>
	<i>Harvester, production/CH/I U</i>	<i>Production et vie en service de 1kg de moissonneuse batteuse. Calcul basé sur une machine de 10 000kg, avec une durée de vie de 1 300 heures.</i>	<i>Idem ⁽ⁱⁱ⁾.</i>

III.3.3 Discussion sur l'étude du sous système agricole du chanvre

Lors de l'application de la méthode développée au sous-système agricole du chanvre, celle-ci a permis d'identifier des influences significatives des paramètres technologiques sur les différentes catégories d'impacts :

- de l'ordre de 25 % sur les catégories d'impact *changement climatique* et *consommation d'énergie non renouvelable* ;
- entre 60 et 81% sur les catégories d'impact *acidification*, *toxicité humaine* et *écotoxicité* ;
- de l'ordre de 50% (individuellement et en interactions) sur la catégorie d'impact *occupation du sol*.

Ces résultats montrent la potentialité de réduction de ces impacts en considérant des changements ou modifications technologiques directement contrôlés par l'acteur agricole.

L'analyse des résultats sur les paramètres considérés individuellement permet d'identifier plus précisément les leviers d'action suivants. Nous avons identifié des paramètres qui sont liés aux engins agricoles utilisés dans des différentes opérations de cultures, à savoir *l'âge* et *la puissance* de l'engin utilisé. Ces paramètres influent principalement sur la toxicité humaine et l'écotoxicité ainsi que sur la consommation d'énergie. Des paramètres liés au mode de conduite de l'engin tels que la *vitesse* et *le régime moteur* ont été identifiés comme étant moyennement influents sur ces mêmes catégories d'impact. Une optimisation de ces paramètres permettrait de réduire significativement la consommation de carburant (énergie) et des impacts toxicité humaine et écotoxicité. Cette action peut se faire à travers un choix optimal de l'âge de l'engin (*en fonction du taux d'utilisation de l'engin*), une puissance adaptée à l'opération agricole à effectuer et une conduite optimale de l'engin (*en fonction de la vitesse d'avancement*). Ce résultat rejoint la recommandation plus globale de van der Werf (2004) que la réduction des opérations lourdes comme le labour est une piste permettant de réduire la consommation d'énergie, l'acidification et le changement climatique, à la condition que cela n'affecte pas la qualité et la quantité du produit.

Dans le cas de la culture du chanvre, *le mode de culture, battue ou non battue*, est également l'un des facteurs influents identifié. Cette influence est à la fois individuelle et en interaction. Cette influence totale sur la variance est de 48% *sur l'occupation du sol*, 25% sur le *changement climatique* et *la demande d'énergie* et de 10% *sur l'eutrophisation*. Ce paramètre régit les opérations agricoles présentes dans l'itinéraire technique mais aussi les produits obtenus. Le choix du *mode de culture battue* conduit à la production simultanée de paille et de graines, donc un rendement en paille moindre ainsi qu'une modélisation nécessaire de l'allocation des impacts entre ces deux produits. La répartition des impacts entre ces deux produits génère une diminution nette des impacts alloués au produit de l'étude, la paille, quelle que soit la *méthode d'allocation* choisie. La *méthode d'allocation par partition économique* semble néanmoins plus bénéfique pour la paille du fait que les graines de chanvre présentent une valeur économique unitaire plus élevée. L'influence et la fluctuation des prix, n'a pas été trouvée significative sur les résultats. Cependant, nous avons considéré une gamme de prix unitaires existante, mais pas de scénario économique où la demande en paille, et donc son prix, augmenteraient fortement. Il serait intéressant d'intégrer la modélisation de l'allocation par expansion de système (ou expansion fonctionnelle) en utilisant des données économiques, pour avoir une vision complète des choix méthodologiques. Nous pouvons également souligner que le *mode de culture non battue*, exclusivement dédiée à la production de paille, aurait peut être produit un matériau de meilleure qualité mécanique, à dire

d'experts. Le résultat mériterait donc d'être approfondi si les données de caractérisation des matériaux et de l'influence de leurs caractéristiques mécaniques sur leurs performances thermiques, étaient disponibles de façon différenciée pour les deux types de cultures ainsi que pour les cultivars utilisés.

L'autre aspect influent identifié, concerne les caractéristiques des fertilisants. Dans leur étude de cycle de vie de l'agriculture du chanvre et de ses produits dérivés, Boutin et al. (2006) ont trouvé que la fertilisation est le processus majoritairement responsable des impacts d'acidification (90%), de changement climatique (70%), et de la demande en énergie non renouvelable (52%). Nous avons identifié dans notre cas d'étude l'influence des caractéristiques *quantités* et *type de fertilisant minéral azoté* comme étant influents sur la variabilité de certains des indicateurs. La *quantité en fertilisant minéral* induit une variance totale de 20% sur l'eutrophisation, de 15% sur le changement climatique et de 10% sur l'acidification. Tandis que *le type* induit une influence de 46% sur l'acidification et de 3% sur le changement climatique. Optimiser la *quantité de fertilisant* appliquée permettrait donc une diminution de l'eutrophisation et du changement climatique, tandis qu'agir sur le choix du *type d'engrais minéral* utilisé influencerait énormément sur l'acidification. Mais l'optimisation de la quantité d'engrais doit être effectuée sans influence significative sur le rendement. Brentrup et al. (2004) montrent par exemple pour le cas du blé, un seuil maximal de rendement de la paille et des graines pour un apport d'azote allant de 144 à 288 kg.ha⁻¹, et une diminution du rendement de moitié pour un apport de 48 kg.ha⁻¹. Dans le cas du chanvre le seuil de rendement est atteint à partir d'un apport azoté de 110 kg.ha⁻¹ (Bouloc 2006). La prise en compte de l'effet de l'environnement (*température, disponibilité d'eau, type de sol*) sur les facteurs d'émissions directes liés aux épandages des engrais est une autre piste possible pour améliorer les performances environnementales, par l'orientation du choix du *type d'engrais* à utiliser en fonction de l'environnement d'application.

Dans notre cas d'étude, la substitution de *l'engrais minéral* avec de *l'engrais organique* (lisier ou fumier allant de 1 à 50%) n'a pas eu d'effet significatif sur les indicateurs choisis. *A priori* ce résultat est surprenant, du fait que l'utilisation d'engrais organiques (fumier ou lisier) est communément supposée réduire les effets sur l'environnement, par l'évitement des impacts liés à la production et au transport des engrais minéraux. Ce résultat va dans le même sens que les résultats de van der Werf (2004) sur la culture de chanvre où globalement la substitution des engrais minéraux par du lisier de porc présente un impact négatif sur certains indicateurs. L'auteur a montré que cette substitution permet une amélioration notamment des impacts sur le changement climatique et la demande en énergie, tandis qu'elle augmente largement ceux de l'eutrophisation, l'acidification et l'écotoxicité terrestre (considération des émissions de métaux lourds uniquement), du fait des émissions directes au champ. Ainsi, globalement, la substitution des engrais minéraux par des engrais organiques (lisier et fumier dans notre cas) n'a qu'un effet mineur sur les différentes catégories d'impact considérées, elle induit un transfert entre catégories d'impact (du changement climatique et de l'énergie vers l'eutrophisation, l'acidification et l'écotoxicité terrestre) et entre étape du cycle de vie (des étapes production et transport vers l'étape d'utilisation de l'engrais). La considération des émissions liées aux engrais organiques, de leur sortie de la ferme jusqu'à leur utilisation, non prises en compte, peut même augmenter les impacts associés à leur application. Dans cette optique, il serait intéressant d'inclure, dans le modèle production agricole, l'effet de pratiques visant à minimiser les impacts des engrais lors de l'épandage (par exemple le choix d'une période d'épandage adaptée), le respect de bandes enherbées en bordure de champs, certaines variantes de procédés d'épandage...

Enfin, nous avons identifié une influence non négligeable d'un paramètre de type environnemental : *le rendement de paille*. Son influence globale sur la variabilité des

indicateurs concernés est de 31% pour l'occupation de sol de 20% sur la demande en énergie et le changement climatique, et de 10% sur l'eutrophisation. Ce paramètre intervient directement dans les calculs des coefficients d'allocation des impacts pour les deux produits paille et graine. Différents facteurs limitants peuvent influencer le rendement et éventuellement la qualité de la paille tels que le *type de cultivar*, la *disponibilité en eau*, le *cycle de culture*, la *disponibilité en minéraux* (FNPC). Comme le montre l'étude de Bennett et al. (2006) des paramètres choisis lors de l'agriculture tels que *la quantité de semence par hectare*, *le type de semence*, et *la date de récolte*, peuvent modifier énormément le rendement et la qualité des fibres et de la chènevotte. Bennett et al. (2006) ont pu identifier par exemple que (pour la localisation étudiée), une récolte de la paille au début de la floraison optimise le rendement de la fibre. En suivant cette recommandation, une *culture non battue* serait donc à conseiller. Une prise en compte de l'ensemble de ces paramètres peut aider à optimiser la quantité (et éventuellement la qualité) de la paille et des graines de chanvre produites.

Nous avons également identifié l'influence sensible du *facteur d'émission directe de N₂O* sur la variabilité de la catégorie d'impact changement climatique. Sa variabilité importante découle de l'incertitude du facteur d'émission du modèle générique utilisé. La prise en compte des influences des facteurs environnementaux (*le type de sol*, *le pH*, *la teneur en argile*, *la présence d'eau*) sur les facteurs d'émissions directs permettrait de mieux cibler les sources de ces incertitudes et de les transférer à d'autres types de paramètres plus contrôlables indirectement (environnementaux), ou directement (technologiques).

III.3.4 Sensitivity analysis of environmental process modeling in a life cycle context - a case study of hemp crop production.

Andrianandraina^{1,2,5,*}, Anne Ventura², Tristan Senga Kiese², Bogdan Cazacliu^{1,2}, Rachida, Idir⁴, Hayo M. G. van der Werf³

* Corresponding author

Email: andy.andrianandraina@ifsttar.fr

1 IFSTTAR – Nantes, Route de Bouayé CS4 44344 Bouguenais Cedex, France

2 LUNAM, University of Nantes, GeM laboratory, chaire of civil engineering and eco-construction

3 INRA, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS, F-35000 Rennes cedex France

4 Laboratoire éco-matériaux, CETE Ile de France

5 ADEME, French Environment and Energy management Agency, Angers Cedex, France

Abstract

The aim of this paper is to develop a methodological approach allowing to assess the influence of parameters of one or more elementary processes in the foreground system, on the outcomes of a Life Cycle Assessment (LCA) study. From this perspective, the method must be able to: (i) include foreground process modeling in order to avoid the assumption of proportionality between inventory data and reference flows; (ii) quantify influences of foreground processes' parameters (and possibly interactions between parameters) (iii) identify trends (either increasing or decreasing) for each parameter on each indicator in order to determine the most favorable direction for parametric variation. These objectives can be reached by combining foreground system modeling, a set of two different sensitivity analysis methods (each one providing different and complementary information), and LCA. The proposed method is applied to a case study of hemp-based insulation materials for buildings. The present study will focus on the agricultural stage, as foreground system and as a first step encompassing the entire life cycle.

A set of technological recommendations were identified for hemp farmers in order to reduce the crop's environmental impacts (from -11% to -89% according to the considered impact category). One of the main limitations of the approach is the need for a detailed model of the foreground process. Furthermore, the method is at present rather time-consuming. However, it offers long-term advantages since the higher level of model detail adds robustness to the LCA results.

Keywords

Biobased products, agriculture, modeling, midpoint, Sobol indices, Morris analysis,.

1. Introduction

This article proposes an approach to conduct Life Cycle Assessment (LCA) by combining LCA and Sensitivity Analysis (SA), in order to provide useful information to the actors of a foreground system involved throughout a product's life cycle. Although the foreground system has no standard definition, we take the one proposed by Tillman p. 118

(2000): “The foreground system is the collection of processes on which measures may be taken concerning their selection or mode of operation as a result of decisions based on the study”. Following his definition we assume that “the distinction between foreground and background system thus, has to do with what part of the system is under the direct influence of the decision maker”.

However, LCA basically assumes linearity between reference flows (i.e. products and co-products) and inventory data: this assumption implies that the influence of process parameters of the foreground system on inventory data (and thus on LCA results) cannot be determined as long as the quantity of reference flows remains unchanged. The variability of LCA results is however correlated with the real process heterogeneity (Heijungs and Huijbregts 2004; Huijbregts 1998). Thus, a more detailed foreground model should enable more detailed and robust sensitivity analyses of LCA results.

One example can be taken from civil engineering, where producing asphalt at lower temperatures will significantly decrease CO₂ emissions and energy consumption at the production plant (Ventura et al 2009). Although it may represent an improvement of environmental performances of a production process, the influence of the change in production temperature in the foreground system will not be easily quantified with currently existing LCI databases because inventory flows are assumed to be proportional to the quantity of product, i.e. asphalt produced in that example. The asphalt producer can be convinced from local measurements to improve environmental performances of its product, however, this improvement cannot be checked in the life cycle perspective with currently existing LCI databases.

The aim of this paper is to develop a methodological approach that allows verifying and more accurately assessing the influence of parameters used in the foreground system in the frame of an LCA study. From this perspective, the method must be able to: (i) include foreground process modeling in order to avoid the assumption of proportionality between inventory data and reference flows; (ii) quantify influences of foreground processes' parameters (and possibly interactions between parameters) (iii) identify trends (either increasing or decreasing) for each parameter on each indicator in order to determine the most favorable direction for parametric variation.

These objectives can be reached by combining foreground system modeling, a set of two different SA methods (each one providing different and complementary information), and LCA.

In this study, the proposed method is applied to the agricultural stage of hemp crop production, the initial sub-system of the hemp-based insulation material for a building LCA study.

Table 1 summarizes the characteristics of several LCA and SA studies in the agriculture and building sectors.

Table 1 : Recent sensitivity analysis applied to LCA studies in the agricultural and building sectors

<i>References</i>	<i>Type of sensitivity analysis</i>	<i>Application</i>	<i>Number of parameters tested</i>	<i>Impact considered</i>
<i>(Peuportier 2001)</i>	<i>One At a Time</i>	<i>Design of buildings</i>	<i>3 parameters with 2 scenarios: input materials (wood versus concrete), heating energy sources type (gas versus electricity) material transport distance</i>	<i>Climate change Acidification Eutrophication Aquatic ecotoxicity Human toxicity Photochemical oxidant formation Energy consumption Depletion of abiotic resources Water consumption Radioactive waste creation Waste creation Malodorous air</i>
<i>(van der Werf 2004)</i>	<i>One At a Time</i>	<i>Agriculture: hemp crop production</i>	<i>4 scenarios: Good agricultural practice use of organic fertilizer reduction of soil tillage reduced nitrate leaching</i>	<i>Climate change Acidification Eutrophication Terrestrial ecotoxicity Energy use Land occupation</i>
<i>(Ardente et al. 2005)</i>	<i>One At a Time</i>	<i>Solar thermal collector</i>	<i>scenarios of different possible raw materials (aluminum, thermal fluid, copper, ...) use and distribution phases 6 types of electricity 6 transport modes, 4 implementation scenarios and maintenance 6 transport scenarios related to waste disposal</i>	<i>Energy consumption and climate change</i>
<i>(Fazio and Monti 2011)</i>	<i>One At a Time</i>	<i>Agriculture: study of perennial and annual bioenergy crop</i>	<i>5 scenarios of annual crops 4 scenarios of perennial crops Use of residual material to produce energy</i>	<i>Climate change Ozone depletion Acidification Aquatic eutrophication Terrestrial eutrophication Marine water ecotoxicity Fresh water ecotoxicity Human toxicity Resource depletion</i>
<i>(Ip and Miller 2012)</i>	<i>One at a Time</i>	<i>A wall made of hemp concrete</i>	<i>Comparison of 2 scenarios</i>	<i>Climate change</i>
<i>(Padey et al. 2012a)</i>	<i>Sobol</i>	<i>Photovoltaic systems</i>	<i>10 parameters classified in 3 categories: technology of the photovoltaic: peak power, technical choice, implementation, size, efficiency surrounding influential environment: solar irradiation inventory data uncertainty</i>	<i>Climate change</i>
<i>(Coelho and De Brito 2013)</i>	<i>One At a Time</i>	<i>Building waste</i>	<i>5 sources of variability: percentage of waste recycled, CO2 emission of electricity scenario waste input mass transport energy sources transport distances</i>	<i>Energy consumption and climate change</i>

Most LCA studies use “One at a time” (OAT) SA approaches (Table 1). OAT SA however will merely rank and provide variation trends of parameters, but they do not quantify the relative influence of the various parameters. This information on the relative influence of the parameters can be obtained from global SA methods like Sobol. Only one of the above

cited studies (Table 1) uses a quantitative SA approach and distinguishes parameters according to various types of technologies by considering the quality of inventory data (Padey et al. 2012a), its results concern a single impact category (climate change). Also, none of these studies tested the influence of processing parameters at the unit process scale. Finally, the choice of parameters is not always explained by the authors; in these cases, it can only be presumed that parameters are chosen as they are expected to have a significant influence.

To develop our approach, the parameters are classified according to the kind of control that allows for variation. Three main categories are defined (Ventura *et al.* 2013); the first is referred to as *technological parameters*, which are correlated with technological aspects of the foreground system. The second category is *environmental parameters*, which are correlated with system location through the local environment outside direct control but possibly having major influence. These environmental parameters yield information on the uncertainties tied to local conditions and may also be useful for decisions in which actors are in a position to avoid unfavorable environmental conditions (indirect control). The third and last category is *methodological parameters*, which is correlated with LCA modeling assumptions. These parameters can be for example, the choice between several models for emission factors, the choice of allocation methods, etc. These last parameters are useful for testing the robustness of LCA results with respect to method and modeling choices.

The first part of this article will detail the combination of LCA and SA, while the second part will describe the application to hemp production, the third part will present results for the studied case, and the fourth part will discuss the utility of information obtained and expose the advantages and limitations of the method.

2. Methods

2.1. Sensitivity analysis methods

SA methods evaluate the influence of a model's various input parameters (numerical, mathematical) on its output parameters (Sobol 2001; Campolongo *et al.* 2011). SA can pursue different objectives, e.g. studying the influence of model parameters, calibrating or simplifying a model, identifying important research subjects (Cariboni *et al.* 2007; Hamby 1994). Various reviews of SA techniques can still be found (Hamby 1994; Christopher Frey and Patil 2002; Helton *et al.* 2006; Iooss 2011), with some serving to select the most suitable SA technique as a function of the study's purpose (Cariboni *et al.* 2007; Saltelli 1999). SA methods are generally classified according to the following criteria: i) the type of variability considered for the input parameters: "*local*" vs. "*global*" methods and ii) the type of result that the method is able to yield - *quantitative* vs. *qualitative* (a quick review of some sensitivity analysis methods is presented in the supplementary material, **section** Sensitivity analysis).

Our approach has combined Morris' local qualitative method (1991) with Sobol's global quantitative method (2001). These two distinct and successive SA methods are introduced for two reasons. First, the Sobol method is time-consuming, whereas the Morris method allows identifying non-influential parameters quickly. Second, the Morris method provides additional information compared to Sobol in the form of parameter trends (some details of these two methods are presented in the supplementary material, **section** Sensitivity analysis, **subsection** Morris qualitative sensitivity analysis and Sobol quantitative sensitivity analysis). Both methods thus contribute complementary information to the decision-making process.

2.2. Combining Life Cycle Assessment and Sensitivity Analysis

The coupling procedure between SA and LCA is presented **Figure 1**. Our approach contains four steps. The first (indicated by "I" in **Figure 1**) consists of defining the foreground model (relative to the actor being considered) used to calculate inventory data, along with the system definition in including possible technosphere input variations. Step II entails characterizing the parameters of these models by collecting information that describes their variation ranges and distribution profiles. Step III is a "One at A Time SA" that applies the Morris method (Morris 1991) to: rank influential parameters, identify their variation trends, and reduce the number of parameters considered in the subsequent step. Step IV employs the Sobol method (Sobol 2001) as a global SA to quantify the influence of each influential parameter on the considered impact category, as well as interactions between influential parameters.

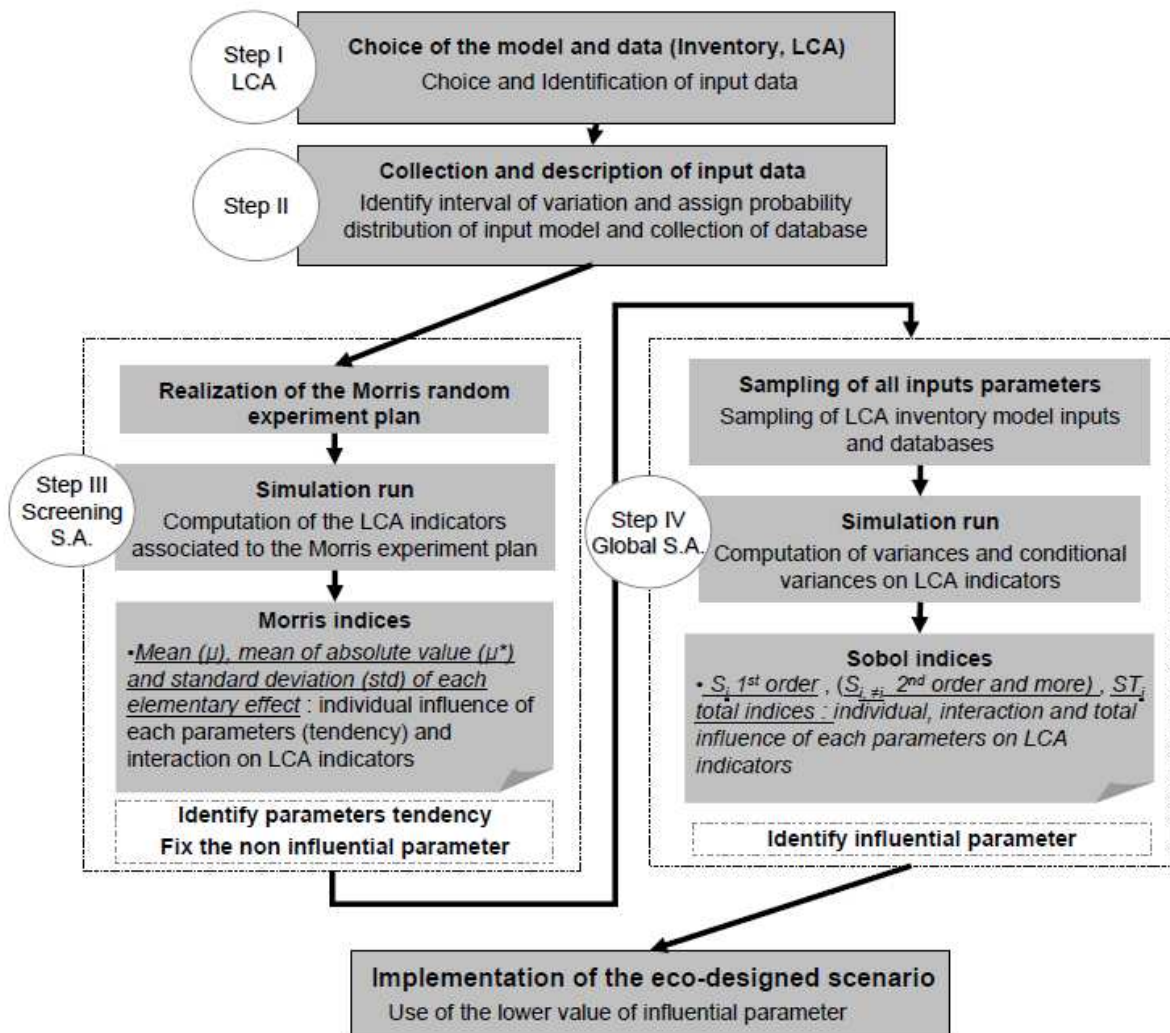


Figure 1 : Steps involved in the combined LCA-SA method

2.3. LCA method

Goal and scope definition

As introduced before this case study focuses on a hemp-based insulator product life cycle and specifically on hemp crop production, which places the agricultural producer as an economic actor. The functional unit used here is "*The production and harvesting of one kilogram of hemp straw*".

Hemp straw and seed yield depend on many factors like *the fertilizer supply* (especially nitrogen fertilizer), *water supply*, *the crop production scenario*, *the plant density*, *the type of cultivar*, and *the soil type* (FNPC 2005). In this study we consider only the effect of two major factors for straw and seed yield: *the crop production scenario* and the *nitrogenous fertilizer supply* (details are given in the supplementary material, *section* Hemp straw and seed yield).

System boundaries showing all processes considered for the background system and all models used for foreground system are given in Figure 2. In this study we do not take into account the production of agricultural buildings as they are not directly used for hemp crop

production. The ecoinvent database was used for the background processes (i.e. technosphere inputs, N, P and K fertilizer, lime and diesel), and various models were implemented for the foreground processes (i.e. agriculture production).

The CML 2001 and CED (*cumulative energy demand*) characterization methods were applied. In accordance with the literature (Table 1) and ILCD (JRC 2010) recommendations, the following impacts were considered: *climate change* (GWP₁₀₀), *cumulative energy demand* (CED), *acidification* (average European AP), *eutrophication* (generic EP), *human toxicity* (HTP₁₀₀), and the *ecotoxicity* impact (ET₁₀₀ was considered to be the sum of the *freshwater aquatic ecotoxicity* (FAETP₁₀₀), *marine aquatic ecotoxicity* (MAETP₁₀₀), *terrestrial ecotoxicity* (TAETP₁₀₀), *marine sediment ecotoxicity* (MSETP₁₀₀) and *freshwater sediment ecotoxicity* (FSETP₁₀₀) impact categories) and *land competition*.

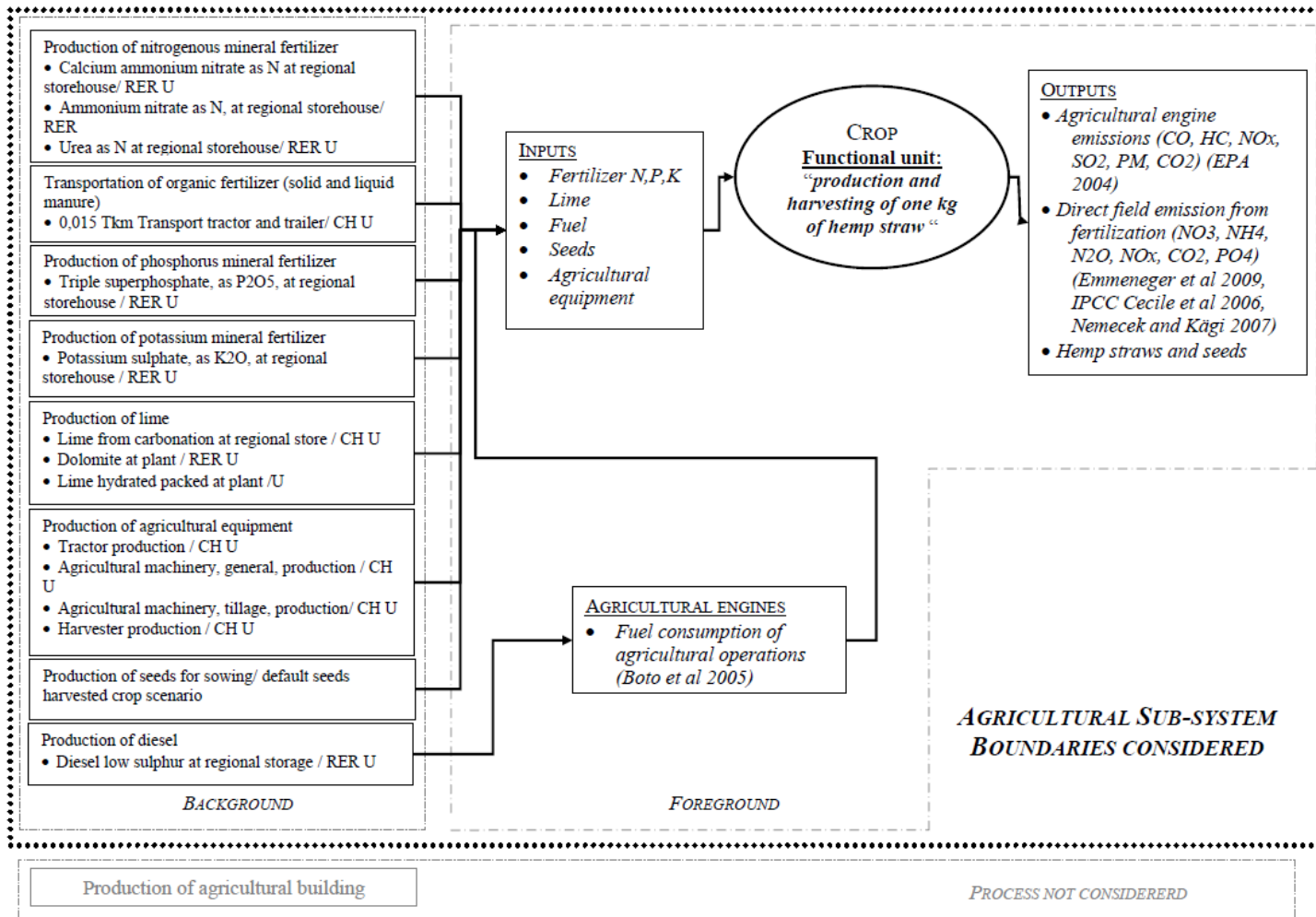


Figure 2 : Agricultural sub-system boundaries for this case study

2.4. Step I: models used for inventory analysis

Three models are needed to calculate inventory flows for the hemp crop production subsystem, i.e.: fuel consumption for agricultural operations, exhaust emissions from engines used for agricultural operations, and direct field emissions from the crop.

2.4.1. Fuel consumption models for farming operations

Several models have been proposed to predict the fuel consumption from farming operations. Following a literature review, we decided to combine two simple models developed by Gac *et al.* (2009) and Boto *et al.* (2005).

Fuel consumption was computed as:

$$C_{diesel} = Rate_{Workload} \cdot C_{diesel}^{specific} \cdot P_{Rated}^{Engine} \cdot D_{Work} \quad (1)$$

where C_{diesel} is the fuel consumption (in l/ha), $Rate_{Workload}$ the workload rate describing the fraction of rated power used (unitless), $C_{diesel}^{specific}$ the specific fuel consumption of the diesel motor (l/kWh), P_{Rated}^{Engine} the rated power (kW), and D_{Work} the duration of the agricultural operation (h/ha).

The workload rate is then computed by the Boto *et al.* model (2005):

$$Rate_{Workload} = 0.094 \cdot Class_{equipment\ type} + 0.068 \cdot Class_{Soil\ type} + 0.042 \cdot Class_{Working\ depth} + 0.088 \cdot Class_{Working\ speed} + 0.081 \cdot Class_{Rating\ motor} - 0.294 \quad (2)$$

where $Class_{equipment\ type}$ is the type of equipment used (low power, medium power or high power needs), $Class_{Soil\ type}$ the soil type (sandy, loamy, clayey), $Class_{Working\ depth}$ the working depth (surface, small, medium and deep), $Class_{Working\ speed}$ the working speed (slow, average, fast), and $Class_{Rating\ motor}$ the motor rating (low, medium, high).

The duration of each agricultural operation in (h/ha) is computed as:

$$D_{Work} = \frac{10}{Width_{equipment} * Working\ Speed} \quad (3)$$

where 10 is one (ha) converted in (m.km), $Width_{equipment}$ the width of each specific equipment used in each agricultural operation (m), $Working\ Speed$ the working speed of the tractor for each specific agricultural operation (km/h).

This model has been validated by comparison with literature data (for the details and validation of the model see supplementary material, **section** Inventory models, **subsection** Engine fuel consumption model).

2.4.2. Engine emissions models for farming operations

We reviewed two models (US EPA 2004; Nemecek and Kägi 2007) for the estimation of the engine emissions. Both provide generic estimates for several exhaust emissions, such as *nitrogen oxides* (NO_x), *hydrocarbons* (HC), *particulate matter* (PM), *carbon monoxide* (CO), *carbon dioxide* (CO₂) and *sulfur dioxide* (SO₂). We chose the US EPA model (2004) since it integrates a greater number of input parameters and is more detailed than the model by Nemecek and Kägi (2007). Further details are given in the supplementary material (**section** Inventory models **subsection** Engine emissions models).

The emissions of substance i are estimated by US EPA (2004) from fuel consumption (see equation 1):

$$Emission_i = C_{Diesel} \cdot PCI_{Diesel} \cdot E_{Diesel} \cdot FE_i \quad (4)$$

where $Emission_i$ is the mass of the emitted substance (kg/ha), C_{Diesel} the previously computed diesel consumption of the agricultural engine (l/ha), PCI_{Diesel} the lower calorific value of diesel (kWh/l), E_{Diesel} the efficiency (fraction conversion of thermal-to-mechanical energy) of the diesel motor (unitless), and FE_i the emission factor for substance i NO_x, HC, PM, CO, CO₂ and SO₂ (kg/kWh).

We assumed that all the *hydrocarbons* (HC) emitted by agricultural machines were *polycyclic aromatic hydrocarbons* (PAH).

2.4.3. Direct field emissions from fertilization

All models used to estimate direct field emissions are described in the supplementary material (*section* Inventory models *subsection* Models for direct field emissions from fertilizing operations): *nitrate* (NO₃) emissions were modeled according to Emmenegger *et al.* (2009); *ammonia* (NH₃) and *nitrogen oxide* (NO_x) emissions according to Nemecek and Kägi (2007); *nitrous oxide* (N₂O) and *carbon dioxide* (CO₂) emissions according to IPCC (De Klein *et al.* 2006), with modifications for France, and *phosphate* (PO₄) emissions according to Nemecek and Kägi (2007) in combination with the USLE soil erosion model (Wischmeier and Smith 1978).

2.5. Step II: characterization of input parameters

System input parameters are listed in Table 2. The following details about these parameters are presented in supplementary material *section* Agricultural sub-system parameters. Information on their reference (default or recommended) values, their types (among the three groups of parameters according to the previously defined classification), their variation range and their probability distribution functions, was collected from the literature or else obtained from experts' judgments. The probability distribution function was assigned as follows: a uniform discrete distribution was set for all qualitative parameters or quantitative integer value parameters; a uniform distribution was set for those parameters with only a known variation range; a triangular distribution was set for parameters with existing recommended values and a known variation range; and a normal distribution was set for parameters described by their mean value and standard deviation.

A qualitative parameter was introduced for crop production scenarios as follows: a value of 1 for the production of stems only, a value of 2 for the production of stems and seed. A similar parameter was used also to characterize *allocation methods*: a value of 1 for mass allocation and a value of 2 for economic allocation.

Table 2 : Crop production subsystem input parameters used for the sensitivity analysis. Parameters are grouped according to category: technological, environmental and methodological

<i>Technological</i>	<i>Environmental</i>	<i>Methodological</i>
<i>Crop production scenario</i>	<i>Annual precipitation and irrigation</i>	<i>Allocation method</i>
<i>Efficiency of diesel motor</i>	<i>Clay content of the soil</i>	<i>Ammonia to N₂O indirect Ef</i>
<i>Engine rated power</i>	<i>Cover factor</i>	<i>Average quantity of P leached</i>
<i>Engine release year</i>	<i>Crop N uptake</i>	<i>Average quantity of P lost through runoff</i>
<i>Motor rating</i>	<i>Fraction of eroded soil that reaches the river</i>	<i>Calcic lime to CO₂ Ef</i>
<i>Percentage of N applied as organic fertilizer.</i>	<i>N ammoniacal fraction for liquid manure</i>	<i>CAN to NH₃ Ef</i>
<i>Quantity of K fertilizer applied (as K₂O)</i>	<i>Organic N content of the soil</i>	<i>Diesel lower calorific value</i>
<i>Quantity of lime applied</i>	<i>P content in the top soil</i>	<i>Dolomite to CO₂ Ef</i>
<i>Quantity of N fertilizer applied</i>	<i>Rainfall intensity factor</i>	<i>Empirical correction factor for the estimation of the quantity of eroded soil</i>
<i>Quantity of P fertilizer applied (as P₂O₅)</i>	<i>Root depth</i>	<i>Enrichment factor for P</i>
<i>Seed for sowing</i>	<i>Seed price</i>	<i>Liquid manure to NH₃ Ef</i>
<i>Specific diesel engine fuel consumption</i>	<i>Seed yield</i>	<i>N₂O direct Ef</i>
<i>Type of lime</i>	<i>Soil erodibility factor</i>	<i>Nitrate to N₂O indirect Ef</i>
<i>Type of mineral fertilizer</i>	<i>Soil type</i>	<i>Nitrogenous solution to NH₃ Ef</i>
<i>Type of organic fertilizer</i>	<i>Straw price</i>	<i>NO_x Ef from N₂O</i>
<i>Working speed</i>	<i>Straw yield</i>	<i>Solid manure to NH₃ Ef</i>
	<i>Topographic factor</i>	<i>Urea to CO₂ Ef</i>
		<i>Urea to NH₃ Ef</i>

2.6. Steps III and IV: sensitivity analysis

For Morris indices, we discretized each input parameter X_i into 10 values and set the number of trajectories (with a number of elementary effects computed for each parameter) $r = 30$. For Sobol indices, we ran 500 bootstrap replications of size 5,000 from an initial sample size $N = 10,000$. We then estimated a Sobol index confidence interval by considering the 5% and 95% percentiles.

3. Results

3.1. LCA results for the default scenario

Table 3 presents the contribution analysis by process (see Figure 2), with impact indicators calculated using average input parameter values. These results were compared with literature data (van der Werf, 2004; González-García *et al.*, 2010). For the default scenario we have the same order of magnitude for all impact indicators as van der Werf (2004) for the production of 1 kg of straw. Our values are lower than the results by González-García *et al.* (2010) because these authors considered the primary transformation of hemp straw (not in the present study). A preliminary analysis per process shows that the production of fertilizer and lime mainly contributed to *climate change* and *acidification* as well as the *cumulative energy demand* impact categories. The direct field emissions mainly contributed to the *eutrophication* impact category and the exhaust emissions from agricultural engine and diesel production are the main contributor to human and *ecological toxicity* as well as to *cumulative energy demand* impact categories.

This preliminary study provides an overview of each impact indicator per process. However, in the foreground system perspective, it does not really help to identify most influential parameters for each impact indicator. In addition, it does not take into account uncertainty and variability from their different possible sources: parameters or assumptions which can considerably change results. In the following section, we will thus apply the

sensitivity analysis as previously described and show how it contributes to a better interpretation of results and lead to possible actions in the foreground system.

Table 3 : LCA impact results per ton of hemp straw for the default scenario and comparison with existing references

		Climate change	Acidification	Eutrophication	Human toxicity	Ecotoxicity	Cumulative energy demand	Land use
		kg CO2 eq	10⁻³ kg SO2 eq	10⁻³ kg PO4 eq	kg 1.4 DB eq	kg 1.4 DB eq	MJ eq	m² year
Present case study	Production of nitrogenous fertilizer	27.4	131.0	39.6	25.4	63.8	352.0	3.6
	Production of phosphorus fertilizer	14.3	263.0	322.0	7.4	72.8	229.0	0.5
	Production of potassium fertilizer	30.5	536.0	49.0	26.8	138.0	503.0	2.0
	Production of lime	0.8	4.5	1.1	0.1	0.8	13.7	0.0
	Total production of fertilizer	73.1	934.0	412.0	59.9	275.0	1100.0	6.2
	Production of agricultural engine	7.3	27.6	14.0	12.3	44.6	140.0	0.2
	Production of seeds for sowing	0.9	9.3	12.1	148.0	7.1	15.8	9.1
	Production of diesel	11.8	140.0	20.2	5.2	33.0	1240.0	0.1
	Emissions from agricultural operations (engine)	18.4	259.0	67.3	23100.0	770.0	0.0	0.0
	Direct field emissions	42.6	102.0	1380.0	0.0	0.0	0.0	1420.0
	Total impact agricultural sub system	154.0	1470.0	1900.0	23300.0	1130	2490.0	1440.0
(Van der Werf 2004)	Total impact agricultural sub system	347.0	1460.0	3050.0	-	-	1700.0	1520.0
(González-García et al. 2010)	Total impact agricultural sub system and primary transformation	432.0	2540.0	3950.0	-	-	3570.0	-

3.2. Morris sensitivity analysis

Figure 3 displays a chart of the standard deviation of elementary effects σ_i versus the average elementary effects μ_i as well as their absolute values μ_i^* . Charts are interpreted as follows:

1. the higher μ_i^* , the more influential the parameter;
2. high standard deviation values σ_i ($\sigma_i/\mu_i^* \geq 0.5$) indicate a non-monotonic behavior or possible interactions between parameters;
3. for $0.1 < \sigma_i/\mu_i^* < 0.5$ the effect of the parameter is considered monotonic, while for $\sigma_i/\mu_i^* < 0.1$ it is considered linear (Garcia Sanchez et al. 2013);
4. the algebraic sign of μ_i indicates the increasing (i.e. positive sign) or decreasing (negative sign) trend of the indicator relative to the considered parameter.

Results of Morris SA presented here in Figure 3 concern the *climate change* impact for the entire agricultural foreground system. It includes all processes from Figure 2, but

parameters are only from the agricultural foreground system. Full Morris results for all considered impact categories related to *diesel consumption (Figure S4)*, *agricultural engines exhaust emission (Figure S5)*, *direct emissions (Figure S6)* and *entire agricultural foreground system (Figure S7)* are presented in the supplementary material, **section** Detailed results, **subsection** Morris indices.

For all considered impact categories, *Figure S7* shows that almost all influential parameters had a ratio σ/μ^* inside the interval [0.1 - 0.5], indicating possible interactions or non linearity of the effect of these parameters. For all impact categories the influence of the *allocation method* (methodological parameter, see Table 2 and *Table S7*) was considerable.

For *climate change* *Figure 3* influential parameters were related to the crop (*quantity of N fertilizer, crop production scenario*) and to nitrogenous emissions (*direct N₂O emission factor*). We found a negative trend of the effects ($\mu < 0$) of the *allocation method*, meaning that mass allocation attributed most impacts to hemp straw, whereas economic allocation distributed impacts more evenly between straw and seed. Whatever the *allocation method*, choosing the *straw and seed harvested* scenario decreased impacts of straw as impacts were shared between seed and straw. This effect was particularly clear for the *climate change* impact. We also observed that the *eutrophication* impact decreased with an increase of the *clay content of the soil* and of the *root depth* because they both influence NO₃ emission.

For *acidification (Figure S7 c, d)* we found similar influential parameters as for *climate change*, with an additional influence of the *type of mineral fertilizer* applied; this one was more influential than the *rate percent of organic fertilizer*. For *eutrophication (Figure S7 e, f)* the *quantity of N fertilizer*, the *clay content of the soil*, the *root depth*, the *straw yield*, and the *crop nitrogen uptake* had a considerable influence as they are related to the calculation of NO₃ emission.

For *ecotoxicity (Figure S7 g, h)* and *human toxicity (Figure S7 i, j)*, we found a considerable influence of parameters related to agricultural engines: the *engine release year*, the *engine rated power*, the *working speed*, in decreasing order of influence.

For the *cumulative energy demand (Figure S7 k, l)* we observed a major influence of the *allocation method* and parameters related to the crop: the *crop production scenario* and the *straw yield*. These parameters were interacting with the *allocation method* as underlined previously. Their decreasing trend can thus be explained through the combination of the effects with the *allocation method*. The *engine rated power* had a considerable influence on the *diesel fuel consumption*.

For the *land competition* impact category (*Figure S7 m, n*) we found a considerable influence of the *allocation method*, the *cropping pattern* and the *straw yield*, with a decreasing tendency. The *quantity of N fertilizer* also influenced *land competition*, with a slightly decreasing trend, due to the positive effect of nitrogen fertilization on yield.

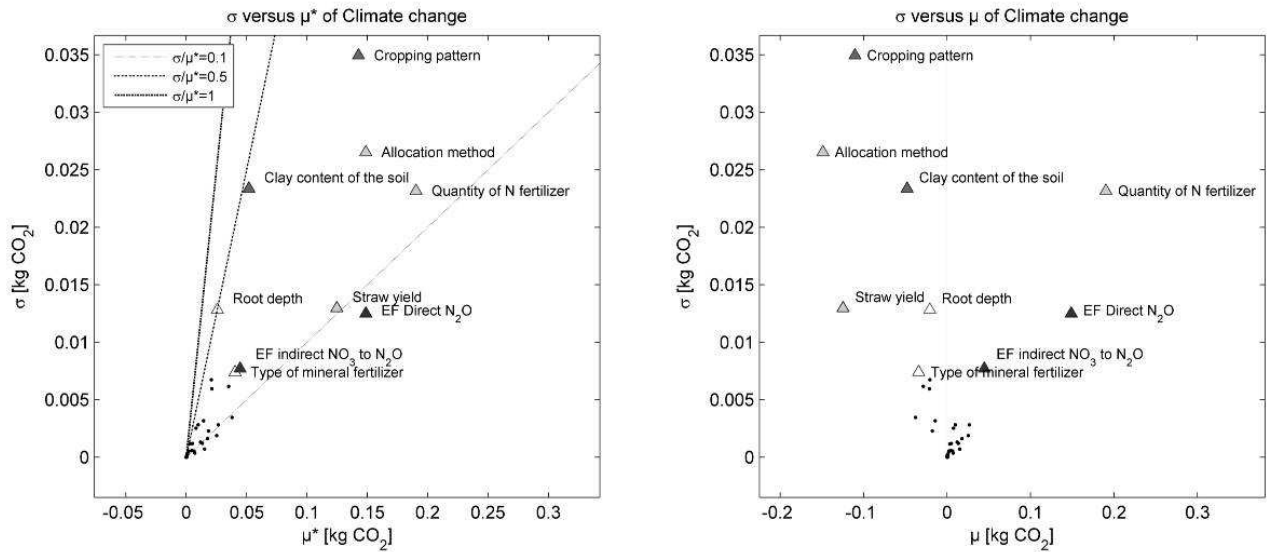


Figure 3 : Morris indices σ , μ^* , μ for parameters of the agricultural foreground system for climate change

3.3. Sobol sensitivity analysis

The Sobol method was applied at the level of impact indicators; result are presented per type of parameter and per parameter taken individually (Table 4). First-order index values S_i are reported here. Detailed Sobol indices results (first and total order indices with confidence interval of parameters by group and taken individually) are presented in the supplementary material, *section* Detailed results, *subsection* Sobol indices.

Indices values for parameters grouped by type (i.e *technological*, *environmental* and *methodological* as previously defined) are presented in *Table S8* in the *supplementary material* and are discussed here. We found a considerable influence (up to 50%) of *technological* parameters on *human* and *ecological toxicity* as well as on *acidification*. We also found a moderate influence (around 25%) of *technological* parameters on *climate change* and *energy demand* impacts. This means that some *technological options* can reduce several impacts.

Environmental parameters had a major influence on *eutrophication* (55%) and a moderate influence on *energy demand* (24%) and *land competition* (27%). *Methodological* parameters were not influential individually, but their influence was important in interaction with *technological* parameters. The interaction indices between these parameter types were in the order of 30% for *climate change*, *energy demand* and *land competition*, and in the order of 15% for *acidification*, *eutrophication*, *ecotoxicity*.

After studying grouped parameters, we studied the influence of each parameter taken individually. Parameters having Sobol first order indices superior to 5% are presented in Table 4 and will be discussed here.

The Sobol method applied to the *climate change* impact category quantified the influence of three *technological parameters*, the *quantity of fertilizer*, the *crop production scenario* and the *type of mineral fertilizer* at 14%, 9% and 3% respectively. For *environmental parameters*, the effect of *straw yield* was 13%. For *methodological parameters*, the effects of the *allocation method* and the *emission factor of direct N₂O* were 19% and 10% respectively. The interactions between *technological and methodological* parameters principally occurred

between the *crop production scenario* and the *allocation method* and were in the order of 27%, due to effect of these two parameters on the allocation coefficient. The *rate percent of organic fertilizer* was not influent (0.4%). The impacts of the *transportation* and the *direct emissions of organic fertilizer* considered compensated the difference due to the impacts of the *production, transportation and direct emissions of mineral fertilizer*. The variability induced by the use of *organic fertilizer* on climate change was small compared to other variability sources like the *quantity of N fertilizer*.

For *acidification*, the *type* and the *quantity of nitrogenous fertilizer* applied were influential at 39% and 10% respectively. The *allocation method, straw yield, crop production scenario* had a moderate influence at 12%, 8% and 6% respectively.

For *eutrophication*, the major influence of *environmental* parameters that was previously observed was quantified for parameters related to NO_3 emissions: the *clay content of the soil* (24%), *crop nitrogen uptake* (4%) and *the root depth* (4%). We detected also a major interaction between these parameters as we had a total interaction influence ($ST_i - S_i$) of the *clay content of the soil* in the order of 23% and for *root depth* in the order of 14%.

For *ecotoxicity* and *human toxicity*, the influence of the *engine release year*, the *engine rated power*, the *working speed* and the *motor rating* were 36-40%, 10%, and 5% respectively. The total interaction between these parameters ranged from 5% to 10%.

For *energy demand*, the influence of the *allocation method* and the *straw yield* were 23% and 13% respectively. The influence of parameters related to *fuel consumption* were 13% for *engine rated power*, 7 % for *soil type*, and 6% for *motor rating*. The influence of the interaction between these last parameters and the *crop production scenario* was in the order of 20%, because this parameter generates variability of *fuel consumption* and of *allocation*, as there are operational differences between the two *crop production scenarios*, and between *products harvested* and *yield*.

For *land competition*, we estimate individual influences of parameters related to the calculation of the allocation coefficient: the *crop production system* (22%), the *allocation method* (32%) and the *straw yield* (21%). Their total interaction was 10%.

Table 4 : Mean value of Sobol first order indices for parameters with ($S_i > 0.10$), technological parameters have been highlighted in grey.

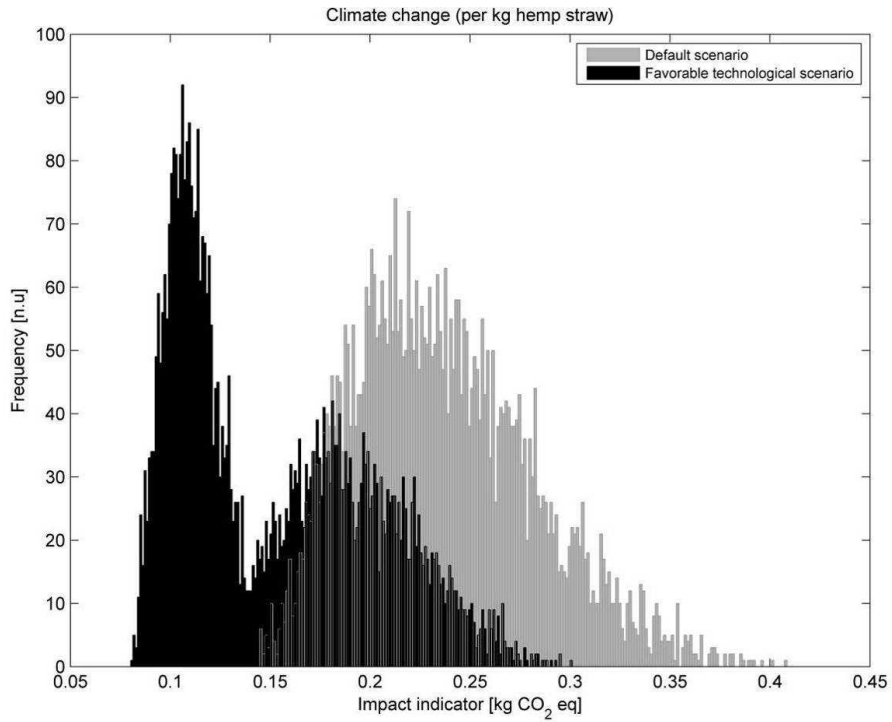
Climate change		Acidification		Eutrophication		Human toxicity		Ecotoxicity		Cumulative Energy demand		Land competition	
Parameters	S_i	Parameters	S_i	Parameters	S_i	Parameters	S_i	Parameters	S_i	Parameters	S_i	Parameters	S_i
Allocation method	0.1897	Type of mineral fertilizer	0.3868	Clay content of the soil	0.2447	Engine release year	0.3971	Engine release year	0.3638	Allocation method	0.2305	Allocation method	0.3161
Quantity of N fertilizer	0.1431	Allocation method	0.1187	Quantity of N fertilizer	0.1187	Engine rated power	0.1031	Engine rated power	0.0980	Straw yield	0.1345	Crop production scenario	0.2201
Straw yield	0.1316	Quantity of N fertilizer	0.0967	Allocation method	0.0835	Working speed	0.0822	Working speed	0.0727	Engine rated power	0.1307	Straw yield	0.2081
EF Direct N ₂ O	0.0955	Straw yield	0.0807	Crop production scenario	0.0530	Motor rating	0.0521	Allocation method	0.0534	Soil type	0.0720	-	-
Crop production scenario	0.0887	Crop production scenario	0.0582	-	-	-	-	Motor rating	0.0497	Motor rating _r	0.0600	-	-

3.4. LCA results with favorable technological scenarios

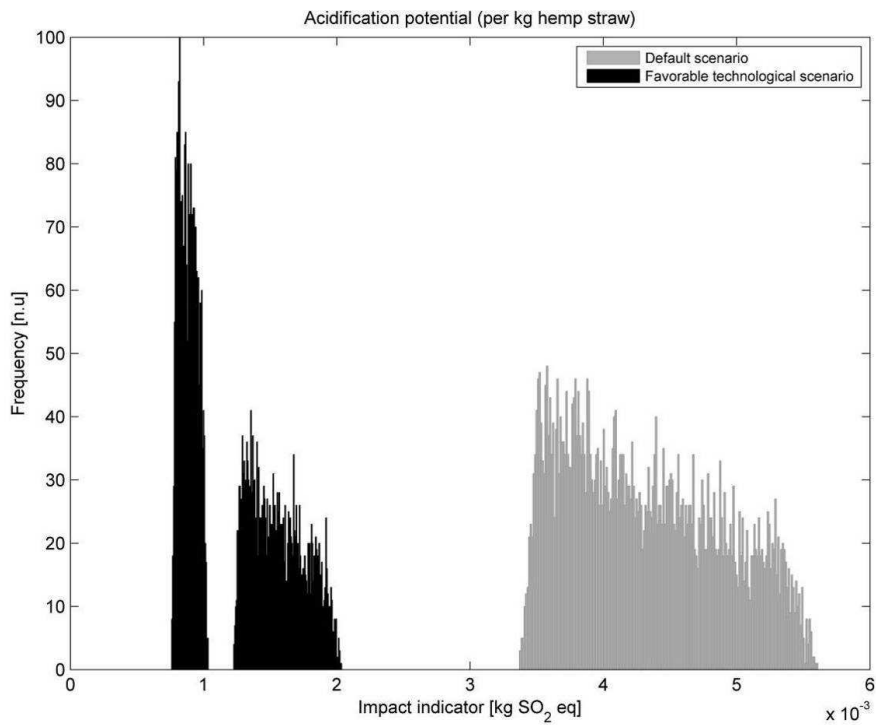
After identifying all key *technological* parameters (Table 4), we can recalculate LCA results to assess environmental impacts either with a favorable scenario or a default scenario, using a Monte Carlo simulation (considering a sample size of 5,000). The default scenario was calculated by setting all influential *technological* parameters at their default value and all influential *environmental* and *methodological* parameters according to their probability distribution (Table S7). The favorable scenario was calculated by setting all influential *technological* parameters at their most favorable values, (with the influential *environmental* and *methodological* parameters set identical to the default scenario, i.e. according to their probability distribution). All non-influential parameters were set at their default or recommended value. We also computed the percent relative variation from the mean value (see supplementary material, *section* Detailed results, *subsection* LCA results with favorable *technological* scenarios).

Results for *climate change* and *acidification* are presented in **Figure 4**, complete result are presented in *Figure S8* in the supplementary material, *section* Detailed results, *subsection* LCA results with favorable *technological* scenarios. For the favorable scenario, the probability densities had two distinct peaks representing the two *allocation methods*, whereas for the default scenario it had only one peak as we had only a *straw harvested* crop production scenario. We can distinguish two main types of results. The first type concerned *acidification* (**Figure 4 b**), *human toxicity* (*Figure S8 d*) and *ecotoxicity* (*Figure S8 e*), where the probability densities for the default and favorable scenarios did not overlap, whatever the *allocation method*. For these impact categories impacts for the favorable scenario were reduced by, respectively, 71%, 89% and 65% compared to the default scenario.

The second type concerned *climate change* (**Figure 4 a**), *eutrophication* (*Figure S8 c*), *cumulative energy demand* (*Figure S8 f*) and *land competition* (*Figure S8 g*), where the probability densities for the default and favorable scenarios overlapped. Here impacts for the favorable scenario relative to the default scenario were reduced by 51% for *eutrophication*, 35% for *climate change*, 40% for *cumulative energy demand* and 11% for *land competition*. The overlap of the probability densities was only observed when using the *mass allocation* method, but never for the *economic* allocation method. For *land competition* (*Figure S8 g*) the use of mass allocation caused higher values for the favorable scenario than for the default scenario, due to the fact that producing seed reduces straw yield.



(a)



(b)

Figure 4 : Impacts per kg of hemp straw of the default scenario versus the favorable technology scenario for a) climate change, b) acidification potential.

4. Discussion

4.1. Recommendations for improving the environmental performances of hemp crop production

Technological parameters are found to be the most influential for all impact categories considered, except for *eutrophication*. Consequently, farmers may be able to mitigate *environmental* impacts with suitable *technological* options. Some targeted recommendations are summarized below.

The choice of *nitrogenous mineral fertilizer* had a non-negligible effect on *acidification* (38 %). Among the three *nitrogenous fertilizers* compared (calcium ammonium nitrate, nitrogenous solution and urea), *calcium ammonium nitrate* is preferable.

The *amount of nitrogenous mineral fertilizer* influenced *climate change* (14%), *acidification* (10%) and *eutrophication* (12%). A hemp crop needs about 70-120 kg/ha of nitrogen, but setting it at its lowest possible level according to the soil nitrogen content is a key to decreasing the *environmental* impact of hemp production. Nonetheless, setting the amount of fertilizer below the minimum value would reduce yields and might thus increase the overall impact per kg of product.

Substitution of *mineral fertilizer* by *organic fertilizer* was not influential; it represented around 3% of the variance for *climate change*. A larger effect was expected because the use of *organic fertilizer* is expected to avoid greenhouse gas emissions associated with *mineral fertilizer* production. However, *organic fertilizers* generate more emissions in certain cases for example for the use of *liquid manure* which produces seven times more NH₃ (contributing to indirect emission of N₂O) than *calcium ammonium nitrate*. For *phosphorous* or *potassium fertilizers* the type of fertilizer did not significantly influence any impact categories considered in this study.

Engine rated power influenced *energy demand* (13%), *human toxicity* (10%), and *ecotoxicity* (10%). It might be worthwhile for farmers to use several types of equipment with different *engine power ratings* in order to adapt the *power* to the required operation. Sharing equipment among several farmers or renting equipment could be solutions worth exploring.

Engine age is highly influential (about 40%) for both *human toxicity* and *ecotoxicity*. This result however should be further explored because all *hydrocarbon* emissions were assumed to be *polycyclic aromatic hydrocarbons* due to the fact that no model could be found to estimate the chemical nature of organic emissions.

Driving mode, i.e. *working speed* and *motor rating* had a major effect on *human toxicity* (28%), *ecotoxicity* (27%) and *energy demand* (11%). Frequently interrupted operations will lead to a decrease in environmental performance.

We also noted a major influence of the *crop production scenario* on almost all impacts; the best option was a crop producing both straw and seed. However, this result is only related to the share of responsibilities between the two products for environmental impacts, but it does not necessarily change the impacts of the farming operations (joint production). The choice of combined production of straw and seeds will drive the value of other parameter like *straw yield*, *allocation method* and emphasize its overall influence through these interactions. This particular point should be further investigated from an economic market perspective. Indeed, as LCA will tend to favor production processes with multiple outputs, the effect on market changes should be explored with consequential LCA.

It also appears clearly from these results that for several impact categories, the choice of the *allocation method* (mass or economic allocation) will significantly affect the differences between a scenario with most favorable *technological* options and a default scenario with average values. In the case of *land use change*, a mass *allocation* will even eclipse any difference between both scenarios.

4.2. Advantages and limits of the approach

First of all, new information is required for the proposed approach, with a special emphasis on foreground process models. More specifically, while variability due to the selection of inputs from the technosphere can be assessed, uncertainties in their LCI data cannot generally be provided, though if available they may still be integrated into the method. Furthermore, recommending particular inputs (such as *mineral fertilizer type* in the present case study) can have indirect effects via the markets. This aspect was not explored herein but could be evaluated by integrating the economic models used for consequential LCA and offers a perspective for future research. Another perspective would be to test various system expansion scenarios.

Secondly, the proposed approach cannot be conducted on the whole life cycle at once, but only step-by-step for each life cycle step. The next step for hemp-based insulation products is industrial transformation, and this new foreground system can be assessed in the same manner by retaining relevant influential parameters from the previous agricultural subsystem and adding new parameters specific to the transformation step. Even if detailed models of all processes throughout the product life cycle were available, this gradual approach would still be necessary, combined with model reduction methods in order to avoid long calculation times.

5. Conclusions and perspectives

We have proposed in this article a method that allows assessing influences of process parameters of the foreground system within a life cycle perspective. The approach combines foreground system modeling, i.e. without presuming a linear relationship between the quantity of product and inventory flows, two complementary sensitivity analysis methods providing both trends and quantified influences of parameters, and life cycle assessment. The method has been applied to a “cradle to gate” system of hemp production considering agricultural production as a foreground system. Results provide useful information for improving the agricultural production system: by setting *technological* parameters at their most favorable value, it is possible to reduce environmental impacts from 12% to 90% depending on the impact category. The method does not always provide direct *technological* solutions, but helps to identify various action possibilities. As an example, the main influence of *engine power rating* on several impact categories (*cumulative energy demand*, *human toxicity*, *ecotoxicity*) can lead to scenarios for shared equipments between farmers. Results show that parameters other than technological are also influent. For environmental parameters, 56% of *eutrophication* was influenced by *the clay content of the soil*, *root depth*, and *rainfall intensity*, they reflect uncontrollable variability of environmental impacts. The method also provides information about *methodological* parameters, which reflect sensitivity of the results to modeling assumptions. We can see the strong influence of the *allocation method* on almost all impacts (44% for *land competition*, about 30% for CED and *climate change*). In this way, *climate change* was influenced up to 15% by the choice of emission factors, issued from different models for direct field emissions of greenhouse gases. This type of results is useful to identify specific lack of knowledge and thus research needs.

The main limitation of this approach comes from the requirement of appropriate models for foreground processes. Also, the implementation of this method is presently time-

consuming, but this disadvantage must be weighed against the long-term advantage of an enhanced robustness of results thanks to more detailed models.

This approach is useful for integration into eco-design approaches, i.e. it can easily be complemented by cost models. Results provide efficient key parameters. The actor of a foreground system can therefore find controllable actions and can potentially bring improvements to several, if not all, impact categories. Furthermore, the robustness of results is assessed, since uncertainties due to random *environmental* conditions, lack of scientific knowledge as well as modeling choices are considered.

The future prospects of this approach includes, for example, applications to consequential LCA modeling for determining efficient market policies or to various characterization models for determining the specific influences of local conditions.

6. Acknowledgements

The authors acknowledge the French Environment and Energy management Agency (ADEME) and the region Pays de la Loire, France for their financial support and three anonymous reviewers for their valuable comments.

The research and education chair of civil engineering and eco-construction is a financed by the Chamber of Trade and Industry of Nantes and Saint-Nazaire cities, the CARENE (urban agglomeration of Saint-Nazaire), Charier, Architectes Ingénieurs Associés, Vinci construction, Evéa, the Regional Federation of Buildings, and the Regional Federation of Public Works. The authors wish to thank these partners for their patronage.

Finally, co-authors of the article are grateful to their research networks, EcoSD (the French network for eco-design of sustainable systems www.ecosd.fr) and AgorACV (the regional network of LCA scientists in the Bretagne and Pays de la Loire regions), allowing them to continuously progress in their knowledge and expertise.

References

- Ardente, F., G. Beccali, M. Cellura, and V. Lo Brano. 2005. Life cycle assessment of a solar thermal collector: sensitivity analysis, energy and environmental balances. *Renewable Energy* 30 (2) : 109-130.
- Boto, J., P. Pastrana, and M. Suarez. 2005. *Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España*. [Energy consumption of agricultural operations in Spain] Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energia, MAPA: 77, Spain.
- Campolongo, F., A. Saltelli, and J. Cariboni. 2011. From screening to quantitative sensitivity analysis. A unified approach. *Computer Physics Communications* 182 (4) : 978-988.
- Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska, and A. Saltelli. 2007. The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling* 203 (1–2) (24): 167-182.
- Christopher Frey, H., and S. R. Patil. 2002. Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods. *Risk Analysis* 22 (3): 553–578.
- Coelho, A., and J. de Brito. 2013. Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part II: Environmental sensitivity analysis. *Waste Management* 33 (1) : 147-161.
- De Klein, C., R.S.A. Novoa, S. Ogle, K. A. Smith, P. Rochette, T. C. Wirth, B. G. McConkey, A. Mosier, and K. Rypdal 2006. N2O emissions from managed soils and CO2 emissions from lime and urea application. In *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, edited by Eggleston S. et al. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. (4)
- Emmenegger, M. F., J. Reinhard, and R. Zah. 2009. *Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report*. EMPA, Dübendorf.
- EPA. 2004. *Exhaust and crankcase emission factors for nonroad engine modeling–compression-ignition*. NR-009c. 135. Assessment and Standards Division, Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency.
- Esnault, Pierrick, Yasmine Commin, et Antoine Vannini. 2010. « Les écomatériaux dans l'aménagement et la construction en Ile-de-France [Ecological material for building in Ile-de-France] ». Ministère de l'énergie du développement durable et de la mer.
- FNPC. 2005. « La culture du chanvre » [The hemp crop].
- Frischknecht, R., N. Jungbluth, H-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hischier, S. Humbert, M. Margni, T. Nemecek . 2007. *Ecoinvent v2.0: Overview and methodology*. *Ecoinvent report*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf.
- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Gall, A.L., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A. 2009. *Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre*. [Methodological guide for agricultural activities, green gashouse estimation]. Institut de l'élevage IFIP ITAVI ARVALIS CETIOM ITB, France.
- Garcia Sanchez, D., B. Lacarrière, M. Musy, et B. Bourges. 2014. « Application of sensitivity analysis in building energy simulations: Combining first- and second-order elementary effects methods ». *Energy and Buildings* 68c : 741-750.
- González-García, S., A. Hospido, G. Feijoo, and M.T. Moreira. 2010. Life cycle assessment of raw materials for non-wood pulp mills: Hemp and flax. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (11) : 923-930.
- Hamby, D. M. 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment* 32 (2): 135-154.
- Heijungs, R., and M.A.J. Huijbregts. 2004. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In *iEMSs 2004 International Congress: Complexity and Integrated Resources*

- Management. International Environmental Modelling and Software Society. Osnabrueck, Germany.
- Helton, J.C., J.D. Johnson, C.J. Sallaberry, and C.B. Storlie. 2006. Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering & System Safety* 91 (10–11) : 1175-1209.
- Hofstetter, P., T. Baumgartner, and R. W. Scholz. 2000. Modeling the value sphere and the ecosphere: integrating the decision makers' perspectives into LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5 (3): 161–175.
- Huijbregts, M.A. J. 1998. Application of Uncertainty and Variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (5): 273-280.
- Iooss, B.. 2011. Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques. [Review of global sensitivity analysis of numerical models.] *Journal de la Société Française de Statistique* 152 (1): 3–25.
- Ip, Kenneth, and A. Miller. 2012. Life cycle greenhouse gas emissions of hemp–lime wall constructions in the UK. *Resources, Conservation and Recycling* 69: 1-9.
- JRC, Commission European. 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—general guide for life cycle assessment—detailed guidance*. 2010. EUR 24708 EN. European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- Morris, M. D. 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics* 33 (2): 161-174.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Ecoinvent report n 15. Agroscope Reckenholz - Tänikon Research Station ART.
- Padey, P., D. Beloin-Saint-Pierre, R. Girard, D. Le Boulch, and I. Blanc. 2012a. Understanding LCA results variability: developing global sensitivity analysis with Sobol indices. A first application to photovoltaic systems. In *proceedings of the international symposium on life cycle assessment and construction civil engineering and buildings*. Nantes, France : 19-27.
- Padey, P., I. Blanc, D. Le Boulch, and Z. Xiusheng. 2012b. A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity. *Journal of Industrial Ecology* 16: S28–S38.
- Peuportier, B.L.P. 2001. Life cycle assessment applied to the comparative evaluation of single family houses in the French context. *Energy and Buildings* 33 (5): 443- 450.
- Saltelli, A. 1999. Sensitivity analysis: Could better methods be used. *J. Geophys. Res* 104 (D3): 3789–3793.
- Sobol, I. M. 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55 (1–3).
- Tillman, Anne-Marie. 2000. « Significance of decision-making for LCA methodology ». *Environmental Impact Assessment Review* 20 (1): 113–123.
- Van der Werf, H. M. G. 2004. Life Cycle Analysis of Field Production of Fibre Hemp, the Effect of Production Practices on Environmental Impacts. *Euphytica* 140 (1-2) : 13-23.
- Ventura, A., Andrianandraina, H. van der Werf, and R. Idir. 2013. Action-oriented Life Cycle Assessment: example on hemp-based construction materials. In *the 7th international society for industrial ecology biennial conference*. Ulsan, South Korea, 25-28 June 2013.
- Ventura, A., P. Monéron, A. Jullien, P. Tamagny, and F. Olard. 2009. Environmental Comparison at Industrial Scale of Hot and Half-Warm Mix Asphalt Manufacturing Processes. In *TRB 88th Annual Meeting 2009*, Washington: Paper 09 - 1274:1286.

List of figures

Figure 1 : Steps involved in the combined LCA-SA method 6

Figure 2 : Agricultural sub-system boundaries for this case study 8

Figure 3 : Morris indices σ , μ^ , μ for parameters of the agricultural foreground system for climate change..... 14*

Figure 4 : Impacts per kg of hemp straw of the default scenario versus the favorable technology scenario for a) climate change, b) acidification potential. 19

List of tables

Table 1 : Recent sensitivity analysis applied to LCA studies in the agricultural and building sectors..... 3

Table 2 : Crop production subsystem input parameters used for the sensitivity analysis. Parameters are grouped according to category: technological, environmental and methodological..... 10

Table 3 : LCA impact results per ton of hemp straw for the default scenario and comparison with existing references 12

Table 4 : Mean value of Sobol first order indices for parameters with ($S_i > 0.10$), technological parameters have been highlighted in grey. 16

III.4 Acteurs industriel et constructeur : ACV/AS de la transformation du chanvre

III.4.1 Introduction

L'étude du second sous-système fait l'objet d'un article qui va être soumis au Journal of Cleaner Production présenté dans la partie III.4.3 page 149. Cet article a été piloté par Tristan Senga Kiese et traite de la transformation des deux coproduits issus du chanvre : le bois du chanvre (la chènevotte) et la fibre de chanvre, en matériaux d'isolation thermique utilisés dans le bâtiment, respectivement : le béton de chanvre et le panneau de fibre de chanvre.

Nous présentons dans le présent manuscrit les détails des différentes phases de l'approche couplage ACV/AS qui ne sont pas présentés dans l'article.

III.4.2 Détails additionnels

Le système de transformation jusqu'à la production des matériaux d'isolation comprend trois acteurs économiques, (i) l'acteur économique de la transformation primaire des pailles de chanvre (ii) l'acteur économique de la production du béton de chanvre et (iii) l'acteur économique de la production des panneaux isolants à base de fibre de chanvre. L'ensemble du sous-système de transformation est présenté dans la partie III.4.3.

Pour la présente étude, afin d'avoir une approche comparative des deux produits isolants, nous avons considéré comme unité fonctionnelle la production au m² d'un isolant avec des caractéristiques thermiques d'isolation similaires (voir 3.2.1, de la partie III.4.3)

Pour la partie transformation, les paramètres retenus comme influents du sous-système agricole sont donc repris et réutilisés avec les propres paramètres du sous-système de transformation. Pour cela, nous avons retenu les paramètres qui étaient responsables de 90% ou plus de la variabilité des indicateurs que nous avons considérés.

Pour l'étude du sous-système transformation, plus précisément pour la transformation primaire, nous avons un paramètre spécial qui va conditionner l'hypothèse de la prise en compte de la poussière de chanvre en tant que coproduit.

L'allocation des impacts à la sortie du système de transformation primaire suit l'organigramme de la Figure 33. Les détails des calculs des coefficients d'allocation (respectivement par partition massique et économique) sont donnés par les équations (80), (81) si l'on considère la poussière de chanvre comme coproduit et les équations (82), (83) dans le cas de la considération de la poussière de chanvre comme un déchet.

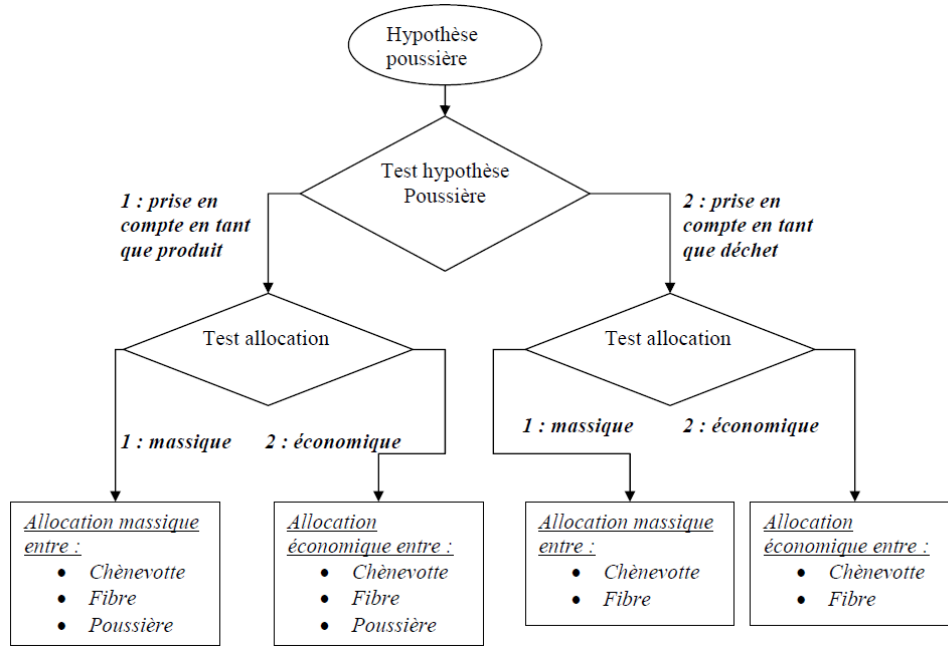


Figure 33 : Présentation du paramètre hypothèse de la prise en compte ou non de la poussière en tant que produit ou déchet pour les deux types d’allocations massive et économique

Les coefficients d’allocation par partition massive du sous-système de transformation primaire dans le cas de considération de trois coproduits (chênevotte, fibre et poussière)

$$\begin{aligned}
 C_{chenevotte} &= \frac{m_{chenevotte}}{m_{chenevotte} + m_{fibre} + m_{poussiere}} \\
 C_{fibre} &= \frac{m_{fibre}}{m_{chenevotte} + m_{fibre} + m_{poussiere}} \\
 C_{poussiere} &= \frac{m_{poussiere}}{m_{chenevotte} + m_{fibre} + m_{poussiere}}
 \end{aligned}
 \tag{80}$$

$C_{chenevotte}$, C_{fibre} , $C_{poussiere}$: les coefficients d’allocation (massive ou économique) respectifs de la chênevotte, de la fibre et de la poussière [sans unité]

$m_{chenevotte}$, m_{fibre} , $m_{poussiere}$: les masses respectifs de la chênevotte, de la fibre et de la poussière [kg]

Les coefficients d’allocation par partition économique du sous-système de transformation primaire dans le cas de considération de trois coproduits (chênevotte, fibre et poussière)

$$\begin{aligned}
 C_{chenevotte} &= \frac{p_{chenevotte} m_{chenevotte}}{p_{chenevotte} m_{chenevotte} + p_{fibre} m_{fibre} + p_{poussiere} m_{poussiere}} \\
 C_{fibre} &= \frac{p_{fibre} m_{fibre}}{p_{chenevotte} m_{chenevotte} + p_{fibre} m_{fibre} + p_{poussiere} m_{poussiere}} \\
 C_{poussiere} &= \frac{p_{poussiere} m_{poussiere}}{p_{chenevotte} m_{chenevotte} + p_{fibre} m_{fibre} + p_{poussiere} m_{poussiere}}
 \end{aligned}
 \tag{81}$$

$P_{chènevotte}$, P_{fibre} , $P_{poussière}$: prix de la chènevotte, de la fibre et de la poussière [€] au [kg]

Les coefficients d'allocation par partition massique du sous-système de transformation primaire dans le cas de la considération de deux coproduits (chènevotte et fibre) et un déchet (la poussière) :

$$\begin{aligned}
 C_{chènevotte} &= \frac{m_{chènevotte}}{m_{chènevotte} + m_{fibre}} \\
 C_{fibre} &= \frac{m_{fibre}}{m_{chènevotte} + m_{fibre}} \\
 C_{poussière} &= 0
 \end{aligned}
 \tag{82}$$

Les coefficients d'allocation par partition économique du sous-système de transformation primaire dans le cas de la considération de deux coproduits (chènevotte et fibre) et un déchet (la poussière) :

$$\begin{aligned}
 C_{chènevotte} &= \frac{P_{chènevotte} m_{chènevotte}}{P_{chènevotte} m_{chènevotte} + P_{fibre} m_{fibre}} \\
 C_{fibre} &= \frac{P_{fibre} m_{fibre}}{P_{chènevotte} m_{chènevotte} + P_{fibre} m_{fibre}} \\
 C_{poussière} &= 0
 \end{aligned}
 \tag{83}$$

Comme pour l'étude du précédent sous-système, nous avons utilisé les données de la base de données d'inventaires ecoinvent®. Les caractéristiques des données utilisées sont présentées dans le Tableau 17.

Tableau 17 : Les données ecoinvent© pour les processus en arrière et premier-plan utilisé pour l'ensemble du sous-système de transformation

Les intrants	Nom des données ecoinvent©	Caractéristiques des données	Remarques
La production de butane	Propane/ butane, at refinery/RER U	Production de 1kg de propane butane.	Production du propane butane avec ces différents coproduits : pétrole, bitume, diesel, ... L'inventaire est alloué entre ces différents coproduits.
Le diesel pour les engins de transport et autres	Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U	(Voir Tableau 16)	(Voir Tableau 16)
Les transports des intrants	Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U	(Voir Tableau 16)	(Voir Tableau 16)
La production d'électricité	Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/FR U	Production du 1 kWh d'électricité provenant du nucléaire.	Prends en compte les éléments chimiques, carburants et les différents processus de transport. L'utilisation de l'eau pour le refroidissement. Les déchets radioactifs ne sont pas pris en compte.
	Electricity, hydropower, at power plant/FR U	Production de 1kWh d'électricité hydroélectrique.	Prends en compte le transport de l'électricité, et la construction des barrages.
	Electricity, hard coal, at power plant/FR U	Production de 1kWh d'électricité, provenant de centrale thermique.	Prends en compte la centrale thermique et les principales émissions associées.
La production du liant à base de chaux	Lime, hydraulic, at plant/CH U	Production de 1kg de chaux hydraulique à l'usine	Prends en compte tous les processus de production (extraction matière première, malaxage, four rotatif) et les processus de transport. En contraste avec la production de clinker, aucune production de déchet ou de produit secondaire n'est prise en compte. Émission de CO ₂ non prise en compte lors des traitements des déchets. Les émissions sont estimées à 88% des productions de clinker.
La production de l'eau	Tap water, at user/RER U	Production de 1kg d'eau (H ₂ O)	Prends en compte les infrastructures et la production d'énergie pour le traitement des eaux ainsi que le transport des eaux vers le consommateur. Ne prends pas en compte les émissions lors du traitement.
La production de polypropylène	Polypropylene, granulate, at plant	Production de 1kg de granule de polypropylène	Prends en compte les infrastructures. Non prise en compte des déchets recyclés, les émissions de métaux ne sont pas spécifiées dans l'air ou dans l'eau, de même les émissions de CFC et HCFC ne sont pas spécifiés.
La production de résine polyester	Polyester resin, unsaturated, at plant	Production de 1kg de résine de polyester	La quantité des intrants, les processus de transport et les infrastructures ont été estimés. La consommation d'énergie, les émissions dans l'eau ont été estimés à partir de processus similaire.

III.4.3 Discussion sur l'étude du sous-système de transformation primaire et secondaire

Dans cette partie est discutés en premier lieu les résultats concernant l'étude du sous-système de transformation primaire et secondaire du béton de chanvre et celui du panneau à base de fibre de chanvre.

Sous-système transformation du chanvre

Pour le sous-système de transformation, nous avons considéré deux produits : *le béton de chanvre* et *le panneau à base de fibres de chanvre*. Les paramètres n'ont pas les mêmes tendances d'influence pour ces deux matériaux d'isolation considérés.

- le béton de chanvre

Pour le béton de chanvre, en plus du paramètre *méthode d'allocation*, nous retrouvons les mêmes paramètres influents que pour l'agriculture pour les catégories d'impact acidification et eutrophisation. Ces catégories d'impact restent dominées par le système de l'agriculture et l'acteur de la transformation n'a pas de contrôle direct sur elles. Seul le paramètre *quantité de chènevotte* nécessaire pour la mise en œuvre du béton de chanvre a une légère influence de l'ordre de 6% sur la variabilité de l'impact acidification

L'influence du paramètre agricole *type de fertilisant minéral* sur l'acidification reste considérable pour le béton de chanvre avec 26% de la variance (contre 38% pour le système agricole). Cela confirme des résultats de la littérature (Boutin et al. 2006) où les émissions directes de l'agriculture liées au fertilisant, étaient supposées être une des sources majeures de l'impact acidification.

La même étude (Boutin et al. 2006) a également conclu que la production de *liant à base de chaux hydraulique* était une autre source majeure de l'impact d'acidification. Nous ne retrouvons, cependant, pas d'influence de la variation de la quantité de chaux sur cette catégorie d'impact.

La variance de la *quantité de liant* à base de chaux hydraulique (de $24 \pm 20\%$ kg) est très influente sur la variance du changement climatique (de l'ordre de 41%), ainsi que sur la demande en énergie (de l'ordre de 11%). L'influence de ce paramètre sur ces deux indicateurs confirme les résultats d'études précédentes (Boutin et al. 2006) et (Ip & Miller 2012). Cependant, les résultats sur ces catégories d'impact méritent d'être discutés.

La production de chaux hydraulique contribue à 75% de l'impact changement climatique pour le béton de chanvre (Ip & Miller 2012). La modélisation du sous-système de production du liant serait utile pour identifier les potentiels leviers d'action qui permettraient d'améliorer l'impact du liant à base de chaux hydraulique transféré au béton de chanvre. Les données d'inventaires de la chaux hydraulique que nous avons considérées ne prennent pas en compte les émissions de CO₂ lors des processus de traitement des déchets (incinération) lors de la production. Nous pouvons également mentionner qu'après la mise en œuvre, le béton de chanvre subit un processus de carbonatation, où il va capter du CO₂ (Pretot et al. 2014). L'ajout d'un modèle dynamique des émissions de gaz à effet de serre qui prendrait en compte les émissions et captages de CO₂ en fonction du temps est une perspective intéressante. Etudier l'influence de la durée du stockage (durée réelle d'utilisation dans le bâtiment) et de l'éventuel relargage selon différents scénarios de fin de vie, permettrait d'observer si le

stockage du CO₂ annoncé comme un avantage de l'utilisation de matériaux biosourcés (Boutin et al. 2006) a une réelle influence sur l'impact du changement climatique.

Pour la catégorie demande d'énergie, la *quantité de chaux hydraulique* est identifiée comme influente sur la variance de cette dernière (15%) ainsi que la *quantité de chènevotte* (14%). Ce qui confirme une étude précédente qui chiffre l'influence de la production de ces intrants comme étant à 75% responsables de la consommation énergétique (Pretot et al. 2014). Cependant, nous avons trouvé que c'est le paramètre *méthode d'allocation* qui influence le plus cet impact (28%). Certains leviers d'action énergétiques du béton de chanvre peuvent être identifiés à partir de l'étude des sous-systèmes de production de ces deux intrants.

Pour les catégories d'impact *toxicité humaine* et *écotoxicité* nous retrouvons l'influence des paramètres de l'agriculture : l'*âge* et la *puissance* de l'engin agricole. Nous avons pour ces deux catégories, une influence prépondérante de ces paramètres du sous-système agricole. Ce résultat est, cependant, très lié à notre hypothèse initiale : les émissions d'hydrocarbures ont été assimilées à des émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques en se basant sur l'information de Degobert (1992) ou la majorité des HC émis pour les moteurs essence sont identifiés comme étant de type aromatique. Or, les HAP ont des facteurs de caractérisation très élevés pour ces deux catégories d'impacts. La mise à jour des facteurs d'émissions et du modèle que nous utilisons pour estimer des émissions chimiquement spécifiées des engins agricoles pourrait nous aider à affiner les résultats liés aux émissions à l'échappement des engins agricoles.

Pour tous les indicateurs, sauf la demande en énergie, le changement climatique et l'occupation du sol, l'influence du paramètre *méthode d'allocation* est double pour le sous-système transformation industrielle que pour l'étude du sous-système agricole. Cela reflète la prise en compte de l'allocation à deux niveaux : allocation entre chènevotte et fibre et l'allocation entre paille et graine. L'influence du passage de l'allocation *massique* à l'allocation *économique* est bénéfique pour la paille au niveau du sous-système agricole et reste influent au niveau du sous-système transformation industrielle, où ce choix de méthode d'allocation est bénéfique à la fois pour la *paille* et la *chènevotte* malgré la grande différence de prix entre ces deux co-produits. Cependant, la prise en compte de différences éventuelles de qualités de paille entre les cultures battues et non battues pour la phase de l'agriculture est susceptible d'influencer le rendement et/ou la qualité de chènevotte et de fibres produits lors de la transformation primaire. Cet aspect n'a pas été pris en compte dans l'étude, faute de données. Cela aurait permis d'améliorer la prise en compte du lien entre le sous-système agricole et celui de la transformation. En effet, les caractéristiques des chènevottes utilisées ont une influence non négligeable sur les propriétés mécaniques du béton de chanvre (Arnaud & Gourlay 2012). On peut raisonnablement penser que ces caractéristiques jouent sur les quantités de chènevotte à intégrer dans la formulation du béton de chanvre, voire sur les caractéristiques thermiques du matériau.

- le panneau à base de fibres de chanvre

Pour le panneau à base de fibre de chanvre, nous retrouvons l'influence des paramètres du sous-système agricole pour les indicateurs des catégories d'impact acidification, eutrophisation et occupation du sol. Comme pour le béton de chanvre, ces catégories d'impact sont dominées par les émissions directes au champ.

Pour la catégorie d'impact changement climatique, nous obtenons une influence importante de la *quantité de polyester* (46%) utilisée comme liant. L'extension de la

démarche à la modélisation des procédés de production du polyester est donc une perspective intéressante. L'utilisation d'autres liants tels que des polymères bio-sourcés tels que l'amidon (Tran Le 2010) ou la cellulose (Bogoeva-Gaceva et al. 2007) pourrait être envisagée comme un levier d'action potentiel de l'acteur de la transformation industrielle. Le matériau chènevotte-amidon (blé) par exemple semble avoir en effet des caractéristiques d'isolation thermique et phonique meilleures que les matériaux classiques (béton cellulaire, brique extrudée) (Tran Le 2010). Le fait d'utiliser des intrants d'origine végétale, permettrait *a priori* d'obtenir de meilleures performances en termes de changement climatique. Cependant, une étude doit être conduite pour le vérifier et quantifier d'éventuels transferts possibles entre catégories d'impacts.

En contraste avec la production du béton de chanvre, les leviers d'action sur la demande en énergie du panneau à base de fibre de chanvre se situent plus au niveau des processus de production du panneau qu'au niveau de la production des intrants. L'étude en détail de différents procédés de fabrication, tels que l'extrusion, l'injection de mousse ou le thermoformage (Bogoeva-Gaceva et al. 2007) pourrait renseigner sur les leviers d'action potentiels de cette étape de transformation du matériau à base de fibre de chanvre. Nous avons aussi pu voir qu'une variation de la *fraction d'énergie de source nucléaire* de 10% induit une influence à tendance croissante de 30% sur la consommation d'énergie. La nature de la source d'énergie utilisée a donc une influence considérable sur l'indicateur d'impact demande en énergie.

L'influence du paramètre *choix de la méthode d'allocation* est moins prononcée pour le panneau de chanvre que pour le béton de chanvre. Nous détectons une influence bénéfique de *l'allocation économique* pour les catégories d'impact changement climatique, acidification, eutrophisation et occupation du sol, et ce malgré la répartition par allocation économique entre chènevottes et fibres, qui se fait au détriment des fibres. Ceci s'explique par le fait que la *méthode d'allocation* économique au niveau des coproduits de l'agriculture est bénéfique pour la paille vis-à-vis de la graine, reste prépondérante et compense l'effet négatif de cette même méthode d'allocation au niveau du sous-système de transformation primaire. Cette compensation n'a pas lieu, toutefois, pour la catégorie d'impact demande en énergie. Nous voyons bien ici l'influence des choix méthodologiques sur les résultats d'ACV, la connaissance des poids de ces types de paramètres sur les impacts considérés, rend l'interprétation des résultats plus transparente.

Pour le panneau à base de fibre de chanvre, nous observons, comme pour le béton à base de chènevotte, l'influence prépondérante des paramètres de l'agriculture, à savoir, le *type de fertilisant minéral*, la *puissance* et l'*âge* de l'engin agricole sur les impacts acidification, toxicité humaine et écotoxicité.

III.4.4 A systematic methodology for sensitivity analysis in life cycle thinking context applied to hemp-based insulation products for buildings

Tristan Senga Kiessé¹, Anne Ventura¹, Andrianandraina^{1,2,5}, Bogdan Cazacliu^{1,2}, Rachida, Idir⁴, Hayo M. G. van der Werf³

Corresponding author

Email: tristan.sengakiesse@univ-nantes.fr

1 LUNAM, University of Nantes, GeM laboratory, chaire of civil engineering and eco-construction

2 IFSTTAR – Nantes, Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais Cedex, France

3 INRA, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS, F-35000 Rennes cedex France

4 Laboratoire éco-matériaux, CETE Ile de France

5 ADEME, French Environment and Energy management Agency, Angers Cedex, France

Abstract

This article investigates a methodology coupling life cycle thinking and global sensitivity analysis to systematically check the influence of parameters of a foreground process controlled by a given economic actor. This method includes foreground processes modeling avoiding the assumption of proportionality between inventory data and reference flows. Each parameter's trends (either increasing or decreasing) and quantified influence are determined on each considered impact category, in order to determine for actors controlling the process, the most efficient action lever and the most favorable direction for parametric variation. This new approach has been previously applied to a case study of hemp crop production. Herein it is applied to the industrial transformation of hemp into insulation products for buildings; the most influent parameters on the considered impact categories are identified and a set of technological recommendations are provided for industrial actors in order to reduce their environmental impact within the product life cycle. This method will be useful by providing information for improving the environmental performance of a given system.

Keywords: Bio-based material, Fiber processing, Industrial system, Inventory modeling, Morris analysis, Sobol indices, environmental management

1. Introduction

This article presents a novel approach to conducting an intermediate approach useful for both environmental management and Life Cycle Assessment (LCA) providing information to the actor of a foreground system in a product's life cycle.

As environmental management and LCA do not target the same objectives, the approaches are different but linked (**Figure 1**). On the one hand environmental management aims at improving environmental performances inside a production site, by acting on efficient parameters. However, the life cycle perspective is not easily taken into account, and an action that is seen as an improvement at the site level, could provoke transfers of impacts to other parts of the life cycle system. On the other hand, life cycle assessment aims at assessing

environmental impacts over the whole life cycle of a product. However, LCA often assumes linearity between reference flows and inventory data: this assumption implies that the influence of process parameters of studied production process on inventory data (and thus on LCA results) cannot be determined as long as the quantity of technosphere outputs remains unchanged. The variability of LCA results is however correlated with the real process heterogeneity (Heijungs and Huijbregts 2004; Huijbregts 1998). Thus, a more detailed foreground model should enable more detailed and robust LCA results, including sensitivity analyses.

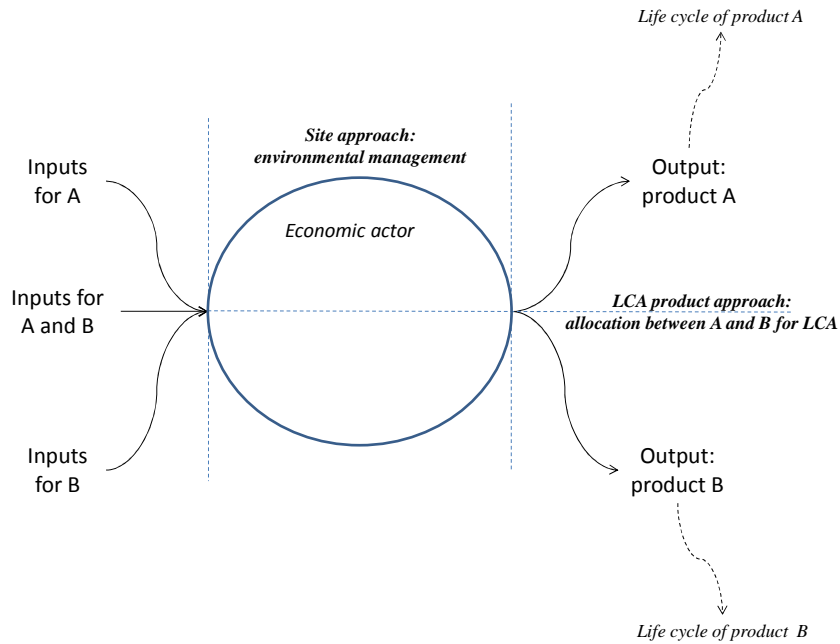


Figure 1 : Conceptual linkage between environmental management and LCA

To illustrate, an example can be taken from civil engineering, where producing asphalt at lower temperatures will significantly decrease CO₂ emissions and energy consumption at the production plant (Ventura *et al.* 2009). The asphalt producer can be convinced from local measurements to improve environmental performances of its product, however, this improvement cannot be checked in the life cycle perspective with existing LCA. Decreasing the temperature may require additional inputs from technosphere (i.e. additives) that may provoke a transfer of impacts and should be assessed in a life cycle perspective. However, even if decreasing temperature may represent an improvement of environmental performances of a production process, the influence of the change in production temperature in the process will not be quantifiable in LCA because inventory flows are assumed to be proportional to the quantity of product, i.e. asphalt produced in that example.

The new methodological approach developed by Andrianandraina *et al.* (2014) aims at checking and accurately assessing the influence of parameters of the foreground system within the frame of LCA, assuming that a foreground process is defined as related to decisions, i.e. to possible choices of an actor able to act on the system (Tillman 2000). The combination of SA methods proposed by Andrianandraina *et al.* and applied in this article must be able to: (i) include foreground process modeling and thus avoid the assumption of proportionality between inventory data and reference flows; (ii) quantify influences of foreground processes' parameters (and possibly interactions between parameters) (iii) identify trends (either increasing or decreasing) for each parameter on each indicator in order to determine the most favorable direction for parametric variation. A classification of the parameters is considered according to the kind of control that allows for variation (Ventura *et*

al. 2013). The first category is referred to as *technological parameters*, which are correlated with technological aspects of the foreground system. The second category is *contextual parameters*, which are correlated with system location through the local context outside direct control but possibly having important influence (e.g., economy, physical environment such as climate). These contextual parameters yield information on the uncertainties tied to local conditions and may also be useful for decisions in which actors are in a position to avoid unfavorable contextual conditions (indirect control). The third and last category is *methodological parameters*, which correspond to LCA methods. The latter parameters are useful for testing the robustness of LCA results with respect to methodological and modeling choices.

The proposed method was applied to the hemp crop production stage as the first step of the production of a hemp-based insulation material for buildings (Andrianandraina *et al.* 2014, Ventura *et al.*, 2013). The present study focused on the industrial transformation phase, as a second step of a broader study encompassing the complete life cycle (Senga Kiessé *et al.*, 2013).

The article is organized as follows. Section 2.2 presents the methodology for combining LCA and SA. In Section 2.3 the sub-system modeling of hemp industrial transformation is described for both site environmental management and LCA purposes. The following section contains results of SA methods applied. In Section, 3.2 the influence and trend for each parameter on each indicator considered are determined. In Section 3.3, LCA results are calculated to assess environmental impacts under both a favorable scenario and a default scenario using a Monte Carlo simulation. Section 4 contains discussion and concluding remarks are given in Section 5.

2. Methods

2.1 Sensitivity analysis methods

SA methods evaluate the influence of a model's various input parameters on its output parameters (Sobol, 2001). Hamby (1994) proposed a review of various SA techniques which pursue different objectives such as studying the influence of model parameters, calibrating or simplifying a model, identifying important research subjects. In general the SA techniques are classified according to the following criteria: (i) the type of variability considered for the input parameters: "*local*" vs. "*global*" methods; (ii) the type of result the method is able to yield: *quantitative* vs. *qualitative* (some details are provided in supplementary material 1, Section 1).

Our approach has combined Morris' local qualitative method (Morris 1991) with Sobol's global quantitative method (Sobol 2001). These two distinct and successive SA methods are introduced for two reasons. First, the Sobol method is time-consuming, whereas the Morris method allows identifying non-influential parameters quickly. Second, the Morris method provides additional information compared to Sobol in the form of parameter trends. Both methods thus contribute complementary information to the decision-making process.

2.2 Combining life cycle thinking and Sensitivity Analysis

The coupling procedure between SA and life cycle thinking is presented in Figure 2. Our approach contains four steps. The first step ("I" in Figure 2) consists of defining the foreground model (relative to the actor being considered) used to calculate inventory data, along with the system definition including possible technosphere input variations. Step II entails characterizing the parameters of these models by collecting information that describes

their variation ranges and distribution profiles. Step III is a "One at A Time SA" that applies the Morris method (Morris 1991) to: rank influential parameters, identify their variation trends, and reduce the number of parameters considered in the subsequent step. Step IV employs the Sobol method (Sobol 2001) as a global SA to quantify the influence of each influential parameter on the considered impact category, as well as interactions between influential parameters.

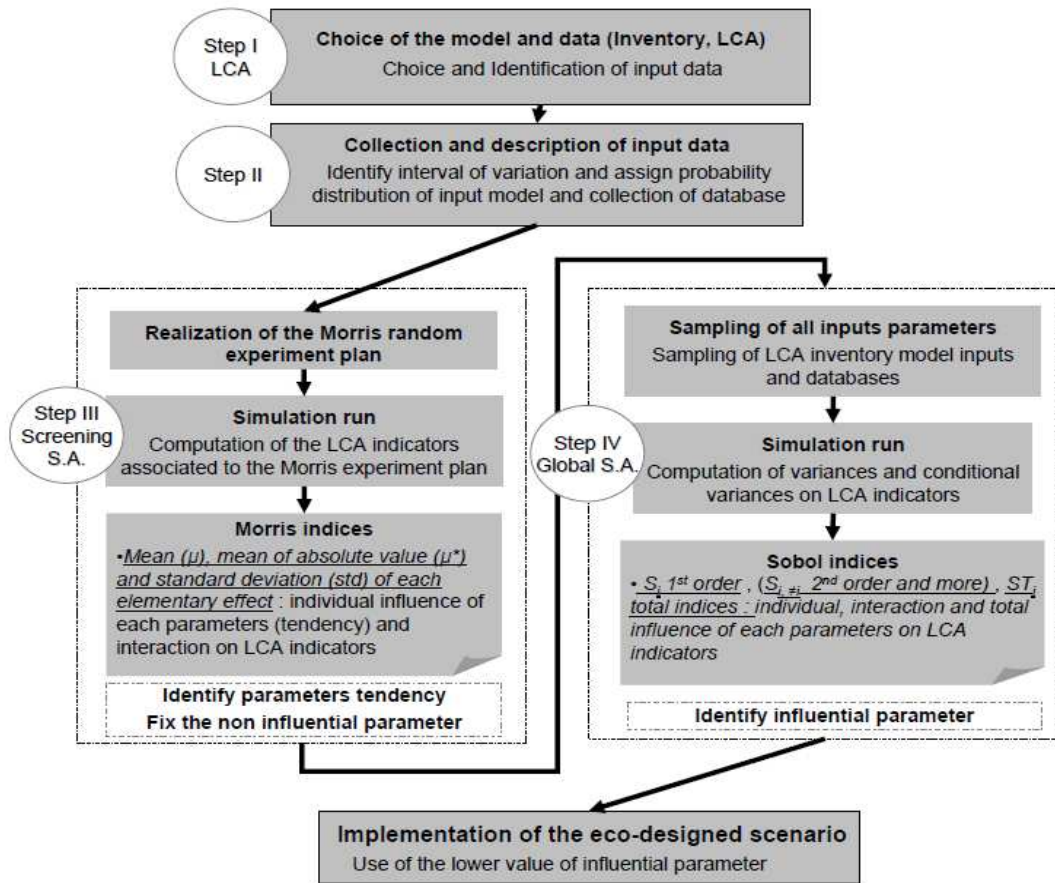


Figure 2 : Steps involved in the combined LCA-SA method

2.3 System modeling (step I)

2.3.1 General description

This case study is the hemp industrial transformation system, including the hemp crop production system, and is thus a cradle to gate system.

The hemp cultivation provides hemp stems, also called hemp straw. A primary industrial transformation step yields two main raw materials used in various domains such as in civil engineering: the woody core or shiv (about 55%) and the bark (about 30%) which contains long bast fibers (van der Werf *et al.*, 1994). There is also the hemp dust (about 15%), which is not always considered as a product in LCA because it may or may not be valorized. The bast fiber is extracted from the hemp bark and in the past was mainly used as natural fiber in the textile manufacture (Turunen and van der Werf, 2006). The natural fibers as hemp, flax and kenaf were also studied for the hybridization of glass fibers for applications in the piping industry (Cicala *et al.* 2009). Nowadays the bast fiber serves to produce specialty paper and insulation products. The hemp shiv serves, among other things, for animal litter due to its absorption capacity. In addition, the hemp shiv is used for building materials due to its

insulating capacity. Indeed, the so-called hemp concrete is a multifunctional material used in buildings and its mechanical, thermal, acoustic properties are particularly interesting (Tran Le *et al.* 2010; Arnaud and Gourlay 2012; Benfratello *et al.* 2013; Collet *et al.* 2013). Finally, the hemp-based insulation products are recommended by the co-builders because the hemp plant is a renewable resource, it is recyclable and does not degrade within time. The industrial transformation sub-system is presented in **Figure 3**, showing the processes taken into account for background and foreground systems, as well as the processes that were not considered. The foreground processes (industrial transformation) will be presented later in Section 2.3. Life cycle inventory data from the ecoinvent database (version 2.2) were used for the background processes.

The CML 2001 and CED (cumulative energy demand) characterization methods were applied. In accordance with ILCD recommendations (JRC 2010), the following impacts were considered: *climate change* (GWP₁₀₀), *cumulative energy demand* (CED), *acidification* (average European AP), *eutrophication* (generic EP), *human toxicity* (HTP₁₀₀). In addition, the *ecotoxicity* impact (ET₁₀₀) was considered to be the sum of the *freshwater aquatic ecotoxicity* (FAETP₁₀₀), *marine aquatic ecotoxicity* (MAETP₁₀₀), *terrestrial ecotoxicity* (TAETP₁₀₀), *marine sediment ecotoxicity* (MSETP₁₀₀) and *freshwater sediment ecotox* (FSETP₁₀₀) impacts categories. The *land competition* was also considered.

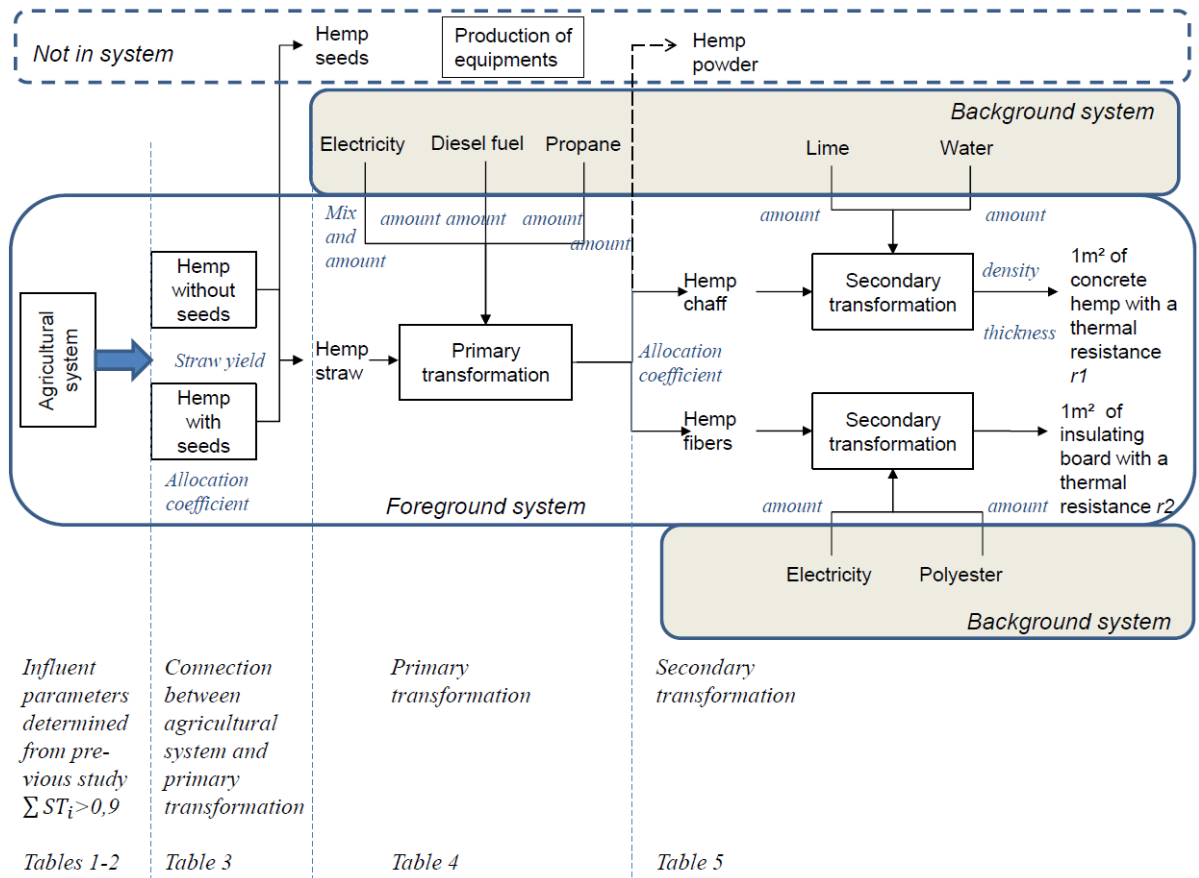


Figure 3 : Industrial sub-system boundaries for this case study.

2.3.2 Modeling production process

The present article focuses on the industrial transformation production site, but the life cycle perspective includes the agricultural part of life cycle. This sub-system was previously studied (Andrianandraina *et al.* 2014) and will thus not be presented herein. All parameters that were found influent from results of the previous study were kept as valid parameters in the sensitivity analysis of the industrial transformation subsystem. These parameters are presented in the supplementary material.

2.3.3 Models for the agricultural sub-system

Models for crop production operations and direct field emissions from fertilization were described by Ventura *et al.* (2013) and Andrianandraina *et al.* (2014) and are not presented here (corresponding article is given in the supplementary material 2). Only influent parameters of the agricultural sub-system were kept for the present study (Table 1 and Table 2). That concerns all the parameters which the sum of their total order indice ST_i was calculated to be equal or superior to 90% of the total influence.

Table 1 :Most influent parameters obtained for each considered impact category, from the study of the agricultural sub-system (Ventura et al. 2013, Andrianandraina et al. 2014)

Most influent parameters			
Impact category	Name	%variability : Sobol first order indices (S_i)	%variability : Sobol total order indices (ST_i)
Climate change	Allocation method	19%	31%
	Quantity of N fertilizer	14%	15%
	Straw yield	13%	19%
	EF Direct N 2O	9%	15%
	Cropping pattern	9%	25%
Acidification	Type of mineral fertilizer	39%	46%
	Allocation method	12%	19%
	Quantity of N fertilizer	10%	10%
	Straw yield	8%	13%
	Cropping pattern	6%	19%
Eutrophication	Clay content of the soil	24%	47%
	Quantity of N fertilizer	12%	17%
	Allocation method	8%	9%
	Cropping pattern	5%	10%
	Straw yield	5%	9%
Human toxicity	Release year of agricultural engine	39%	50%
	Engine rated power	10%	18%
	Working speed	8%	18%
	Rating motor	5%	10%
Ecological toxicity	Release year of agricultural engine	36%	46%
	Engine rated power	10%	17%
	Working speed	7%	17%
	Allocation method	5%	11%
	Rating motor	5%	10%
Cumulative energy demand	Allocation method	23%	35%
	Straw yield	13%	21%
	Engine rated power	13%	20%
	Soil type	7%	4%
Land competition	Allocation method	32%	44%
	Cropping pattern	22%	48%
	Straw yield	21%	31%

Table 2 : Parameters used for the agricultural sub-system - Column headings: parameters name, unit [n.u.=unitless], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function (pdf), variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption]

Parameters	Unit	Type	Class	pdf	Variation range	Type of sources and references
Allocation method	n.u	ql	Meth	Uniform discrete	mass, economic	Assumption
Clay content of the soil	%	qt	Cont	Uniform discrete	2-50	Emmenegger et al. 2009
Crop production scenario	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	Stem only, stem + seed	Expert's judgments (FNPC)
Engine rated power	kW	qt	Tech	Uniform discrete	80-220	EPA 2004
Engine release year	n.u	qt	Tech	Uniform discrete	1992-2012	Experts' judgment and assumption
Motor rating	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	low-med-high	Boto et al. 2005
N ₂ O direct Emission factor	kg/kg	qt	Meth	Triangular	0.003; 0.01; 0.03	Nemecek and Kägi 2007; De Klein et al. 2006
Quantity of N fertilizer applied	kg	qt	Tech	Triangular	70;100;120	Literature and assumption (Boutin et al. 2006; Turunen and van der Werf 2007; Esnault, Commin, and Vannini 2010; Anonymous 2006; Anonymous 2007)
Soil type	n.u	ql	Cont	Uniform discrete	sandy, loamy, clay	Assumption
Straw yield	kg/ha	qt	Cont	Uniform	6000-9500	Experts' judgments (FNPC)
Type of mineral fertilizer	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	can, nitrogenous solution, urea	Literature and experts' judgments (Gac et al. 2009)
Working speed	km/h	qt	Tech	Normal	4.7 ; 1	Boto et al 2005

The primary transformation of hemp straw consists of a mechanical separation of hemp bark from hemp shiv. Various fiber processing scenarios are available to which correspond different energy consumptions (Supplementary material, Section 3).

Two different secondary transformations are conducted for bark and shiv issued from primary transformation (Inies database, Tran Le *et al.* (2010)). Hemp bark is combined with polyester resin to obtain an insulation board, and hemp shiv is used as a granulate combined with a binder (lime and water) to obtained hemp concrete. Both products are used as thermal insulators for buildings.

From a site production point of view, environmental management of both products is considered simultaneously, and we calculate that for 1 m² of hemp concrete, around 3 m² of insulation board was produced.

2.3 Modeling for LCA

2.3.1 Functional units

For LCA, products are considered separately (see **Figure 1**). Each product has a functional unit. For production of insulation board and hemp concrete, they are respectively, to supply three square meters (m²) of insulation board with a thermal resistance of 2.44 K.m²w⁻¹ and to supply one square meter (m²) of wall with a thermal resistance of 2.36 K.m²w⁻¹.

¹. The details about the inputs for production of hemp concrete and insulation board are given in supplementary material (Section 4).

2.3.2 Allocation models

Considering products separately requires to model allocation of impacts between co-products. This has to be defined for different parts of the foreground system. In the present study, we have chosen to consider exclusively partitioning allocation, but functional expansion (i.e. integration of functional units of co-products) could also be used. This modeling possibility is at present too complicated to integrate in our approach, but will be the topic for further studies. Partitioning allocations are generally based on mass or economic allocations. Energy content could also be used as an allocation basis, but this type of partitioning is mainly used when energy content is an important characteristic of product (fuels and food products). In our case of building materials, we consider this is not relevant.

The general scheme for modeling allocation is detailed in Figure 4.

We assume that only one type of allocation is used simultaneously on all the sub-systems either mass-based allocation or economic allocation. Thus, a generic qualitative parameter, named *allocation method*, was introduced to coding the choice of the allocation method: a value of 1 is coded for mass allocation and a value of 2 is coded for economic allocation.

For the agricultural system a previous article modeled the *production and harvesting of one kilogram of hemp straw* (Andrianandraina *et al.*, 2014; supplementary material 2). Hemp crops can either produce only straw, or both straw and seed. The choice between these two types of crop is made by the agricultural actor, and mainly depends on the market demand for hemp seed. A qualitative parameter, named *crop production*, was introduced for coding choices of crop production scenarios as follows: a value of 1 is coded for the production of straw only; a value of 2 is coded for the production of straw and seed. To become a suitable input for primary transformation, both straw and seeds yields were considered. This parameter was defined as a technological parameter because it is chosen by the agricultural actor. However, allocation only occurs at this level, if both straw and seed are produced (*allocation hypothesis* = 2).

For the transformation processes, based on the fact that hemp dust may be further valued or not, a qualitative parameter is introduced reflecting how allocation coefficients are calculated: a value of 1 is assigned when considering only two hemp co-products (bark and shiv) and a value of 2 is assigned when considering three hemp co-products (bark, shiv and dust). The mass and economic allocation partitioning used in the agricultural and industrial sub-systems are schematized in **Figure 4**. They involve mass ratios and prices per unit of product, that are considered as *contextual parameters*.

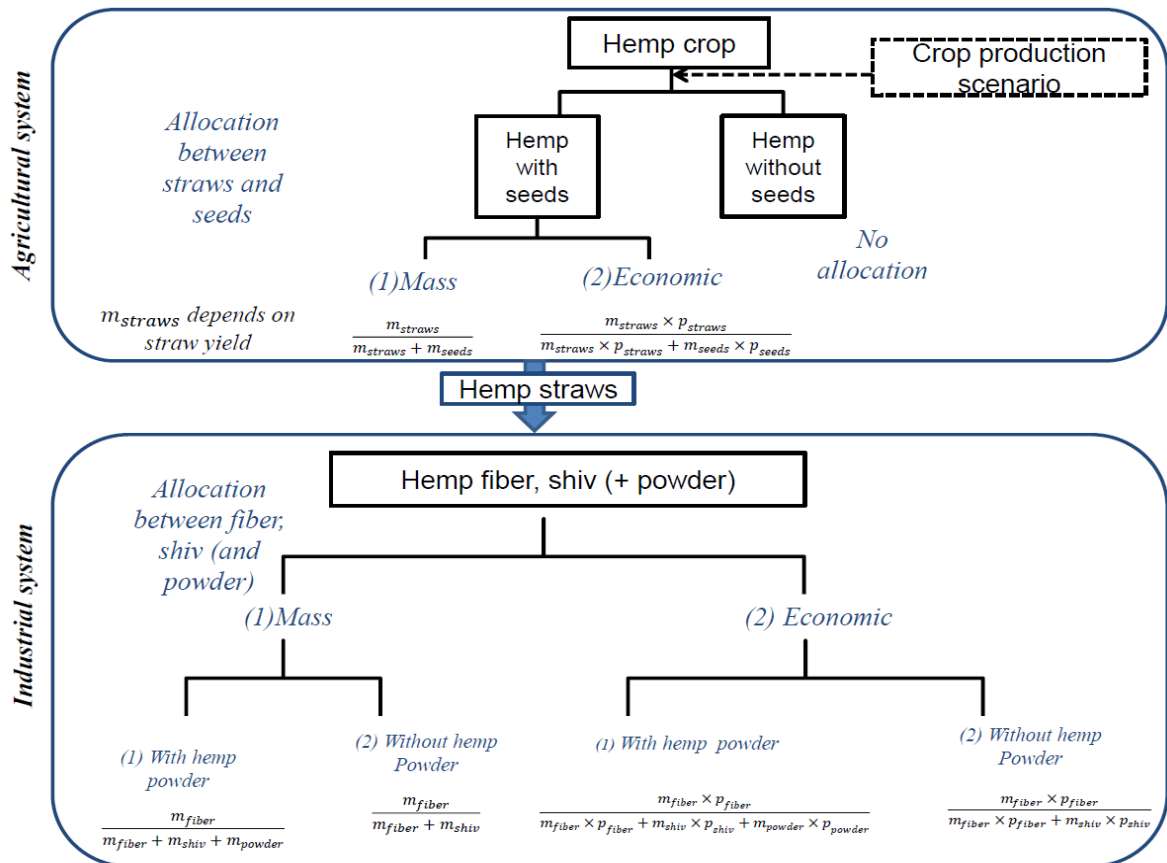


Figure 4: Scheme for partitioning allocation used in agricultural and industrial sub-systems for this case study (with m_x and p_x the mass and price of product x).

2.4. Characterization of input parameters (step II)

Input parameters need to be characterized before conducting sensitivity analysis: their reference values (default, or recommended), their range of variation, and their probability distribution functions were collected from the literature, or obtained by expert judgments. The probability distribution function was assigned as follows: a uniform discrete distribution was set for all qualitative or quantitative integer value parameters, a uniform distribution was set for parameters for which only the range of variation was known, triangular distribution was set for parameters with existing recommended values and for which range of variation was known, and normal distribution was set for parameters described by their mean value and standard deviation.

All information on input parameters of the industrial transformation sub-system is listed in Table 3 to Table 5 below. Parameters for connecting agricultural and primary transformation sub-systems are presented in Table 3. Parameters used for primary and secondary transformation sub-systems are respectively presented in Table 4 and Table 5.

Table 3 : Parameters used to connect the agricultural and primary transformation sub-systems. Column headings: parameter name, unit [n.u=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; expert judgments; assumption].

Parameters	Unit	Type	Class	pdf	Variation range	Type of sources and references
Straw yield	kg/ha	qt	Cont	Uniform	6000-9500	Expert judgments (FNPC)
Seed yield	kg/ha	qt	Cont	Uniform	800-1200	
Seed price	€/kg	qt	Cont	Uniform	0.5-1	
Straw price	€/kg	qt	Cont	Uniform	0.09-0.12	

Table 4 : Parameters used for primary production sub-system. . Column headings: parameter name, unit [n.u=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption]

Parameters	Unit	Type	Class	pdf	Variation range	Type of sources and references
Total transport	km	qt	Tech	Uniform	300-500	Boutin et al. 2005
Quantity of electricity	kWh	qt	Tech	Uniform	79-107	Boutin et al. 2005; hemp transformation plant in Aulnoy (France)
Quantity of propane	kg	qt	Tech	Uniform	0-0.30	
Quantity of diesel	l	qt	Tech	Uniform	0.5-4.82	
Proportions of nuclear electricity source	%.	qt	Tech	Uniform	75 - 85	EDF Energy, 2012 (France)

Table 5 : Parameters used for secondary transformation sub-system. Column headings: parameter name, unit [n.u=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption]

Parameters	Unit	Type	Class	pdf	Variation range	Type of sources and references
Hypothesis on allocation method including or not hemp dust as co-product	n.u	ql	Meth	Uniform discrete	including, not including	Assumption
Mass of hemp shiv per ton of straw	kg	qt	Cont	Uniform	384-576	Experts' judgments, FNPC
Price of hemp shiv	€/kg	qt	Cont	Uniform	0.16-0.24	
Quantity of hemp shiv	kg	qt	Tech	Uniform	9-13	Arnaud and Boyeux, 2011 ; Inies database
Quantity of hydraulic lime	kg	qt	Tech	Uniform	19-29	
Quantity of water	kg	qt	Tech	Uniform	28-42	
Quantity of electricity	kWh	qt	Tech	Uniform	1.5-2	Boutin et al., 2006
Mass of hemp bark per ton of straws	kg	qt	Cont	Uniform	280-420	Experts' judgments, FNPC
Price of hemp bark	€/kg	qt	Cont	Uniform	0.28-0.42	
Quantity of hemp bark	kg	qt	Tech	Uniform	2.64-3	Inies database
Quantity of polyester	kg	qt	Tech	Uniform	0.36-0.5	
Quantity of electricity	kWh	qt	Tech	Uniform	25-31	

2.5. Simulation parameters for sensitivity analysis (steps III and IV)

For Morris indices, we discretized each input parameter X_i in ten values and set the number of trajectories (with a number of elementary effects computed for each parameter) $r = 30$. For Sobol indices, we ran 500 bootstrap replications of size 5,000 from an initial sample size $N = 10,000$. We then estimated a Sobol index confidence interval by considering the 5% and 95% percentiles.

3. Results: Morris sensitivity analysis Sobol sensitivity analysis on impact categories

For each insulation product studied, the Morris and Sobol methods were successively applied at the level of impact indicators and the results presented here concern the study per parameter. For the Sobol method Table 7 and Table 9 present only the first-order index values S_i (> 0.10) with their tendency (decreasing or increasing) for each parameter i found to be most influential on the production processes of insulation board and hemp concrete. The parameters are from the industrial transformation sub-system but also from the agricultural production sub-system.

3.1 Environmental management approach

3.2. LCA approach

Few general observations can be pointed out from both Morris and Sobol SA results, for all impact categories, by considering both insulation products.

At first, for almost all parameters, the ratio σ_i/μ_i^* satisfies the condition $0.1 < \sigma_i/\mu_i^* < 0.5$; showing possible interactions and/or non linearity of the effects of these parameters. Then, the methodological parameter *allocation method* has a preponderant influence on almost all environmental impact categories related to the production of hemp concrete, but not on the production of insulation board. This *allocation method* parameter has always a decreasing trend ($\mu < 0$) in the case of hemp concrete, i.e. most of the impacts are attributed to hemp bark by mass allocation, whereas impacts are distributed more evenly between hemp co-products (bark, shiv and, when relevant, dust) by economic allocation (Table 5). In the case of insulation board, the trend of *allocation parameter* is decreasing except for *energy demand* where mass allocation has an increasing trend ($\mu > 0$) (Table 6). In addition, the partitioning method logically interacts with the masses and prices of products used for calculating the allocation coefficients, and the parameters used for primary and secondary industrial transformations. Furthermore the qualitative parameter *including or not hemp dust as co-product* related to the partitioning method is not influential but has a decreasing trend favorable to including a third co-product since this reduces the impact of the other co-products.

Finally, depending on the impact category, some parameters that had a considerable influence when only the agricultural production phase was analysed, remain influential after including the industrial transformation phase

The two following sub-sections present the SA results for the two industrial products. Our analysis focusses on the most influential parameters per impact category, considering also

the significant interactions between them. All complete results for Sobol SA are given in supplementary material

3.2.1 Production of insulation board

For producing the insulation board almost all environmental impacts are generated during the hemp crop production phase, except for *climate change* and *CED* (Table 6, Table 7).

Considering *climate change*, the *technological* parameter *quantity of polyester* consumed ($S_i=46\%$) from the industrial sub-system is found to be the most influential followed by the *methodological* parameter *allocation method* ($S_i=10\%$). These two parameters have an increasing trend. For the *allocation method*, it means that most of the impacts on *climate change* are attributed to hemp concrete by using economic allocation whereas mass-based allocation is more favorable to the insulation board for this impact category.

For *CED*, the *technological* parameters are entirely responsible of the variation on this impact category: the *quantity of electricity* consumed for bark transformation ($S_i=85\%$), the *fraction of nuclear electricity* in mix electric model ($S_i=30\%$) and the *quantity of polyester* ($S_i=12\%$) are the most influent parameters. Note that the individual influence of these parameters measured by the indices S_i is over-estimated by the simulations (sum of first order indices > 100%).

For *acidification*, *eutrophication*, *human toxicity*, *ecotoxicity* and *land competition*, some parameters from agricultural sub-system are the most influent according to Table 7.

The *type of mineral fertilizer* applied has a dominating influence (29%) on the *acidification* impact category followed by the *allocation method* (8%) and *crop production scenario* (7%). Some interactions are detected related to the *type of mineral fertilizer*: interactions with the *allocation method* are negligible (2%) , they are a little stronger (8%) with the *crop production scenario*. An interaction of 6% is detected between the two last parameters.

For *eutrophication*, the *contextual* environmental parameter *clay content of the soil* has a major influence (26%): the eutrophication impact decreases when this parameter increases. The *straw yield* (5%) is ranked as the second influential. The *technological* parameters emerging for this impact category are the *crop production scenario* (6%) and the *quantity of nitrogen fertilizer* (4%). A significant interaction (14%) is present between the *clay content of the soil* and the *quantity of nitrogen fertilizer* while it is weak (3%) between *clay content of the soil* and the *crop production scenario*.

The variations of *human toxicity* and *ecotoxicity* are essentially due to the variations of *technological* parameters related to agricultural engines. The *engine release year* has dominating influence (respectively, 39% and 26%) followed by *working speed* (10%) on the two impact categories. For *human toxicity*, there is also the *engine rated power* having $S_i=10\%$.

At last, for the *land occupation* impact category, the *crop production scenario* and *straw yield* have dominating influence (respectively, 22% and 14%) with a decreasing tendency on the surface occupation. There is a small interaction considerable interaction

between the two parameters in order of 5.2% and a stronger interaction between the *crop production scenario* and the *allocation method* ($S_i=8\%$) in order of 21%.

From the previous results, the *technological* parameters have a significant influence on various impact categories allowing to envisage some technological options for reducing several impacts.

3.2.2. Production of hemp concrete

Similarly to the production of insulation board, the influence of parameters from the industrial sub-system on impacts essentially emerge for *climate change* and *CED* categories for producing hemp concrete. More precisely, the *quantity of hydraulic lime* consumed has a dominating influence (47%) followed by *allocation method* (16%) on *climate change*. Both parameters are also found as most influential ones for *CED* but with an inverted order : *allocation method* is the most influential (28%) and the *quantity of hydraulic lime* consumed comes second (Table 8, Table 9).

For *acidification*, *eutrophication*, *human toxicity*, *ecotoxicity* and *land competition*, the parameters having a major influence are in general the same as for producing insulation board: they emerge from agricultural sub-system. The main difference comes from the *allocation method* which has a significant influence: for producing hemp concrete, the choice between mass or economic allocation has a dominating influence (38%) for *land occupation* and *eutrophication*, and is the second most influential parameter for all other impact categories except for *human toxicity* where the *engine release year* (35%) and the *engine rated power* (9%) are dominating. Note that the greater influence of the *allocation method* for producing hemp concrete than insulation board reduces the influence of other parameters in comparison with the production of insulation board.

Let us now analyse the interactions by considering the influential parameters. For *acidification*, the *type of mineral fertilizer* interacts with the *allocation method* (3%) and, logically, with parameters such as *straw yield*, bark and hemp dust prices (around 3% of interaction with each one) used for calculating allocation coefficients. For *eutrophication*, the *clay content of the soil* interacts with the *quantity of nitrogen fertilizer* (5%), the *allocation method* (2%) and, as previously, the *straw yield* and masses and prices of co-products (a total interaction of 9.3%). For *human toxicity* and *ecotoxicity* impact categories there is an interaction between *technological* parameters related to agriculture engines and the allocation method.

Finally, the significant influence of *technological* parameters on environmental impact categories provides some technological options for reducing these impacts.

Table 6: Morris indices for the five most influent parameters on impact categories related to production of insulation board.

<i>Impact categories</i>	<i>Parameters</i>	μ_i^*	μ_i	σ_i
<i>Climate change</i>	<i>Quantity of polyester</i>	1.11	1.11	3.13E-16
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	6.42E-01	-6.42E-01	7.32E-03
	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	5.93E-01	5.93E-01	4.58E-02
	<i>Crop production scenario</i>	5.03E-01	-4.14E-01	9.94E-02
	<i>Allocation method</i>	4.37E-01	-5.25E-02	1.03E-01
<i>Acidification</i>	<i>Type of mineral fertilizer</i>	7.30E-03	7.30E-03	8.98E-04
	<i>Crop production scenario</i>	6.00E-03	-5.18E-03	1.23E-03
	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	5.86E-03	5.86E-03	6.87E-04
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	4.94E-03	-4.94E-03	5.64E-05
	<i>Allocation method</i>	4.76E-03	-1.67E-03	1.09E-03
<i>Eutrophication</i>	<i>Clay content of the soil</i>	1.22E-02	-1.15E-02	3.79E-03
	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	9.17E-03	9.17E-03	2.10E-03
	<i>Crop production scenario</i>	5.94E-03	-5.45E-03	1.16E-03
	<i>Straw yield</i>	4.93E-03	-4.93E-03	7.17E-04
	<i>Allocation method</i>	4.55E-03	-2.07E-03	9.54E-04
<i>Human toxicity</i>	<i>Engine release year</i>	1.12E+02	-1.12E+02	1.41E+01
	<i>Working speed</i>	8.14E+01	-8.14E+01	1.37E+01
	<i>Engine rated power</i>	7.93E+01	7.93E+01	1.08E+01
	<i>Crop production scenario</i>	4.06E+01	-1.84E+01	1.01E+01
	<i>Rating motor</i>	3.71E+01	3.71E+01	4.85
<i>Ecotoxicity</i>	<i>Engine release year</i>	3.74	-3.74	4.70E-01
	<i>Engine rated power</i>	2.73	2.73	3.62E-01
	<i>Working speed</i>	2.72	-2.72	4.60E-01
	<i>Quantity of electricity consumed for hemp bark (Transf. 2)</i>	2.45	2.45	2.55E-02
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	2.06	-2.06	2.35E-02
<i>Cumulative energy demand</i>	<i>Quantity of electricity consumed for hemp bark (Transf. 2)</i>	7.24E+01	7.24E+01	4.11E-01
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	3.33E+01	3.33E+01	3.79E-01
	<i>Quantity of polyester</i>	1.81E+01	1.81E+01	1.80E-14
	<i>Price of hemp shiv</i>	6.33E+00	-6.33E+00	9.86E-01
	<i>Allocation method</i>	4.92E+00	1.65E+00	1.14E+00
<i>Land competition</i>	<i>Crop production scenario</i>	2.26	-2.15	4.34E-01
	<i>Allocation method</i>	1.85	-1.00	3.79E-01
	<i>Straw yield</i>	1.54	-1.54	9.64E-02
	<i>Price of hemp shiv</i>	9.43E-01	-9.43E-01	1.57E-01
	<i>Hypothesis on allocation method</i>	6.74E-01	-6.74E-01	1.24E-01

Table 7: Mean value of Sobol first order indices S_i for most influent parameters on impact categories related to production of insulation board, technological parameters have been highlighted in grey.

<i>Impact categories</i>	<i>Parameters</i>	S_i
<i>Climate change</i>	<i>Quantity of polyester</i>	46%
	<i>Allocation method</i>	10%
	<i>Type of mineral fertilizer</i>	8%
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	8%
<i>Acidification</i>	<i>Type of mineral fertilizer</i>	29%
	<i>Allocation method</i>	8%
	<i>Crop production scenario</i>	7%
<i>Eutrophication</i>	<i>Clay content of the soil</i>	18%
	<i>Crop production scenario</i>	6%
	<i>Straw yield</i>	5%
<i>Human toxicity</i>	<i>Engine release year</i>	39%
	<i>Working speed</i>	10%
	<i>Engine rated power</i>	10%
<i>Ecotoxicity</i>	<i>Engine release year</i>	26%
	<i>Working speed</i>	10%
	<i>Rating motor</i>	8%
	<i>Quantity of polyester</i>	7%
<i>Cumulative energy demand</i>	<i>Quantity of electricity consumed for hemp bark (Transf. 2)</i>	85%
	<i>Fraction of nuclear electricity</i>	30%
	<i>Quantity of polyester</i>	12%
<i>Land competition</i>	<i>Crop production scenario</i>	22%
	<i>Straw yield</i>	14%
	<i>Mass of bark</i>	8%
	<i>Allocation method</i>	8%

Table 8: Morris indices for the five most influent parameters on impact categories related to production of hemp concrete.

<i>Impact categories</i>	<i>Parameters</i>	μ_i^*	μ_i	σ_i
<i>Climate change</i>	<i>Quantity of hydraulic lime</i>	8.19	8.19	1.81E-15
	<i>Allocation method</i>	2.29	-1.41	4.84E-01
	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	2.22	2.22	2.73E-01
	<i>Quantity of hemp shiv</i>	2.09	2.09	1.29E-01
	<i>N₂O direct Emission factor</i>	1.72	1.72	1.35E-01
<i>Acidification</i>	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	2.48E-02	2.48E-02	2.11E-03
	<i>Type of mineral fertilizer</i>	2.47E-02	2.47E-02	2.74E-03
	<i>Allocation method</i>	2.28E-02	-1.37E-02	4.34E-03
	<i>Crop production scenario</i>	2.02E-02	-1.68E-02	4.31E-03
	<i>Quantity of hemp shiv</i>	1.86E-02	1.86E-02	1.23E-03
<i>Eutrophication</i>	<i>Clay content of the soil</i>	3.92E-02	-3.27E-02	1.45E-02
	<i>Quantity of nitrogen fertilizer</i>	3.01E-02	3.01E-02	1.07E-02
	<i>Quantity of hemp shiv</i>	2.14E-02	2.14E-02	3.89E-03
	<i>Crop production scenario</i>	2.09E-02	-1.87E-02	7.02E-03
	<i>Allocation method</i>	1.92E-02	-1.31E-02	3.79E-03
<i>Human toxicity</i>	<i>Engine release year</i>	5.53E+02	-5.53E+02	6.64E+01
	<i>Engine rated power</i>	3.14E+02	3.14E+02	4.86E+01
	<i>Working speed</i>	2.79E+02	-2.79E+02	4.41E+01
	<i>Allocation method</i>	2.34E+02	-1.56E+02	5.78E+01
	<i>Crop production scenario</i>	2.22E+02	-1.08E+02	5.30E+01
<i>Ecotoxicity</i>	<i>Engine release year</i>	1.85E+01	-1.85E+01	2.22
	<i>Engine rated power</i>	1.08E+01	1.08E+01	1.64
	<i>Allocation method</i>	1.07E+01	-7.14	2.28
	<i>Crop production scenario</i>	9.49	-4.52	2.13
	<i>Working speed</i>	9.28	-9.28	1.48
<i>Cumulative energy demand</i>	<i>Quantity of hydraulic lime</i>	4.63E+01	4.63E+01	1.14E-14
	<i>Quantity of hemp shiv</i>	2.79E+01	2.79E+01	1.09
	<i>Allocation method</i>	2.59E+01	-1.33E+01	5.33
	<i>Price of hemp shiv</i>	1.83E+01	1.83E+01	3.44
	<i>Crop production scenario</i>	1.58E+01	-7.17	3.23
<i>Land competition</i>	<i>Allocation method</i>	8.58	-6.17	1.54
	<i>Crop production scenario</i>	6.88	-6.52	1.50
	<i>Straw yield</i>	6.33	-6.33	5.45E-01
	<i>Quantity of hemp shiv</i>	5.35	5.35	3.21E-01
	<i>Price of hemp shiv</i>	3.30	3.30	6.52E-01

Table 9: Mean value of Sobol first order indices for most influent parameters on impact categories related to production of hemp concrete, technological parameters have been highlighted in grey.

<i>Impact categories</i>	<i>Parameters</i>	S_i
<i>Climate change</i>	Quantity of hydraulic lime	47%
	Allocation method	16%
	Quantity of hemp shiv	9%
<i>Acidification</i>	Type of mineral fertilizer	26%
	Allocation method	22%
	Quantity of hemp shiv	6%
<i>Eutrophication</i>	Allocation method	16%
	Clay content of the soil	14%
	Quantity of nitrogen fertilizer	7%
<i>Human toxicity</i>	Engine release year	35%
	Engine rated power	9%
	Working speed	8%
	Allocation method	7%
<i>Ecotoxicity</i>	Engine release year	30%
	Allocation method	12%
	Engine rated power	7%
	Working speed	7%
<i>Cumulative energy demand</i>	Allocation method	28%
	Quantity of hydraulic lime	15%
	Quantity of hemp shiv	14%
<i>Land competition</i>	Allocation method	38%
	Straw yield	9%
	Crop production scenario	9%

3.3 LCA results with favorable technological scenarios

After identifying all key *technological* parameters (Table 7 and Table 9), we can recalculate LCA results to assess environmental impacts either with a favorable scenario or a default scenario, using a Monte Carlo simulation (considering a sample size of 5,000). The default scenario was calculated by setting all influential *technological* parameters at their default value and all influential *contextual* and *methodological* parameters according to their probability distribution (Table 4 and Table 5). The favorable scenario was calculated by setting all influential *technological* parameters at their most favorable values, (with the influential *contextual* and *methodological* parameters set identical to the default scenario, i.e. according to their probability distribution). All non-influential parameters were set at their default or recommended value. We also computed the percent relative deviation from the mean value in supplementary material (Annexe III).

The environmental impacts of the system for production of insulation board are reduced by 83%, 11% and 13% for the *human toxicity*, *ecotoxicity* and *cumulative energy demand* impact categories (**Figure 5**). For these impact categories, the probability distributions related to the default and favorable scenario did not overlap. The best improvement is obtained for *human toxicity* where the variations of parameters *release year*, *engine rated power* and *working speed* of agriculture engine together have an influence of 59% (sum of their first order Sobol index). Regarding the other impact categories, *climate change*, *acidification*, *eutrophication* and *land occupation*, there is no improvement, i.e. the probability distributions related to default and favorable scenarios overlapped.

For producing hemp concrete, the greater impact reduction equal to 65.33% is allowed by the favorable technological scenario on *human toxicity* in Figure 5, where the parameters

related to the agricultural engine have a dominating influence (sum of their first order Sobol index equal to 52%) providing, thus, considerable action levers. These same parameters are also both influent on *ecotoxicity*, which is reduced by 37%. For the other impact categories, a reduction of around 20% with more or less overlap of the probabilities distributions (**Figure 6**) is observed related to the fact that the most influential parameters for these categories are shared between *technological*, *contextual* (*Clay content of the soil*) and *methodological* (*allocation method*) groups, except for *human toxicity* and *ecotoxicity*.

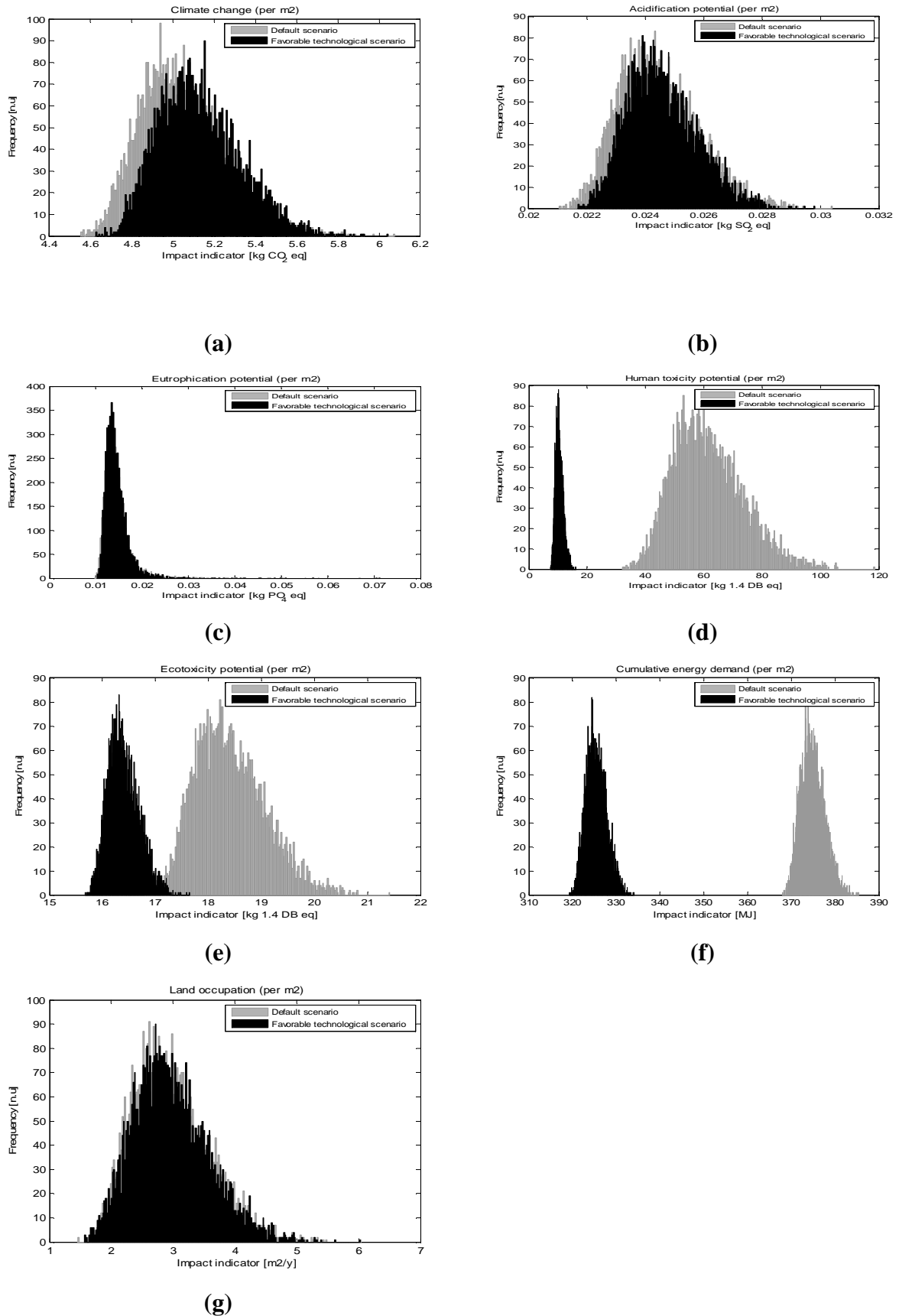


Figure 5 : Impacts of the default scenario versus the favorable technology scenario for production of insulation board

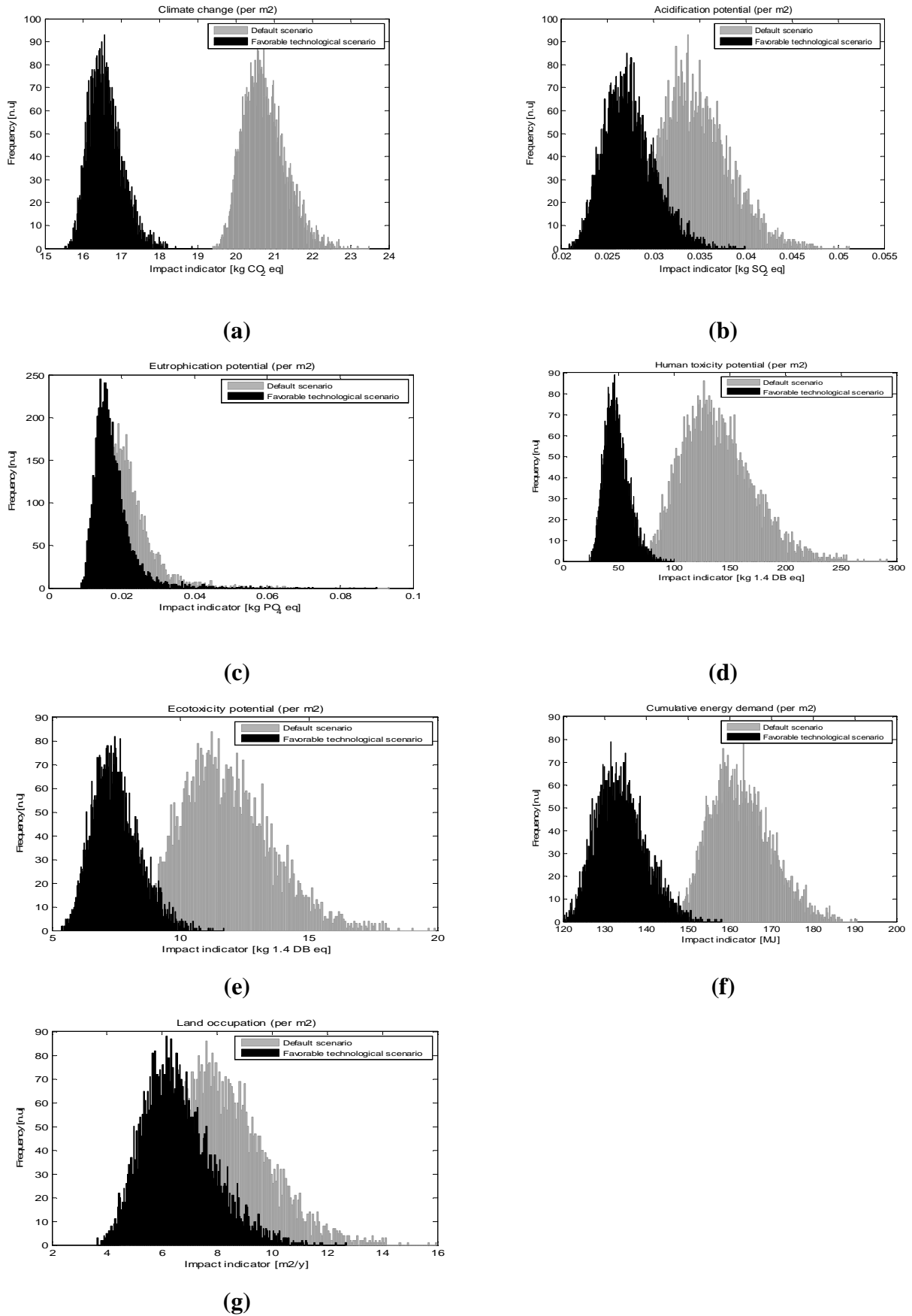


Figure 6 : Impacts of the default scenario versus the favorable technology scenario for production of hemp concrete

4. Discussion

Note that the economic allocation raises the problem of the fluctuation of bark and shiv prices according to the supply-demand; while the mass-based allocation is problematic, because the bark represent a minor fraction of the stem mass but it is the major reason for hemp cultivation.

This section presents some recommendations based on technological options.

The *quantity of polyester* and *quantity of electricity* consumed during secondary transformation are the *technological action levers* available for the economic actor to reduce impact on *climate change* and *cumulative energy demand* for insulation board. The *fraction of nuclear electricity* in mix electric model is also an action lever for reducing impact however it is not under the direct control of the industrial actor but it rather depends on the country where the processing plant is located. Furthermore, our study reveals that most technological options depend on farmer decisions during hemp crop production through the influence of parameters related to agricultural engines, the *crop production scenario*, the *quantity of nitrogen fertilizer* and the *type of mineral fertilizer*.

From industrial transformation, it turns out to be better for *climate change* and *cumulative energy demand* to reduced the *quantity of polyester* and *electricity* for producing insulation board, and the quantity of *hydraulic lime* for producing hemp concrete.

Regarding the agricultural phase, which is common for the two insulation products, the influence of the *engine rated power* on *human toxicity* and *ecotoxicity* (7%-10%) during hemp crop production suggested that it might be worthwhile for farmers to use several types of equipment with different *engine power ratings* in order to adapt the *power* to the required operation. The *engine age* is also influent on these two impact categories (26%-39%): This result however should be further explored because all *hydrocarbon* emissions were assumed to be *polycyclic aromatic hydrocarbon* due to the fact that no model could be found to estimate the chemical nature of organic emissions. Furthermore, the study points out that it would be better for the *acidification* impact category to use *calcium ammonium nitrate* concerning the choice of *mineral fertilizer*. At last, about the use of land as a resource the *crop production scenario* has a first Sobol index equal to 22% and 9% for producing insulation and hemp concrete, respectively. The best option was a crop producing both straw and seed, but further investigations are required for this point by taking into account information about the context of farming such as the economic market perspective.

Finally it can be noted that some parameters from *contextual* environmental category issue from agricultural sub-system remain influent. That concern the *clay content of the soil* on *eutrophication* or *straw yield on land competition*.

5. Conclusion

The systematic method applied in this work is useful to propose various action possibilities for the actor of a foreground system involved throughout a product's life cycle. This approach is also useful for integration into eco-design approaches, i.e. it can easily be complemented by cost models. However it has the disadvantage to be very consuming in term of computation time of models. Moreover, it is going to become more and more time consuming especially as for pursuing our study we added the sub-systems and, consequently, the models, of the different actors involving during a product life cycle. The method was effective and consistent since in our case study the parameters which were emerging as being influent from agricultural production by considering the agricultural sub-system alone remained influential when considering the agricultural and industrial sub-systems together.

The importance of the type of allocation applied was also pointed out underlying the importance of reglementation on the choice of allocation method. However, parameters used as inputs for allocation coefficients were not found influent, meaning that finally, the future prospects of this work would be to interest in some tools for reducing model and in the consequences that the choices of economic actor induced on market policies (consequential LCA modeling).

Acknowledgements

The authors acknowledge the French Environment and Energy management Agency (ADEME) and the region Pays de la Loire, France, for their financial support.

The research and education chair of civil engineering and eco-construction is financed by the Chamber of Trade and Industry of Nantes and Saint-Nazaire cities, the CARENE (urban agglomeration of Saint-Nazaire), Charier, Architectes Ingénieurs Associés, Vinci construction, the Regional Federation of Buildings, and the Regional Federation of Public Works. The authors wish to thank these partners for their patronage.

Finally, co-authors of the article are grateful to their research networks, EcoSD (the French network for eco-design of sustainable systems www.ecosd.fr) and AgorACV (the regional network of LCA scientists in the Bretagne and Pays de la Loire regions), allowing them to continuously progress in their knowledge and expertise.

6. References

- Allen, A. N., Das, S., Field, F., Gregory, J., Kirchain, R., 2008. Enabling Environmentally-Informed Materials Selection Decisions: Robustness of Early Stage Lifecycle Assessment. Industry studies association. WP-2008-05. 7, Cambridge.
- Andrianandraina, Ventura, A., Senga Kiessé, T., Cazacliu, B., Idir, R., van der Werf, H.M.G., 2014. Sensitivity analysis of environmental process modeling in a life cycle context - a case study of hemp crop production. *International Journal of Industrial Ecology* (in press).
- Arnaud, L., Gourlay, E., 2012. Experimental study of parameters influencing mechanical properties of hemp concretes. *Construction and Buildings Materials* 28, 50-56.
- Benfratello .S., Capitano, C., Peri, G., Rizzo, G. Scaccianoce, G., Sorrentiono, G., 2013. Thermal and structural properties of a hemp-lime biocomposite. *Construction and Buildings Materials* 48, 745-754.
- Boto, J., P. Pastrana, M. Suarez., 2005. *Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España*. [Energy consumption of agricultural operations in Spain] Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía, MAPA: 77, Spain.
- Boutin, M.-P., Flamin, C., Quinton, S., Gosse, G., 2005. Analyse du cycle de vie de : compounds thermoplastiques chargés fibres de chanvre et Mur en béton de chanvre banché sur ossature en bois. Technical report, INRA Lille.
- Cicala, G., Cristaldi, G., Recca, G., Ziegmann, G., El-Sabbagh, A., Dickert, M., 2009. Properties and performances of various hybrid glass/natural fibre composites for curved pipes. *Materials and Design* 30, 2538-2542.
- Collet, F., Chamoin J., Pretot, S., Lanos, C., 2013. Comparison of the hygric behaviour of three hemp concretes. *Energy and Buildings* 62, 294-303.
- De Klein, C., Novoa, R.S.A., Ogle, S., Smith, K. A., Rochette, P., Wirth, T. C., McConkey, B. G., Mosier, A., Rypdal, K., 2006. N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application. In *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, edited by Eggleston S. et al. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. (4)
- Emmenegger, M. F., J. Reinhard, R. Zah., 2009. *Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report*. EMPA, Dübendorf.
- Esnault, P., Commin, Y., Vannini, A., 2010. Les écomatériaux dans l'aménagement et la construction en ile-de France [Ecological material for building in Ile-de-France]. Ministère de l'énergie du développement durable et de la mer, France.
- FOEN. 2009. *The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006*. UW-0906-E. Environmental Studies - Life Cycle Assessment. Switzerland: Federal Office for the Environment FOEN.
- Frischknecht, R., N. Jungbluth, H-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hischer, S. Humbert, M. Margni, T. Nemecek . 2007. Ecoinvent v2.0: Overview and methodology. Ecoinvent report. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf.
- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Gall, A.L., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A. 2009. Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. [Methodological guide for agricultural activities, green gashouse estimation]. Institut de l'élevage IFIP ITAVI ARVALIS CETIOM ITB, France.
- Hamby, D.M., 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environ Monit Assess* 32, 135–154.
- Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., 2004. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In *iEMSs 2004 International Congress: Complexity and Integrated Resources*

- Management. International Environmental Modelling and Software Society. Osnabrueck, Germany.
- JRC, Commission European. 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—general guide for life cycle assessment—detailed guidance*. 2010. EUR 24708 EN. European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- Morris, M.D., 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33, 161–174.
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Ecoinvent report n 15. Agroscope Reckenholz - Tänikon Research Station ART.
- Senga Kiessé, T., Ventura, A., Andrianandraina, Idir, R., van der Werf, H., 2013. Action-oriented Life Cycle Assessment: case study of hemp based insulation products for buildings. In *the 19th SETAC LCA Case Study Symposium.*, Rome, Italy, 11-13 November 2013.
- Sobol, I.M., 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55, 271–280.
- Tillman, A-M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20 (1), 113–123.
- Tran Le, A.D., Maalouf, C., Mai, T.H., Wurtz, E. and Collet, F., 2010. Transient hygrothermal behaviour of a hemp concrete building envelope. *Energy and Buildings* 42, 1797-1806.
- Turunen, L, van der Werf, H.M.G., 2007. The Production Chain of Hemp and Flax Textile Yarn and Its Environmental Impacts. *Journal of Industrial Hemp* 12 (2), 43-66.
- Turunen, L., van der Werf, H.M.G., 2006. Life cycle analysis of hemp textile yarn – Comparison of three hemp fibre processing scenarios and a flax scenario. French National Institute for Agronomy Research, Rennes. France.
- Van der Werf, H.M.G., Harsveld van der Veen, J.E., Bouma A.T.M., ten Cate, M., 1994. Quality of hemp (*Cannabis sativa* L.) stems as a raw material for paper. *Industrial Crops and Products*, 2: 219-227.
- Ventura, A., Andrianandraina, van der Werf, H.M.G., Idir, R., 2013. Action-oriented Life Cycle Assessment: example on hemp-based construction materials. 7th International Society for Industrial Ecology (ISIE), June 25-28, Ulsan, Korea.
- Ventura, A., Idir, R., Marceau, S., van Schoors, L., Andrianandraina, van der Werf, H.M.G., 2012. How to use LCA to assess materials as eco-design parameters in construction projects? Presented at the International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction – Civil engineering and buildings, A. Ventura and C. de la Roche, 10-12 July, Nantes, France.
- Ventura, A., P. Monéron, A. Jullien, P. Tamagny, Olard, F. 2009. Environmental Comparison at Industrial Scale of Hot and Half-Warm Mix Asphalt Manufacturing Processes. In *TRB 88th Annual Meeting 2009*, Washington : Paper 09 - 1274:1286.

List of figures

Figure 1 : Conceptual linkage between environmental management and LCA 3
Figure 2 : Steps involved in the combined LCA-SA method 5
Figure 3 : Industrial sub-system boundaries for this case study. 6
Figure 4: Scheme for partitioning allocation used in agricultural and industrial sub-systems for this case study (with m_x and p_x the mass and price of product x). 10
Figure 5 : Impacts of the default scenario versus the favorable technology scenario for production of insulation board..... 21
Figure 6 : Impacts of the default scenario versus the favorable technology scenario for production of hemp concrete..... 23

List of tables

Table 1 :Most influent parameters obtained for each considered impact category, from the study of the agricultural sub-system (Ventura et al. 2013, Andrianandraina et al. 2014) 7
Table 2 : Parameters used for the agricultural sub-system - Column headings: parameters name, unit [n.u.=unitless], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function (pdf), variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption] 7
Table 3 : Parameters used to connect the agricultural and primary transformation sub-systems. Column headings: parameter name, unit [n.u.=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; expert judgments; assumption]..... 10
Table 4 : Parameters used for primary production sub-system. . Column headings: parameter name, unit [n.u.=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption] 11
Table 5 : Parameters used for secondary transformation sub-system. Column headings: parameter name, unit [n.u.=without units], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Cont: contextual, Meth: methodological], Probability distribution function, variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption] 12
Table 6: Morris indices for the five most influent parameters on impact categories related to production of insulation board..... 16
Table 7: Mean value of Sobol first order indices S_i for most influent parameters on impact categories related to production of insulation board, technological parameters have been highlighted in grey. 17
Table 8: Morris indices for the five most influent parameters on impact categories related to production of hemp concrete..... 18
Table 9: Mean value of Sobol first order indices for most influent parameters on impact categories related to production of hemp concrete, technological parameters have been highlighted in grey. 19

III.5 Acteurs concepteur/utilisateur : ACV/AS de l'utilisation du béton de chanvre

III.5.1 Introduction

L'étude de la phase d'utilisation du béton de chanvre a pour objectif de connaître l'influence des paramètres du cycle de vie de ce matériau sur les performances environnementales du bâtiment dans lequel il est utilisé. Sa fonction principale étant l'isolation thermique, nous considérerons pour cette phase uniquement les performances du matériau pour maintenir un niveau de température à l'intérieur du bâtiment.

Notre objectif est d'identifier des leviers d'action de l'acteur concerné en lien avec l'utilisation de ce matériau. Nous identifions deux principaux acteurs économiques présents dans la vie en service du bâtiment : le concepteur et l'utilisateur. Le concepteur car il est la fois le décideur sur les matériaux à utiliser lors de la mise en œuvre, de l'architecture, des performances technique des différents éléments du bâtiment desquels vont dépendre la consommation d'énergie lors de la vie en service, ainsi que des flux de matériau lors des divers opérations de maintenance et d'entretien. L'utilisateur, car il est responsable du contexte d'utilisation du bâtiment, ses choix et ses moyens peuvent avoir une influence considérable sur les consommations d'énergie de chauffage et de climatisation par le bâtiment durant la phase d'utilisation.

Il est important de situer le bâtiment dans son contexte d'utilisation, en prenant en compte les autres facteurs susceptibles d'avoir une influence sur les performances thermiques. Ces facteurs sont nombreux :

- influence de facteurs liés aux caractéristiques du bâtiment à savoir la surface, la typologie, l'orientation, les interactions entre les volumes (qui peuvent être directes comme les ouvertures ou indirectes comme la présence de système de ventilation, d'un système de chauffage ou de climatisation),
- influence de facteurs liés à différentes parois : composition de la paroi, présence de ponts thermiques, isolation,
- influence de facteurs extérieurs : température, vent, ensoleillement, taux d'humidité.

La description des phénomènes physiques prenant en compte ces différents paramètres et leur interactions rend complexe la modélisation du comportement énergétique du bâtiment. Les acteurs concepteurs des bâtiments doivent prendre en compte ces multiples influences et leurs interactions pour augmenter l'efficacité énergétique du bâtiment.

Ainsi, dans notre approche d'éco-conception, nous cherchons à identifier la part d'influence de notre matériau d'isolation thermique parmi ces multiples paramètres, pour déterminer les différents leviers d'action du concepteur, et parmi eux, si les aspects concernant le matériau lui-même constituent de réels leviers d'action. Notre premier-plan dans cette phase d'utilisation, est relatif aux performances thermiques de l'isolant béton de chanvre en interaction avec son contexte d'utilisation.

Pour ce faire, nous avons considéré deux étapes correspondant à deux échelles : le comportement du matériau seul comme isolant thermique à l'échelle de la paroi, puis le comportement de la paroi à l'échelle du bâtiment.

- La première étape consiste en l'étude de la variabilité de la température et de l'humidité relative à l'échelle de la paroi dans l'objectif d'identifier les paramètres influents sur ces deux transferts couplés. Ce n'est pas une étude ACV, mais elle est nécessaire dans

l'objectif de ne retenir que les paramètres influents liés au contexte d'utilisation du matériau étudié. (pour l'application voir Annexe IV)

- La deuxième étape consiste à étudier l'influence des paramètres retenus comme influents à l'échelle de la paroi, comparés aux autres paramètres à l'échelle bâtiment, sur les performances énergétiques du bâtiment. C'est cette étape qui permettra de réaliser une étude des performances environnementales de l'usage, et de déterminer les leviers d'action du concepteur.

Dans ce travail nous avons traité la première étape, qui est présentée sous forme d'un article qui sera soumis au *Journal of Heat and Mass Transfer* (en Annexe IV du présent document). La seconde partie n'a pas été traitée mais a fait l'objet d'une étude préliminaire, dont nous présenterons les perspectives en fin de cette partie (III.5.2 Etude préliminaire de l'utilisation du béton de chanvre dans le bâtiment et perspectives d'études page 181).

III.5.2 Etude préliminaire de l'utilisation du béton de chanvre dans le bâtiment et perspectives d'études

Dans le cadre de notre étude préliminaire à l'échelle du bâtiment, nous avons étudié la consommation d'énergie de chauffage et de climatisation dans un bâtiment simplifié. Celui-ci est considéré comme un parallélépipède ayant des dimensions similaires à un bâtiment, avec des surfaces composées du béton de chanvre, pendant une durée de vie d'une année.

Dans ce qui suit nous présentons les différentes étapes de notre approche ACV/AS lors de son application sur l'étude de la vie en service du matériau. Pour chaque étape, nous présentons les perspectives pour une étude exhaustive de la vie en service du bâtiment ensuite les étapes que nous avons effectuées lors de notre étude préliminaire du cas simplifié de bâtiment.

III.5.2.1 Etape 1 - Définition du système, des sous-systèmes et des objectifs

Dans la littérature nous avons identifié l'utilisation d'unité fonctionnelle pour le bâtiment comme « la fourniture d'une unité de surface (habitable ou totale) pour une durée donnée ». Les modalités de prise en compte de la durée de vie varient selon les auteurs. Certains auteurs utilisent une durée de vie typique (Peuportier 2001; Sharma et al. 2011), tandis que d'autres rapportent leur étude à l'équivalent d'une année (Blengini & Di Carlo 2010). Rapporter les résultats à une année présente l'intérêt d'avoir une certaine comparabilité entre différents bâtiment pour lesquels différentes valeurs de durée de vie ont été choisies, bien que la comparaison stricte est toutefois délicate du fait de caractéristiques fonctionnelles parfois très différentes. Dans nos perspectives de travail pour l'étude du matériau lors de sa vie en service, l'utilisation de cette unité fonctionnelle semble pertinente. L'unité fonctionnelle que nous avons considérée pour cette étude est donc « ***1m² de surface que nous considérons comme habitable dans une condition jugée confortable pour une durée de 1 ans*** ». Ici, la qualité de surface habitable est liée aux régulations en surface minimale habitable et en volume habitable minimal (surface minimale de 9 m² par personne, hauteur minimale de 2,2 m (Legifrance 2014)). La notion de confortable ici est liée à la température de l'air à l'intérieur du volume que nous maintenons dans l'intervalle de 20-24°C (la température de confort d'hiver minimum indiquée par la loi est de 18°C (Legifrance 2014.)).

Pour notre cas d'étude préliminaire, notre objectif est de quantifier la consommation d'énergie d'un cas simple de bâtiment. L'étude préliminaire ne prend en compte que la consommation d'énergie de chauffage et de climatisation pour maintenir ce volume dans des conditions de confort thermique. Elle ne va pas jusqu'au calcul des indicateurs ACV de performance environnementale.

III.5.2.2 Etape 2 - Calcul de l'inventaire et évaluation des impacts du cycle de vie

Le sous-système et les processus présents dans la phase d'utilisation sont considérés comme sous-système en premier plan où nous avons les deux acteurs concepteur et utilisateur du bâtiment. Les autres sous-systèmes du cycle de vie du bâtiment à savoir : en amont ceux de la phase de production des matériaux, la phase de construction et la phase de fin de vie sont considérés comme étant les sous-systèmes en arrière plan et en aval le sous-système de fin de vie qui comprend les procédés de déconstruction, de démolition de transport d'éventuelle recyclage et de mise en décharge. Les perspectives d'approche d'inventaire pour l'étude du bâtiment pour ces différents sous-systèmes et les approches d'inventaires que nous avons utilisés pour notre cas simplifié de bâtiment sont présentées par la suite.

Le sous-système au premier-plan

Pour les processus en premier-plan du sous-système de vie en service du matériau l'intérêt est porté sur l'étude de la consommation d'énergie de chauffage et de climatisation. Dans la littérature, des modèles et outils de simulation tel que Energyplus (Crawley et al. 2000), TRNSYS (Trnsys 2000), Designbuilder (Tindale 2005), Comfie (Peuportier & Blanc 1991) peuvent être utilisés pour estimer la consommation d'énergie lors de la vie en service du bâtiment.

Dans notre cas d'application nous avons retenu comme critère de confort la température. Cependant, il est à remarquer que la notion de confort du bâtiment est assez subjective. Celle-ci peut dépendre de paramètres autres que la température telle que, par exemple, l'humidité, la vitesse de l'air, l'activité de l'occupant, son habillement (Andrianandraina 2009).

Dans notre cas d'étude préliminaire, nous avons utilisé le modèle simplifié qui permet d'estimer la consommation d'énergie de notre volume de bâtiment. Nous avons choisi d'utiliser cette approche pour les raisons suivantes :

(i) l'accessibilité : certains des logiciels ne permettent pas de prendre en compte des propriétés de matériaux variables ;

(i) le couplage des logiciels existants avec l'analyse de sensibilité et l'ACV mise en œuvre sous matlab© sont très difficiles, dès lors qu'il peut être nécessaire de réaliser des répétitions de calcul élevées (pouvant allant jusqu'à 10.000), qui est impossible à mettre en œuvre manuellement dans un temps raisonnable ;

(ii) certains des logiciels existants ne prennent pas en compte les phénomènes de transfert hydrique à travers les parois. Or le matériau isolant à base de chanvre est un matériau fortement hygroscopique (absorbe et rejette de l'eau selon l'humidité de son environnement). Cependant dans notre cas d'étude seule la perméabilité à la vapeur du matériau a été prise en compte.

Le modèle de consommation d'énergie du bâtiment

La modélisation du comportement dynamique d'un bâtiment, la prédiction de la consommation d'énergie du bâtiment, fait intervenir de nombreux phénomènes physiques (Woloszyn & Rode 2007). Comme nous pouvons le voir dans la Figure 34 la modélisation peut faire intervenir des interactions entre les trois variables d'état : énergie, flux d'air et humidité. La prise en compte de ces phénomènes varie suivant les modèles et les hypothèses

de simplification considérées afin de simplifier la représentation des phénomènes complexes réels dans le bâtiment.

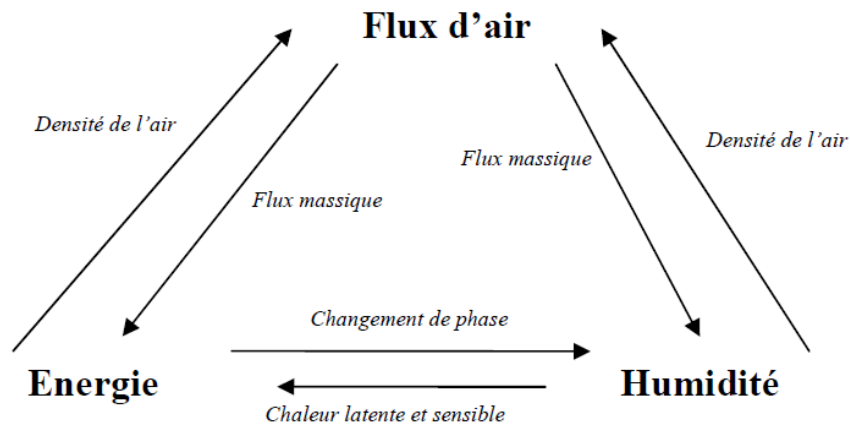


Figure 34 : principales interactions entre les trois variables d'état qui interviennent lors de la modélisation du bâtiment (Woloszyn & Rode 2007)

Différentes approches de modélisation peuvent être utilisées suivant l'objectif de l'étude et suivant le niveau de finesse des résultats attendus afin de modéliser ces différents phénomènes à l'intérieur du bâtiment. Mora (2003) dénombre quatre principaux niveaux de finesse ou de modélisation : la modélisation monozone, la modélisation multizone (ou méthode nodale), la modélisation intermédiaire (ou zonale) et la modélisation par code des champs (ou CFD). Les phénomènes qui seront pris en compte vont dépendre du choix de l'approche de modélisation et aussi des hypothèses simplificatrices considérées par le modélisateur. Un descriptif succinct des quatre approches de modélisation utilisées pour le bâtiment est donné par la suite (Mora 2003).

-
- *Une modélisation monozone* : a pour objectif de prédire et de maîtriser les déperditions par l'enveloppe du bâtiment ou par renouvellement d'air. Elle consiste à modéliser uniformément l'intérieur du bâtiment, qui sera décrit par un même jeu de variables température, humidité, pression, ... Lors de cette modélisation, les différents éléments constitutifs de la paroi du bâtiment sont détaillés et les déperditions à travers ces éléments sont étudiées.
- *Une modélisation multizone (ou nodale)* : a pour objectif de modéliser les différentes zones (peut-être des pièces) du bâtiment uniformément comme précédemment. Un seul jeu de variables est considéré pour chaque zone. A la différence de la modélisation monozone elle permet de tenir compte des interactions entre les différentes zones du bâtiment considéré.
- *Une modélisation intermédiaire ou zonale* : a pour objectif de modéliser grossièrement les profils de température, d'humidité ou d'écoulement dans un local ou une pièce du bâtiment. Elle consiste en la considération de plusieurs zones à l'intérieur de chaque zone (pièces) du bâtiment.
- *Une modélisation par code de champ ou CFD* : a pour objectif d'obtenir les solutions des équations locales de la mécanique des fluides en tout point du bâtiment. Elle permet d'obtenir un profil très détaillé de température ou d'écoulement dans chaque pièce du bâtiment.

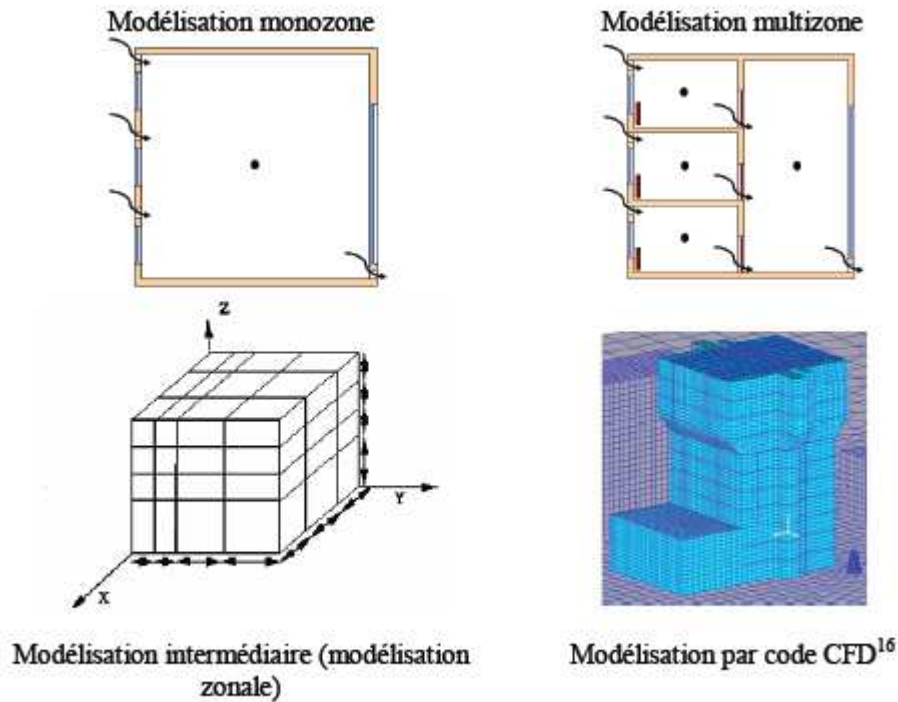


Figure 35 : Les différents niveaux de modélisation à l'échelle du bâtiment (Mora 2003)

Pour ce faire, nous avons repris le modèle de Kunzel (1994, 1996). Un modèle appliqué à l'échelle de la paroi qui permet d'étudier le transfert couplé de chaleur et d'humidité. Pour obtenir notre modèle simplifié de bâtiment, nous avons utilisé une approche similaire à celle de Qin et al (2009) afin de développer notre modèle avec une modélisation monozone. Le synoptique général de la mise en œuvre de ce modèle est présenté dans la Figure 36. Comme nous pouvons le voir, le modèle qui permet d'étudier les transferts couplés thermique et hydrique à l'échelle de la paroi développé par Kunzel est basé sur la prise en compte des phénomènes suivants (i) **les transferts thermiques** par conduction (qui comprend le rayonnement et la convection) ainsi que la chaleur consommée ou produite lors des phénomènes d'évaporation ou de condensation. (ii) **pour les transferts hydriques**, la conduction et la diffusion de vapeur. Les détails et les étapes de mise en œuvre du modèle à différentes échelles et la validation des modèles mis en œuvre, sont présentés dans l'Annexe VIII : page A - 140.

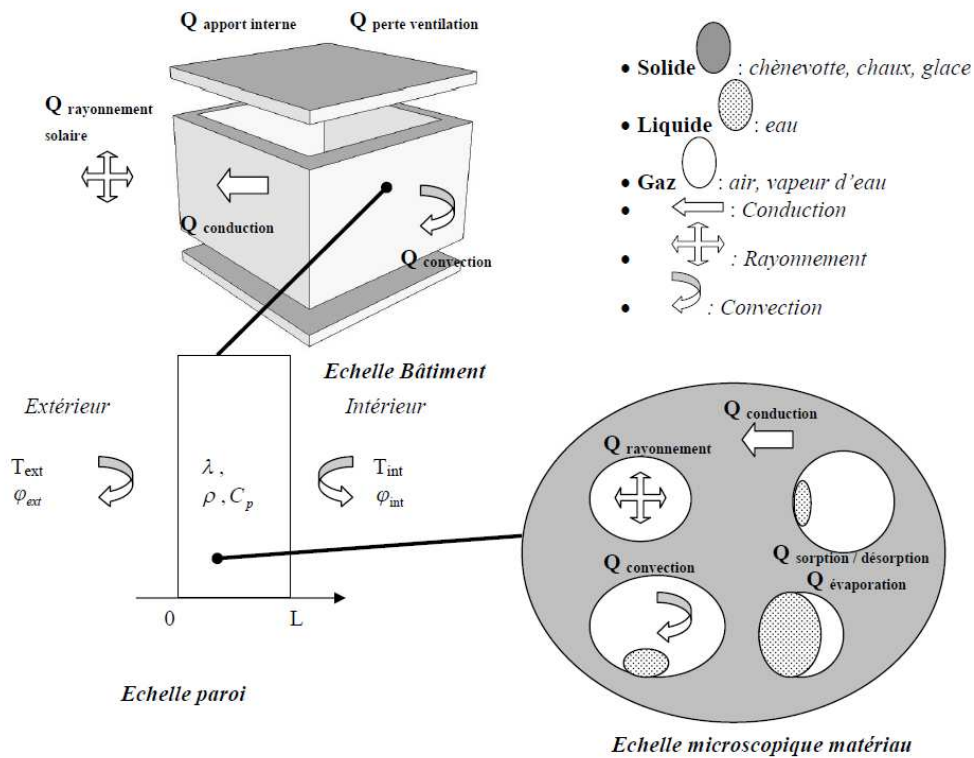


Figure 36 : Synoptique des phénomènes physiques pris en compte lors de la mise en œuvre du modèle couplé thermique hydrique à l'échelle du bâtiment

Le modèle simplifié de bâtiment qui a été mise en œuvre ici fournit la consommation d'énergie du modèle de bâtiment monolithique étudié avec les caractéristiques largeur, longueur et hauteur générées aléatoirement suivant leurs intervalles de variation considérés. Le modèle mis en œuvre actuellement ne permet pas d'effectuer une étude de bâtiment réel. Nous récapitulons ci-dessous les phénomènes que nous avons pris en compte et/ou les hypothèses simplificatrices que nous avons considérées pour notre modèle simplifié. De même nous présentons dans le même tableau les limitations de notre modèle.

Tableau 18 : Caractéristique du modèle de bâtiment monozone mise en œuvre

	Paroi (monocouche)		Bâtiment	
	Phénomènes pris en compte	Limitations	Phénomènes pris en compte	Limitations
Thermique	Conduction à l'intérieur de la paroi Convection avec l'air intérieur et l'extérieur Chaleur d'évaporation et de condensation	Paroi monocouche	Perte de chaleur par renouvellement d'air Une source de chaleur et de froid (chauffage et climatisation) Les sources de chaleur internes.	Toutes les surfaces soumises à la même condition externe Rayonnement externe sur les parois non considérées Échange par rayonnement entre parois non considéré
Hydrique	Conduction de liquide à l'intérieur de la paroi Diffusivité de vapeur par condensation et évaporation Échange vapeur d'eau avec l'extérieur et l'intérieur du bâtiment.	Paroi monocouche	Échange d'humidité par renouvellement d'air Source interne d'humidité (occupant, humidificateur)	Toutes les surfaces soumises à la même condition externe
Aéraulique	Non prise en compte			

Le sous-système en arrière-plan

Pour les processus en arrière-plan, de l'extraction de matières premières nécessaire à la production des matériaux de construction et l'installation sur le site, généralement des bases de données d'inventaire sont utilisés pour l'inventaire (Khasreen et al. 2009).

Dans notre perspective d'étude cette même approche sera utilisée, combinée avec les modèles d'inventaire déjà établis auparavant.

III.5.2.3 Etape 3 : Collecte et identification des paramètres

Les paramètres variables

L'étude de sensibilité sur le modèle établi à l'échelle de la paroi que nous avons effectuée (voir Annexe IV) nous a permis d'identifier les paramètres influents à cette échelle. Nous avons ainsi retenu les paramètres suivants :

- Les paramètres liés au climat extérieur : conditions aux limites en température T_{out} et en humidité φ_{out}
- Les paramètres liés au confort intérieur : la température intérieure du bâtiment T_{int} .
- Les paramètres liés au matériau : conductivité thermique λ , chaleur massique C_p , masse volumique ρ , diffusivité hydrique D_v , perméabilité à la vapeur d'eau δ_p .

Nous avons rajouté des paramètres spécifiques à l'échelle du bâtiment.

L'épaisseur de la paroi est un paramètre qui influe, avec la conductivité thermique et hydrique du matériau, sur la résistivité thermique de la paroi. Celle-ci peut varier selon les modalités de mise en œuvre. Les dimensions du bâtiment (longueur, largeur et hauteur) ont été considérées variables.

Nous avons également introduit la classification du climat extérieur par un paramètre correspondant aux trois zones climatiques hiver en France (H1b : Nancy ; H2a : Brest ; H3 : Nice). Pour cela, nous avons utilisé les données météo spécifiques à la simulation thermique, provenant du site internet d'energyplus³. Ces données comportent 8 760 données horaires des paramètres présentées dans le (Tableau 19) pour une année.

³ http://apps1.eere.energy.gov/buildings/energyplus/cfm/weather_data3.cfm

Tableau 19 : Les caractéristiques des données météo utilisées

<i>N° Colonne</i>	<i>Paramètres</i>	<i>Unités</i>
1	<i>Mois de l'année</i>	<i>Mois</i>
2	<i>Jour</i>	<i>Jour</i>
3	<i>Heure du jour</i>	<i>Heure</i>
4	<i>Date format Julien</i>	<i>1-365</i>
5	<i>Température de l'air sec</i>	<i>°C</i>
6	<i>Humidité relative</i>	<i>%</i>
7	<i>Humidité absolue</i>	<i>g/kg¹</i>
8	<i>Point de rosée</i>	<i>°C</i>
9	<i>Température humide</i>	<i>°C</i>
10	<i>Vitesse du vent</i>	<i>km/h</i>
11	<i>Direction du vent</i>	<i>Deg CW</i>
12	<i>Radiation horizontale globale</i>	<i>Wh</i>
13	<i>Radiation horizontale diffuse</i>	<i>Wh</i>
14	<i>Radiation directe</i>	<i>Wh</i>
15	<i>Couverture nuageuse</i>	<i>%</i>
16	<i>Intensité de pluie</i>	<i>mm</i>

Pour l'intérieur du bâtiment, nous avons considéré la présence de sources de chaleur et d'humidité variables, une consigne de température variable, ainsi qu'un taux de renouvellement d'air par rapport au volume.

Les caractéristiques de ces différents paramètres à savoir leur classification, leur variation, leur valeur par défaut sont présentées dans le Tableau 20. Nous avons pris l'hypothèse que les paramètres liés aux caractéristiques des matériaux considérées ici sont indépendants les uns des autres, bien que dans la réalité ces paramètres soient liés.

Tableau 20 : Les sources de variabilités et d'incertitudes du sous-système de vie en service, caractérisées par des paramètres.

Nous avons les colonnes suivants : le numéro, le codage dans le programme, la signification, la classification du paramètre [Tech : technologique, Env : environnemental, Meth : méthodologique], le type de distribution de probabilité [U : uniforme, Ud : uniforme discrète, Tr : triangulaire ; N : normal], les caractéristiques des distributions de probabilité, les valeurs par défaut des paramètres.

N°	code	Signification	Type	unit	type	distribution	intervalle	défaut
1	cp_0	La chaleur massique du béton de chanvre	Tech	J.kg ⁻¹ .K ⁻¹	qt	U	[1000 - 1590]	1295
2	lambda_0	La conductivité thermique du béton de chanvre	Tech	W. m ⁻¹ . K ⁻¹	qt	U	[0.06 - 0.19]	0,125
3	Dv_0	La diffusivité hydrique du béton de chanvre	Tech	m ² .s ⁻¹	qt	U	[2,0.10 ⁻¹⁰ - 8,0.10 ⁻¹⁰]	5.10 ⁻¹⁰
4	larg_bat	Le largeur du bâtiment	Tech	m	qt	U	[3 – 6]	4
5	Climat	La localisation (le climat)	Env	[s.u]	ql	Ud	(1 : Nancy (H1b), 2 : Brest (H2a), 3 : Nice (H3))	1
6	long_bat	La longueur du bâtiment	Tech	m	qt	U	[3 – 8]	4
7	rho_0	La masse volumique du béton de chanvre	Tech	kg.m ³	qt	U	[391 - 470]	430,5
8	delta_p_0	La perméabilité à la vapeur du béton de chanvre	Tech	kg. m ⁻¹ . s ⁻¹ . Pa ⁻¹	qt	U	[1,0.10 ⁻¹¹ -9,0.10 ⁻¹¹]	5.10 ⁻¹¹
9	Taux_air	Le taux de renouvellement d'air	Tech	Vol.h ⁻¹	qt	U	[0,5 - 1]	0,5
10	E_parois	L'épaisseur de la paroi des murs utilisés	Tech	m	qt	U	[0.20-0.30]	0,25
11	Q_apport_T	Les apports internes de chaleur	Env	W	qt	U	[500 - 1000]	500
12	Q_apport_H	Les apports internes d'humidité	Env	g.h ⁻¹	qt	U	[500 - 1000]	500
13	T_consigne	Les températures de consigne	Tech	°C	qt	Ud	[20 - 24]	24
14	haut_bat	L'hauteur du bâtiment	Tech	m	qt	U	[2,20 – 2,80]	2,5

Les paramètres fixés à leur valeur par défaut

Les paramètres suivants ont été fixés à leur valeur par défaut. Pour les propriétés du matériau, nous avons choisi de fixer *la teneur en eau à 80% d'humidité relative à 30 kg.m⁻³ et celle à 100% d'humidité relative à 620 kg.m⁻³* car elles ont été identifiées comme ayant une influence négligeable à l'échelle de la paroi. De même, le paramètre *diffusivité hydrique* a été fixé à une faible valeur $2.10^{-18} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, a été fixé pour cette étude préliminaire, car sa prise en compte occasionait une divergence des calculs de l'évolution de l'humidité relative. Pour les paramètres du modèle couplé thermique et hydrique, nous avons fixé les paramètres : *le nombre d'intervalles d'espace N_x à 16 et le nombre d'intervalles de temps N_t à 30, les valeurs initiales de température $T_{initial}$ à 20°C et d'humidité $HR_{initial}$ à 40%, les coefficients de convections hydriques et thermiques interne et externe au niveau des parois h_{Tin} et h_{Tout} 8 W.m².K, h_{HRin} et h_{HRout} $3.10^{-7} \text{ kg. m}^2.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$. De même, nous avons fixé les types de condition aux limites CLT_{out} , CLT_{in} , $CLHR_{out}$, $CLHR_{in}$ à ceux de types 3. Pour les parties du modèle, nous avons choisi d'utiliser les modèles présentés par Künzle (1995) pour le modèle de calcul de la pression de saturation, et le modèle de sorption.*

III.5.2.4 Etape 4 - Analyse de sensibilité

Pour cette application préliminaire, nous avons étudié la consommation d'énergie du modèle de bâtiment monolithique pour une durée d'une année. Cette consommation d'énergie est exprimée en [kWh.m⁻².ans⁻¹]. Pour cette partie de vie en service, nous n'avons pu effectuer que l'application de la méthode de Morris en considérant une discrétisation des différents paramètres du Tableau 20 sous forme de 10 intervalles et un nombre de répétitions d'estimation des indices de Morris de 30 comme pour les deux précédentes études.

III.5.2.5 Etape 5 - Interprétation des résultats

Pour cette phase d'interprétation, nous présentons les résultats de l'application de l'étude de sensibilité de Morris sur la consommation d'énergie nécessaire au maintien du volume de bâtiment dans des conditions de confort. Ensuite nous présentons une discussion sur ces résultats préliminaires.

Les indices de Morris

Comme nous pouvons l'observer sur la Figure 37 (figure de gauche), les effets des différents paramètres sont presque tous dans la zone quasi-linéaire. Nous remarquons aussi sur la représentation de (μ, μ^*) (figure de droite), que tous les paramètres ont des effets quasi-monotones. Nous observons deux groupes de paramètres avec deux tendances d'influence : ceux à tendance croissante, notamment *la conductivité thermique et la température de consigne*, et ceux à tendance décroissante, notamment *les apports de chaleur, l'épaisseur du mur et la localisation du bâtiment* (ou respectivement *le climat*).

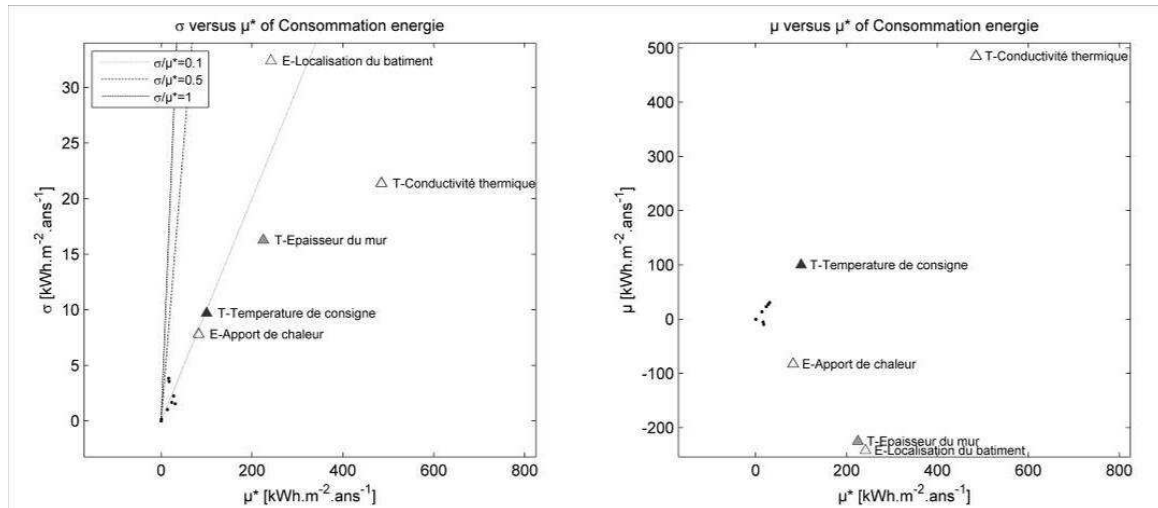


Figure 37 : Les indices de Morris de la production d'énergie de chauffage

Le Tableau 21 montre que pour la plupart des paramètres, la valeur de σ/μ^* est assez faible pour les paramètres influents identifiés précédemment. Nous pouvons également voir l'effet d'interaction des paramètres largeur et longueur utilisés pour le calcul aléatoire de la surface du bâtiment.

Tableau 21 : Les indices de Morris des différents paramètres sur la consommation d'énergie

Consommation énergie (kWh.m ⁻² .ans ⁻¹)					
Rang	Paramètre	μ* (kWh.m ⁻² .ans ⁻¹)	μ (kWh.m ⁻² .ans ⁻¹)	σ (kWh.m ⁻² .ans ⁻¹)	σ/μ* (s.u)
1	T- Conductivité thermique	485,01	485,01	21,37	0,04
2	E- Localisation du bâtiment	241,87	-241,87	32,39	0,13
3	T- Epaisseur du mur	225,20	-225,20	16,27	0,07
4	T- Température de consigne	100,08	100,08	9,71	0,10
5	E- Apport de chaleur	82,57	-82,57	7,80	0,09
6	T- Taux de renouvellement air	30,96	30,96	1,53	0,05
7	T- Perméabilité a la vapeur	27,23	27,23	2,25	0,08
8	E- Apport humidité	23,24	23,24	1,66	0,07
9	T- Largeur du mur	17,63	-9,50	3,54	0,20
10	T- Longueur du mur	16,28	-5,32	3,84	0,24
11	T- Hauteur du mur	13,70	13,70	1,03	0,07
12	T- Chaleur massique	0,52	-0,51	0,15	0,29
13	T- Masse volumique	0,18	-0,17	0,03	0,17

Utilisation des résultats pour identifier les scénarios d'éco-conception

Nous avons pu, dans cette étude préliminaire, voir l'effet des différents paramètres technologiques et environnementaux sur la consommation d'énergie de maintien des conditions de confort dans un cas simplifié de bâtiment monolithique.

La conductivité thermique (avec une plage de variation de 0,06 à 0,19 W.m⁻¹.K⁻¹) apparaît comme le paramètre le plus influent. La localisation du bâtiment arrive comme paramètre influent de seconde position. L'épaisseur de la paroi (variant de 0,2 à 0,3 m) apparaît comme le troisième paramètre le plus influent avec une tendance négative, car plus l'épaisseur est élevée, plus importante est l'isolation.

Nous retrouvons au quatrième rang d'influence le troisième paramètre de type technologique qui est la température de consigne (avec l'hypothèse de variation de 20-24°C). Nous rappelons que plus la valeur de ce paramètre est élevée, plus la demande en énergie en chauffage est élevée (ou inversement pour la climatisation).

Nous constatons la moindre importance du taux de renouvellement d'air. En considérant un renouvellement variant de 0,5 à 1 vol.h⁻¹ ce paramètre arrive en 6^{ème} position. Les paramètres hydriques n'apparaissent pas non plus comme les plus influents. Le paramètre perméabilité à la vapeur du matériau est au 7^e rang d'influence.

Ces résultats préliminaires montrent bien l'influence de deux paramètres technologiques liés au matériau parmi les trios plus influents sur l'isolation thermique du bâtiment. Cependant cette approche reste préliminaire et des améliorations doivent être apportées avant de pouvoir confirmer ces résultats.

III.5.3 Discussion sur l'étude du sous-système vie en service

Pour l'étude du sous-système vie en service, nous nous sommes intéressés uniquement à l'utilisation du béton de chanvre dans le bâtiment. Lors de l'étude du modèle de bâtiment simplifié, nous avons pu voir une forte influence des paramètres jouant sur la résistance thermique des parois : la *conductivité thermique* et l'*épaisseur* de l'isolant. La consommation en énergie du bâtiment augmente avec la *conductivité thermique* et diminue avec l'épaisseur de la paroi, ce qui semble logique. Pretot et al.(2014) mentionnent que l'*épaisseur du matériau isolant* a aussi un impact non négligeable sur le changement climatique dû au stockage de CO₂. Cela mérite d'être approfondi, en tenant compte des fonctionnalités du matériau qui pourraient être dégradées. La composition des parois a été mentionnée comme un paramètre influent sur la consommation d'énergie du bâtiment sur trois cas de bâtiments (Peuportier 2001). Nous pouvons rapprocher ce résultat de l'influence de la *conductivité thermique* car cette dernière dépend aussi principalement de la composition des parois et des caractéristiques des matériaux composant la paroi. La considération d'une variabilité de composition de paroi s'inscrit dans nos perspectives d'étude et se présente comme étant intéressante.

En plus de ces paramètres, nous avons identifié le *type de climat* comme étant le deuxième paramètre influent sur la consommation d'énergie pour le maintien d'une condition de confort thermique. L'influence négative de ce paramètre lors du changement de la localisation du zone hiver *H1b* (Nancy) à *H3* (Nice), montre bien l'augmentation de la demande en énergie dans les zones les plus froides, les cycles de chauffage étant plus importants en demande d'énergie que les cycles de climatisation. Si ce paramètre s'avérait être le plus influent sur une étude plus complète, cela impliquerait une étude de l'isolation par zone thermique. Cependant, dans notre cas d'étude les caractéristiques des matériaux semblent être plus influentes pour les trois zones considérées.

En quatrième ordre d'influence, nous retrouvons la *température de consigne* imposée par l'occupant du bâtiment. Pour chacune des trois zones climatiques d'hiver prises en compte, nous observons un effet croissant de ce paramètre pour une variation allant de 20 à 24°C. La considération de plusieurs intervalles de confort en fonction de l'utilisation du bâtiment permettrait de voir l'influence des conditions d'usage *via* la variabilité d'un intervalle.

Les différents apports et pertes d'énergie considérés ici arrivent après les caractéristiques de la paroi, les zones climatiques et la consigne de température imposée par l'occupant. Lors de la simulation thermique dynamique d'un bâtiment, l'inventaire détaillé des différents apports et pertes est important.

Nous n'avons pas vu d'influence significative ni des caractéristiques dimensionnelles de notre bâtiment ni des paramètres hydriques du matériau sur la consommation d'énergie rapportée à la surface.

Nous pouvons donc dire que dans cette approche préliminaire, la réduction de la consommation d'énergie de chauffage et de climatisation d'un bâtiment (et *a fortiori* les impacts environnementaux qui en découlent) passe en premier lieu par l'amélioration des caractéristiques d'isolation thermique des parois, avec des ajustements possibles (de l'épaisseur ou de la conductivité thermique) selon les différentes zones thermiques considérées. Ce résultat préliminaire tend à confirmer l'importance du matériau d'isolation par rapport aux autres facteurs influençant la consommation d'énergie pour le chauffage et la climatisation. Cependant, cette approche reste préliminaire, à la fois, sur le modèle de bâtiment, qui reste à affiner, et également sur le calcul des influences sur les catégories d'impact de l'ACV. En effet, ce calcul reste à faire pour observer si certains paramètres issus des étapes du cycle de vie précédentes demeurent influents lors de la phase d'utilisation.

III.5.4 Limites et perspectives

Nous rappelons que le modèle de consommation énergétique du bâtiment utilisé est un modèle simplifié en 1D avec une hypothèse de bâtiment monolithique. De ce fait nous n'avons pas pu considérer des conditions aux limites différentes pour les différentes faces du bâtiment. A l'échelle de la paroi, une seule couche de matériau est considérée et il faudrait donc pouvoir étendre le modèle à l'utilisation de plusieurs couches de matériaux différents.

Pour le modèle hydrique, nous avons dû prendre en compte une valeur faible de la *diffusivité hydrique*, en raison des instabilités occasionnées par ce paramètre à l'échelle du bâtiment.

Pour l'étude de la vie en service, nous sommes restés à l'indicateur de consommation énergétique annuel. La mise en œuvre d'un modèle thermique qui permet de prendre en compte des parois multicouches et éventuellement des ouvertures sont parmi les perspectives de ce travail. Cela nous permettra de prendre en compte l'inventaire des différents matériaux de construction ensuite de passer aux indicateurs environnementaux en tenant compte des sous-systèmes en arrière-plan de production de ces différents intrants.

Chapitre IV Discussion générale

IV.1 Cas d'application traité

Le modèle de calcul de rendement utilisé dans notre application, est très simplifié. Un modèle plus détaillé devrait prendre en compte des facteurs limitants comme *la disponibilité en eau, le type de sol, le type de cultivar, la température, l'influence du type de fertilisant*. De plus, dans notre approche, l'influence du rendement et de ces paramètres sur la qualité du produit n'est pas prise en compte. Les effets dynamiques ne sont pas non plus intégrés. Par exemple, la carbonatation de la chaux pendant la phase d'usage peut modifier les caractéristiques du matériau, avec un effet sur la consommation d'énergie en phase d'usage mais aussi sur le changement climatique.

Nous avons observé l'influence de certains intrants à la fois dans le sous-système agricole, mais aussi dans le sous-système de transformation industrielle. La modélisation plus détaillée des inventaires de ces sous-systèmes (production des fertilisants agricoles et de chaux) serait un point important à approfondir, afin de voir si certains paramètres permettraient de réduire l'importance de ces intrants dans les impacts des produits étudiés.

Pour le sous-système transformation industrielle, une modélisation détaillée des inventaires des procédés de mise en œuvre (projection, malaxage et application manuelle) et des différentes variantes des deux produits (béton de chanvre et panneau de fibres de chanvre) serait intéressante. Cela permettrait de prendre en compte l'éventuelle variation des caractéristiques techniques telle que *la densité, la conductivité thermique* des produits en fonction du procédé de mise en œuvre.

Dans la phase de vie en service du bâtiment, la première perspective que nous envisageons est l'amélioration du modèle de simulation thermique du bâtiment afin de prendre en compte un cas de bâtiment simplifié mais avec une paroi multicouches. L'étude de différents systèmes de chauffage et de différentes sources d'énergie avec l'analyse de sensibilité complète incluant Sobol, ainsi que le passage aux indicateurs environnementaux sera plus informative sur l'impact potentiel de l'utilisation des matériaux du chanvre dans le bâtiment.

De même, une connaissance des informations sur la durabilité des fonctions thermiques du matériau, ainsi que des facteurs qui peuvent influencer la dynamique, devrait permettre d'avoir plus de pistes d'action sur les étapes de mise en œuvre et de vie en service.

Concernant la représentativité géographique, le modèle est actuellement adapté pour le cas de la France. L'application du modèle pour d'autres localisations nécessiterait un changement des données spécifiques à la localisation telles que : l'intervalle de variation et les profils de distribution des puissances des tracteurs, les caractéristiques du carburant (type de diesel). Le modèle actuel prend en compte les technologies de moteurs existants de la période 1990 à 2013 (données de facteurs d'émissions des moteurs de l'US EPA). Il faudrait disposer de nouvelles données, pour l'adapter à une évolution temporelle future.

Cependant, le modèle offre un potentiel de généralisation. Actuellement les données prises en compte concernent la culture du chanvre mais l'étude d'un autre système de culture pourrait être effectuée avec plusieurs adaptations :

- utiliser des données correspondant aux cultures étudiées, comme par exemple les quantités de fertilisants nécessaires,
- utiliser des données correspondantes aux opérations agricoles d'un itinéraire technique différent, comme par exemple des opérations de fertilisation supplémentaires
- ajouter des données et modèles correspondant à de nouvelles opérations agricoles spécifiques, comme par exemple l'application de pesticides.

Le développement du modèle et la collecte des données sont les deux étapes les plus consommatrices en temps. Cependant, le modèle, s'il est suffisamment générique pourra être réutilisé ou adapté à un autre sous-système similaire. Les résultats de notre démarche restent spécifiques au cas étudié et nécessiterait des adaptations dans une application située dans un autre contexte.

La méthode d'allocation est un des points clés de la variabilité des résultats d'ACV. Ceci est encore vérifié dans notre application. Cette source méthodologique de variabilité ne peut être évitée, mais notre méthode permet d'éviter de prioriser un produit par rapport à un autre selon son prix ou sa masse. Elle donne une mesure de l'incertitude générée par ce choix. D'autres méthodes que seulement l'allocation par partition devrait néanmoins être testées par cette approche.

Un point qui doit retenir particulièrement l'attention, est l'interprétation des résultats lorsque les paramètres sont de nature qualitative et représentés par des valeurs discrètes codées. Les résultats de l'AS vont dépendre des niveaux de codes choisis pour ces paramètres. Nous recommandons d'utiliser des séries d'entiers successives par pas de 1 pour les valeurs codées. Nous recommandons également d'être attentif aux tendances données par la méthode de Morris, car elles vont dépendre de valeurs codées choisies arbitrairement. Il apparaît dans ce cas précis de parler de valeurs identifiées comme favorables plutôt que de tendances.

Enfin, une étude prospective du sous-système de fin de vie du matériau d'isolation à base de chanvre peut aussi s'inscrire parmi nos perspectives de recherche. Cela permettrait une étude exhaustive du cycle de vie du matériau.

IV.2 Méthode proposée

IV.2.1 L'approche développée répond-elle aux objectifs ?

Nous nous sommes posés comme objectifs d'identifier les potentiels leviers d'action de la performance environnementale pour les différents acteurs présents dans le système de cycle de vie du produit étudié, avec l'idée d'améliorer la fiabilité des résultats obtenus par la prise en compte des incertitudes et variabilités méthodologiques.

Ces objectifs découlaient d'éléments soulignés en introduction, à savoir les difficultés liées à l'utilisation de l'ACV pour l'éco-conception.

Une des difficultés majeures est due au caractère multicritère des résultats, qui peut contraindre le décideur à privilégier une catégorie d'impact par rapport à une autre, ce qui reste une tâche difficile étant donnée la difficulté de hiérarchiser les catégories d'impact. Notre approche permet d'identifier simultanément les paramètres (continus ou discrets lorsqu'il s'agit de choix) influents pour chacune des catégories d'impact considérées, ainsi que leurs valeurs favorables. Le décideur (ou le concepteur) n'a plus besoin de s'approprier finement les connaissances sur les différents indicateurs d'impact afin d'en privilégier un. En effet, il obtient une liste de paramètres sur lesquels il peut agir, pour chacune des catégories d'impact. L'interprétation est facilitée :

- il peut identifier certains paramètres qui permettent d'améliorer les performances sur plusieurs catégories d'impact simultanément ;
- en positionnant les paramètres qui sont directement sous son contrôle à une valeur favorable, il obtient une évaluation quantifiée de la meilleure performance environnementale qu'il peut théoriquement fournir.

Cependant, nous pouvons constater avec le cas d'application étudié, que ces informations ne fournissent pas directement un scénario éco-conçu. En effet, le fait par

exemple de savoir que *l'âge du moteur* ou que *sa puissance* sont influents respectivement sur la toxicité et la demande en énergie, ne donne pas une solution d'éco-conception directement. Il n'est pas sûr pour l'exemple de l'acteur agricole, qu'il soit en mesure de renouveler l'ensemble de ses engins, ni qu'il puisse disposer de plusieurs engins à différentes *puissances* adaptées au besoin strictement nécessaire de chacune de ses opérations. Ces informations pourraient aboutir à une réflexion collective entre plusieurs agriculteurs pour du partage d'engins. Nous voyons donc que notre méthode fournit des informations utilisables et intelligibles par l'acteur de premier plan, qui pourront servir de pistes pour éco-concevoir son produit en tenant compte de l'ensemble du cycle de vie.

Il a été mentionné que la conduite d'une étude ACV nécessite un temps accru par rapport aux autres approches utilisées pour un objectif d'éco-conception telle qu'une checklist par exemple. La démarche développée intègre les différents acteurs présents dans le cycle de vie comme le concepteur ou bien l'expert en ACV. L'établissement des modèles et la collecte des données des paramètres et l'application de la méthode sont fonction de la taille et des procédés à prendre en compte et nécessitent parfois un temps considérable. Cependant, en intégrant directement l'ensemble des possibilités d'action sur un système de premier-plan, la méthode évite de multiplier les études ACV spécifiques à une solution restreinte. Ceci permet à notre avis, un gain de temps sur le long terme.

Un des points faibles de l'approche ACV est le manque de crédibilité et de légitimité (Millet et al. 2007). Dans les résultats de l'application de l'approche que nous avons développée, nous pouvons distinguer l'influence des incertitudes stochastiques de celle des variabilités liées à la modélisation. La méthode apporte donc une plus grande transparence sur les causes de variations, et souligne les variabilités directement causées par chacun des acteurs (ceux des différents sous-systèmes) ainsi que par la modélisation ACV elle-même (l'expert ACV).

Un autre inconvénient annoncé pour l'utilisation de l'ACV en éco-conception est que l'approche ne peut étudier qu'un produit ou un système bien défini avec des données d'inventaires bien décrites. Cette limite reste valable pour notre approche, car nous ne pouvons étudier qu'un produit pour lequel nous disposons d'un modèle et où les variantes d'intrants sont bien identifiées. Nous pensons cependant que l'étude d'un produit nouveau peut être faite si sa production est possible à partir de procédés classiques et sur lesquels on peut disposer de données ou de modèles théoriques.

Ce bilan permet de conclure que les objectifs identifiés en début de thèse sont partiellement atteints.

IV.2.2 Quelles sont les caractéristiques de l'approche développée ?

L'identification des paramètres technologiques influents nous donne une identification des scénarios possibles pour l'éco-conception, représentés par les intervalles de variations des paramètres influents. Ces paramètres identifiés peuvent être utilisés par les décideurs à savoir le concepteur, l'expert ACV, les acteurs économiques afin de prospecter sur les scénarios d'éco-conception faisable et possible du point de vue technique, économique, sociale. Les moyens d'éco-concevoir le produit, un processus spécifique ou le sous-système sont donc identifiés.

Les caractéristiques des différentes méthodes d'éco-conception sont présentées dans le chapitre 1.2.3 (*page 20*). Comment s'appliquent ces caractéristiques à la méthode que nous proposons.

- Démonstrative : l'approche permet d'obtenir des informations sur l'amélioration apportée par les leviers d'action potentiels identifiés. Pour cela, une comparaison des deux cas de scénario (par défaut et extrême favorable) établi à partir de ces informations peut être effectuée.
- Traçable : l'approche permet d'identifier les paramètres influents pour chaque processus, pour l'ensemble du sous-système et pour l'ensemble du système, pour tous les impacts environnementaux considérés. Une traçabilité des différentes sources d'impact importantes est donc possible. Une des limites que nous avons identifiée et qui peut rendre difficile l'interprétation des résultats sur la traçabilité des paramètres est le cas où un paramètre intervient dans deux ou plusieurs processus. D'un autre côté cela peut être aussi considéré comme un avantage, car elle permet de quantifier l'influence du paramètre intervenant dans plusieurs sous-systèmes.
- Efficiente, Exhaustive : sur l'aspect catégorie d'impact, l'approche permet de prendre en compte les différentes catégories d'impact qui sont considérées dans l'approche ACV. Cela permet de prendre en compte des potentiels transferts d'impact. La possibilité de considérer une combinaison de plusieurs sous-systèmes permet aussi de prendre en compte d'éventuels transferts d'impact entre sous-systèmes. Sur l'aspect complétude des données, la limite est la nécessité de mise en œuvre des modèles d'inventaires, la prise en compte des substances pertinentes dépend donc de la possibilité de cette mise œuvre.
- Indépendant : l'approche établie permet d'obtenir des résultats indépendants qui peuvent être utilisés pour identifier des pistes d'éco-conception, mais l'application aux divers échelles du système peut nécessiter l'intégration d'autres approches telles que les modèles économiques, sociales ou autres.
- Utilisation : L'étude d'un nouveau produit ou l'intégration d'un nouveau sous-système requiert la mise en œuvre de modèles d'inventaires correspondants.

Cependant, il est important de discuter du coût en temps de calcul. Le nombre de calculs à effectuer dépend globalement de deux aspects : le(s) modèle(s) d'inventaire(s) et le nombre de paramètres à étudier. C'est surtout le nombre de paramètres qui est déterminant lorsque les modèles sont simples (linéaires, polynomiaux). La méthode de criblage de Morris présente un nombre de calculs toujours moins élevé que la méthode de Sobol. Pour cette raison, il est intéressant de la mettre en œuvre en premier lieu, avec les précautions indiquées précédemment (voir I.4.5.1 Cohérences des méthodes de Morris et Sobol page 68), car l'élimination des paramètres peu influents dans les simulations permet de diminuer le temps de calcul. Cependant, lorsque plusieurs sous-systèmes sont étudiés simultanément, cette étape de réduction du nombre de paramètres pourrait ne pas suffire pour obtenir des temps de calcul acceptables.

La combinaison des deux méthodes d'AS est la plus informative du fait qu'elle nous donne la tendance d'influence de chaque paramètre ainsi que l'ordre des influences. Cependant certains points lors de la mise en œuvre et l'application de l'approche proposée nécessitent des attentions particulières car ils peuvent modifier les résultats.

- Le choix des modèles d'inventaires lors de l'étape II. Comme nous avons pu le voir lors de notre revue sur l'analyse de sensibilité le type et la forme du modèle peut avoir une influence non négligeable sur la sortie. Le choix d'un modèle valide est donc nécessaire pour avoir des résultats pertinents.
- La caractérisation de la variation des paramètres lors de l'étape III. Pour les paramètres continus, plus l'intervalle de variation est large plus le paramètre introduit une variabilité au(x) sortie(s) étudiée(s). Le choix des données concernant les valeurs extrêmes de variation des paramètres est aussi important, il influence les résultats. De même le type de distribution de probabilité d'un paramètre peut aussi influencer les résultats de l'analyse

de sensibilité. Pour les paramètres discrets, le choix des niveaux représentatifs de la variation des paramètres est important surtout pour la méthode de Morris du fait que ces niveaux sont utilisés pour le calcul des indices. La classification des paramètres lors de cette étape est aussi importante pour faciliter par la suite l'interprétation des résultats, de même cette classification peut modifier les résultats lors de l'étude des paramètres par groupe.

- Lors de l'étape V, l'interprétation des résultats concernant les paramètres discrets est une étape délicate, car lors de l'application de la méthode de Morris prenant en compte ces paramètres, nous n'obtenons pas la tendance d'influence du paramètre entre les niveaux mais l'information sur le niveau le plus bénéfique. Nous avons vu précédemment que le choix de la représentation quantitative des niveaux, influence aussi les résultats des indices de Morris. Pour les niveaux concernant les paramètres discrets, il vaut mieux utiliser des pas de niveau égal à 1.

IV.2.3 L'approche développée est-elle applicable en éco-conception ?

Comme nous l'avons vu, la méthode développée ici ne permet que l'identification de leviers d'actions, qui bien qu'elle soit rigoureuse et systématique, ne donne que des pistes technologiques ou techniques qui permettraient de réduire efficacement l'impact environnemental du produit ou du procédé étudié. Ces informations sont par la suite utilisées par le concepteur afin d'optimiser sa conception.

L'approche développée sera pleinement applicable en éco-conception, si les informations apportées par l'application de l'approche développée sont utilisables aux différents niveaux de l'éco-conception décrits précédemment (voir II.2 les approches d'éco-conception), si la méthode peut être utilisée pour chacun de ces niveaux. Il est donc intéressant d'examiner s'il existe des limites à chacun de ces niveaux, et si elles peuvent être solutionnées.

Le niveau 1 concerne l'amélioration d'un produit existant. Le choix de l'utilisation d'un nouveau matériau ou d'un nouveau procédé par le concepteur pourrait être abordé par notre méthode. Pour cela, il faudrait néanmoins pouvoir collecter des données spécifiques, et développer des modèles avec des paramètres connus ainsi que leurs distributions. Dans ce cas, ayant connaissance des informations sur les leviers d'action (matériaux ou procédés), le concepteur pourrait orienter son amélioration sur ces leviers. Cela imposerait certainement des expérimentations pour développer un modèle d'inventaire et/ou collecter des données. Il y a donc besoin d'un surcroît d'information par rapport à une ACV classique. Néanmoins, si les procédés de production sont connus, certains modèles d'opérations élémentaires peuvent déjà exister.

Le niveau 2 concerne la conception ou la re-conception d'un produit. Deux possibilités peuvent se présenter lors de la conception d'un nouveau produit : (1) l'utilisation de procédés existants et (2) la création de nouveaux procédés de production. La première peut être traitée par notre méthode en utilisant les données correspondant aux différents procédés existants. La deuxième possibilité serait plus difficile à traiter en l'absence de données ou de modèles concernant ces procédés. Comme pour le niveau 1, elle imposerait certainement des expérimentations pour développer un modèle d'inventaire et/ou collecter des données.

Le niveau 3 concerne l'innovation sur la fonctionnalité du produit ou le changement de fonction. Une approche prospective sur les points qui permettent d'améliorer la fonction du produit nécessiterait préalablement la modélisation des caractéristiques techniques de la

fonction du produit selon différents paramètres pouvant les influencer. Par la suite l'approche peut être appliquée dans un objectif à la fois prospectif (en se basant sur des valeurs de paramètres fictifs) et/ou rétrospectif (en se basant sur des valeurs de paramètres de produits existants) pour identifier les différents pistes d'amélioration d'un changement de fonction du produit. Cependant un changement de fonction ne peut être pris en compte que si le changement concerne des fonctions additionnelles, car comparer un changement total de fonction n'a pas de sens en ACV. L'ajout de fonctions jouant sur la phase d'utilisation du produit serait à modéliser, il faudrait pouvoir disposer de modèles reliant la fonction et son utilisation, aux performances environnementales pendant la phase d'usage. Notons tout de même que cette démarche peut nécessiter des travaux de recherche pour produire de nouvelles connaissances, et donc un temps élevé.

Le niveau 4 d'éco-conception concerne l'innovation dans un système du produit. LePochat (2005) notifie que cet aspect n'est plus du ressort de l'industriel mais des orientations politiques de l'Etat. Notre approche pourrait permettre théoriquement d'étudier ou de prendre en compte ces orientations politiques sous forme de choix et de contraintes (paramètres qualitatifs). L'utilisation de notre méthode à une échelle plus large que celle du système de produit (régionale ou nationale), combinée avec des approches ou modèles économiques ou sociaux (comme mentionné par LePochat) pourrait donner des informations importantes sur l'impact du changement du système du produit à ces échelles.

Perspectives sur la méthode

Un des points faibles que nous avons identifiés lors de l'application de notre approche concerne le temps de calcul qui peut être élevé, notamment lorsque plusieurs sous-systèmes sont étudiés simultanément. Plusieurs pistes d'améliorations existent pour réduire ce temps. La première piste concerne l'amélioration directe de la méthode d'estimation des indices de Sobol. L'utilisation de méthodes d'échantillonnages stratifiées permettrait de réduire la taille d'échantillon nécessaire pour l'estimation de Monte Carlo (Tarantola et al. 2012). On pourrait également utiliser une autre méthode d'estimation des indices de Sobol, telle que l'utilisation d'une approche bayésienne, qui semble nécessiter moins de calculs (Jan et al. 2013). La deuxième piste serait de pouvoir utiliser la méthode de Morris pour fournir des informations quantitative sur les influences.

Enfin, les informations obtenues par l'analyse de sensibilité des différents modèles d'inventaire ou de caractérisation d'ACV pourraient être utilisées dans une approche de réduction de modèles qui nous permettraient d'optimiser notre temps de calcul lorsque plusieurs sous-systèmes sont étudiés simultanément.

Conclusion générale

Pour ce travail de thèse, nous avons combiné l'ACV et l'AS dans un objectif d'éco-conception : pouvoir identifier des leviers d'action propres à chacun des acteurs du système de produit considéré. Pour cela nous avons proposé une démarche consistant à :

- découper un système de produit en différents sous-systèmes correspondant aux acteurs impliqués ;
- détailler chaque premier-plan par des modèles fournissant les données d'inventaire ;
- classer les paramètres intervenant dans ces modèles selon la possibilité d'action de l'acteur (technologique, environnemental, méthodologique) ;
- conduire deux analyses de sensibilité (Morris et Sobol) qui permettent de façon complémentaire respectivement de caractériser et de quantifier les influences de chaque paramètre ;
- interpréter les résultats pour proposer à l'acteur des pistes d'éco-conception en agissant sur les paramètres influents qu'il contrôle directement et en quantifiant l'effet de ces choix.

L'approche combine trois échelles :

- a. l'échelle du processus (par exemple dans le cas d'application traité, l'étude de la consommation de carburant d'une opération agricole) ;
- b. l'échelle du sous-système (en poursuivant l'exemple, l'étude des opérations agricoles) ;
- c. l'échelle du cycle de vie produit par combinaison de plusieurs sous-systèmes, même si dans notre cas d'application nous n'avons pas traité toutes les étapes (agricole, transformation, utilisation, fin de vie). Dans ce cas, l'approche consiste à étudier un premier sous-système puis à intégrer progressivement les autres sous-systèmes dans l'ordre chronologique du cycle de vie du produit.

Appliquer la même approche à une échelle plus large que celle du cycle de vie du produit est possible théoriquement, même si nous ne l'avons pas conduite dans ce travail de thèse, avec la combinaison des modèles ACV avec des modèles économiques pour de l'ACV conséquentielle par exemple.

L'approche a été mise en œuvre et appliquée sur le cycle de vie des matériaux d'isolation à base de chanvre notamment le béton de chanvre et le panneau à base de fibre de chanvre.

Pour l'impact changement climatique, nous avons pu voir pour les deux isolants, à la sortie du sous-système transformation, que les leviers d'actions principales (influent de 46-47% de la variance) se situent au niveau des sous-systèmes de production des liants utilisés (chaux hydraulique et polyester). Avec cela, nous avons une influence de l'approche méthodologique d'*allocation* (10-16%). Spécifiquement au béton de chanvre, nous retrouvons une influence de la *quantité de chènevotte* de 9%, tandis que pour le panneau à base de fibre de chanvre nous retrouvons directement une influence du *type de fertilisant minéral* de 8%.

Nous retrouvons les influences des intrants *quantité de chaux* (15%), *quantité de chènevotte* (14%) sur la consommation d'énergie pour le béton de chanvre tandis que pour le panneau à base de fibre les leviers d'actions se situent plus au niveau des procédés de fabrication ou une importante influence de la *quantité d'électricité* lors de mise en œuvre (de 85%) a été trouvé.

Pour l'impact acidification, nous retrouvons pour les deux produits que les leviers d'action pour réduire cet impact se situent au niveau de l'agriculture de la source qui est le chanvre. Le choix du *type de fertilisant minéral azoté* est déterminant pour cet impact. Avec cela nous retrouvons le paramètre méthodologique, *méthode d'allocation*.

De même pour l'eutrophisation, les leviers d'action pour l'optimisation de cet impact se situent au niveau de l'agriculture du chanvre pour les deux produits. A ce niveau

l'optimisation de *la quantité d'apport de fertilisant azoté* tout en tenant compte du rendement semble être la piste d'amélioration.

Les catégories d'impact *toxicité humaine* et *eco-toxicité* sont dominées par les émissions de l'agriculture pour nos deux produits. Plus précisément l'optimisation des engins agricoles (*âges* et *puissance*) lors des différentes opérations agricole semble être la piste d'amélioration pour les deux produits considérés. L'impact *occupation du sol* est fonction principalement du paramètre méthodologique le choix de *la méthode d'allocation* et environnemental *le rendement* pour le béton de chanvre tandis que pour le panneau à base de fibre, il est influencé principalement par *le mode de culture* du chanvre. L'utilisation d'un indicateur sur l'utilisation du sol qui permet de prendre en compte une variation de la qualité du sol occupé après la culture se présente comme tout à fait intéressante.

L'étape de vie en service de l'isolant à base de chanvre n'a pas été traitée complètement. Lors de notre étude préliminaire, nous avons pu identifier les influences des paramètres technologiques suivants sur la consommation d'énergie dans l'ordre *les caractéristiques du matériau, l'épaisseur de la paroi, la température de consigne*. Une amélioration du modèle d'estimation de la consommation d'énergie lors de la vie en service du bâtiment reste nécessaire, pour pouvoir aboutir au calcul des indicateurs d'impacts.

Un des apports de ce cas d'application sur le matériau à base de chanvre est également le développement d'un modèle d'inventaire à caractère plus générique pour la filière agricole. Les modèles d'inventaires développés pour le cas de l'agriculture du chanvre en France, pourraient être éventuellement adaptés à d'autres systèmes de culture et à d'autres localisations avec des adaptations.

Lors de l'application de l'approche, l'information fournie à l'acteur est comprise par lui et ne nécessite pas qu'il s'approprie le cadre méthodologique de l'ACV en profondeur. La méthode ne donne, par contre, pas directement de scénario d'éco-conception, seul l'acteur concerné peut les définir. Cependant, l'information fournie lui est utile et fiable pour proposer ses scénarios. Les résultats obtenus par cette méthode permettent non seulement d'identifier différents leviers d'actions technologiques, et de quantifier des incertitudes stochastiques liées à des variations d'environnement, mais ils permettent également, en considérant les variabilités liées à la modélisation ACV, d'identifier des besoins d'améliorations méthodologiques. Si ce point ne présente pas directement un intérêt pour l'acteur, il permet d'améliorer la crédibilité de l'ACV en offrant de la transparence sur les choix méthodologiques de l'expert ACV.

Cependant l'application de l'approche présente encore des limites. Elle nécessite notamment que l'on puisse disposer de modèles d'inventaire détaillés pour les différents processus du système de premier-plan considérés. Elle nécessite également plus de connaissances, car tous les paramètres doivent être caractérisés par une distribution. Nous pensons cependant, que conduire une telle démarche peut permettre un gain de temps à long terme en donnant une meilleure connaissance aux acteurs sur l'effet des leviers qu'ils contrôlent, et en leur évitant de multiples ACV successives.

Les temps de calcul peuvent être longs en particulier si plusieurs sous-systèmes sont considérés. Si les modèles d'inventaires nécessaires deviennent de plus en plus complexes (multi-échelles, modèles tridimensionnels), un travail sur la réduction du temps de calcul sera indispensable.

Enfin, nous n'avons pas considéré non plus le calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode présentée. Il s'agit d'un aspect méthodologique important car les incertitudes sur les indicateurs sont grandes et certains modèles de caractérisation font intervenir des

paramètres qui pourraient être intéressants comme leviers d'action (des durées d'exposition par exemple). Cet aspect devra être considéré ultérieurement.

Références

- ABB, chauffage et climatisation pilotés sur EIB/KNX, pp 37. [Consulté le juillet 2013]
Disponible sur <http://www.abb.com/eib>
- ADEME, 2009. Etude d'une méthodologie simplifiée pour la réalisation des ACV des bioproduits, Angers, p 92. Disponible sur <http://www.ademe.fr/>
- Andrianandraina, 2009. Analyse thermo-hygro aeraulique et analyse de cycle de vie d'une construction sise à Ivato Antananarivo, Madagascar. Mémoire M2 Université de la Réunion. p 95.
- Archer, G.E.B., Saltelli, A. & Sobol, I.M., 1997. Sensitivity measures, anova-like Techniques and the use of bootstrap. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 58(2), p.99-120.
- Ardente, F., G. Beccali, M. Cellura, and V. Lo Brano. 2005. Life cycle assessment of a solar thermal collector: sensitivity analysis, energy and environmental balances. *Renewable Energy* 30 (2) :p 109-130.
- Arnaud, L. & Boyeux, B., 2011. La chènevotte comme nouveau granulat écologique et performant pour une utilisation dans le bâtiment, *Académie d'Agriculture de France*.
- Arnaud, L. & Gourlay, E., 2012. Experimental study of parameters influencing mechanical properties of hemp concretes. *Construction and Building Materials*, 28(1), p.50-56.
- Baumann, H., Boons, F. & Bragd, A., 2002. Mapping the green product development field: engineering, policy and business perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 10(5), p.409-425.
- Benfratello .S., Capitano, C., Peri, G., Rizzo, G. Scaccianoce, G., Sorrentiono, G., 2013. Thermal and structural properties of a hemp-lime biocomposite. *Construction and Buildings Materials* 48.p 745-754.
- Bennett, S.J., Snell, R. & Wright, D., 2006. Effect of variety, seed rate and time of cutting on fibre yield of dew-retted hemp. *Industrial Crops and Products*, 24(1), p.79-86.
- Bentley, R.W., 2002. Global oil & gas depletion: an overview. *Energy Policy*, 30(3), p.189-205.
- Björklund, A.E., 2002. Survey of approaches to improve reliability in lca. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), p.64-72.
- Blanc, I. & Peuportier, B., 2007. Eco-design of buildings and comparison of materials. In J.-I. I. de P. T. (IPTS), actes du colloque "*International Seminar on Society and Materials*". Séville, Espagne. p 8. Disponible sur : <http://hal-ensmp.archives-ouvertes.fr/hal-00519422> [Consulté le mars 4, 2013].
- Blengini, G.A. & Di Carlo, T., 2010. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. *Energy and Buildings*, 42(6), p.869-880.
- Bogoeva-Gaceva, G. M. Avella, M. Malinconico, A. Buzarovska, A. Grozdanov, G. Gentile, M. E. Errico., 2007. Natural fiber eco-composites. *Polymer Composites*, 28(1), p.98-107.

- Boto, J., P. Pastrana, M. Suarez. 2005. Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España. [Energy consumption of agricultural operations in Spain] Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía, MAPA: 77, Spain.
- Bouloc, P., 2006. Le chanvre industriel: production et utilisations, *France Agricole Editions*. p 431.
- Boustead, I. & Hancock, G.F., 1979. Handbook of industrial energy analysis, Ellis Horwood Limited. p 422. Disponible sur : <http://infoscience.epfl.ch/record/1488> [Consulté le mai 31, 2014].
- Boutin, M. P., C. Flamin, S. Quinton, et G. Gosse. 2006. « Etude des caractéristiques environnementales du chanvre par l'analyse de son cycle de vie » Lille, France: L'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA). p 60.
- Bovea, M.D. & Vidal, R., 2004. Materials selection for sustainable product design: a case study of wood based furniture eco-design. *Materials & Design*, 25(2), p.111-116.
- Brentrup, F., Küsters, J, Lammel, J., Barraclough, P., Kuhlmann, H., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20(3), p.265-279.
- Brundtland, G.H., 1987. Report of the World Commission on environment and development: « our common future. », United Nations. p 247.
- Brunner, P.H. & Rechberger, H., 2004. Practical handbook of material flow analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(5), p.337-338.
- Campolongo, F. & Braddock, R., 1999. The use of graph theory in the sensitivity analysis of the model output: a second order screening method. *Reliability Engineering & System Safety*, 64(1), p.1-12.
- Campolongo, F., A. Saltelli, and J. Cariboni. 2011. From screening to quantitative sensitivity analysis. A unified approach. *Computer Physics Communications* 182 (4):p 978-988.
- Campolongo, F., Cariboni, J. & Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, 22(10), p.1509-1518.
- Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska, and A. Saltelli. 2007. The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling* 203 (1-2) (24). p167-182.
- Cérézo, V., 2005. Propriétés mécaniques, thermiques et acoustiques d'un matériau à base de particules végétales: approche expérimentale et modélisation théorique. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Thèse de doctorat. p244.
- Christopher Frey, H., and S. R. Patil. 2002. Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods. *Risk Analysis* 22 (3). p 553-578.
- Cicala, G., Cristaldi, G., Recca, G., Ziegmann, G., El-Sabbagh, A., Dickert, M., 2009. Properties and performances of various hybrid glass/natural fibre composites for curved pipes. *Materials and Design* 30. p 2538-2542.
- Coelho, A., and J. de Brito. 2013. Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part II: Environmental sensitivity analysis. *Waste Management* 33 (1). p 147-161.
- Collet F., M Bart, L Serres, J Miriel ., 2008. Porous structure and water vapour sorption of hemp-based materials. *Construction and Building Materials*, 22(6), p.1271-1280.

- Collet, F. , J Chamoin, S Pretot, C Lanos., 2013. Comparison of the hygric behaviour of three hemp concretes. *Energy and Buildings*, 62, p.294-303.
- Crawley, D.B., LK Lawrie, CO Pedersen., 2000. Energy plus: energy simulation program. *ASHRAE journal*, 42(4), p.49–56.
- Cropp, R.A. & Braddock, R.D., 2002. The New Morris Method: an efficient second-order screening method. *Reliability Engineering & System Safety*, 78(1), p.77-83.
- Cukier, R., Levine, H. & Shuler, K., 1978. Nonlinear sensitivity analysis of multiparameter model systems. *Journal of Computational Physics*, 26(1), p.1-42.
- De Klein, C., Novoa, R.S.A. , Ogle, S., Smith, K. A. , Rochette, P., Wirth, T. C. , McConkey, B. G. , Mosier, A., Rypdal, K., 2006. N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application. In *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, edited by Eggleston S. et al. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. (4)
- Degobert, P., 1992. *Automobile et pollution*, Editions OPHRYS. p 546.
- Dimov, I., Georgieva, R. & Ostromsky, T., 2012. Monte Carlo sensitivity analysis of an Eulerian large-scale air pollution model. *Reliability Engineering & System Safety*, 107, p.23-28.
- Ekvall, T. & Finnveden, G., 2001. Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 9(3), p.197-208.
- Elfordy, S., F. Lucas, F. Tancret, Y. Scudeller, L. Goudet., 2008. Mechanical and thermal properties of lime and hemp concrete (« hempcrete ») manufactured by a projection process. *Construction and Building Materials*, 22(10), p.2116-2123.
- Emmenegger, M. F., J. Reinhard, R. Zah. 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report. EMPA, Dübendorf.
- EPA. 2004. Exhaust and crankcase emission factors for nonroad engine modeling—compression-ignition. NR-009c. 135. Assessment and Standards Division, Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency.
- Esnault, P., Commin, Y. & Vannini, A., 2010. Les écomatériaux dans l'aménagement et la construction en ile-de France. Ministère de l'énergie du développement durable et de la mer. p 156.
- Evrard, A. & Herde, A.D., 2010. Hygrothermal Performance of Lime-Hemp Wall Assemblies. *Journal of Building Physics*, 34(1), p.5-25.
- Evrard, A., 2008. Transient hygrothermal behaviour of lime-hemp materials. These de doctorat. Science de l'ingénieur. Ecole polytechnique de Louvain. p 140.
- Evrard, A., De Herde, A. & Minet, J., 2006. Dynamical interactions between heat and mass flows in Lime-Hemp Concrete. In *3rd International Building Physics Conference*. p. 27–31. Disponible sur : <http://www.hempcrete.com.au/pdf/> [Consulté le novembre 27, 2013].
- Fava, J.A., 1994. Life-cycle Assessment Data Quality: A Conceptual Framework: *Workshop Report, Society of Environmental Toxicology and Chemistry and SETAC Foundation for Environmental Education*. p 179.
- Fazio, S., and A. Monti. 2011. Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops. *Biomass and Bioenergy* 35 (décembre): 4868-4878.

- FNPC. 2005. « La culture du chanvre ». La fédération nationale de producteur de chanvre.
- Frischknecht R., N. Jungbluth, H. J. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hirschier, T. Nemecek, G. Rebitzer, M. Spielmann., 2005. The ecoinvent database: Overview and methodological framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), p.3–9.
- Frischknecht, R., Jungbluth, Althaus, H.-J.; Hirschier, R., Doka, G. , Bauer, Ch., Dones, R. , Nemecek, T. , Hellweg, S. ,Humbert, S.; Margni, M., Koellner, T. , Loerincik, Y. , 2007a. Implementation of life cycle impact assessment methods, Rapport N° 3, Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. p 139. Disponible sur <http://www.ecoinvent.ch>.
- Frischknecht, R., N. Jungbluth, H.-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hirschier, S. Humbert, M. Margni, T. Nemecek . 2007. Ecoinvent v2.0: Overview and methodology. Ecoinvent report. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf. p 68.
- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Gall, A.L., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A. 2009. Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. [Methodological guide for agricultural activities, green gashouse estimation]. Institut de l'élevage IFIP ITAVI ARVALIS CETIOM ITB, France.
- Garcia Sanchez, D., B. Lacarrière, M. Musy, et B. Bourges. 2014. « Application of sensitivity analysis in building energy simulations: Combining first- and second-order elementary effects methods ». *Energy and Buildings*. 68(c). p.741-750.
- Goedkoop, M. , R. Heijungs, M. Huijbregts, An De Schryver, J. Struijs, R. van Zelm., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. p 126 .Disponible sur : [http:// www.lcia-recipe.net](http://www.lcia-recipe.net).
- Goedkoop, M. ,P. Hofstetter,R. Müller-Wenk,R. Spriemsma., 1998. The Eco-indicator 98 explained. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), p.352–360.
- González-García, S , L. Luob, M T. Moreira, G. Feijoo, G. Huppes., 2012. Life cycle assessment of hemp hurds use in second generation ethanol production. *Biomass and Bioenergy*, 36, p.268-279.
- Guinée, J.B., 2002. Handbook on life cycle assessment. *Operational guide to the ISO standards*, p.1–708.
- Hagentoft C. E., A. S. Kalagasidis, B. Adl-Zarrabi, S. Roels, J. Carmeliet, H. Hens, J. Grunewald, M. Funk, R. Becker, D. Shamir, O. Adan, H. Brocken, K. Kumaran, R. Djebbar, I., 2004. Assessment Method of Numerical Prediction Models for Combined Heat, Air and Moisture Transfer in Building Components: Benchmarks for One-dimensional Cases. *Journal of Thermal Envelope and Building Science*, 27(4), p.327-352.
- Hagentoft, C.-E., 2002. Hamstad wp2 modelling, version 4. *Report R-02*, vol 9. p 54.
- Hamby, D. M. 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment* 32 (2): 135-154.
- Heath, G.A. & Mann, M.K., 2012. Background and Reflections on the Life Cycle Assessment Harmonization Project. *Journal of Industrial Ecology*, 16, p.S8-S11.

- Heijungs, R., Huijbregts, M.A., 2004. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. Acte du colloque : « *Complexity and Integrated Resources Management* ». *International Environmental Modelling and Software Society*, Osnabrueck, Allemagne
- Hellweg, S, U. Fischer, T. B. Hofstetter, K. Hungerbühler., 2005. Site-dependent fate assessment in LCA: transport of heavy metals in soil. *Journal of Cleaner Production*, 13(4), p.341-361.
- Helton, J.C., J.D. Johnson, C.J. Sallaberry, and C.B. Storlie. 2006. Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering & System Safety* 91 (10–11) : 1175-1209.
- Hischier, R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. and Nemecek T., 2009. Implementation of life cycle impact assessment methods, Ecoinvent report. p 153. Disponible sur : <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en> [Consulté le avril 8, 2013].
- Homma, T. & Saltelli, A., 1996. Importance measures in global sensitivity analysis of nonlinear models. *Reliability Engineering & System Safety*, 52(1), p.1-17.
- Huijbregts, M.A.J., 1998a. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), p.273-280.
- Huijbregts, M.A.J., 1998b. Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), p.343-351.
- Idir, R., Marceau, S., Schoors, L., van der Werf, H. M. G., Vnetura, A., Andrianandraina, 2012. *Mise au point d'une méthodologie d'Acv pour les matériaux bio-sourcés utilisés dans le bâtiment*, p 13.
- Iooss, B.. 2011. Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques. *Journal de la Société Française de Statistique* 152 (1).p 3–25.
- Ip, Kenneth, Miller, A., 2012. Life cycle greenhouse gas emissions of hemp–lime wall constructions in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 69, p.1-9.
- ISO, 2006a. 14040 Environmental management-Life cycle assessment-Principles and Framework. *International organization for standardization*, p.20.
- ISO, 2006b. 14044: environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines. *International Organization for Standardization*, p.46.
- ISO, T., 2003. 14062. Environmental management: integrating environmental aspects into product design and development. p 24.
- Jaichandar, S., P. Senthil Kumar, et K. Annamalai. 2012. « Combined effect of injection timing and combustion chamber geometry on the performance of a biodiesel fueled diesel engine ». *Energy* 47 (1).p 388-394.
- Jan, B., J. Bect, E. Vazquez, P. Lefranc., 2013. Approche bayésienne pour l'estimation d'indices de Sobol. Acte du colloque "45èmes Journées de Statistique". Toulouse, France, p 6. Disponible sur <http://hal-supelec.archives-ouvertes.fr/hal-00846747>.
- Jolliet, O, M. Margini, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitizer, R. Rosenbaum., 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), p.324–330.
- Jolliet, O. M. Saadé, P Crettaz, S. Shaked, 2010. *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*, PPUR Presses polytechniques.

- JRC, C.E., 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—general guide for life cycle assessment—detailed guidance. 2010. EUR 24708 EN. European Commission, Joint Research Centre. *Institute for Environment and Sustainability*. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- Kaemmerlen, A., 2009. Transfert de chaleur à travers les isolants thermiques du bâtiment. Thèse de doctorat. Nancy 1: Henri-Poincaré. p 227.
- Khasreen, M.M., Banfill, P.F.G. & Menzies, G.F., 2009. Life-Cycle Assessment and the Environmental Impact of Buildings: A Review. *Sustainability*, 1(3), p.674-701.
- Knight, P. & Jenkins, J.O., 2009. Adopting and applying eco-design techniques: a practitioners perspective. *Journal of Cleaner Production*, 17(5), p.549-558.
- Koellner, T., Suh S., Weber, O., Moser, C., Scholz, R. W., 2007. Environmental Impacts of Conventional and Sustainable Investment Funds Compared Using Input-Output Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 11(3), p.41–60.
- Künzel, H.M. & Kiessl, K., 1996. Calculation of heat and moisture transfer in exposed building components. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 40(1), p.159-167.
- Künzel, H.M., 1995. Simultaneous heat and moisture transport in building components, *IRB-Verlag Stuttgart*. p 65. Disponible sur <http://www.civil.uwaterloo.ca/> [Consulté le 13 novembre 2013].
- Kymalainen, H. R., et A. M. Sjoberg. 2008. « Flax and hemp fibres as raw materials for thermal insulations ». *Building and Environment* 43 (7).p 1261-1269.
- Le Pochat, S., 2005. *Intégration de l'éco-conception dans les PME: proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits*. Thèse de doctorat. Arts et Métiers ParisTech. p 289.
- Le Pochat, S., Bertolucci, G. & Froelich, D., 2007. Integrating ecodesign by conducting changes in SMEs. *Journal of Cleaner Production*, 15(7), p.671-680.
- Legifrance, 2014, *Article R111*, Disponible sur <http://legifrance.gouv.fr> [Consulté le septembre, 2014].
- Leroy, Y., 2009. *Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires*. Thèse de doctorat. Arts et Métiers ParisTech . p 194.
- Linder, R.. 2005. *Les plans d'expériences: Un outil indispensable à l'expérimentateur*. Presse des Ponts.
- Lippiatt, B., 1998. Building for environmental and economic sustainability (BEES). Actes de colloque *Construction and the environment, CIB World Congress on, in Gävle, Sweden June*. Disponible sur <http://www.bfrl.nist.gov/oe/publications/proceedings/> [Consulté en mai 2014].
- Lloyd, S.M. & Ries, R., 2007. Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment: A Survey of Quantitative Approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), p.161–179.
- Mahdavi, A. & Ries, R., 1998. Towards computational eco-analysis of building designs. *Computers & Structures*, 67(5), p.375-387.
- Maxwell, D. & van der Vorst, R., 2003. Developing sustainable products and services. *Journal of Cleaner Production*, 11(8), p.883-895.

- Mckay, M.D., Beckman, R.J. & Conover, W.J., 2000. A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output From a Computer Code. *Technometrics*, 42(1), p.55-61.
- MEEDDM, 2010. *Les filières industrielles stratégiques de l'économie verte*, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer. p 168.
- Millet, D., Bistagnino, L., Lanzavecchia, C., Camous, R., Poldma, T., 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production*, 15(4), p.335-346.
- Mora, L., 2003. *Prédiction des performances thermo-aérauliques des bâtiments par association de modèles de différents niveaux de finesse au sein d'un environnement orienté objet*. Thèse de doctorat. Université de la Rochelle. p 198.
- Morris, M.D., 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics*, 33(2), p.161-174.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Ecoinvent report n 15. Agroscope Reckenholz - Tänikon Research Station ART.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60(3), p.498-508.
- Padey, P. et Girard, R., Le Boulch, D., Blanc, I., 2013a. From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. *Environmental Science & Technology*, 47(3), p.1231-1238.
- Padey, P., 2013b. *Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie: cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. France. p 216.
- Padey, P., D. Beloin-Saint-Pierre, R. Girard, D. Le Boulch, and I. Blanc. 2012a. Understanding LCA results variability: developing global sensitivity analysis with Sobol indices. A first application to photovoltaic systems. In *proceedings of the international symposium on life cycle assessment and construction civil engineering and buildings*. Nantes, France : 19-27.
- Padey, P., I. Blanc, D. Le Boulch, and Z. Xiusheng. 2012b. A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity. *Journal of Industrial Ecology* 16: S28–S38.
- Petelet, M., 2007. Analyse de sensibilité globale de modèles thermomécaniques de simulation numérique du soudage. Thèse de doctorat. Université de Bourgogne. p 123.
- Peuportier, B. & Blanc, I., 1991. COMFIE: a software for passive solar design. In *Proceedings of the 2nd International Conference, International Building Performance Simulation Association, IBPSA'91*. p. 521–527. Disponible sur <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00520421/> [Consulté le 16 avril 2013].
- Peuportier, B., Thiers, S. & Guiavarch, A., 2013. Eco-design of buildings using thermal simulation and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 39, p.73-78.
- Peuportier, B.L., 2001. Life cycle assessment applied to the comparative evaluation of single family houses in the French context. *Energy and Buildings*, 33(5), p.443-450.
- Pierre, T. & Colinart, T., 2011. Caractérisation thermo-hydrigue d'agro-matériaux à base de chanvre. *Actes du colloque SFT*. p 6. Disponible sur [http://gsite.univ-provence.fr/gsite/Local/sft/dir/user-3775/ documents/actes/congres_2011/Communications/](http://gsite.univ-provence.fr/gsite/Local/sft/dir/user-3775/documents/actes/congres_2011/Communications/) [Consulté le novembre 27, 2013].

- Poullain, P., 2012. CHAUFFAGE et ECS.IUT de Saint Nazaires.
- Pretot, S., Collet, F. & Garnier, C., 2014. Life cycle assessment of a hemp concrete wall: Impact of thickness and coating. *Building and Environment*, 72, p.223-231.
- Prétot, S., Collet, F. & Lanos, C., 2012. Caractérisation hydrique d'un béton de chanvre moulé. Acte de colloque « *Transfert 2012* ». Lille, France.
- Prívará, S., Širok, J., Ferkl, L., Cigler, J., 2011. Model predictive control of a building heating system: The first experience. *Energy and Buildings*, 43(2-3), p.564-572.
- Pujol, G., 2009. Simplex-based screening designs for estimating metamodels. *Reliability Engineering & System Safety*, 94(7), p.1156-1160.
- Qin, M. Belarbi, R., Ait-Mokhtar, A., Allard, F., 2009. Simulation of coupled heat and moisture transfer in air-conditioned buildings. *Automation in Construction*, 18(5), p.624-631.
- Ritthoff, M., Rohn, H. & Liedtke, C., 2002. *Calculating MIPS: Resource productivity of products and services*, Wuppertal Spezial, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie. Disponible sur <http://www.econstor.eu/handle/10419/59294> [Consulté le mai 23, 2014].
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T. M., Gold L. S., Huijbregts M. A. J., Jolliet O., Juraske, R., Koehler A., Larsen H. F., MacLeod, M., Margni, M., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), p.532–546.
- Ryding, S.O. Steen, B., Wenblad, A., Karlsson, R., 1991. The EPS system. *A PC-based system for development and application of environmental priority strategies in product design-from cradle to grave*. Swedish Environmental Research Institute (IVL), Report L91-85.
- Saltelli, A. & Bolado, R., 1998. An alternative way to compute Fourier amplitude sensitivity test (FAST). *Computational Statistics & Data Analysis*, 26(4), p.445 - 460.
- Saltelli, A. 1999. Sensitivity analysis: Could better methods be used. *J. Geophys. Res* 104 (D3): 3789–3793.
- Saltelli, A., 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Computer Physics Communications*, 145(2), p.280-297.
- Saltelli, A., Andres, T.H. & Homma, T., 1995. Sensitivity analysis of model output. Performance of the iterated fractional factorial design method. *Computational Statistics & Data Analysis*, 20(4), p.387-407.
- Samri, D., 2008. *Analyse physique et caractérisation hygrothermique des matériaux de construction: approche expérimentale et modélisation numérique*. Thèse de doctorat. Ecole nationale des travaux publics de l'état. France. p 353.
- Santiago, J. Corre, B., Claves-Bruno, M.,Sergent, M., 2012. Improved sensitivity through Morris extension. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 113, p.52-57.
- Sayagh, S. Ventura, A., Hoang, T., François, D., Jullien, A., 2010. Sensitivity of the LCA allocation procedure for BFS recycled into pavement structures. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(6), p.348-358.
- Senga Kiessé, T., Ventura, A., Andrianandraina, Idir, R., van der Werf, H., 2013. Action-oriented Life Cycle Assessment: case study of hemp based insulation products for

- buildings. In *the 19th SETAC LCA Case Study Symposium.*, Rome, Italy, 11-13 November 2013.
- Sharma, A., Saxena, A., Sethi, M., Shree, V., Varun, 2011. Life cycle assessment of buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), p.871-875.
- Sobol, I.M. & Kucherenko, S., 2009. Derivative based global sensitivity measures and their link with global sensitivity indices. *Mathematics and Computers in Simulation*, 79(10), p.3009-3017.
- Sobol, I.M., 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*, 55(1-3), p.271-280.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L., 2007. *IPCC Fourth Assessment. 4ème rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat.* p 996.
- Sorrell, S., Speirs, S., Bentley, R., Brandt, A., Miller, R. , 2010. Global oil depletion: A review of the evidence. *Energy Policy*, 38(9), p.5290-5295.
- STANDARD, B, 2006. BS 8887-1: Design for manufacture, assembly, disassembly and end-of-life processing. p 12.
- Stocker, T.F., Sin, D., Plattner, G. K., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M., 2013. *IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment. 5ème rapport du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat* , Cambridge: Cambridge University Press. p 1535.
- Tarantola, S., Becker, W. & Zeitz, D., 2012. A comparison of two sampling methods for global sensitivity analysis. *Computer Physics Communications*, 183(5), p.1061-1072.
- Terashima, T. & Mizuhata, M., 1997. Moisture movement in double layer building materials. Acte colloque "*Clima 2000 Conference*". p 13. Disponible sur http://www.inive.org/members_area/medias/pdf/Inive/clima2000/1997/ [Consulté le juillet 9, 2013].
- Tillman, A.-M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(1), p.113-123.
- Tindale, A., 2005. Designbuilder software. *Stroud, Gloucestershire, Design-Builder Software Ltd.*
- Tran Le, A., D., 2010. *Etude des transferts hygrothermiques dans le béton de chanvre et leur application au bâtiment.*Thèse de doctorat. Champagne-Ardenne: Université de Reims. p 209.
- Tran Le, A.D., Maalouf, C., Mai, T.H., Wurtz, E. and Collet, F., 2010. Transient hygrothermal behaviour of a hemp concrete building envelope. *Energy and Buildings* 42.p 1797-1806.
- Trnsys, A., 2000. TRNSYS: Transient System Simulation Program. *University of Wisconsin.*
- Turunen, L, van der Werf, H.M.G., 2007. The Production Chain of Hemp and Flax Textile Yarn and Its Environmental Impacts. *Journal of Industrial Hemp* 12 (2). p 43-66.
- Turunen, L. & van der Werf, H.M.G., 2006. *Life cycle analysis of hemp textile yarn comparison of three hemp fibre processing scenarios and a flax scenario*, Rennes: Communication INRA. p 61.

- Unger, N., Schneider, F. & Salhofer, S., 2008. A review of ecodesign and environmental assessment tools and their appropriateness for electrical and electronic equipment. *Progress in Industrial Ecology, an International Journal*, 5(1), p.13-29.
- United Nation, 2013. *World Population Prospects, the 2012 Revision*, New York, NY, USA. p 439. Disponible sur <http://esa.un.org/unpd/wpp/> [Consulté le mai 21, 2014].
- Van der Werf, H.M.G, 2004. Life Cycle Analysis of field production of fibre hemp, the effect of production practices on environmental impacts. *Euphytica*, 140(1-2), p.13-23.
- Van der Werf, H.M.G. & Turunen, L., 2008. The environmental impacts of the production of hemp and flax textile yarn. *Industrial Crops and Products*, 27(1), p.1-10.
- Van der Werf, H.M.G., Harsveld van der Veen, J.E., Bouma A.T.M., ten Cate, M., 1994. Quality of hemp (*Cannabis sativa* L.) stems as a raw material for paper. *Industrial Crops and Products*, 2. p 219-227.
- Ventura, A., Andrianandraina, H. van der Werf, and R. Idir. 2013. Action-oriented Life Cycle Assessment: example on hemp-based construction materials. In *the 7th international society for industrial ecology biennial conference*. Ulsan, South Korea, 25-28 June 2013.
- Ventura, A., P. Monéron, A. Jullien, P. Tamagny, and F. Olard. 2009. Environmental Comparison at Industrial Scale of Hot and Half-Warm Mix Asphalt Manufacturing Processes. In *TRB 88th Annual Meeting 2009*, Washington: Paper 09 - 1274:1286.
- Weidema, B.P. & Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), p.167-174.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z. & Alting, L., 2000. *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*, Springer. p 551. Disponible sur : <http://books.google.fr/books> [Consulté le mai 31, 2014].
- Wischmeier, W. H., and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. *Agricultural Handbook 537*. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Woloszyn, M. & Rode, C., 2007. IEA Annex 41, MOIST-ENG Subtask 1-Modelling principles and common exercises, p161.
- Zimmermann, T., 2013. Parameterized tool for site specific LCAs of wind energy converters. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), p.49-60.

ANNEXES

ANNEXE I : RECAPITULATION DES MODELES D'INVENTAIRES

**ANNEXE II: SUPPORTING INFORMATION FOR SENSITIVITY ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL
PROCESS MODELING IN A LIFE CYCLE CONTEXT – A CASE STUDY OF HEMP CROP
PRODUCTION**

**ANNEXE III: SUPPLEMENTARY MATERIAL A SYSTEMATIC METHODOLOGY FOR SENSITIVITY
ANALYSIS IN LIFE CYCLE CONTEXT APPLIED TO HEMP-BASED INSULATION
PRODUCTS FOR BUILDINGS**

**ANNEXE IV: QUALITATIVE AND QUANTITATIVE SENSITIVITY ANALYSIS OF HYGROTHERMAL
MODEL, ON WALL SCALE MONOLAYER: CASE APPLICATION ON HEMP CONCRETE**

ANNEXE V : LES METHODES DE CARACTERISATION EN ACV

ANNEXE VI : EXEMPLES D'APPLICATION DES METHODES D'ANALYSE DE SENSIBILITE

ANNEXE VII : PROGRAMMATION

ANNEXE VIII : DETAIL DE LA MODELISATION COUPLEE HYGROTHERMIQUE

Annexe I : Récapitulation des modèles d'inventaires

Nous présentons dans cette partie la récapitulation des différents modèles d'inventaires qui ont été utilisés pour les différents sous-systèmes composant le cycle de vie de notre cas d'application. Ces modèles comprennent: les modèles de quantification des intrants ainsi que les modèles de quantification des émissions et des sortants. Nous présentons les modèles dans l'ordre d'étude des sous systèmes : les modèles qui ont été utilisés pour le sous-système agricole, ensuite les modèles qui ont été utilisés pour les deux sous-systèmes de transformation (primaire et secondaire) et enfin le modèle d'inventaire de la vie en service.

A - I.1 Les modèles du sous-système agricoles

Nous présentons en premier lieu les modèles qui ont été utilisés pour la quantification des rendements de paille de chanvre et de graine de chanvre (chènevis).

A - I.1.1 Modèle de calcul du rendement à l'hectare

Le calcul du rendement de paille et de chènevis se fait suivant plusieurs étapes. Les rendements des deux coproduits sont générés aléatoirement suivant le mode de culture. On corrige par la suite ce rendement par rapport à la mode de culture et par rapport à l'apport de fertilisant azoté.

La correction du rendement par rapport à la mode de culture du chanvre

Selon les dires d'experts de la FNPC, lors d'une culture battue la production de chènevis soustrait en moyenne une tonne du rendement de paille comparé au rendement de paille en cas de culture non battue.

Le modèle de correction du rendement de paille par rapport à l'apport azoté

Le modèle suivant permet de corriger les données de rendement de paille de chanvre (probable) en fonction de l'apport en fertilisant azoté minéral et organique confondu :

- Pour $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \leq \text{apport}_N \leq 100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

$$\text{rendement}_{\text{paille}}^{\text{corrigé}} = \text{rendement}_{\text{paille}} * \left(\frac{0,62 * \text{apport}_N + 83,75}{100} \right) \quad (\text{A} - 1)$$

$\text{rendement}_{\text{paille}}$: rendement de paille [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$], apport_N : ensemble des apports azotés [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- Pour $\text{apport}_N > 100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

$$\text{rendement}_{\text{paille}}^{\text{corrigé}} = \text{rendement}_{\text{paille}} * 1,07 \quad (\text{A} - 2)$$

A - I.1.2 Modèle de consommation des carburants

Le modèle suivant permet d'estimer la consommation de carburant de différentes opérations agricoles du chanvre. On fait remarquer que ce modèle peut être générique à toutes les cultures en tenant comptes des paramètres associés à chaque opération culturale présente dans l'itinéraire technique.

$$C_{\text{diesel}} = \text{Rate}_{\text{Workload}} \cdot C_{\text{diesel}}^{\text{specific}} \cdot P_{\text{Rated}}^{\text{Engine}} \cdot D_{\text{Work}} \quad (\text{A} - 3)$$

Avec C_{diesel} : la consommation de diesel en [$l.ha^{-1}$], $Rate_{Workload}$: le taux de charge de l'opération agricole [-], $C_{diesel}^{specific}$: la consommation spécifique d'un modèle diesel [$l.kWh^{-1}$], P_{Rated}^{Engine} : la puissance nominale de l'engin agricole [kWh], D_{Work} : la durée de l'opération agricole [$h.ha^{-1}$]

avec

$$Rate_{Workload} = 0.094 .Class_{equipment\ type} + 0.068 .Class_{Soil\ type} + 0.042 .Class_{Working\ depth} + 0.088 .Class_{Working\ speed} + 0.081 .Class_{Engine\ speed} - 0.294 \quad (A - 4)$$

Avec $Class_{equipmenttype}$, le type d'équipement [-], $Class_{Soiltype}$, le type de sol [-], $Class_{Workingdepth}$, la profondeur de travail [-], $Class_{Working\ speed}$, la vitesse de travail [-], $Class_{Enginespeed}$, la vitesse de l'engin agricole [-].

Ou :

$$D_{Work} = \frac{10}{Width_{equipment} * Working\ Speed} \quad (A - 5)$$

avec 10 le facteur de conversion [ha] en [m.km], $Width_{equipment}$: la largeur de l'équipement utilisé pour l'opération en [m], $Working\ Speed$: la vitesse d'avancement de l'opération en [$km.h^{-1}$].

A - I.1.3 Modèle d'émission des engins agricoles

Les modèles qui permettent d'estimer les émissions liées à l'utilisation des engins agricoles lors des différentes opérations agricoles sont présentés dans ce qui suit. Les émissions lors des différentes opérations sont estimées à partir de la consommation de carburant.

$$E_i = C_{Diesel} \cdot PCI_{Diesel} \cdot E_{Diesel} \cdot EF_i \quad (A - 6)$$

Avec C_{Diesel} : la consommation de diesel de l'opération [$l.ha^{-1}$], PCI_{Diesel} : le pouvoir calorifique inférieur du diesel [$kWh.l^{-1}$], E_{Diesel} : efficacité d'un moteur diesel, conversion de l'énergie du diesel en énergie mécanique, EF_i : facteur d'émission par substance [$g.kWh^{-1}$]. Le calcul des différents facteurs de caractérisation sont présenté dans ce qui suit.

Facteur d'émission de HC, CO, NO_x, PM

Les facteurs d'émission de HC, CO, NO_x et PM sont calculés comme ci-dessous.

$$EF_{i(HC,CO,NO_x,PM)} = EF_{SS} \cdot TAF \cdot DF \quad (A - 7)$$

Avec EF_{SS} : le facteur d'émission en état stationnaire pour les différentes substances (HC, CO, NO_x, PM) [$g.kWh^{-1}$], TAF : facteur d'ajustement par rapport à l'essai en laboratoire et l'utilisation réelle [-], DF : facteur de détérioration en fonction du type et de l'âge de l'engin [-]

Le facteur de détérioration DF est calculé en fonction de l'âge de l'engin par :

$$Age\ factor = \frac{(Cumulative\ hours * load\ factor)}{median\ life\ at\ full\ load} \quad (A - 8)$$

$$\begin{cases} Age\ factor \leq 1 & DF = 1 + A.(Age\ factor)^b \\ Age\ factor \geq 1 & DF = 1 + A \end{cases}$$

Facteur d'émission de CO₂

Le facteur d'émission de CO₂ à la différence des substances précédentes est calculé à partir d'un facteur d'émission tenant compte du freinage du véhicule. (Brake Specific Fuel Consumption). Il tient aussi compte des émissions d'hydrocarbure imbrulé

$$EF_{CO_2} = (BSFC - EF_{HC}) \cdot C_{Diesle}^{Carbon} \cdot (44/12) \quad (A - 9)$$

$BSFC$: facteur émission spécifique de CO₂ globale [g.kWh⁻¹], EF_{HC} : facteur d'émission d'hydrocarbure imbrulé [g.kWh⁻¹], C_{Diesle}^{Carbon} : fraction massique de carbone du diesel [-].

Facteur d'émission de SO₂

Pour les émissions de SO₂ le facteur d'émission comme précédemment est estimé à partir du $BSFC$ tout en tenant compte également des émissions de HC et ainsi que du taux de soufre dans le carburant utilisé :

$$EF_{SO_2} = (BSFC \cdot (1 - SOx_{cuv}) - EF_{HC}) \cdot 0.01 \cdot SOx_{dsl} \cdot 2 \quad (A - 10)$$

Avec SOx_{cuv} : fraction de soufre convertie directement en particule fine [-], SOx_{dsl} : taux de soufre dans le diesel [%].

A - I.1.4 Modèle d'émission directe des processus de fertilisation et de chaulage

Les émissions directes occasionées par les applications de fertilisant et de chaux sont les suivantes les émissions des fertilisants azotés le nitrate NO₃, l'ammonique NH₃, le protoxyde d'azote N₂O les émissions d'oxydes d'azote NO_x. L'application de fertilisant phosphaté occasionne une émission de phosphate PO₄²⁻. L'application de la chaux et du fertilisant minéral azoté urée occasionne une émission de dioxyde de carbone CO₂.

Modèle pour les émissions de nitrate NO₃

$$E_{NO_3} = \left(21.37 + \frac{Pia}{Clayso \cdot Rod} (0.0037 \cdot Q_{fn} + 0.0000601 \cdot Onso - 0.00362 \cdot Cun) \right) (62) \quad (A - 11)$$

Avec Pia : la précipitation et l'irrigation annuelle [mm.a⁻¹]; $Clayso$: la teneur en argile dans le sol [%], Rod : le profondeur d'enracinement [m], Q_{fn} : quantité d'engrais azoté appliqué [kg.ha⁻¹], $Onso$: teneur en azote organique du sol [-], Cun : l'absorption d'azote de la culture [kg.ha⁻¹].

Modèle pour les émissions d'ammoniac NH₃

$$E_{NH_3} = (Q_N^{sm} \cdot EF_{NH_3}^{sm} + Q_N^{lm} \cdot EF_{NH_3}^{lm} \cdot f_N^{lm} + Q_N^{\min} \cdot EF_{NH_3}^{\min}) (17/14) \quad (A - 12)$$

Avec Q_N^{sm} , Q_N^{lm} : correspond à la quantité d'azote sous forme nitrate présent dans le fumier et le lisier [kg], Q_N^{\min} : la quantité d'engrais (minéral) azoté appliqué [kg], $EF_{NH_3}^{sm}$, $EF_{NH_3}^{lm}$, $EF_{NH_3}^{\min}$: les facteurs d'émission correspondants [kg.kg⁻¹], f_N^{lm} la teneur totale en ammonium dans le lisier [%].

Modèle pour les émissions de protoxyde d'azote N₂O :

Pour estimer les émissions directes et indirectes de N₂O

$$E_{N_2O} = \left(\begin{aligned} & (Q_N^{sm} + Q_N^{lm} + Q_N^{\min}) \cdot EF_{N_2O}^{dir} + (E_{NO_3} \cdot EF_{N_2O}^{NO_3}) \cdot (14/62) \\ & + (E_{NH_3} \cdot EF_{N_2O}^{NH_3}) \cdot (14/17) \end{aligned} \right) \cdot (44/28) \quad (A - 13)$$

Avec $EF_{N_2O}^{dir}$, $EF_{N_2O}^{NO_3}$, $EF_{N_2O}^{NH_3}$: facteur d'émission direct et indirect de N₂O [kg.kg⁻¹]

Pour les émissions d'oxyde d'azote NO_x

$$E_{NO_x} = \left((E_{N_2O} \cdot EF_{NO_x}^{N_2O}) \cdot (28/44) \right) \cdot (46/14) \quad (A - 14)$$

Avec $EF_{NO_x}^{N_2O}$: facteur d'estimation des émissions de NO_x à partir des émissions de N₂O [-].

Pour les émissions de CO₂

$$E_{CO_2} = \left(Q^{urea} \cdot EF_{CO_2}^{Urea} + Q^{\lim e} \cdot EF_{CO_2}^{\lim e} + Q^{dolomite} \cdot EF_{CO_2}^{dolomite} \right) \cdot (44/12) \quad (A - 15)$$

Avec : Q^{urea} , $Q^{\lim e}$, $Q^{dolomite}$ quantité d'urée, de chaux sous forme calcique, dolomite appliqué [kg.ha⁻¹]. $EF_{CO_2}^{Urea}$, $EF_{CO_2}^{\lim e}$, $EF_{CO_2}^{dolomite}$ les facteurs d'émissions de CO₂ de l'urée, de la chaux sous forme calcique, et du dolomite [kg.kg⁻¹].

Les émissions de phosphates PO₄

Les émissions de PO₄ sont obtenues en sommant trois émissions produites par trois processus différents : le lessivage, l'écoulement en surface et l'érosion.

$$E_{PO_4} = \left(E_{PO_4}^{leach} + E_{PO_4}^{runoff} + E_{PO_4}^{Erosion} \right) \quad (A - 16)$$

Où l'émission par lessivage est obtenue par :

$$E_{PO_4}^{leach} = E_{PO_4}^{meanleach} \cdot \left(1 + (0.2/80) \cdot Q_{P_2O_5}^{lm} \right) \quad (A - 17)$$

Avec $E_{PO_4}^{meanleach}$: les émissions moyennes de PO₄ par lessivage [kg.ha.a⁻¹], $Q_{P_2O_5}^{lm}$: quantité de P₂O₅ dans le lisier [kg.ha⁻¹].

L'émission par écoulement en surface par :

$$E_{PO_4}^{runoff} = E_{PO_4}^{meanrun-off} \cdot \left(1 + (0.2/80) \cdot Q_{P_2O_5}^{\min} + (0.7/80) \cdot Q_{P_2O_5}^{lm} + (0.4/80) \cdot Q_{P_2O_5}^{sm} \right) \quad (A - 18)$$

Avec $E_{PO_4}^{meanrun-off}$: les émissions moyennes par écoulement en surface [kg.ha.a⁻¹], $Q_{P_2O_5}^{\min}$, $Q_{P_2O_5}^{lm}$, $Q_{P_2O_5}^{sm}$: la quantité de P₂O₅ contenue dans les fertilisants minéral, le lisier, le fumier appliqués [kg.ha⁻¹].

L'émission par érosion par :

$$E_{PO_4}^{erosion} = Q_{soil}^{eroded} \cdot P_{iso} \cdot F_{ep} \cdot F_{es}^{river} \quad (A - 19)$$

Avec $E_{PO_4}^{meanrun-off}$: la quantité moyenne de P contenue dans la couche surfacique du sol [kg P.kg Psoil⁻¹]; F_{ep} : le facteur d'enrichissement de P [-]; F_{es}^{river} : la fraction de sol qui atteint la rivière [-]; Q_{soil}^{eroded} : la quantité de sol érodé [kg sol.ha⁻¹].

La quantité de sol érodée Q_{soil}^{eroded} est estimée par le modèle USLE par :

$$Q_{soil}^{eroded} = 10,000.R_{if}.S_{ef}.F_{topo}.F_{ce}.F_{co} \quad (A - 20)$$

Avec R_{if} : le facteur d'intensité de pluie [$N.h^{-1}.a^{-1}$] ; S_{ef} : facteur d'érodibilité du sol [$kg.h.N^{-1}.m^{-2}$] ; F_{topo} : facteur topographique [-] appelé aussi facteur pente $L.S$; F_{ce} : le facteur empirique de correction ; F_{co} : le facteur de couverture de la culture [-] ; le facteur de conversion de 10,000 [$m^2.ha^{-1}$].

A - I.1.5 Modèle d'allocation des coproduits de l'agriculture paille et graine

La présence d'un coproduit éventuel (la graine de chanvre) pour le sous système agricole requiert une allocation des impacts. Cette approche d'allocation est modélisée comme suivant :

- Si mode de culture = non battu alors coef allocation paille = 1 et coef allocation graine = 0
- Sinon si mode culture = battu

- o Si methode allocation = massique alors $C_i = \frac{m_i}{\sum_{j=1}^k m_j}$ avec $i,j = paille, graine$ et m :

masse.

- o Sinon si methode allocation = economique alors $C_i = \frac{m_i.p_i}{\sum_{j=1}^k m_j.p_j}$ avec $i,j = paille,$

graine et $m=masse, p=prix$.

A - I.2 Les modèles utilisés pour l'étude du sous-système de transformation primaire

Pour cette partie nous présentons les modèles paramétrés simple utilisés pour l'inventaire des intrants et des transports. De même nous présentons le modèle d'allocation qui est utilisé pour l'allocation des coproduits de la première transformation.

A - I.2.1 Modèle d'inventaire des intrants

$$Inv_{intrant} = \sum_i Q_i Inv_i \quad (A - 21)$$

i : intrants, qui sont propane, gasoil, électricité, eau, bois,

avec Q_i : quantité de l'intrant i [kg], Inv_i : donnée d'inventaire de l'intrant i .

A - I.2.2 Modèle d'inventaire pour le transport

$$Inv_{transport} = D.Inv_{transport} \quad (A - 22)$$

avec D : distance de transport [km] et Inv : donnée d'inventaire du transport.

A - I.2.3 Modèle d'allocation entre chènevotte, fibre et poussière

La prise en compte de deux ou trois coproduits et le choix de la méthode d'allocation à utiliser ont été modélisés comme suivant :

- Si *prise en compte poussière = oui* alors {

○ Si *methode allocation = massique* alors $C_i = \frac{m_i}{\sum_{j=1}^k m_j}$ avec $i, j = \text{chènevotte, fibre, poussière.}$

○ Sinon si *methode allocation = economique* alors $C_i = \frac{m_i \cdot p_i}{\sum_{j=1}^k m_j \cdot p_j}$ avec $i, j = \text{chènevotte, fibre, poussière.}$

○
- Sinon si *prise en compte poussière = non* alors {

○ Si *methode allocation = massique* alors $C_i = \frac{m_i}{\sum_{j=1}^k m_j}$ avec $i, j = \text{chènevotte, fibre et}$
 $C_{\text{poussière}} = 0$

○ Sinon si *methode allocation = economique* alors $C_i = \frac{m_i \cdot p_i}{\sum_{j=1}^k m_j \cdot p_j}$ avec $i, j = \text{chènevotte, fibre et } C_{\text{poussière}} = 0$ }

A - I.3 Les modèles utilisés pour l'étude du sous-système de transformation secondaire

Nous présentons dans ce qui suit le modèle qui a été utilisé pour l'inventaire des intrants du sous système de transformation secondaire : production du béton de chanvre et du panneau à base de fibre de chanvre.

$$Inv_{\text{intrant}} = \sum_i Q_i \cdot Inv_i$$

Pour le béton de chanvre i : intrants, qui sont : chaux, eau, chènevotte et électricité. (A - 23)

Pour le panneau à base de fibre de chanvre i : intrants, qui sont : polyester, fibre de chanvre et électricité.

Avec Q_i : quantité de l'intrant i [kg], Inv_i : donnée d'inventaire de l'intrant i .

A - I.4 Les modèles utilisés pour l'étude du sous-système de vie en service du béton de chanvre

Actuellement pour l'étude de la partie vie en service, nous avons utilisé un modèle qui permet de quantifier la consommation d'énergie nécessaire pour le maintien du volume considéré dans une plage de température donnée. La quantité d'énergie nécessaire pour le chauffage et la climatisation du volume considéré est donnée par les deux équations couplés de transfert de température et d'humidité suivante :

$$\rho_{air} \cdot C_{pair} \cdot V \frac{dT_{int}}{dt} = -Q_{paroi1,2,3,4,5,6} - Q_{renouvellement\ air} + Q_{apport\ solaire} + Q_{Occupant} + Q_{chauffi} \quad (A - 24)$$

$$V \frac{\partial v}{\partial t} = -Q_{paroi1,2,3,4,5,6}^{vapeur} - Q_{renouvellement\ air}^{vapeur} + Q_{sourcet}^{vapeur} \quad (A - 25)$$

Avec ces deux modèles, nous avons les modèles qui permettent d'étudier le transfert de chaleur et d'humidité au niveau des parois $Q_{paroi1,2,3,4,5,6}$ et $Q_{paroi1,2,3,4,5,6}^{vapeur}$:

$$\rho C_p \frac{dT}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right) + h_{lv} \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial (\phi P_{sat})}{\partial x} \right) \quad (A - 26)$$

$$\frac{dv}{d\phi} \frac{d\phi}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_\phi \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial (\phi P_{sat})}{\partial x} \right) \quad (A - 27)$$

Annexe II : Supporting information for Sensitivity analysis of environmental process modeling in a life cycle context - a case study of hemp crop production

Andrianandraina^{1,2,5}, Anne Ventura², Tristan Senga Kiese², Bogdan Cazacliu^{1,2}, Rachida, Idir⁴, Hayo M.G. van der Werf³

Corresponding author

Email: andy.andrianandraina@ifsttar.fr

1 IFSTTAR – Nantes, Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais Cedex, France

2 LUNAM, University of Nantes, GeM laboratory, chaire of civil engineering and eco-construction

3 INRA, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS, F-35000 Rennes cedex France

4 Laboratoire éco-matériaux, CETE Ile de France

5 ADEME, French Environment and Energy management Agency, Angers Cedex, France

Resume:

This document contains all additional data related to the article, sensitivity analysis (SA) and life cycle inventory model in particular the detailed description of models used to estimate direct field emissions from fertilization and engine emissions for agricultural operations and the detailed results of SA.

A - II.1 Sensitivity analysis

There are many kinds of SA methods, these methods can be classified according to the results they provide (quantitative or qualitative), and according to how they take into account influences of studied parameters.

Quantitative SA methods can be based on various approaches such as regression, which use standard regression coefficients to calculate sensitivity indices, or statistical approaches as analysis of variance (ANOVA, Sobol indices and the Fast methods). Methods based on regression are adapted for quasi-linear monotonic models, while methods based on analysis of variance can be applied with all kinds of models.

Qualitative methods are customary for a preliminary approach as they take less time computing than quantitative one (Campolongo and al. 2007). Table S1 summarizes, from a literature review, the main characteristics of the most frequently used SA methods.

Table S1 : Summary of characteristics of usually used SA indicating the type of method, models can be studied, indices computed, calculation cost and its strengths and weaknesses.

Methods	Type of method				Studied model						Calculated Indices			Calculation cost (number of model evaluations)	Strengths (s) and weaknesses (w)
	Local	Global	Qualitative	Quantitative	Linear	Non linear	Monotonic	Non monotonic	Discontinuous	Continuous	First order	All order	Total		
Complete factorial design (Linder 2005)	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	+	+	0	2^p	(s) Easy to interpret, computes first and more order indices (w) Calculation cost increases exponentially with factor number
Fractional factorial design (Linder 2005)	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	+	-	0	2^{p-q}	(s) Calculation cost acceptable (w) Indices confounded
Stars design (Linder 2005)	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	+		0	$p \text{ ou } > p$	(s) Calculation cost acceptable (w) Interactions between parameters not considered
Morris (Morris 1991)	+	-	+	-	+	+	+	+	+	0	+	-	0	$r.(p+1)$	(s) Calculation cost acceptable (w) Interactions and non-linearity confounded
Regression coefficient (Helton et al. 2006; Iooss 2011)	-	-	-	-	+	-	+	-	-	0	+	0	0	$N.p$	(w) Quantitative only for linear (or quasi-linear) models. Interactions between parameters not considered
Correlation coefficient (Helton et al, 2006; Iooss 2011)	-	-	-	0	+	-	+	+	+	0	+	0	0	$N.p$	(s) Can help to distinguish independent parameters (w) Interactions between parameters not considered
Sobol (Sobol 2001)	0	+	0	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	$N.(p+2)$	(s) Easy to Interpret, computes first and more order indices (w) High calculation cost
Fast, e-fast (Cukier, et al. 1978; A. Saltelli, et al. 1999)	0	+	0	+	+	+	+	+	-	+	+	0	+	$(2.M.W_{\max}+1) .r$	(s) Easy to Interpret (w) Calculation cost and only first and total order indices.

+: taken into account 0: Not considered or not suitable - : difficult to interpret or not completely taken into account

p = number of input parameters; r = number of replications 10 to 50 for Morris, 100 to 1000 for Sobol and Fast ; N = size of the sample (~10,000 for Sobol) for fast generally M usually 4, w_{\max} : the max oven number corresponding to the number of parameter .

Principles of chosen SA method: Morris and Sobol are recalled in the following parts.

Morris qualitative sensitivity analysis

Let X_1, X_2, \dots, X_p be the input variables (random), Y the corresponding output variable and f the function representing the model such as $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_p)$. The elementary effects (EE_i) of the input parameters $x_i, i=1,2,\dots,p$, are expressed in the following equation

$$EE_i \approx \frac{\delta f}{\delta X_i} \Big|_{X_i=x_i} \approx \frac{f(X_i + \Delta_{X_i}) - f(X_i)}{\Delta_{X_i}} \quad (\text{A - 28})$$

where Δ_{X_i} represents the variation step of X_i (Morris 1991).

The variation Δ_{X_i} follows a random trajectory in which a single input parameter X_i changes at a time for each repetition ($k = 1, 2, \dots, r$) which corresponds to the required number of elementary effect evaluation. For all the repetitions (trajectories) k , the average μ_i and the standard deviation σ_i of all the effects EE_i are calculated for each input parameter X_i as follows:

$$\mu_i = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r EE_i^{(k)} \quad (\text{A - 29})$$

and

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r-1} \sum_{k=1}^r (EE_i^{(k)} - \mu_i)^2} \quad (\text{A - 30})$$

where r is the *number of repetitions*.

The criteria μ_i and σ_i are used as sensitivity indices as they describe the effect of all studied parameters on the studied output: the higher the value of μ_i , the more influential the associated parameter X_i (individual effect), and the higher σ_i , the more influential the interaction between X_i and other parameters, the more nonlinear X_i effects (Morris 1991).

In the case of non-monotonic functions, elementary effects EE_i can have an opposite sign for the considered repetition that can lead to a value of the average μ_i (in equation (A - 2)) close to zero even if the parameter is influential. To prevent this artefact, the use of the mean of the absolute value of the effects μ_i^* with μ_i is proposed by Campolongo et al (2007) such as

$$\mu_i^* = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r |EE_i^{(k)}| \quad (\text{A - 31})$$

Sobol quantitative sensitivity analysis

The Sobol (2001) method provides quantitative indices. The first order sensitivity indices of parameter X_i represents its individual effect defined as:

$$S_i = \frac{V_i}{V} = \frac{V(E[Y | X_i])}{V(Y)} \quad (\text{A - 32})$$

where $V(E[Y | X_i])$, noted V_i , is the *conditional variance of the output parameter Y* produced by the variation of the input parameter X_i , and $V(Y)$, noted V , is the *total variance of the output parameter*. The indices S_i quantify the contribution to the output variance of the main effect of X_i .

The second order indices of parameter X_i represents its interaction (order 2) with the other remaining parameters:

$$S_{i,j \neq i} = \frac{V_{i,j \neq i}}{V} = \frac{V(E[Y | X_i, X_{j \neq i}]) - V_i - V_{j \neq i}}{V(Y)} \quad (\text{A - 33})$$

where $V(E[Y | X_i, X_{j \neq i}])$ is the conditional variance of the output parameter Y produced by the variation of the input parameters X_i and $X_{j \neq i}$.

Higher order interaction indices can be similarly defined and represent interactions in orders 3, 4, ... until the number of parameter p .

For a model with p input parameters, the calculation cost of all the $2^p - 1$ indices requires $N \cdot 2^p$ iterations of the model (Homma and Saltelli 1996). In order to reduce the computational cost, the use of the total sensitivity indices ST_i is recommended by Homma and Saltelli (1996). It represents the sum of the individual influences in equation (A - 5) of parameters-added to all of its interactions in equation (A - 6) with other parameters order 2 to p such as:

$$ST_i = S_i + \sum S_{i,j \neq i} = \frac{V(Y) - V(E[Y | X_{\neq i}])}{V(Y)} \quad (\text{A - 34})$$

where $V(E[Y | X_{\neq i}])$ is the conditional variance of the output parameter Y produced by the variation of all input parameters except X_i .

Sobol indices can be estimated using samplings of the various input parameters within their interval of variation and according to their probability distribution function. Random samplings such as the Monte Carlo method, or stratified samplings as the quasi Monte Carlo, or Latin hypercube, can be used (Homma and Saltelli 1996). Stratified sampling, as the Latin hypercube, was found to accelerate convergence for estimating sensitivity indices (Tarantola et al. 2012) but may require prior additional information like the interaction of all inputs parameters. In this study we use classical random sampling.

Sobol indices can study quantitative or qualitative parameters (Saltelli 2002). The first and total order indices can be interpreted as follow:

- if S_i is close to 0 (in practice $S_i < 0.3$), the parameter are none influential on the output parameters (Dimov and Georgieva 2010);
- if the difference between ST_i and S_i is high (in practice $ST_i - S_i > 0.3$), the parameter has a considerable interaction influence. Then the second or more order indices should be then calculated to explain these interactions, until $ST_i - (S_i + S_{i,j \neq i})$ is close to zero.

A - II.2 Hemp straw and seeds yield

As presented in the main article our functional unit is: "***the production and harvest of one kg of hemp straw***". In this study we consider two cropping patterns 1) straw only harvested (one product) and 2) seed and straw harvested (two products). The yields of straw and seed depend on many factors: *the type of cultivar, the cropping pattern, the water availability, mineral inputs ...* at this time there is no simulation model linking all these yield limiting parameters to the yield. For our case we considered the effect of the two main parameters influencing straw yield: the cropping pattern and the supply of nitrogenous fertilizer (Bouloc 2006). As we can see in Table 2 in the main article, straw yields are randomly generated from the interval [6000-9500] (kg) and seed yields from the interval [800-1200] (kg), these values represent the interval variation for these yields for French conditions according to the data from the French national hemp producer federation (FNPC); for straw-only harvested, we used the generated yield of straw and modified the yield of hemp

seed to zero; for seed and straw harvested, we used the generated yield of seed and subtracted 1000 (kg) from the straw yield (personal communication from FNPC). For both cropping patterns we correct the straw yield according to the extracted simple model presented in Figure S1 from FNPC (Bouloc 2006).

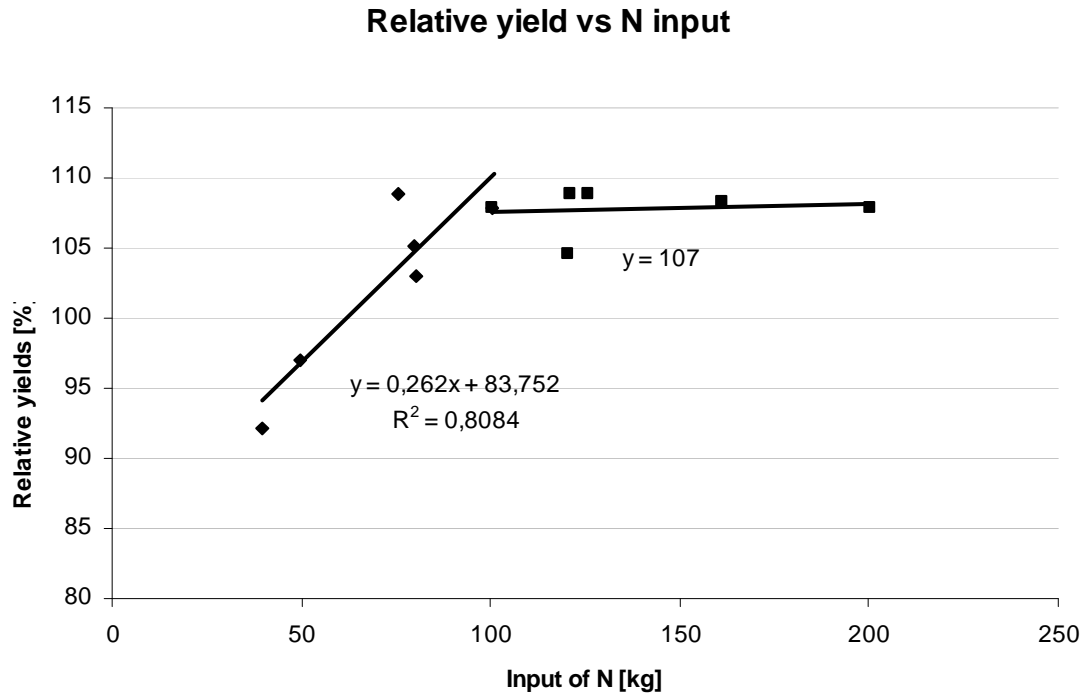


Figure S1 Variation of the hemp straw yield according to the nitrogenous fertilizer inputs FNPC (Bouloc 2006).

A - II.3 Inventory models

Engine fuel consumption model

Lindgren (2005) proposes a semi-static model which estimates fuel consumption of the agricultural engine, using measured engine parameters such as *engine speed* [min^{-1}] and *torque* [N.m]. This method requires time dependant information as input variables that are not available in our case. Nemecek and Kägi (2007) used an average value of fuel consumption of various agricultural operations in their model, but their approach is too generic. It does not allow us to identify influential parameters on fuel consumption, because parameter variability is hidden inside these average fuel consumptions values. Gac et al. (2009) proposes to use a workload rate, according to the agricultural operation as in the following equation:

$$C_{diesel} = Rate_{Workload} \cdot C_{diesel}^{specific} \cdot P_{Rated}^{Engine} \cdot D_{Work} \quad (\text{A} - 35)$$

where C_{diesel} is the fuel consumption (l/ha), $Rate_{Workload}$ is workload rate (n.u), $C_{diesel}^{specific}$ is the specific fuel consumption of diesel motor (l/kWh), P_{Rated}^{Engine} is the rated power (kW), D_{Work} is the duration of the agricultural operation (h/ha).

The different characteristic of the different agricultural equipment and operation for hemp crop are given in the following table

Table S2 : Characteristic of the different agricultural equipments and operations for hemp crop

Agricultural operation	Depth in [m] and ($Class_{Working\ depth}$)	$Class_{equipment\ typ}$	Work duration default value D_{Work} [h/ha]	Equipment width [m]
Tillage ploughing	0.29 (2)	2	1.00	1.50
Tillage harrowing	0.15 (1)	1	1.00	2.50
Stubble ploughing	0.40 (3)	1	0.70	3.25
Mineral fertilizing	0.00 (0)	1	0.20	2.05
Tillage rolling	0.05 (0)	2	0.30	2.50
Seeding	0.05 (0)	2	1.00	2.05
Haying	0.00 (0)	3	1.00	4.00
Balling	0.00 (0)	1	0.80	2.00
Drying operation (reversal)	0.00 (0)	1	0.50	2.00
Straw transportation	0.00 (0)	1	0.50	2.00
Combine harvester (seed)	0.00 (0)	3	1.00	3.00
Seeds transportation	0.00 (0)	2	1.00	2.00
Manure loading and spreading	0.00 (0)	1	1.00	2.80
Irrigating	0.00 (0)	1	0.20	5.00

In Gac et al. (2009) generic values for the workload rate are used to characterize the different agricultural operations: 0.70 (70 % of the rated power) for deep work, 0.60 for a moderately deep work and 0.50 for light or shallow work. However Figure S2, based on Boto et al. (2005) data, shows that the fuel consumption depends on working depth but also on soil type, using linear regressions where R^2 is the coefficient of determination. The generic workload rate of Gac et al. (2009) is thus not sufficiently detailed to reflect these sources of variability. Nevertheless we used a combination of the model from Gac et al. (2009) model (equation (A - 8)) with the one from Boto et al (2005) by adding the workload rate calculation (input parameter in Table S2).

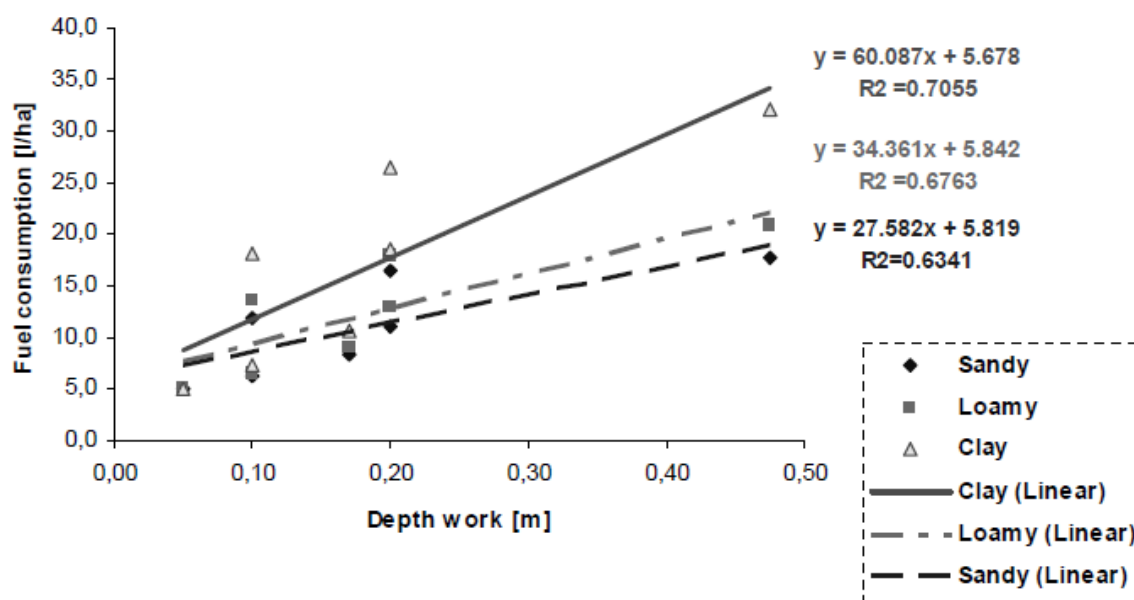


Figure S2 : Linear regressions of diesel consumption of agricultural engines according to working depth and soil type (calculated from Boto et al. (2005))

The validity of the combined model was tested by comparing its results (using mean values of all input parameters) to the mean fuel consumption from Nemecek and Kägi (2007) for the ten main agricultural operations for hemp crop (stubble ploughing, ploughing, seedbed rolling, mineral and organic fertilizing, sowing, mowing, baling, loading bales, transport) using the default value for all input parameters. We obtained a coefficient of determination $R^2 = 0.74$ and found some underestimation of the fuel consumption for some agricultural operations (Figure S3).

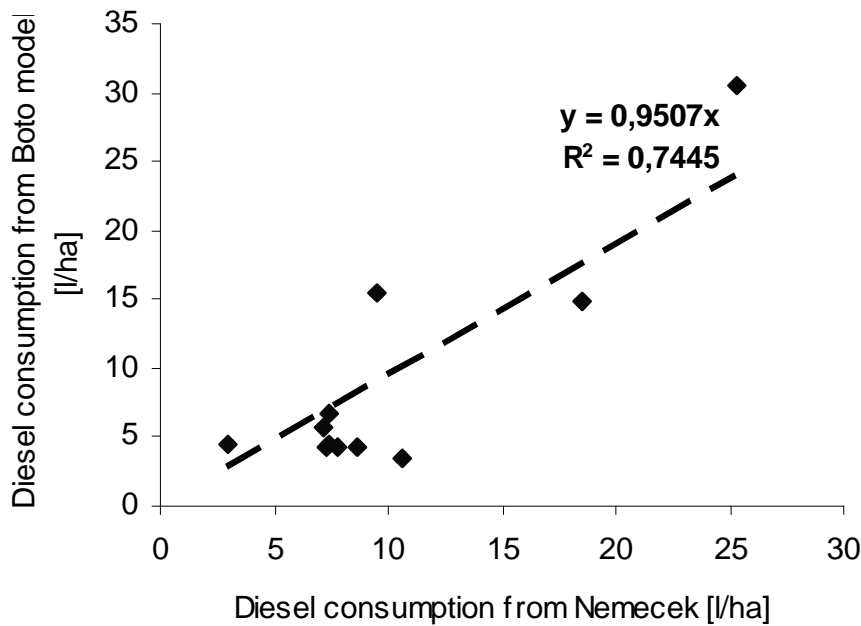


Figure S3 : Comparison of the fuel consumption according to Nemecek & Kägi (2007) data versus Boto et al. (2005) for ten hemp agricultural operations.

Engine emissions models

The generic EPA (2004) model was used to estimate the following exhaust emissions: *nitrogen oxides* (NO_x), *hydrocarbons* (HC), *particulate matters* (PM), *carbon monoxide* (CO), *carbon dioxide* (CO_2), and *sulphur dioxide* (SO_2). The emissions E_i [g/ha] were estimated using the following equation:

$$E_i = C_{\text{Diesel}} \cdot \text{PCI}_{\text{Diesel}} \cdot E_{\text{Diesel}} \cdot EF_i \quad (\text{A} - 36)$$

Where C_{Diesel} the fuel consumption [l/ha], $\text{PCI}_{\text{Diesel}}$ the Diesel lower calorific value (9.90 – 10.40) [kWh/l] E_{Diesel} is the efficiency of diesel motor (0.32 – 0.40) [n.u] and EF_i is the emission factor for the different substances considered [g/kWh].

The detailed methods to compute the emissions factors EF_i for each emission are given below. The following equation was used for HC, CO, NO_x :

$$EF_{i(\text{HC,CO,NO}_x)} = EF_{\text{SS}} \cdot \text{TAF} \cdot \text{DF} \quad (\text{A} - 37)$$

Where EF_{SS} is the *steady state emission factor* [g/kWh] (converted from [g/hp.h] given in Table S4), TAF is the *transient adjustment factor* depending on the *type of equipment* [without unit], DF is the *deterioration factor* depending on the *technology type and the age of the engine* [without unit].

For PM emission, the equation (A - 10) is modified taking into account the variations in fuel *sulphur content* S_{PMadj} (EPA 2004) such as

$$EF_{i(PM)} = EF_{SS} \cdot TAF \cdot DF - S_{PMadj} \quad (A - 38)$$

Where S_{PMadj} : adjustment considering the fuel sulfur content [g/kWh] , however, in our case, there is only one type of *diesel sulphur content* authorized, so this parameter is set to zero.

The TAF [n.u] in equation (A - 10) and (A - 11) is obtained with the ratio of the *transient emission factor* to the corresponding *steady state emission factor* and its value can be inferior or superior to 1. For agricultural engine (tractor and combine harvester) these values are as follow: 1.05 for HC emission, 1.53 for CO emission, 1.04 for NO_x emission, 1.47 for PM emission and 1.01 for CO₂ and SO₂ emissions (EPA 2004).

The *deterioration factor* (DF) in equation (A - 10) and (A - 11) is calculated from the *engine age* depending on the *Age factor* [n.u] or the *fraction of median life expended* as expressed in the following equation :

$$Age\ factor = \frac{(Cumulative\ hours * load\ factor)}{median\ life\ at\ full\ load} \quad (A - 39)$$

Then

$$\begin{cases} Age\ factor \leq 1 & DF = 1 + A \cdot (Age\ factor)^b \\ Age\ factor \geq 1 & DF = 1 + A \end{cases}$$

A and b (≤ 1) are constants [n.u] given for a pollutant and the type of technology

The parameter b used for the computation of the DF is equal to 1 for diesel non road engine and the value of the deterioration factor A are presented in the following table

Table S3 : Deterioration factor A according to the age of the agricultural engine for HC, CO, NO_x, PM emission.

Period of engine release		HC	CO	NO _x	PM
1998	1900	0.047	0.185	0.024	0.473
2003	1998	0.036	0.101	0.024	0.473
2007	2003	0.034	0.101	0.009	0.473
2040	2007	0.027	0.151	0.008	0.473

The CO₂ and SO₂ emission factors are calculated using the factor *brake specific fuel consumption* $BSFC$ [g/kWh] (converted from [g/Ch.h]). For these emission it is assumed that there is no *deterioration factor* ($DF = 1$).

The CO₂ emission factors are computed as follow

$$EF_{CO_2} = (BSFC - EF_{HC}) \cdot C_{Diesle}^{Carbon} \cdot (44/12) \quad (A - 40)$$

where EF_{HC} is the *hydrocarbon* emission factor [g/kWh]; C_{Dieste}^{Carbon} is the *carbon mass fraction of diesel* [n.u] and (44/12) the ratio of CO₂ mass to carbon mass. Then, for SO₂ emission factors, we have

$$EF_{SO_2} = (BSFC.(1 - SOx_{cnv}) - EF_{HC}).0.01.SOx_{dsl}.2 \quad (A - 41)$$

where SOx_{cnv} is the fraction sulphur in fuel converted to direct PM 0.002247 [n.u], SOx_{dsl} is the episodic weight percent of sulphur in the non-road diesel fuel model, 10^{-3} [%] for the European Union. The coefficient 0.01 is used to convert the weight from percent to fraction and the coefficient 2 is the ratio obtained from the masse of SO₂ formed from a mass of sulphur. Values of the *zero hour, steady state emission factor* for each exhaust emission taken into account from EPA (2004) are presented in Table S4.

Table S4 : Steady state emission factor EF_{ss} by the period of release year and the rated power of agricultural engine issued from EPA (2004)

Rated power [hp]		Period of release year		Steady state emission factor [g/hp.h]				
min	max	min	Max	BSFC	HC	CO	NOx	PM
>0	50 (37 kW)	1900	1998	185	1.8000	5.0000	6.9000	0.8000
>0	50	1998	2003	185	0.2789	1.5323	4.7279	0.3389
>0	50	2003	2007	185	0.2789	1.5323	4.7279	0.3389
>0	50	2007	2011	185	0.2789	1.5323	4.7279	0.2000
>0	50	2011	2040	185	0.1314	0.1530	3.0000	0.0184
50	80 (59 kW)	1900	1998	185	0.9900	3.4900	6.9000	0.7220
50	80	1998	2003	185	0.5213	2.3655	5.5988	0.4730
50	80	2003	2007	185	0.3672	2.3655	4.7000	0.2400
50	80	2007	2011	185	0.1836	2.3655	3.0000	0.3000
50	80	2011	2013	185	0.1314	0.2370	3.0000	0.0092
50	80	2013	2040	185	0.1314	0.2370	0.2760	0.0092
80	100 (74 kW)	1900	1998	167	0.6800	2.7000	8.3800	0.4020
80	100	1998	2003	167	0.3384	0.8667	5.6523	0.2799
80	100	2003	2007	167	0.3384	0.8667	4.1000	0.1800
80	100	2007	2011	167	0.1836	0.8667	2.5000	0.2200
80	100	2011	2013	167	0.1314	0.0870	2.5000	0.0092
80	100	2013	2040	167	0.1314	0.0870	0.2760	0.0092
100	300 (222 kW)	1900	1998	167	0.6800	2.7000	8.3800	0.4020
100	300	1998	2003	167	0.3085	0.7475	5.5772	0.2521
100	300	2003	2007	167	0.3085	0.7475	4.0000	0.1316
100	300	2007	2011	167	0.1836	0.7475	2.5000	0.1500
100	300	2011	2013	167	0.1314	0.0750	2.5000	0.0092
100	300	2013	2040	167	0.1314	0.0750	0.2760	0.0092

1 hp = 0.74 kW

Models for direct field emissions from fertilizing operations

We estimated direct field emissions for six substances: *nitrate* (NO₃), *ammonia* (NH₃), *nitrous oxide* (N₂O), *nitrogen oxides* (NO_x), *carbon dioxide* (CO₂) and *phosphate* (PO₄). The corresponding detailed models for these emissions are described below. The proportion on *nitrogen* in liquid and solid manure was assumed to be 6 kg per ton.

Nitrate emission

To estimate the N-NO₃ emission we used the regression model from Emmenegger et al. (2009) as given in the following equation

$$N_{-NO_3} = \left(21.37 + \frac{Pia}{Clayso \cdot Rod} (0.0037 \cdot Q_{fn} + 0.0000601 \cdot Onso - 0.00362 \cdot Cun) \right) \quad (A - 42)$$

where *Pia* is the *annual precipitation and irrigation* [mm/year] , *Clayso* is the *clay content of the soil* [%] , *Rod* is the *root depth* [m] , *Q_{fn}* is the *quantity of nitrogenous*

fertilizer applied [kg/ha] called the *nitrogen supply*, *Onso* is the *organic nitrogen content of the soil* [%] incorrectly called *organic carbon content* and *Cun* the *crop nitrogen uptake* [kg/ha]. In Emmenegger et al. (2009) these parameters are noted *P* for *Pia*, *C* for *Clayso*, *L* for *Rod*, *S* for Q_{fn} , C_{org} for *Onso* and *U* for *Cun*. In our model we omit the parameter *Yield* [tons_{products} .ha⁻¹] as our purpose is to calculate nitrate emission per ha.

The value of the *organic nitrogen content in the soil Onso* in [%] was calculated from its value $Onso^{EMPA}$ which expresses the rough approximation of Nitrogen content in the soil from IPCC (2006) value for different climate region in [tons N_{organic} 3000.m⁻³] as follows:

$$Onso = Onso^{EMPA} \cdot \frac{1}{3000} \cdot \frac{1}{1.3} \cdot 100 \quad (A - 43)$$

According to Emmenegger et al. (2009) the expression **organic carbon content** was mistakenly used instead of the term **organic nitrogen** content. To obtain the NO₃ emissions we multiplied the N-NO₃ emission with the factor (62/14)

Ammonia emission

For the NH₃ emission the following model from Nemecek & Kägi (2007) was used:

$$E_{NH_3} = (Q_N^{sm} \cdot EF_{NH_3}^{sm} + Q_N^{lm} \cdot EF_{NH_3}^{lm} \cdot f_N^{lm} + Q_N^{min} \cdot EF_{NH_3}^{min}) \cdot (17/14) \quad (A - 44)$$

where Q_N^{sm} , Q_N^{lm} are the nitrogen in the nitrate form present in the solid and liquid manure [kg/ha] and Q_N^{min} is the *amount of nitrogenous fertilizer applied as mineral* [kg/ha], $EF_{NH_3}^{sm}$, $EF_{NH_3}^{lm}$, $EF_{NH_3}^{min}$ are the corresponding *emission factors* in [kg/kg] as presented in Table S5 and f_N^{lm} the is the *total content of ammonium-N* [%] in liquid manure.

Table S5 : NH₃ emission factor of mineral fertilizer: calcium ammonium nitrate, nitrogen solution, urea and organic fertilizer: solid manure, liquid manure

<i>Mineral fertilizer</i>	<i>EF</i> , Emission factor (kg NH ₃ /kg fertilizer N)
<i>Calcium ammonium nitrate</i>	0.020
<i>Nitrogen solution</i>	0.080
<i>Urea</i>	0.150
<i>Organic fertilizer</i>	<i>EF</i> , Emission factor (kg NH ₃ /kg N in ammoniac form)
<i>Solid manure</i>	0.076
<i>Liquid manure</i>	0.120

Nitrous oxide emission

For N₂O emission the model from Nemecek & Kägi (2007) was also used such as

$$E_{N_2O} = \left((Q_N^{sm} + Q_N^{lm} + Q_N^{min}) \cdot EF_{N_2O}^{dir} + (E_{NO_3} \cdot EF_{N_2O}^{NO_3}) \cdot (14/62) \right) \cdot (44/28) + (E_{NH_3} \cdot EF_{N_2O}^{NH_3}) \cdot (14/17) \quad (A - 45)$$

where $EF_{N_2O}^{dir}$ [kg/kg] is the direct emission factor for N_2O from the N supply and $EF_{N_2O}^{NO_3}$, $EF_{N_2O}^{NH_3}$ [kg/kg] are the indirect emission factors for N_2O from NO_3 and NH_3 (the values of these emission factors are presented in table 2 of the article). The indirect N_2O emission was calculated using the emission of NO_3 in equation (A - 15) and NH_3 in equation (A - 17) calculated previously.

Nitrogen oxide

As in Nemecek & Kägi (2007), the NO_x emission is estimated from the N_2O emission as follow

$$E_{NO_x} = \left((E_{N_2O} \cdot EF_{NO_x}^{N_2O}) \cdot (28/44) \right) \cdot (46/14) \quad (A - 46)$$

where $EF_{NO_x}^{N_2O}$ [without unit] is the factor to estimate NO_x emission from N_2O , its value is presented in the main article.

Carbon dioxide emission

The CO_2 direct field emission was estimated using the model from IPCC (De Klein et al. 2006) as presented below

$$E_{CO_2} = \left(Q^{urea} \cdot EF_{CO_2}^{Urea} + Q^{lime} \cdot EF_{CO_2}^{lime} + Q^{dolomite} \cdot EF_{CO_2}^{dolomite} \right) \cdot (44/12) \quad (A - 47)$$

where Q^{urea} , Q^{lime} , $Q^{dolomite}$ are the quantities of Urea, calcic limestone and dolomite applied [kg/ha] and $EF_{CO_2}^{Urea}$, $EF_{CO_2}^{lime}$, $EF_{CO_2}^{dolomite}$ the corresponding emission factors [kg/kg] are given below.

Table S6 : CO2 emission factor of oxide, calcic and dolomite lime

Lime type	Emission factor
Oxide (CaO), and hydroxide lime	0.00 (CO ₂ emissions occur during manufacture)
Calcic lime (CaCO ₃)	0.12
Dolomite (CaMg(CO ₃) ₂)	0.13

Phosphate emission

The PO_4 emission was estimated using the model proposed by Nemecek & Kägi (2007) as the sum of leached, running off and eroded PO_4

$$E_{PO_4} = \left(E_{PO_4}^{leach} + E_{PO_4}^{runoff} + E_{PO_4}^{Erosion} \right) \quad (A - 48)$$

These three types of PO_4 emissions are calculated as:

- **the emissions by leaching:**

$$E_{PO_4}^{leach} = E_{PO_4}^{meanleach} \cdot \left(1 + (0.2/80) \cdot Q_{P_2O_5}^{lm} \right) \quad (A - 49)$$

where $E_{PO_4}^{meanleach}$ is the average quantity of P leached to ground water [kg/ha.yr]; $Q_{P_2O_5}^{lm}$ is the quantity of P_2O_5 contained in *liquid manure* [kg/ha];

- **the emissions through run-off :**

$$E_{PO4}^{run\ off} = E_{PO4}^{mean\ run\ off} \cdot \left(1 + (0.2/80) \cdot Q_{P2O5}^{min} + (0.7/80) \cdot Q_{P2O5}^{lm} + (0.4/80) \cdot Q_{P2O5}^{sm} \right) \quad (A - 50)$$

where $E_{PO4}^{mean\ run\ off}$ is the average quantity of P lost through run-off [kg/ha.yr] depending on the land category, in our case this quantity is equal to 0.07 [kg/ha.yr] for arable land; Q_{P2O5}^{min} , Q_{P2O5}^{lm} , Q_{P2O5}^{sm} are the quantities of P₂O₅ contained respectively in *mineral fertilizer*, *liquid manure*, *solid manure* [kg/ha];

- the *emissions from erosion*

$$E_{PO4}^{erosion} = Q_{soil}^{eroded} \cdot P_{iso} \cdot F_{ep} \cdot F_{es}^{river} \quad (A - 51)$$

where P_{iso} is the P content in the top soil [kg P/kg soil]; F_{ep} the enrichment factor for P [without unit]; F_{es}^{river} the fraction of eroded soil that reaches the river [without unit], Q_{soil}^{eroded} is the quantity of soil eroded [kg soil/ha] .

The quantity of soil eroded (Q_{soil}^{eroded}) [kg soil/ha] used in equation (A - 24) was evaluated using the USLE model (Wischmeier and Smith 1978) as presented in the following equation

$$Q_{soil}^{eroded} = 10,000 \cdot R_{if} \cdot S_{ef} \cdot F_{topo} \cdot F_{ce} \cdot F_{co} \quad (A - 52)$$

where R_{if} is the *rainfall intensity factor* [N/h.yr]; S_{ef} is the *soil erodibility factor* [kg.h/N.m²]; F_{topo} is the *topographic factor* [Without unit] called also *L.S*; F_{ce} is the *empirical factor* [Without unit]; F_{co} is the *cover factor* [Without unit], and the conversion coefficient 10,000 [m²/ha].

A - II.4 Crop production sub-system parameters

The details of all 51 considered parameters are presented in the Table S7. These details concern the name of the parameter; their unit; the type of parameter where *ql* for qualitative and *qt* for quantitative; the classification of the parameter where *tech* for technological, *env* for environmental and *meth* for methodological; the type of the probability distribution functions where we have: uniform continuous and discrete, triangular and normal; the variation range of the parameter; and finally the sources of the parameter.

Table S7 : Crop production subsystem parameters details

- Column headings: parameters name, unit [n.u. = unitless], variable type [qt = quantitative variable, ql = qualitative variable or a class], variable classification [Tech: technological, Env: environmental, Meth: methodological], pdf, variation range and sources [Literature; experts' judgments; assumption] CAN = Calcium Ammonium Nitrate – Ef = Emission factor – N = nitrogen - P = phosphorus

<i>Parameters</i>	<i>Unit</i>	<i>Type</i>	<i>Class</i>	<i>Probability distribution function</i>	<i>Variation range</i>	<i>Type of sources and references</i>
<i>Allocation method</i>	<i>n.u</i>	<i>ql</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>Mass, economic</i>	<i>Assumption</i>
<i>Ammonia to N₂O indirect Ef</i>	<i>kg/kg</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Triangular</i>	<i>0.002; 0.01; 0.05</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007; De Klein et al. 2006)</i>
<i>Annual precipitation and irrigation</i>	<i>mm/y</i>	<i>qt</i>	<i>Env</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>600-1300</i>	<i>Literature (Emmenegger et al, 2009)</i>
<i>Average quantity of P leached</i>	<i>(kg/ha)*y</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>0.056-0.084</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)</i>
<i>Average quantity of P lost through runoff</i>	<i>(kg/ha)*y</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>0.14-0.21</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)</i>
<i>Calcic lime to CO₂ Ef</i>	<i>kg/kg</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Triangular</i>	<i>0.06; 0.12; 0.12</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007)</i>
<i>CAN to NH₃ Ef</i>	<i>kg/kg</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>0.016-0.024</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007)</i>
<i>Clay content of the soil</i>	<i>%</i>	<i>qt</i>	<i>Env</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>2-50</i>	<i>Literature (Emmenegger et al, 2009)</i>
<i>Cover factor</i>	<i>nu</i>	<i>qt</i>	<i>Env</i>	<i>Uniform</i>	<i>0.268-0.308</i>	<i>Literature (Emmenegger et al, 2009)</i>
<i>Crop N uptake</i>	<i>kg/ha</i>	<i>qt</i>	<i>Env</i>	<i>Uniform</i>	<i>50-100</i>	<i>Literature (Emmenegger et al, 2009)</i>
<i>Crop production scenario</i>	<i>n.u</i>	<i>qt</i>	<i>Tech</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>Straw only, straw + seed</i>	<i>Expert's judgments (FNPC)</i>
<i>Diesel lower calorific value</i>	<i>kWh/l</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>9.90-10.40</i>	<i>Literature (Jaichandar et al 2012; Ying, et al 2006)</i>
<i>Dolomite to CO₂ Ef</i>	<i>kg/kg</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Triangular</i>	<i>0.065 ; 0.13 ; 0.13</i>	<i>Literature (De Klein et al. 2006)</i>
<i>Efficiency of diesel motor</i>	<i>%</i>	<i>qt</i>	<i>Tech</i>	<i>Uniform</i>	<i>32-48</i>	<i>Assumption (Estimated value obtained using the Diesel lower calorific value and the specific diesel engine fuel consumption)</i>
<i>Empirical correction factor for the estimation of the quantity of eroded soil</i>	<i>n.u</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>0.52-0.78</i>	<i>Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)</i>
<i>Engine rated power</i>	<i>kW</i>	<i>qt</i>	<i>Tech</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>80-220</i>	<i>Literature (EPA 2004)</i>
<i>Engine release year</i>	<i>n.u</i>	<i>qt</i>	<i>Tech</i>	<i>Uniform discrete</i>	<i>1992-2012</i>	<i>Experts' judgment and assumption</i>
<i>Enrichment factor for P</i>	<i>n.u</i>	<i>qt</i>	<i>Meth</i>	<i>Uniform</i>	<i>1.488-2.232</i>	<i>Literature</i>

						(Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)
Fraction of eroded soil that reaches the river	n.u	qt	Env	Uniform	0.16-0.24	Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)
Liquid manure to NH ₃ Ef	kg/kg	qt	Meth	Uniform	0.096-0.144	Literature (Nemecek and Kägi 2007)
Motor rating	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	low-med-high	Literature (Boto et al 2005)
N ammoniacal fraction for liquid manure	%	qt	Env	Uniform	56-84	Literature (Nemecek and Kägi 2007)
N ₂ O direct Ef	kg/kg	qt	Meth	Triangular	0.003; 0.01; 0.03	Literature (Nemecek and Kägi 2007; De Klein et al. 2006)
Nitrate to N ₂ O indirect Ef	kg/kg	qt	Meth	Triangular	0.0005; 0.0075; 0.0250	Literature (Nemecek and Kägi 2007; De Klein et al. 2006)
Nitrogenous solution to NH ₃ Ef	kg/kg	qt	Meth	Uniform	0.064-0.096	Literature (Nemecek and Kägi 2007)
NO _x Ef from N ₂ O	n.u	qt	Meth	Uniform	0.168-0.252	Literature (Nemecek and Kägi 2007; De Klein et al. 2006)
Organic N content of the soil	%	qt	Env	Uniform discrete	0.5-2	Literature (Emmenegger et al, 2009)
P content in the top soil	kg/kg	qt	Env	Uniform	0.00076-0.00114	Literature (Emmenegger et al, 2009)
Percentage of N applied as organic fertilizer.	%	qt	Tech	Uniform discrete	0-50	Assumption
Quantity of K fertilizer applied (as K ₂ O)	kg	qt	Tech	Triangular	114; 150; 200	Literature and assumption (Boutin et al. 2006; Turunen et van der Werf 2007; Esnault, Commin, et Vannini 2010; Anonymous 2006; Anonymous 2007)
Quantity of lime applied	kg	qt	Tech	Triangular	300;500;660	Literature and assumption (Boutin et al. 2006; Turunen et van der Werf 2007; Esnault, Commin, et Vannini 2010; Anonymous 2006; Anonymous 2007)
Quantity of N fertilizer applied	kg	qt	Tech	Triangular	70;100;120	Literature and assumption (Boutin et al. 2006; Turunen et van der Werf 2007; Esnault, Commin, et Vannini 2010; Anonymous 2006; Anonymous 2007)

Annexes

Quantity of P fertilizer applied (as P ₂ O ₅)	kg	qt	Tech	Triangular	30; 50; 60	Literature and assumption (Boutin et al. 2006; Turunen et van der Werf 2007; Esnault, Commin, et Vannini 2010; Anonymous 2006; Anonymous 2007)
Rainfall intensity factor	N/(h/y)	qt	Env	Uniform	30-100	Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)
Root depth	m	qt	Env	Uniform	0.20-1.20	Literature (Emmenegger et al, 2009)
Seed for sowing	kg	qt	Tech	Uniform	40-50	Literature (Boutin et al. 2006; Kymalainen et Sjoberg 2008; Esnault, Commin, et Vannini 2010)
Seed price	Euro/T	qt	Env	Uniform	500-1000	Experts' judgments (FNPC)
Seed yield	kg/ha	qt	Env	Uniform	800-1200	Experts' judgments (FNPC)
Soil erodibility factor	kg.h/N.m ²	qt	Env	Uniform	0.29-0.35	Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)
Soil type	n.u	ql	Env	Uniform discrete	sandy, loamy, clay	Assumption
Solid manure to NH ₃ Ef	kg/kg	qt	Meth	Uniform	0.0608-0.0912	Literature (Nemecek and Kägi 2007)
Specific diesel engine fuel consumption	l/kWh	qt	Tech	Uniform	0.297-0.353	Literature (Boto et al 2005)
Straw price	Euro/T	qt	Env	Uniform	90-120	Experts' judgments (FNPC)
Straw yield	kg/ha	qt	Env	Uniform	6000-9500	Experts' judgments (FNPC)
Topographic factor	n.u	qt	Env	Uniform	0.304-0.456	Literature (Nemecek and Kägi 2007; Wischmeier and Smith 1978)
Type of lime	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	Calcic lime, dolomite, oxide and hydroxide lime	Literature and experts' judgments (Gac et al. 2009)
Type of mineral fertilizer	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	can, nitrogenous solution, urea	Literature and experts' judgments (Gac et al. 2009)
Type of organic fertilizer	n.u	ql	Tech	Uniform discrete	liquid, solid manure	Literature and experts' judgments (Gac et al. 2009)
Urea to CO ₂ Ef	kg/kg	qt	Meth	Triangular	0.1 ; 0.2; 0.2	Literature (De Klein et al. 2006)
Urea to NH ₃ Ef	kg/kg	qt	Meth	Uniform	0.12-0.18	Literature (Nemecek and Kägi 2007)
Working speed	km/h	qt	Tech	Normal	4.7 ; 1	Literature (Boto et al 2005)

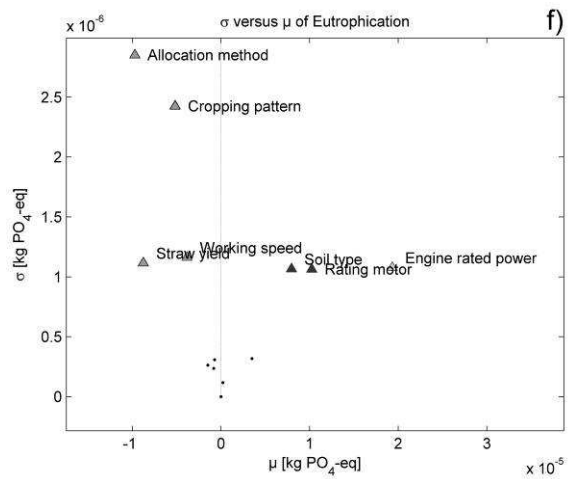
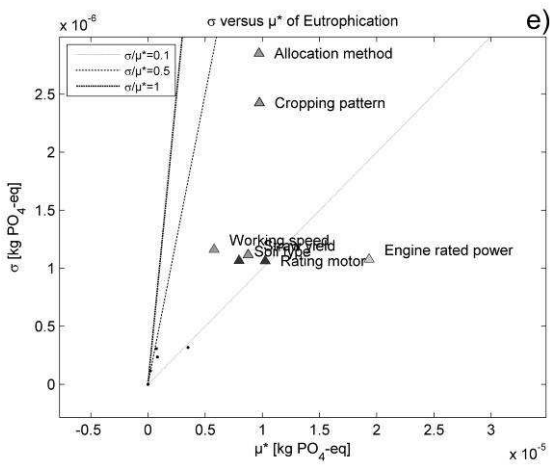
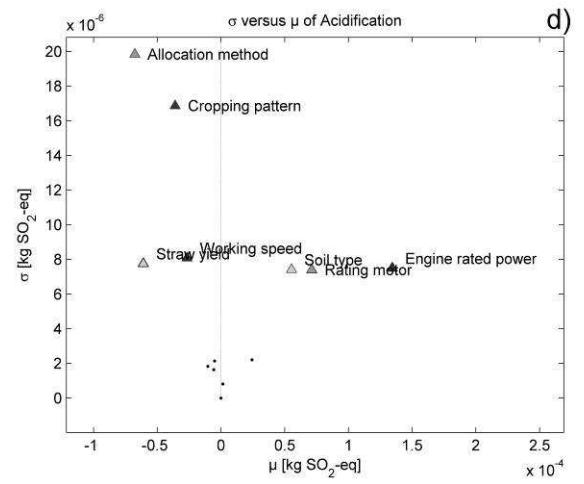
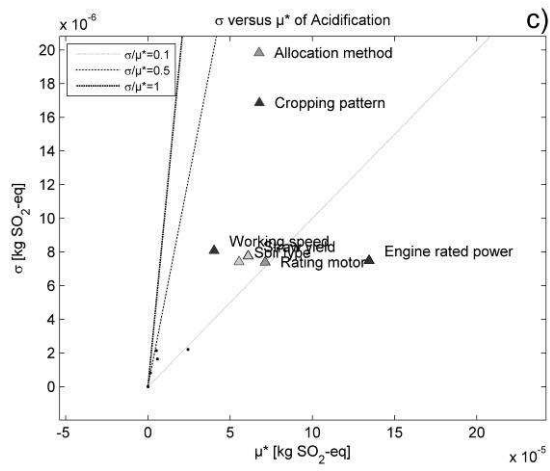
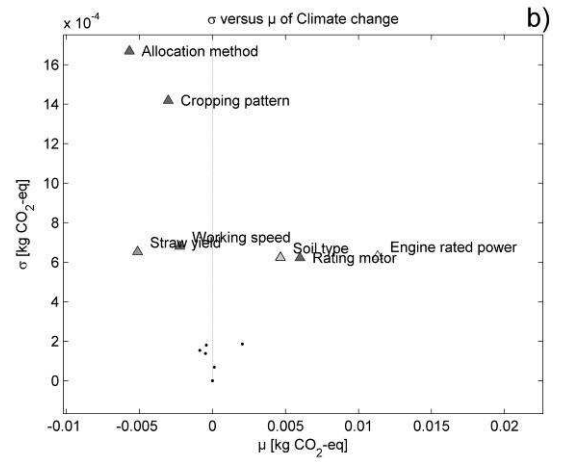
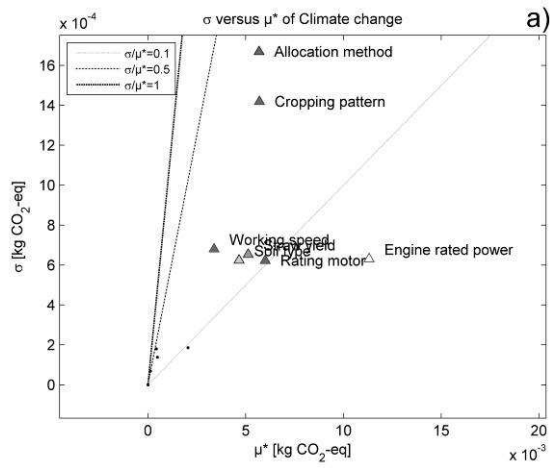
A - II.5 Detailed Results

This part contains full results commented in the main article. These results concern Morris indices for the three processes diesel consumption, agricultural engine exhaust emission and field emissions. Detailed results of Sobol indices are also given concerning the entire agricultural sub system (containing the following process: production of fertilizer and lime, production of agricultural engine, production of seeds for sowing, production of diesel, emission from agricultural engine, direct field emission) classifying parameters in the three types then without parameter classification.

A - II.5.1 Morris indices

We present on the following the indices of Morris σ_i, μ_i^* and σ_i, μ_i for the following process composing the agricultural sub system. Only parameters with a value of μ_i^* and σ_i up to 20% of their respective maximum value are detailed in the graph legends.

- Figure S4 presents results of the study of the fuel consumption model, (including background production of diesel) for the production of 1 kg of hemp straw. That concern the following impacts : *climate change (a,b)*, *acidification (c,d)*, *eutrophication (e,f)*, *ecological toxicity (g,h)*, *human toxicity (i,j)*, *cumulative energy demand (k,l)*.
- Figure S5 presents results concerning the study of agricultural engine exhaust emissions model for all the different agricultural operation for hemp crop per 1 kg of hemp straw. We have the following impacts : *climate change (a,b)*, *acidification (c,d)*, *eutrophication (e,f)*, *ecological toxicity (g,h)*, *human toxicity (i,j)*.
- Figure S6 presents results concerning direct field emissions due to the application of fertilizer and lime. We have the following impacts: *climate change (a,b)*, *acidification (c,d)*, *eutrophication (e,f)*, *human toxicity (i,j)*, *land occupation(m,n)*.
- Figure S7 presents results concerning the entire crop production subsystem. We have the following impacts : *climate change (a,b)*, *acidification (c,d)*, *eutrophication (e,f)*, *ecological toxicity (g,h)*, *human toxicity (i,j)*, *cumulative energy demand (k,l)*, *land occupation (m,n)*.



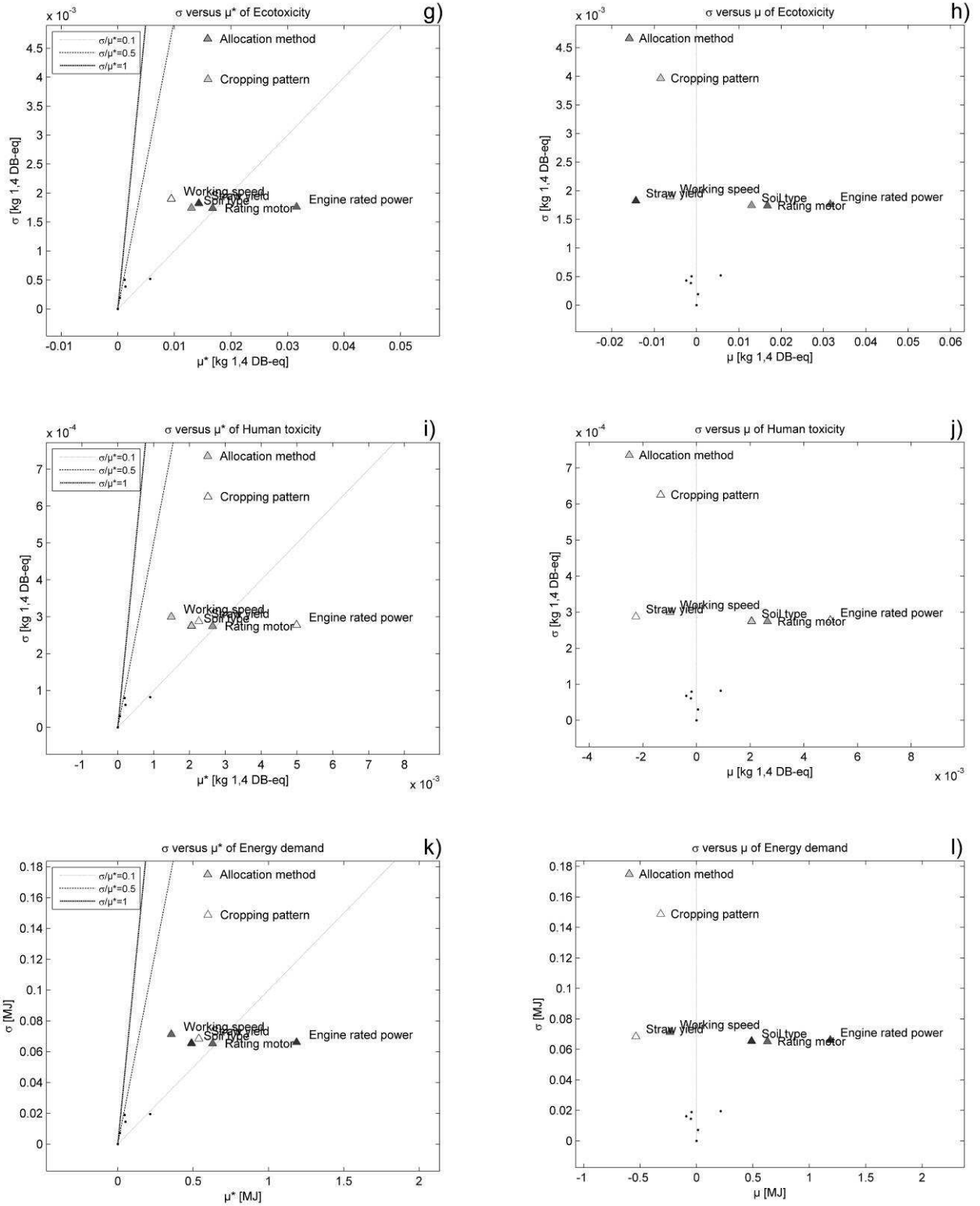
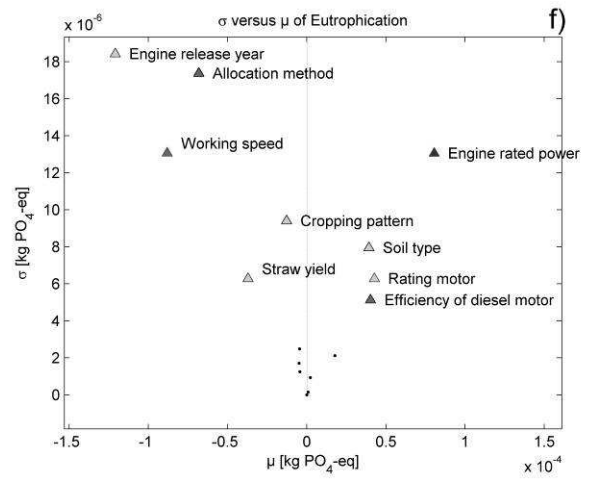
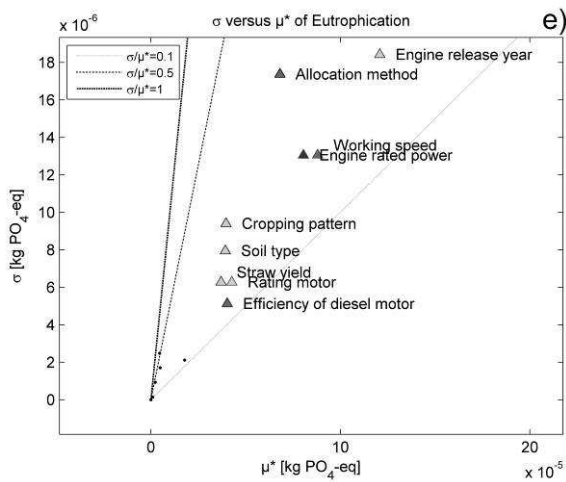
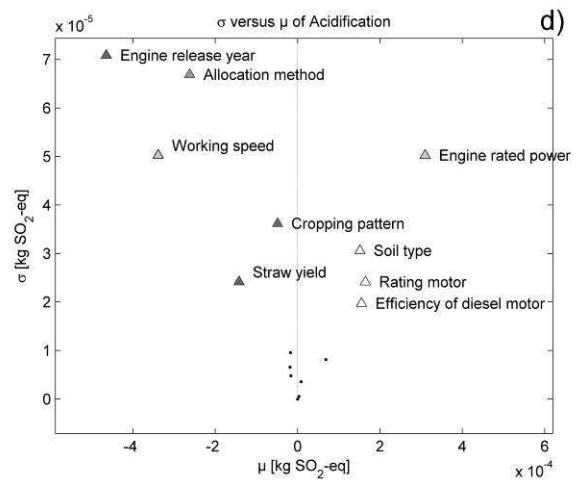
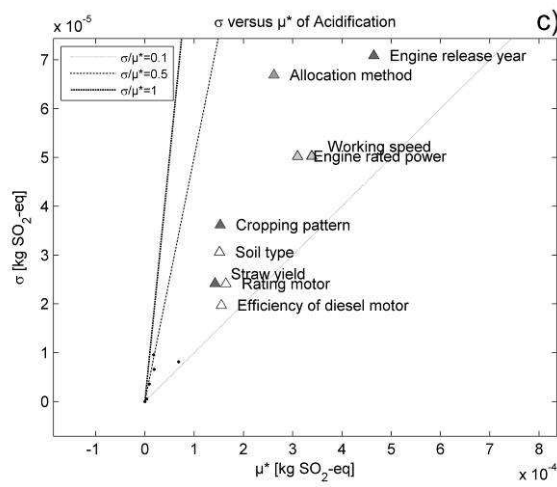
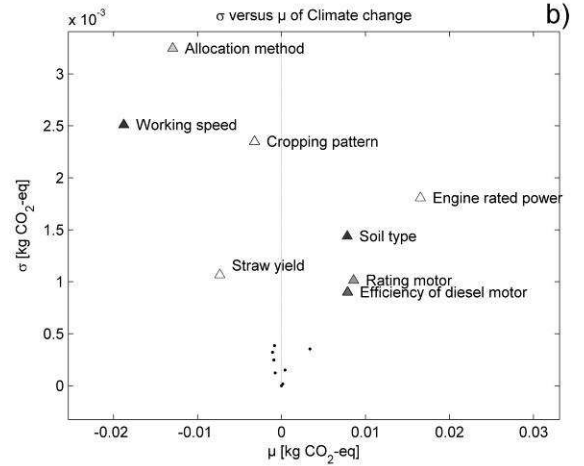
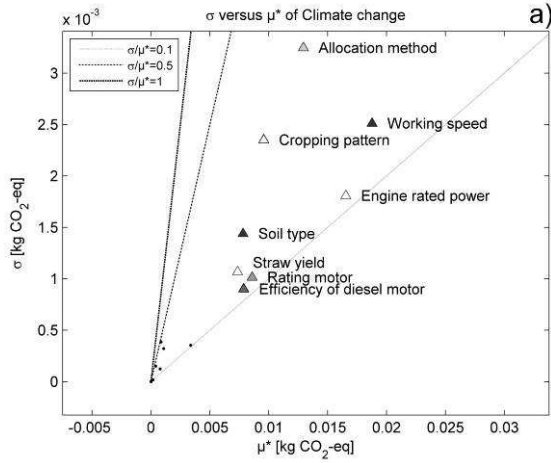


Figure S4 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for fuel production (fuel consumption) , (a,b) climate change, (c,d) acidification, (e,f) eutrophication ,(g,h) ecotoxicity, (i,j) human toxicity, (k,l) energy demand



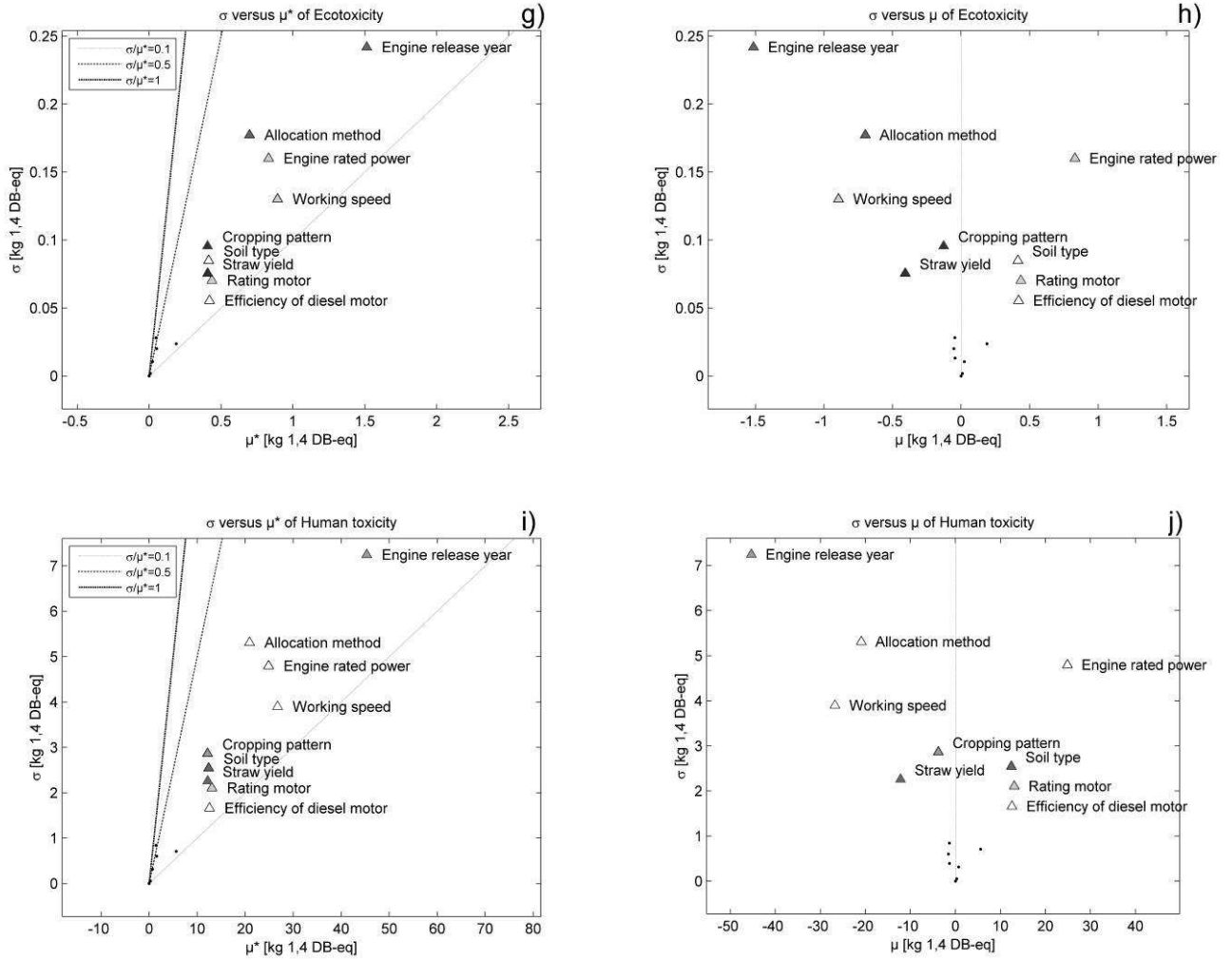
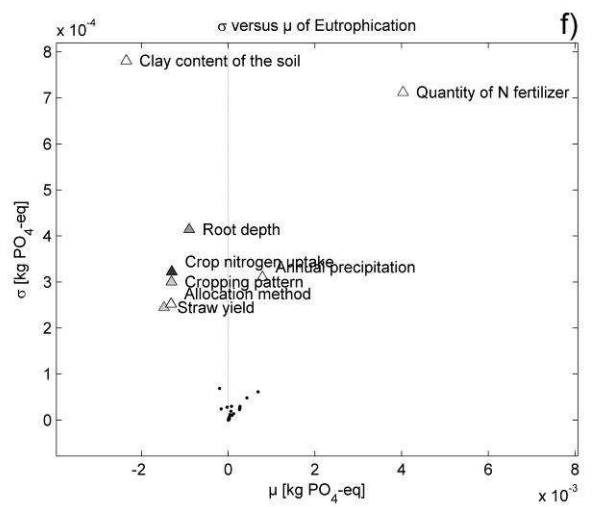
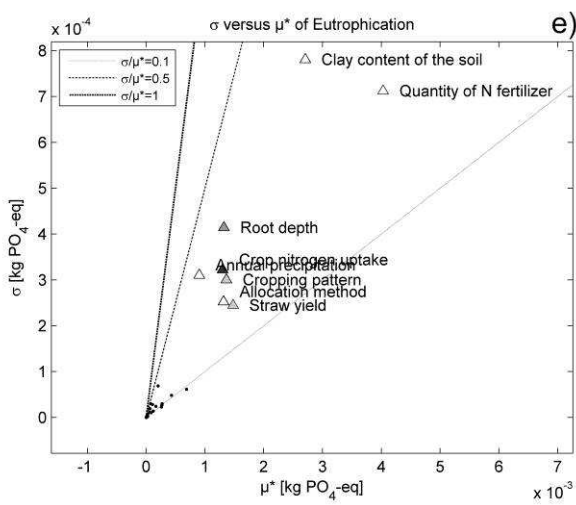
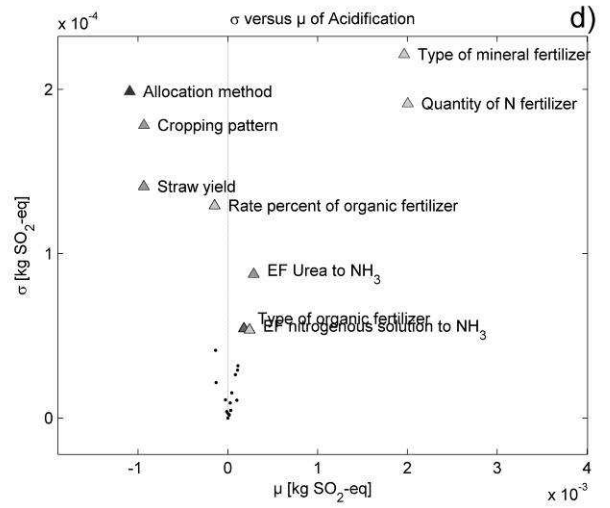
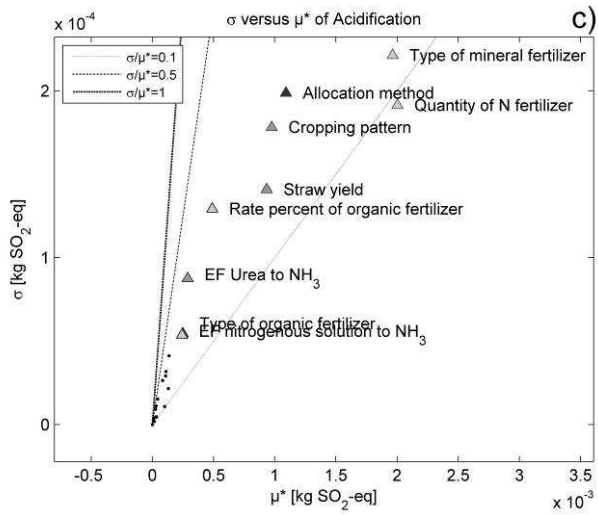
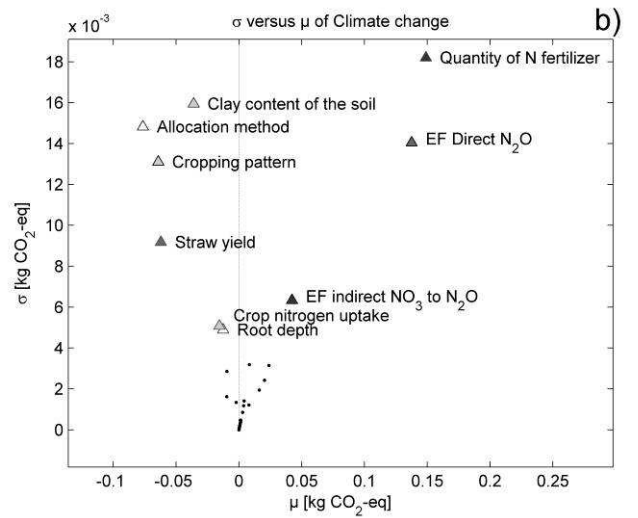
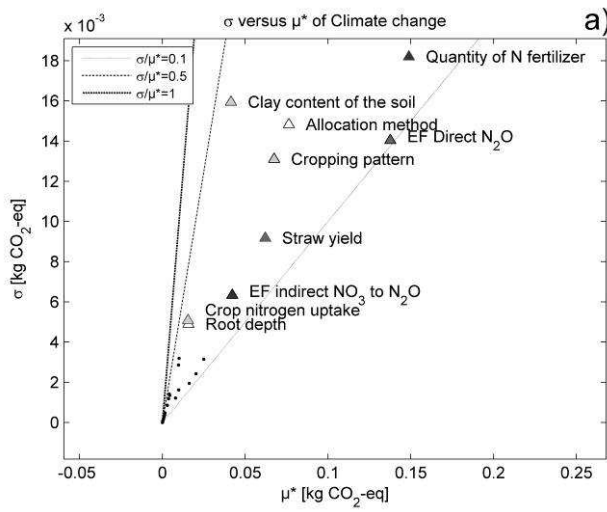


Figure S5 : Morris indices, standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for agricultural engines exhaust emissions, (a,b) climate change, (c,d) acidification, (e,f) eutrophication, (g,h) ecotoxicity, (i,j) human toxicity



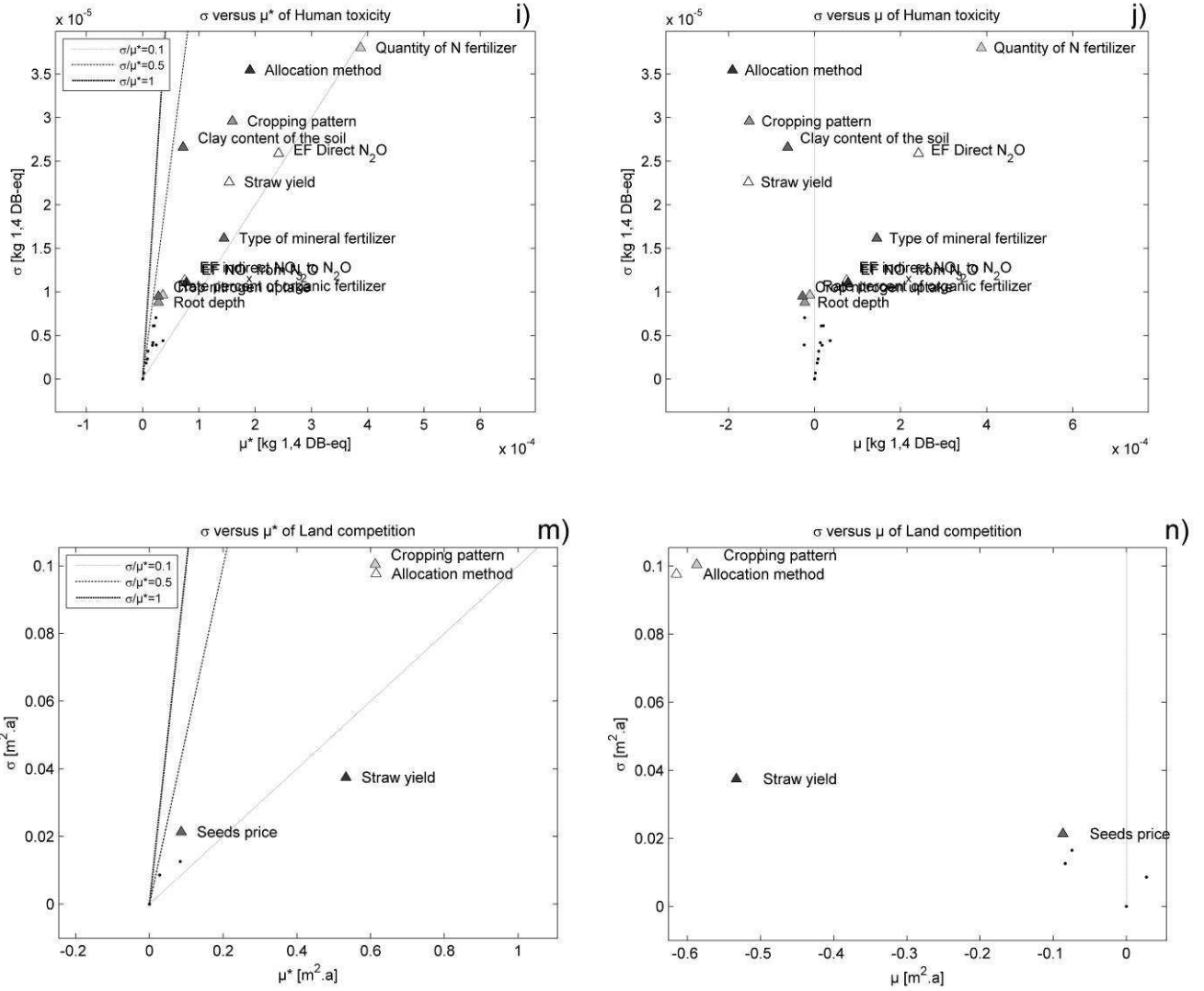
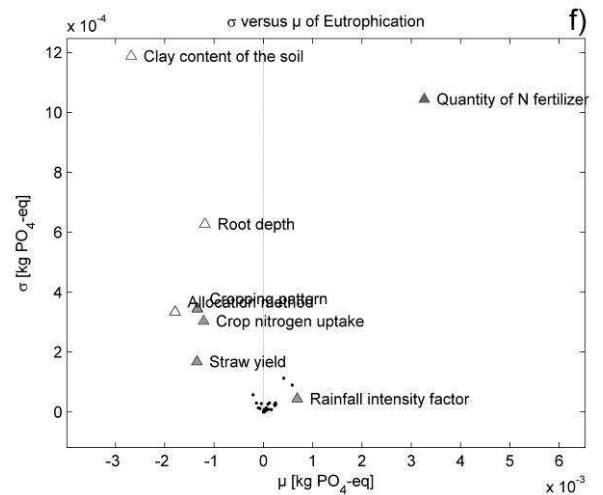
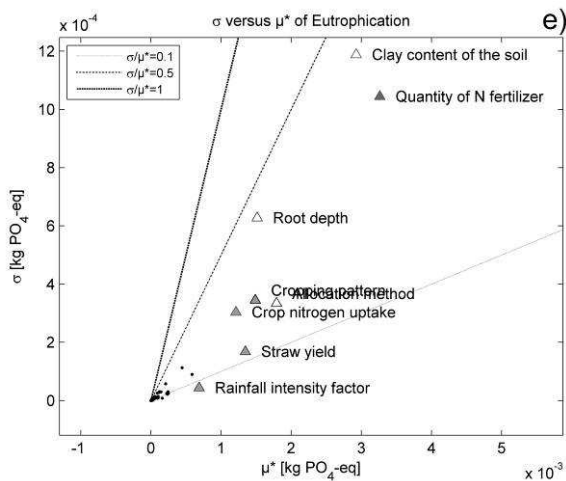
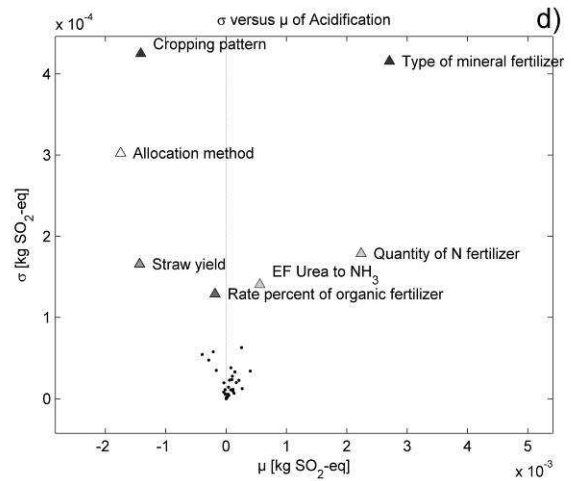
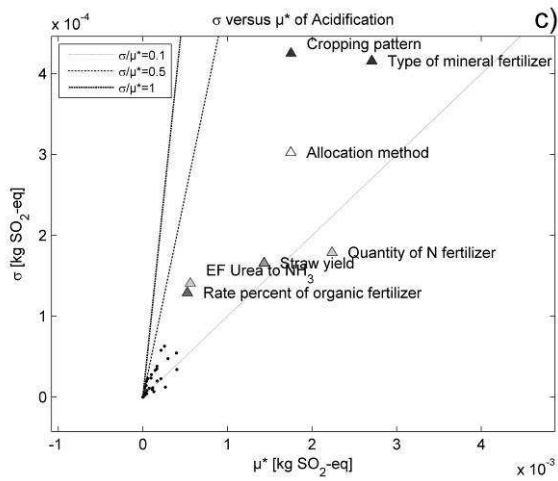
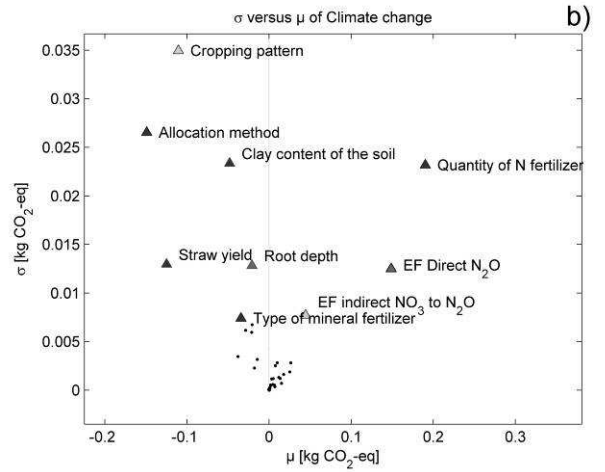
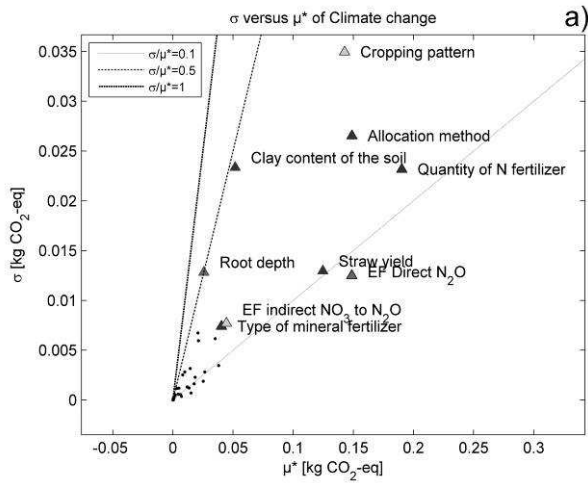
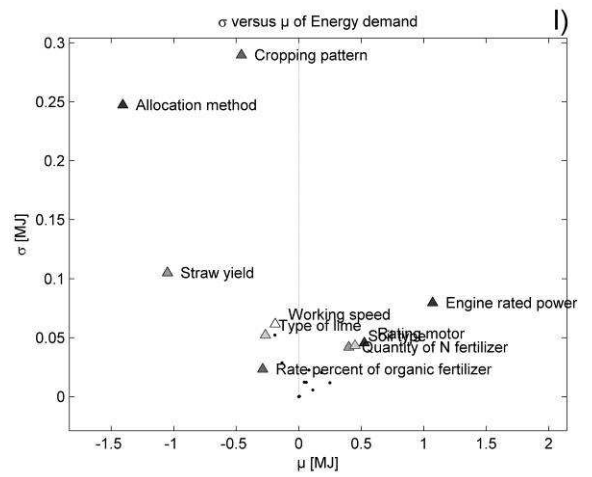
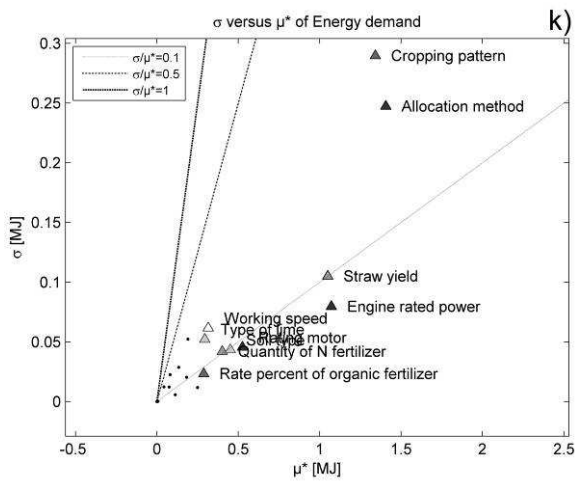
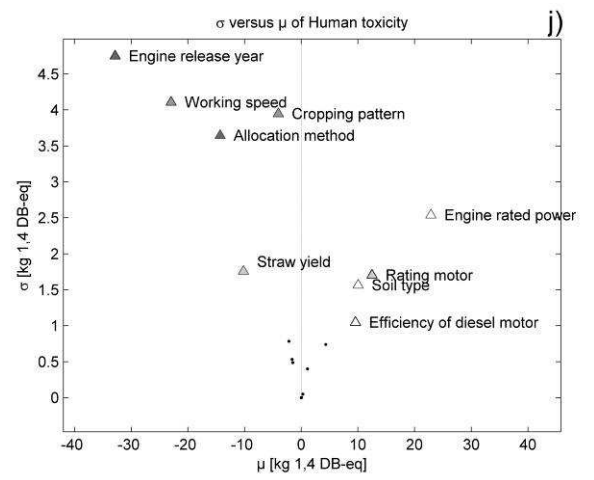
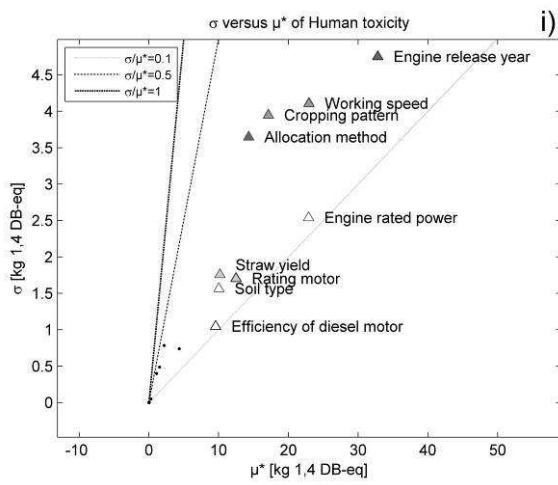
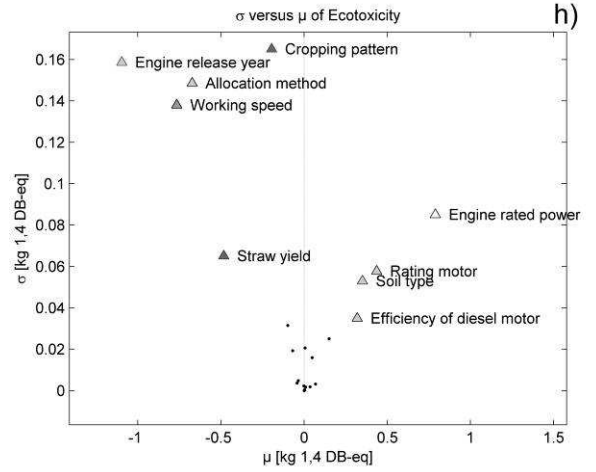
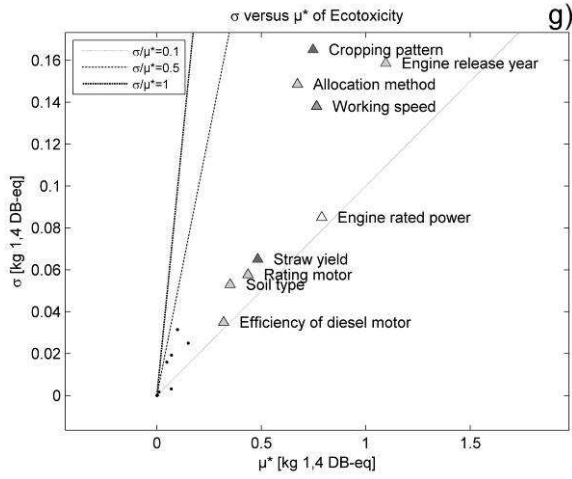


Figure S6 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for direct emission, (a, b) climate change, (c,d) acidification, (e, f) eutrophication, (i,j) human toxicity, (m n) land occupation





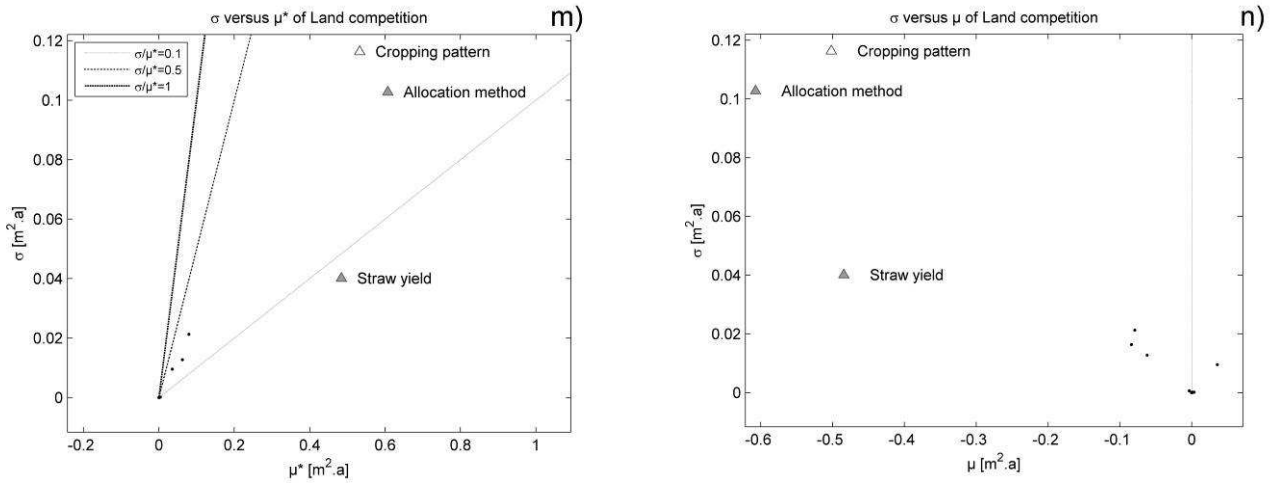


Figure S7 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for entire agricultural foreground system, (a, b) climate change, (c, d) acidification, (e, f) eutrophication, (g, h) ecotoxicity, (i, j) human toxicity, (k, l) energy demand, (m, n) land occupation.

A - II.5.2 Sobol indices

For Sobol indices, we present the first order and the total order indices and their respective 95% confidence intervals for 500 repetitions.

First Sobol indices of first and total orders are calculated by type of parameter (Table S8), then they are calculated for each single parameter for which indices are up to 0.01 (Table S9).

Table S8 : Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the three types of parameters, technological, environmental, methodological.

Parameters	Sobol first order indices (S_i)			Sobol total order indices (ST_i)			$(ST_i - S_i)$
	mean	Confidence interval		mean	Confidence interval		
		5%	95%		5%	95%	
<i>Climate change</i>							
<i>Technological</i>	0.2652	0.1745	0.3560	0.5449	0.4518	0.6380	0.2796
<i>Environmental</i>	0.2056	0.1426	0.2686	0.2038	0.1312	0.2764	-0.0018
<i>Methodological</i>	0.2463	0.1570	0.3356	0.5566	0.4642	0.6491	0.3103
<i>Acidification</i>							
<i>Technological</i>	0.6181	0.5207	0.7156	0.7954	0.6943	0.8964	0.1773
<i>Environmental</i>	0.1235	0.0857	0.1613	0.1140	0.0677	0.1603	-0.0095
<i>Methodological</i>	0.0789	0.0254	0.1324	0.2903	0.2313	0.3493	0.2114
<i>Eutrophication</i>							
<i>Technological</i>	0.1644	0.1040	0.2249	0.3416	0.2506	0.4327	0.1772
<i>Environmental</i>	0.5572	0.4447	0.6698	0.6811	0.5652	0.7971	0.1239
<i>Methodological</i>	0.0394	0.0030	0.0758	0.2115	0.1423	0.2806	0.1721
<i>Human toxicity</i>							
<i>Technological</i>	0.8111	0.7461	0.8761	0.9038	0.8406	0.9670	0.0928
<i>Environmental</i>	0.0687	0.0450	0.0924	0.1236	0.0825	0.1647	0.0549
<i>Methodological</i>	0.0256	0.0059	0.0453	0.1033	0.0696	0.1369	0.0777
<i>Eco toxicity</i>							
<i>Technological</i>	0.7507	0.6770	0.8244	0.8722	0.8026	0.9418	0.1215
<i>Environmental</i>	0.0879	0.0589	0.1168	0.1396	0.0942	0.1850	0.0518
<i>Methodological</i>	0.0399	0.0132	0.0665	0.1458	0.1062	0.1854	0.1059
<i>Energy demand</i>							
<i>Technological</i>	0.2698	0.1685	0.3711	0.6666	0.5616	0.7716	0.3968
<i>Environmental</i>	0.2445	0.1770	0.3119	0.2798	0.2049	0.3547	0.0353
<i>Methodological</i>	0.1321	0.0530	0.2113	0.4773	0.3903	0.5644	0.3452
<i>Land competition</i>							
<i>Technological</i>	0.1999	0.0885	0.3114	0.5065	0.3950	0.6180	0.3066
<i>Environmental</i>	0.2717	0.1818	0.3615	0.2892	0.1927	0.3858	0.0176
<i>Methodological</i>	0.1616	0.0482	0.2750	0.6066	0.4915	0.7217	0.4450

Table S9 : Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering all parameter with $S_i > 0.01$ for the seven impact categories considered, arranged in the decreasing order of S_i

Parameters	Sobol first order indices (S_i)			Sobol total order indices (ST_i)			$(ST_i - S_i)$
	mean	Confidence interval		mean	Confidence interval		
		5%	95%		5%	95%	
<i>Climate change</i>							
Allocation method	0.1897	0.1172	0.2621	0.3175	0.2445	0.3904	0.1278
Quantity of N fertilizer	0.1431	0.0939	0.1922	0.1544	0.0940	0.2148	0.0113
Straw yield	0.1316	0.0771	0.1862	0.1907	0.1264	0.2549	0.0590
EF Direct N 20	0.0955	0.0469	0.1441	0.1513	0.0972	0.2053	0.0558
Cropping pattern	0.0887	0.0218	0.1556	0.2594	0.1950	0.3238	0.1706
Type of mineral fertilizer	0.0315	0.0086	0.0545	0.0351	0.0076	0.0627	0.0036
Clay content of the soil	0.0198	-0.0034	0.0430	0.0104	-0.0257	0.0465	-0.0094
Type of lime	0.0169	0.0012	0.0325	0.0083	-0.0089	0.0255	-0.0086
EF indirect NO 3 to N 20	0.0157	-0.0030	0.0343	0.0169	-0.0090	0.0428	0.0012
<i>Acidification</i>							
Type of mineral fertilizer	0.3868	0.3222	0.4514	0.4606	0.3861	0.5351	0.0738
Allocation method	0.1187	0.0678	0.1695	0.1931	0.1386	0.2476	0.0744
Quantity of N fertilizer	0.0967	0.0599	0.1335	0.1041	0.0586	0.1495	0.0074
Straw yield	0.0807	0.0446	0.1168	0.1398	0.0940	0.1857	0.0591
Cropping pattern	0.0582	0.0141	0.1023	0.1909	0.1437	0.2382	0.1327
Engine release year	0.0127	-0.0007	0.0261	0.0211	0.0058	0.0364	0.0084
<i>Eutrophication</i>							
Clay content of the soil	0.2447	0.1527	0.3367	0.4751	0.3404	0.6099	0.2305
Quantity of N fertilizer	0.1187	0.0717	0.1657	0.1743	0.0367	0.3119	0.0556
Allocation method	0.0835	0.0462	0.1209	0.0928	-0.0139	0.1994	0.0092
Cropping pattern	0.0530	0.0228	0.0832	0.1061	0.0248	0.1873	0.0531
Straw yield	0.0495	0.0225	0.0764	0.0923	0.0383	0.1464	0.0429
Crop nitrogen uptake	0.0457	0.0174	0.0740	0.0689	-0.0280	0.1658	0.0232
Root depth	0.0401	0.0025	0.0776	0.1817	0.0765	0.2870	0.1417
Type of mineral fertilizer	0.0116	0.0016	0.0215	0.0163	0.0046	0.0281	0.0048
Rainfall intensity factor	0.0114	0.0013	0.0216	0.0136	0.0013	0.0259	0.0022
<i>Human toxicity</i>							
Engine release year	0.3971	0.3485	0.4456	0.5093	0.4502	0.5684	0.1123
Engine rated power	0.1031	0.0774	0.1288	0.1833	0.1380	0.2286	0.0802
Working speed	0.0822	0.0576	0.1068	0.1846	0.1407	0.2286	0.1025
Rating motor	0.0521	0.0333	0.0708	0.1040	0.0687	0.1393	0.0519
Soil type	0.0341	0.0188	0.0494	0.0610	0.0310	0.0909	0.0269
Allocation method	0.0316	0.0114	0.0519	0.0832	0.0477	0.1187	0.0516
Efficiency of diesel motor	0.0176	0.0064	0.0288	0.0342	0.0124	0.0561	0.0166
Straw yield	0.0160	0.0028	0.0292	0.0513	0.0214	0.0811	0.0353
<i>Ecological toxicity</i>							
Engine release year	0.3638	0.3127	0.4149	0.4695	0.4028	0.5361	0.1057
Engine rated power	0.0980	0.0695	0.1266	0.1766	0.1298	0.2234	0.0786
Working speed	0.0727	0.0440	0.1014	0.1739	0.1234	0.2243	0.1012
Allocation method	0.0534	0.0263	0.0804	0.1160	0.0720	0.1600	0.0626
Rating motor	0.0497	0.0272	0.0722	0.1037	0.0642	0.1433	0.0540
Soil type	0.0353	0.0187	0.0520	0.0591	0.0287	0.0896	0.0238
Straw yield	0.0290	0.0111	0.0469	0.0703	0.0369	0.1037	0.0413

<i>Efficiency of diesel motor</i>	0.0152	0.0021	0.0282	0.0318	0.0075	0.0562	0.0167
<i>Cumulative energy demand</i>							
<i>Allocation method</i>	0.2305	0.1429	0.3181	0.3597	0.2705	0.4489	0.1292
<i>Straw yield</i>	0.1345	0.0724	0.1966	0.2170	0.1495	0.2845	0.0825
<i>Engine rated power</i>	0.1307	0.0736	0.1879	0.2028	0.1382	0.2673	0.0721
<i>Soil type</i>	0.0720	0.0393	0.1046	0.0465	0.0093	0.0837	-0.0254
<i>Rating motor</i>	0.0600	0.0193	0.1007	0.1166	0.0694	0.1638	0.0566
<i>Cropping pattern</i>	0.0200	-0.0442	0.0842	0.2385	0.1746	0.3024	0.2185
<i>Type of lime</i>	0.0194	-0.0003	0.0391	0.0141	-0.0067	0.0349	-0.0053
<i>Quantity of N fertilizer</i>	0.0110	-0.0057	0.0277	0.0166	-0.0009	0.0340	0.0056
<i>Land competition</i>							
<i>Allocation method</i>	0.3161	0.1971	0.4351	0.4450	0.3326	0.5573	0.1288
<i>Cropping pattern</i>	0.2201	0.1033	0.3369	0.4807	0.3711	0.5903	0.2606
<i>Straw yield</i>	0.2081	0.1270	0.2892	0.3137	0.2247	0.4028	0.1056

LCA results with favorable technological scenarios

The mean and standard deviation of the LCA results considering the default (where the default value of influential technological parameters was used) and favorable scenarios (where the values which give the favorable impact of technological parameters were used) are presented in Table S10. Using the mean value we calculated the percent relative variations as:

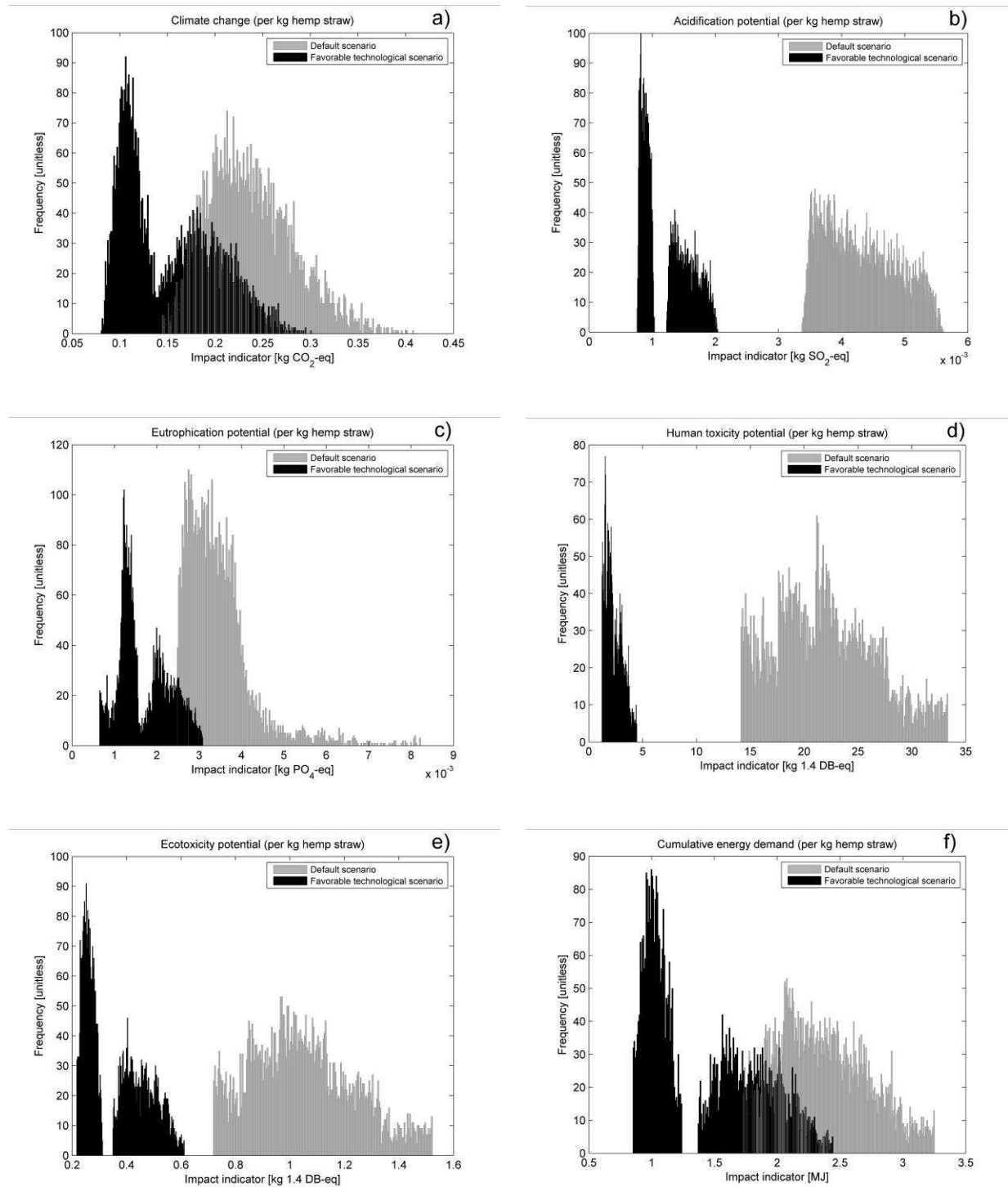
$$\text{Relative variation} = \frac{(\text{Favorable}_{\text{mean value}} - \text{default}_{\text{mean value}}) * 100}{\text{Default}_{\text{mean value}}} \text{ for all impact indicators.}$$

indicators.

Table S10 : Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one kg of hemp straw

<i>Scenario</i>	<i>Impact category</i>	<i>Climate change</i>	<i>Acidification potential</i>	<i>Eutrophication potential</i>	<i>Human toxicity</i>	<i>Eco toxicity</i>	<i>Cumulative energy demand</i>	<i>Land competition</i>
	Unit	10 ⁻⁰² kg CO ₂ -eq	10 ⁻⁰⁴ kg SO ₂ -eq	10 ⁻⁰⁴ kg PO ₄ -eq	kg 1.4 DB-eq	kg 1.4 DB-eq	MJ	m ² a
Default	Mean	23.7	43.1	34.5	22.0	1.05	2.36	1.20
	Standard deviation	4.53	5.79	8.05	4.69	0.19	0.36	0.16
Favorable technological	Mean	15.2	12.2	16.9	2.32	0.36	1.42	1.06
	Standard deviation	4.88	3.73	5.85	78.3	0.11	0.44	0.32
Relative variation (%)		-35.78	-71.66	-51.10	-89.45	-65.92	-40.05	-11.98

The comparison of the environmental impacts of the default and the favorable technological scenario are presented in Figure S8.



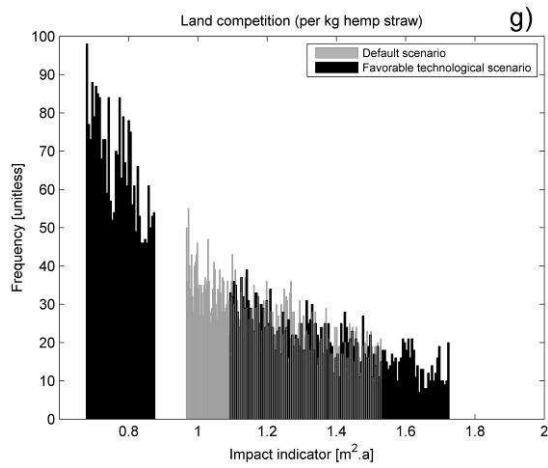


Figure S8 : Impacts per keg of hemp straw of the default scenario versus the favorable technology scenario for a) *climate change*, b) *acidification potential*, c) *eutrophication potential*, d) *human toxicity potential*, e) *ecotoxicity potential* and f) *cumulative energy demand* g) *land competition*.

References:

- Boto, J., P. Pastrana, and M. Suarez. 2005. *Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España*. [Energy consumption of agricultural operations in Spain.] Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía, MAPA: 77, Spain.
- Bouloc, Pierre. 2006. *Le chanvre industriel: production et utilisations* [The industrial hemp : production and utilisation]. France Agricole Editions.
- Campolongo, F., J. Cariboni, and A. Saltelli. 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software* 22 (10) : 1509-1518.
- De Klein, C., R.S.A. Novoa, S. Ogle, K. A. Smith, P. Rochette, T. C. Wirth, B. G. McConkey, A. Mosier, and K. Rypdal 2006. N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application. In *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, edited by Eggleston S. and al. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. (4)
- Cukier, R.I, H.B Levine, and K.E Shuler. 1978. Nonlinear sensitivity analysis of multiparameter model systems. *Journal of Computational Physics* 26 (1) : 1-42..
- Degobert, Paul. 1992. *Automobile et pollution*. Editions OPHRYS.
- Dimov, I., and R. Georgieva. 2010. Monte Carlo algorithms for evaluating Sobol' sensitivity indices . *Mathematics and Computers in Simulation* 81 (3): 506-514.
- Emmenegger, M. F., J. Reinhard, and R. Zah. 2009. *Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report*. EMPA, Dübendorf.
- EPA. 2004. *Exhaust and crankcase emission factors for nonroad engine modeling—compression-ignition*. NR-009c. 135. Assessment and Standards Division, Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency.
- Gac, A., Cariolle, M., Deltour, L., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Gall, A.L., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A. 2009. *Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre*. [Methodological guide for agricultural activities, green gashouse estimation.] Institut de l'élevage IFIP ITAVI ARVALIS CETIOM ITB, France.
- González-García, S., A. Hospido, G. Feijoo, and M.T. Moreira. 2010. Life cycle assessment of raw materials for non-wood pulp mills: Hemp and flax. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (11) : 923-930.
- Helton, J.C., J.D. Johnson, C.J. Sallaberry, and C.B. Storlie. 2006. Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering & System Safety* 91 (10–11) : 1175-1209.
- Homma, T., and A. Saltelli. 1996. Importance measures in global sensitivity analysis of nonlinear models. *Reliability Engineering & System Safety* 52 (1): 1-17.
- Iooss, B.. 2011. Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques. [Review of global sensitivity analysis of numerical models.] *Journal de la Société Française de Statistique* 152 (1): 3–25.
- Linder, R.. 2005. *Les plans d'expériences: Un outil indispensable à l'expérimentateur*. [Experiment plan: an essential tool for experimenter] Presses des Ponts.

- Lindgren, M. 2005. A Transient Fuel Consumption Model for Non-road Mobile Machinery . *Biosystems Engineering* 91 (2): 139-147.
- Morris, M. D. 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments . *Technometrics* 33 (2): 161-174.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Ecoinvent report n 15. Agroscope Reckenholz - Tänikon Research Station ART.
- Saltelli, A., S. Tarantola, and K. P.-S. Chan. 1999. A Quantitative Model-Independent Method for Global Sensitivity Analysis of Model Output. *Technometrics* 41 (1): 39-56.
- Saltelli, A. 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Computer Physics Communications* 145 (2): 280-297.
- Sobol, I. M. 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55 (1-3): 271-280.
- Tarantola, St., W. Becker, and D. Zeitz. 2012. A comparison of two sampling methods for global sensitivity analysis. *Computer Physics Communications* 183 (5): 1061-1072.
- Van der Werf, H. M. G. 2004. Life Cycle Analysis of Field Production of Fibre Hemp, the Effect of Production Practices on Environmental Impacts. *Euphytica* 140 (1-2) : 13-23.
- Wischmeier, W. H., and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. Agricultural Handbook 537. US Department of Agriculture, Washington, DC.

List of figures

<i>Figure S1 Variation of the hemp straw yield according to the nitrogenous fertilizer inputs FNPC (Bouloc 2006).</i>	6
<i>Figure S2 : Linear regressions of diesel consumption of agricultural engines according to working depth and soil type (calculated from Boto et al. (2005))</i>	7
<i>Figure S3 : Comparison of the fuel consumption according to Nemecek & Kägi (2007) data versus Boto et al. (2005) for ten hemp agricultural operations.</i>	8
<i>Figure S4 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for fuel production (fuel consumption) , (a,b) climate change, (c,d) acidification, (e,f) eutrophication ,(g,h) ecotoxicity, (i,j) human toxicity, (k,l) energy demand</i>	20
<i>Figure S5 : Morris indices, standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for agricultural engines exhaust emissions, (a,b) climate change, (c,d) acidification, (e,f) eutrophication, (g,h) ecotoxicity, (i,j) human toxicity</i>	22
<i>Figure S6 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for direct emission, (a, b) climate change, (c,d) acidification, (e, f) eutrophication, (i,j) human toxicity, (m n) land occupation</i>	24
<i>Figure S7 : Morris indices standard deviations versus the averages of absolute values and the averages of the elementary effects for entire agricultural foreground system, (a, b) climate change, (c, d) acidification, (e, f) eutrophication, (g, h) ecotoxicity, (i, j) human toxicity, (k, l) energy demand, (m, n) land occupation.</i>	27
<i>Figure S8 : Impacts per keg of hemp straw of the default scenario versus the favorable technology scenario for a) climate change, b) acidification potential, c) eutrophication potential, d) human toxicity potential, e) ecotoxicity potential and f) cumulative energy demand g) land competition.</i>	33

List of tables

<i>Table S1 : Summary of characteristics of usually used SA indicating the type of method, models can be studied, indices computed, calculation cost and its strengths and weaknesses.</i>	3
<i>Table S2 : Characteristic of the different agricultural equipments and operations for hemp crop</i>	6
<i>Table S3 : Deterioration factor A according to the age of the agricultural engine for HC, CO, NO_x, PM emission.</i>	9
<i>Table S4 : Steady state emission factor EF_{SS} by the period of release year and the rated power of agricultural engine issued from EPA (2004)</i>	11
<i>Table S5 : NH₃ emission factor of mineral fertilizer: calcium ammonium nitrate, nitrogen solution, urea and organic fertilizer: solid manure, liquid manure</i>	12
<i>Table S6 : CO₂ emission factor of oxide, calcic and dolomite lime</i>	13
<i>Table S7 : Crop production subsystem parameters details</i>	14
<i>Table S8 : Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the three types of parameters, technological, environmental, methodological.</i>	27
<i>Table S9 : Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering all parameter with $S_i > 0.01$ for the seven impact categories considered, arranged in the decreasing order of S_i</i>	28
<i>Table S10 : Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one kg of hemp straw</i>	

Annexe III : Supplementary material A systematic methodology for sensitivity analysis in life cycle context applied to hemp-based insulation products for buildings

Tristan Senga Kiessé¹, Anne Ventura¹, Andrianandraina^{1,2,5}, Bogdan Cazacliu^{1,2}, Rachida, Idir⁴, Hayo M. G. van der Werf³

Corresponding author

Email: tristan.sengakiessé@univ-nantes.fr

1 LUNAM, University of Nantes, GeM laboratory, chaire of civil engineering and eco-construction

2 IFSTTAR – Nantes, Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais Cedex, France

3 INRA, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS, F-35000 Rennes cedex France

4 Laboratoire éco-matériaux, CETE Ile de France

5 ADEME, French Environment and Energy management Agency, Angers Cedex, France

This document contains all additional data related to the article that includes sensitivity analysis (SA) methods, the allocation principles and the detailed description of hemp industrial transformation phases.

A - III.1 Sensitivity analysis methods

A - III.1.1 Morris qualitative sensitivity analysis

Let X_1, X_2, \dots, X_p be the input variables (random), Y the corresponding output variable and f the function representing the model such as $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_p)$. The elementary effects (EE_i) of the input parameters $x_i, i = 1, 2, \dots, p$, are expressed in the following equation

$$EE_i \approx \frac{\delta f}{\delta X_i |_{X_i=x_i}} \approx \frac{f(X_i + \Delta_{X_i}) - f(X_i)}{\Delta_{X_i}} \quad (\text{A - 53})$$

where Δ_{X_i} represents the *variation step* of X_i (Morris 1991).

The variation Δ_{X_i} follows a random trajectory in which a single input parameter X_i changes at a time for each repetition ($k = 1, 2, \dots, r$) which corresponds to the required number of elementary effect evaluation. For all the repetitions (trajectories) k , the average μ_i and the standard deviation σ_i of all the effects EE_i are calculated for each input parameter X_i as follows:

$$\mu_i = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r EE_i^{(k)} \quad (\text{A - 54})$$

and

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r-1} \sum_{k=1}^r (EE_i^{(k)} - \mu_i)^2} \quad (\text{A - 55})$$

where r is the *number of repetitions*.

The criteria μ_i and σ_i are used as sensitivity indices as they describe the effect of all studied parameters on the studied output: the higher the value of μ_i , the more influential the associated parameter X_i , and the higher σ_i , the more influential the interaction between X_i and other parameters, the more nonlinear X_i effects (Morris 1991).

In the case of non-monotonic functions, elementary effects EE_i can have an opposite sign for the considered repetition, that can lead to a value of the average μ_i (in equation (A - 29)) close to zero even if the parameter is influential. To prevent this artefact, the use of the mean of the absolute value of the effects μ_i^* with μ_i is proposed by Campolongo et al. (2007) such as

$$\mu_i^* = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r |EE_i^{(k)}| \quad (\text{A - 56})$$

A - III.1.2 Sobol quantitative sensitivity analysis

The Sobol (2001) method provides quantitative indices. The first order sensitivity index of parameter X_i represents its individual effect defined as:

$$S_i = \frac{V_i}{V} = \frac{V(E[Y | X_i])}{V(Y)} \quad (\text{A - 57})$$

where $V(E[Y | X_i])$, noted V_i , is the *conditional variance of the output parameter Y* produced by the variation of the input parameter X_i , and $V(Y)$, noted V , is *the total variance of the output parameter*. The index S_i quantifies the contribution to the output variance of the main effect of X_i .

The second order sensitivity index of parameter X_i with other parameters represents its interaction (order 2) with the other parameters:

$$S_{i,j \neq i} = \frac{V_{i,j \neq i}}{V} = \frac{V(E[Y | X_i, X_{j \neq i}]) - V_i - V_{j \neq i}}{V(Y)} \quad (\text{A - 58})$$

where $V(E[Y | X_i, X_{j \neq i}])$ is the conditional variance of the output parameter Y produced by the variation of the input parameters X_i and $X_{j \neq i}$.

Higher order interaction indices can be similarly defined and represent interactions orders 3,4, ... until the number of parameter p .

For a model with p input parameters, the calculation cost of all the $2^p - 1$ indices requires $N \cdot 2^p$ iterations of the model (Homma and Saltelli 1996). In order to reduce the computational cost, the use of the total sensitivity index ST_i is recommended by Homma and Saltelli (1996). It represents the sum of the individual influences in equation (A - 32) of parameters-added to all of its interactions in equation (A - 33) with other parameters order 2 to p such as:

$$ST_i = S_i + \sum_{i,j \neq i} S_{i,j} \quad (\text{A - 59})$$

Sobol indices can be estimated using samplings of the various input parameters within their interval of variation and according to their probability distribution function. Random samplings such as the Monte Carlo method, or stratified samplings as the quasi Monte Carlo, or Latin hypercube, can be used (Homma and Saltelli 1996). Stratified sampling, as the Latin hypercube, was found to accelerate convergence for estimating indices (Tarantola *et al.* 2012) but may require prior additional information like the interaction of all inputs parameters. In this study we use classical random sampling.

Sobol indices can study quantitative or qualitative parameters (Saltelli 2002), first and total order indices can be interpreted as follow:

- if S_i is close to 0 (in practice $S_i < 0.3$), the parameter are uninfluential on the output parameters (Dimov and Georgieva 2010);
- so if the difference between ST_i and S_i is high (in practice $ST_i - S_i > 0.3$), the parameter has a considerable interaction influence, second or more order indices should be then calculated to explain these interactions, until $ST_i - (S_i + S_{i,j \neq i})$ is close to zero.

A - III.2 Allocation principles

The allocation of environmental impacts is required since there are co-products. We have chosen to consider economic and mass-based allocations in that study.

The mass (m) in ton and the price (p) in €/ton of a given product are presented in Table S1 (Federation Nationale des Producteurs de Chanvre, France; Boutin *et al.* 2005; Turunen and van der Werf 2006). The allocation coefficients are calculated as follows by using the ratio between masses and prices:

$$Alloc_{straws}^{mass} = \frac{m_{straws}}{m_{straws} + m_{seeds}} = \frac{Y}{Y+1} \quad \text{with} \quad Y = \frac{m_{straws}}{m_{seeds}} \quad (\text{A - 60})$$

$$Alloc_{straws}^{mass} = \frac{m_{straws}}{m_{straws} + m_{seeds}} = \frac{Y}{Y+1} \quad \text{and}$$

$$Alloc_{straws}^{economic} = \frac{m_{straws} \times p_{straws}}{m_{straws} \times p_{straws} + m_{seeds} \times p_{seeds}} = \frac{YP}{YP+1} \quad \text{with} \quad P = \frac{p_{straws}}{p_{seeds}} \quad (\text{A - 61})$$

$$Alloc_{straws}^{economic} = \frac{m_{straws} \times p_{straws}}{m_{straws} \times p_{straws} + m_{seeds} \times p_{seeds}} = \frac{YP}{YP+1} \quad \text{with} \quad P = \frac{p_{straws}}{p_{seeds}}$$

Table S1. Data of mass and price of co-products from hemp crop (from the Federation Nationale des Producteurs de Chanvre, France)

	Mass (ton) per ha of hemp crop	Price (€/ton)
Straw	6-8	90-120
Seed	0.8-1	500-1000
	Mass (ton) per ton of straws	Price (€/ton)
Hemp bark	0.350	350
Hemp shiv	0.480	200
Hemp dust	0.170	60

Based on the fact the hemp dust may or may not be valorized two cases are distinguished for calculating the allocation coefficients with two co-products (bark and shiv) or with three products (bark, shiv and dust) as follows:

$$Alloc_{fiber}^{mass} = \frac{m_{fiber}}{m_{fiber} + m_{shiv} + m_{powder}} \quad (A - 62)$$

And

$$Alloc_{fiber}^{economic} = \frac{m_{fiber} \times p_{fiber}}{m_{fiber} \times p_{fiber} + m_{shiv} \times p_{shiv} + m_{powder} \times p_{powder}} \quad (A - 63)$$

A - III.3 Primary transformation

The primary transformation of hemp straw consists of separating hemp bark from hemp shiv. Nowadays a mechanical defibering dry is realized for separating the bark from the rest of the stem; before, a retting operation was used for this. The energy consumption and emissions levels associated with primary transformation depend essentially on the machinery employed. **Table S2** presents the amount of electricity, diesel and propane required for two scenarios of transformation process considered.

Table S2. Amount of electricity, diesel and propane for transformation of 1 ton of hemp straw

	Scenario 1 medium transformation method (Boutin et al. 2005)	Scenario 2 (hemp transformation plant in Aulnoy, France)
Electricity [kWh]	79	107
Diesel [l]	4.82	0.5
Propane / butane [kg]	0.30	0

The data used are:

- Diesel: Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER,
- Propane: Propane/ butane, at refinery/RER U,
- Electricity (defined later in next section)

Finally, the inventory for the transformation is calculated similar to inventory for electricity using the quantities Q such as

$$Inv_{transfo} = Inv_{elec} * Q_{elec} + Inv_{dies} * Q_{dies} * 0.86 + Inv_{prop} * Q_{prop} \quad (A - 64)$$

We have the inventory of hemp shiv such as

$$Inv_{hempchaff} = (Inv_{transport} + Inv_{transfo}) * M_{Alloc_{fiber}}; \quad (A - 65)$$

and the inventory of hemp bark is given by:

$$Inv_{fiber} = (Inv_{transport} + Inv_{transfo}) * (1 - M_Alloc_{fiber}) = (Inv_{transport} + Inv_{transfo}) - Inv_{hempchaff} \quad (A - 66)$$

M_Alloc_{fiber} denotes the type of allocation (mass or economic) used for the primary industrial transformation of hemp. The remaining co-product is the hemp dust.

Electricity

The French electric mix model is considered since the agriculture production and industrial transformation phases are realized in France. Concerning electricity consumption, the three principles electricity sources in France are nuclear (80%), hydropower (15%) and hard coal (5%) (EDF Energy, 2012, <http://www.edf.com/>); they are combined to produce 1 kWh. The LCA inventories considered are:

- Nuclear: *Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/FR U,*
- Hydropower: *Electricity, hydropower, at power plant/FR U,*
- Hard coal: *Electricity, hard coal, at power plant/FR U.*

By assuming the uniform variation range 75% - 85% for the proportion $coeff_{nuclear}$ of nuclear electricity source, we consider for hydropower $coeff_{hydropowe} = (4/5) * (1 - coeff_{nuclear})$ and hardcoal $coeff_{hardcoal} = (1/5) * (1 - coeff_{nuclear})$ such that the inventory of electricity is calculated as a linear combination of the three electricity sources as follows:

$$Inv_{elec} = Inv_{nuclear} * coeff_{nuclear} + Inv_{hydropower} * coeff_{hydropower} + Inv_{hardcoal} * coeff_{hardcoal} \quad (A - 67)$$

A - III.4 Secondary transformation

In this part the secondary transformation of hemp bark and hemp shiv into insulation products for buildings is considered.

A - III.4.1 Product based on hemp shiv

The mixtures manufactured from the raw materials in various proportions allow to define specific mix proportions fitted to diverse applications: wall infilling, floor and roof insulation or insulating plasters and renders (Arnaud and Gourlay 2012). In particular, the mixture for wall is defined by (in % weight): hemp shiv (16%), lime (34%) and water (50%) (Arnaud and Boyeux, 2011).

We consider the production of 1 m² of hemp concrete with a thickness of 20 cm and a density of 350 kg.m⁻³; similar to cellular concrete in Inies database produces by the Syndicat National des Producteurs de Béton Cellulaire (France). The functional unit is to assure the insulation of 1 m² of wall with a thermal resistance of 2.36K.m²w⁻¹ for a typical duration of 100 years. The amount $Q_{elec} = 1.8$ kWh of electricity is required for making 1 m² of a wall (Boutin et al., 2006). Based on proportion in weight given previously, the mass of the inputs are :

- Hemp shiv: 11.2 kg m⁻²
- Lime: 23.8 kg m⁻²
- Water: 35 kg m⁻²

Finally, the material inventory is calculated as

$$Inv_{mat\acute{e}riel} = Q_{hempchaff} * Inv_{hempchaff} + Q_{water} * Inv_{water} + Q_{elec} * Inv_{elec}, \quad (A - 68)$$

with the inventories data of hemp shiv and electricity (presented previously) and

- Lime: *Lime, hydraulic, at plant/CH U*,
- Water: *Tap water, at user/RER U*.

A - III.4.2 Product based on hemp bark

In order to produce material based on hemp bark, we consider the production of 1 m² of insulation board “Biofib duo” with a thickness of 10 cm and a density of 30 kg.m⁻³ (Inies database (Anon s.d.)) that we have modified by using hemp alone instead of hemp and flax together. The functional unit is to assure the insulation of 1 m² of board for a typical duration of 50 years with a thermal resistance of 2.44K.m²w⁻¹. The principles inputs considered are:

- Hemp bark, 2.64 kg.m⁻²
- Polyester, 0.36 kg.m⁻²: *Polyester resin, unsaturated, at plant/RER U*
- Electricity, assumed to be more important than for the hemp concrete: 28 kWh.m⁻²

Some secondary inputs used for delivering the product on building site are not considered.

In the following paragraph the transport is considered as an emission source.

A - III.5 Transport

The transport process corresponds to the supply of polyester and hemp bark for the production of insulation board, and to supply of hemp shiv, hydraulic lime for hemp concrete. The following LCA inventories data are used:

- *Transport, lorry 16-32t Euro 3/ RER U [tkm]*.

By using the variable transport, the transport inventory of 1 kg of hemp straw is calculated as

$$Inv_{transport_1kg_straws} = T_{transport} * Inv_{transport} * 0.001. \quad (A - 69)$$

A total distance of 400 km is considered for transport of all the products in France.

A - III.6 Complementary results

In this paragraph the details are given concerning some results cited in the main document. More precisely, it concerns:

- the figures of Morris indices for most influential parameters related to each impact category (Figures S1 to S7),
- the tables of first and total Sobol order indices with confidence interval at 5% and 95% (Tables S4-S5), and second order indices (Tables S6-S7)
- the tables of results with favorable technological scenarios (Tables S8-S9).

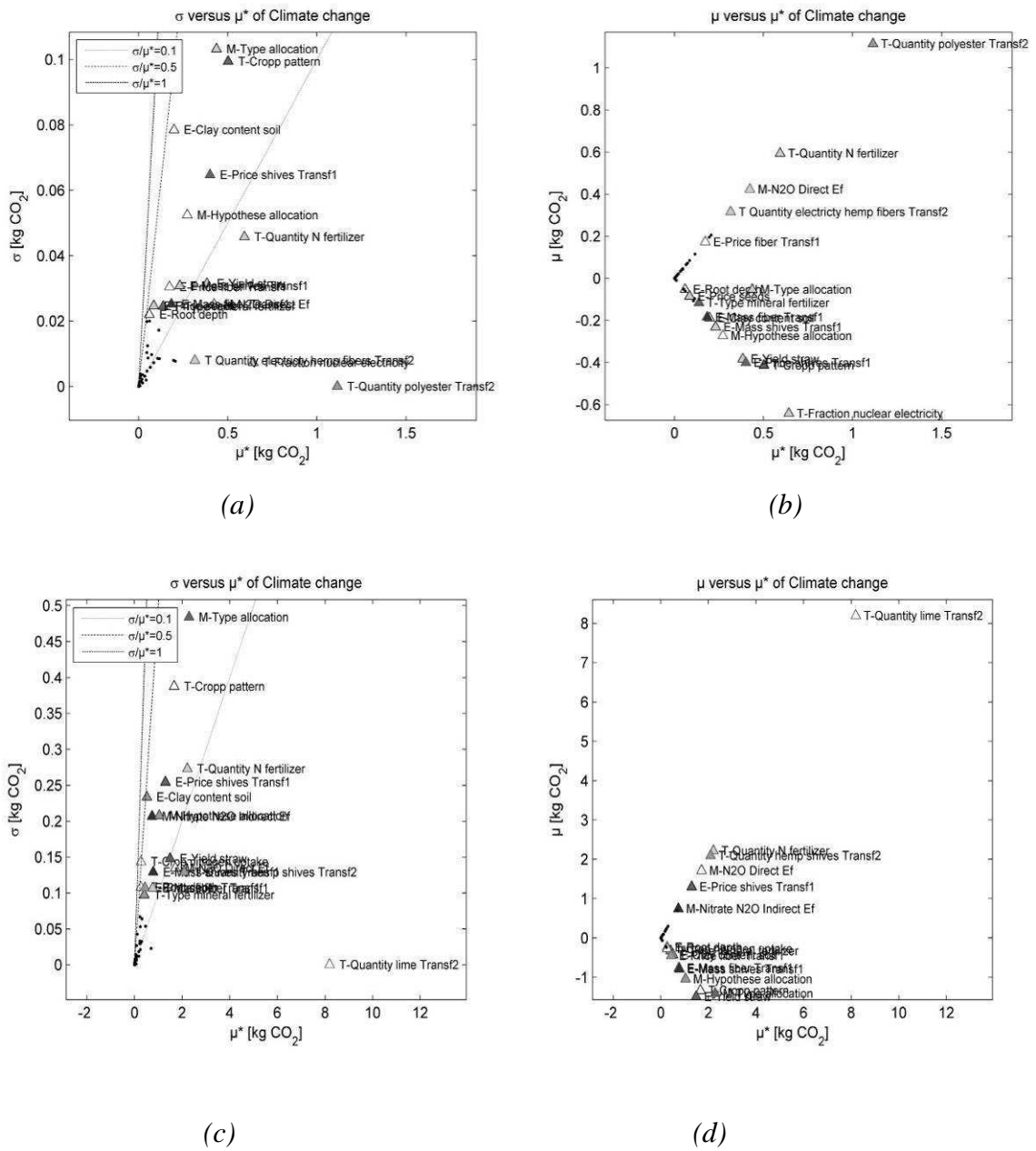


Figure S1: Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the climate change impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

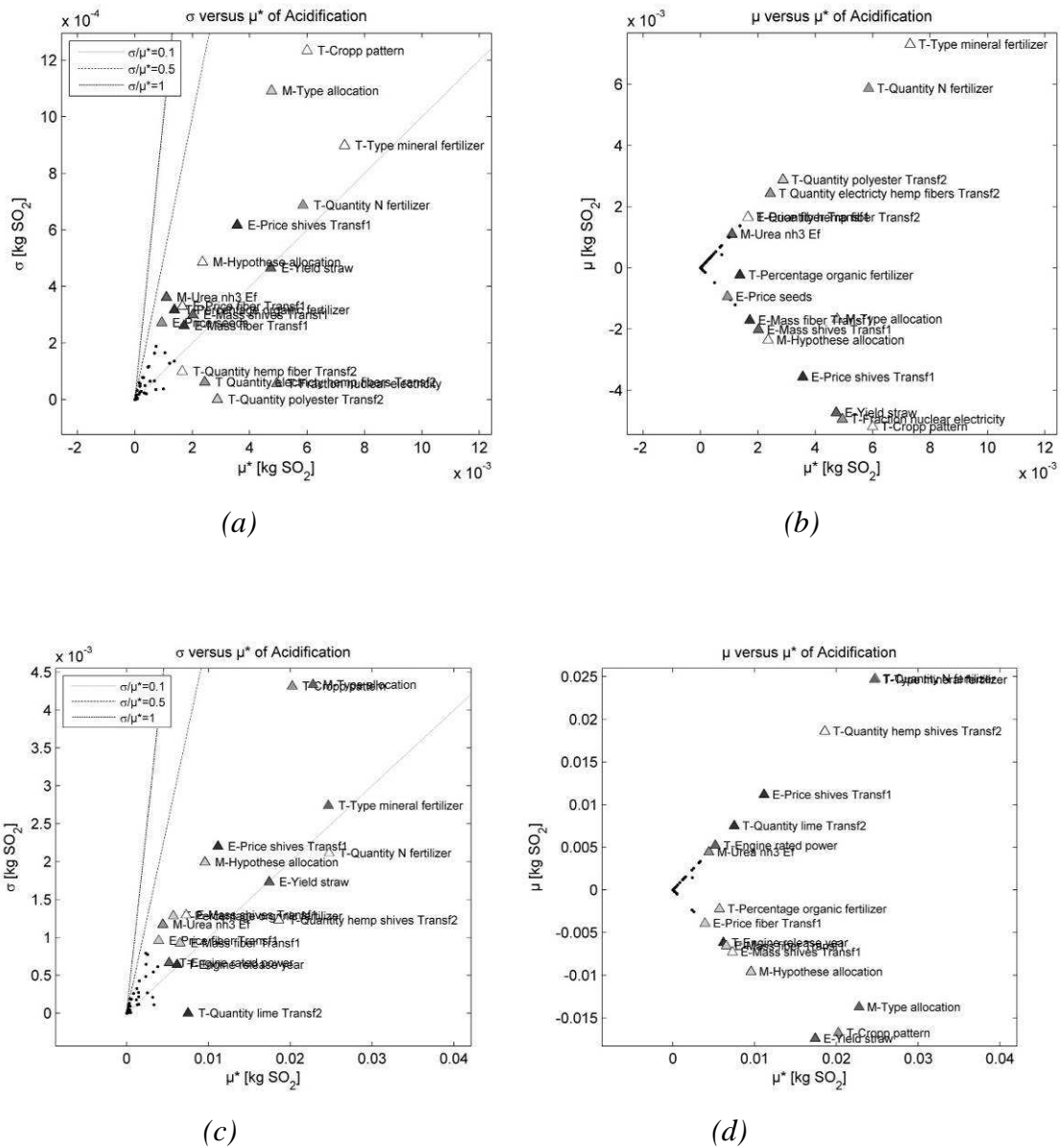
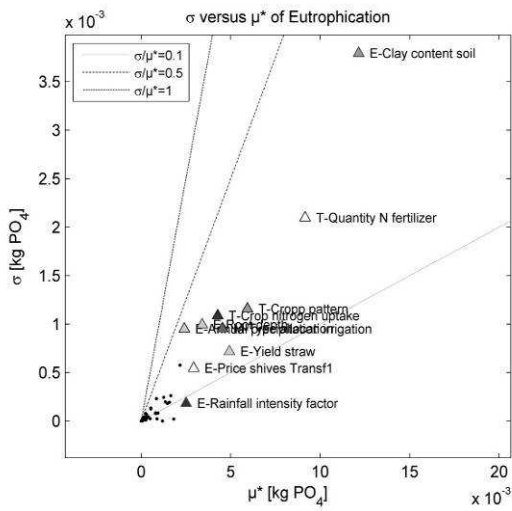
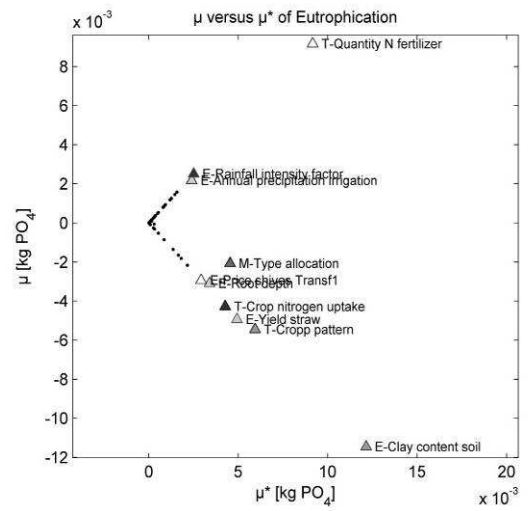


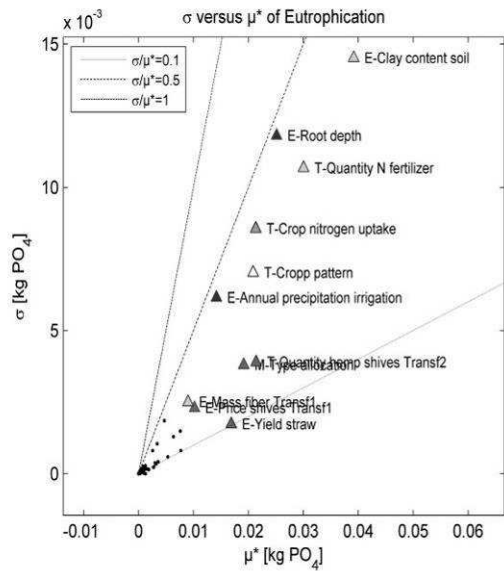
Figure S2 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the acidification impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)



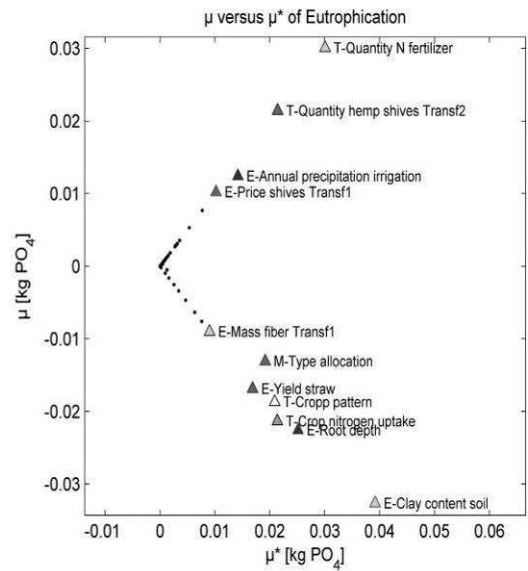
(a)



(b)

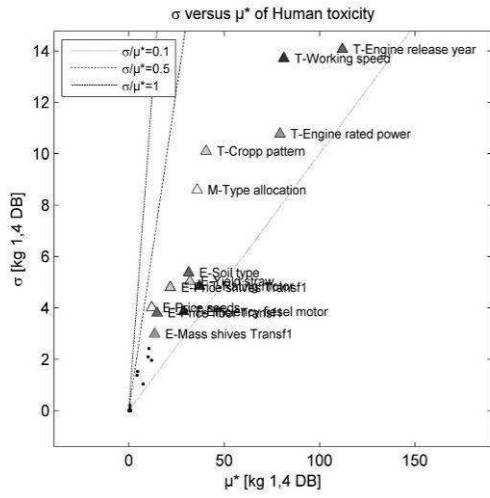


(c)

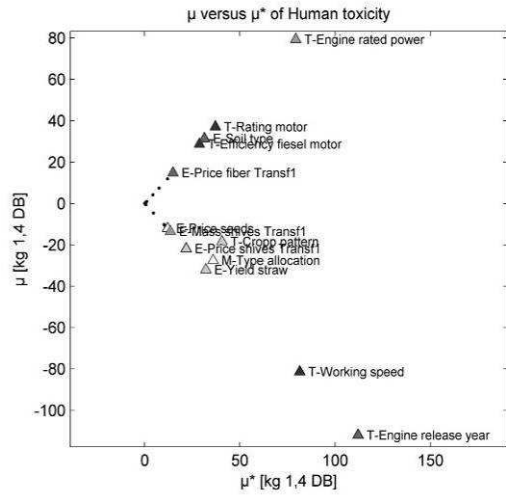


(d)

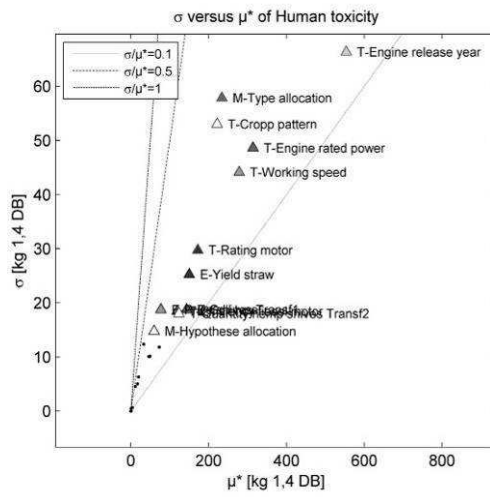
Figure S3 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the eutrophication impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)



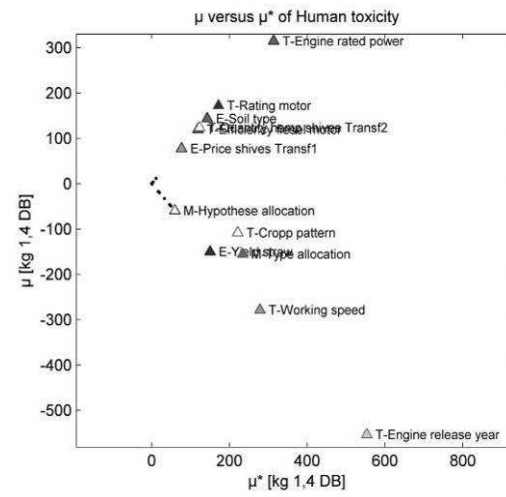
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure S4 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the human toxicity impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

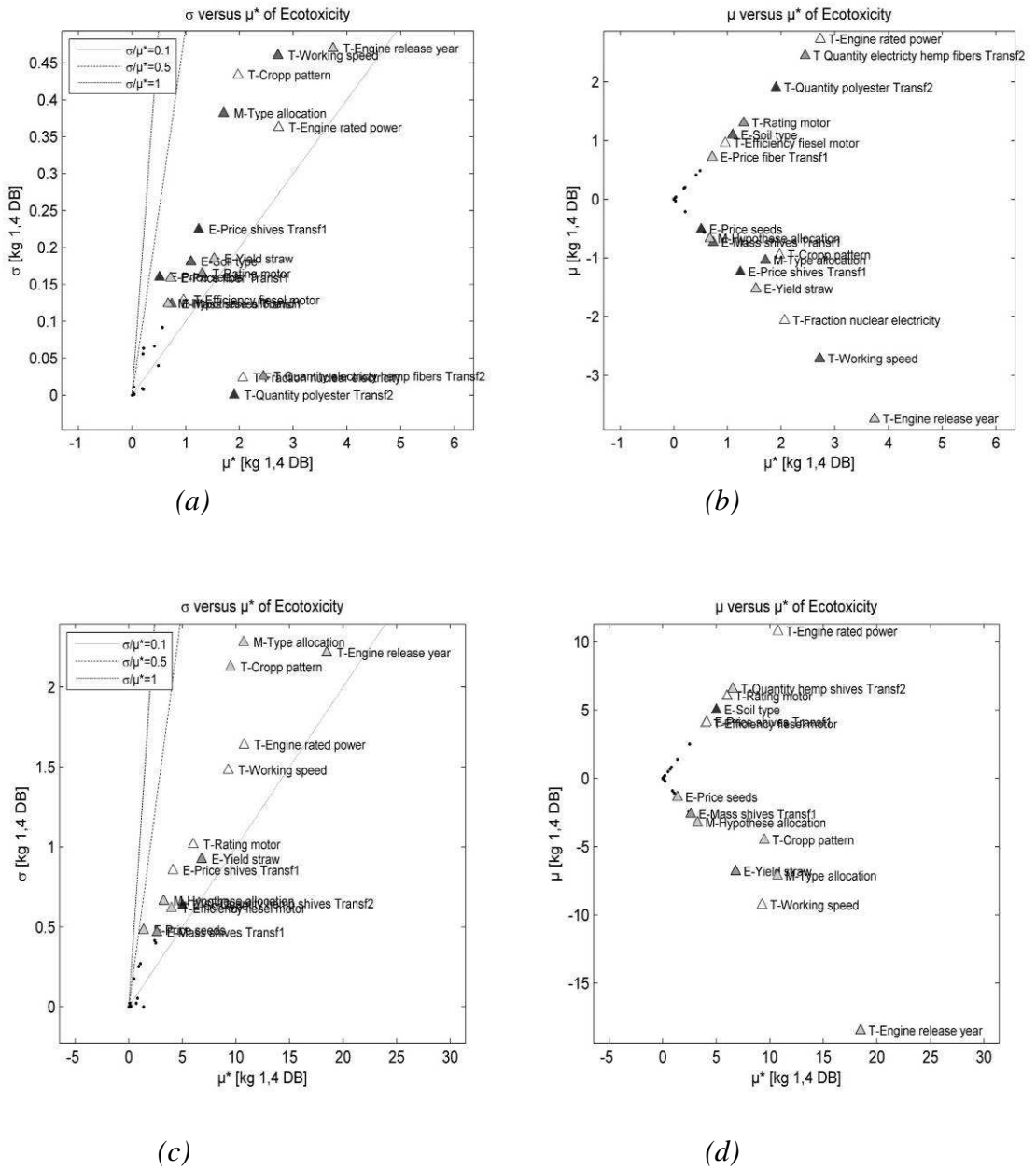
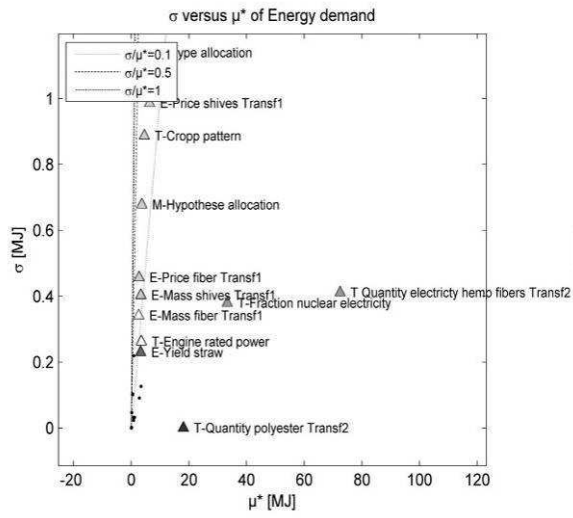
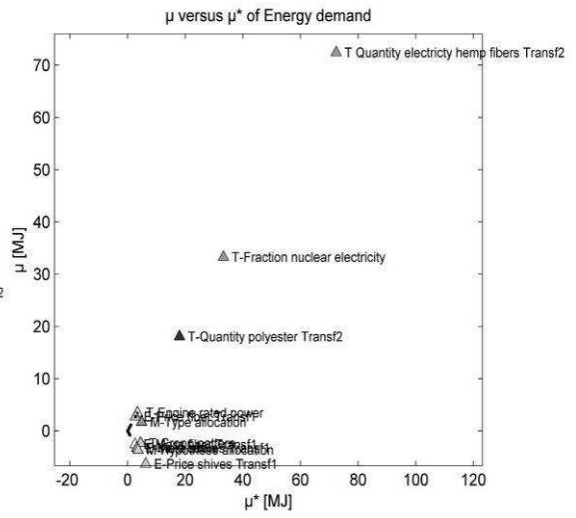


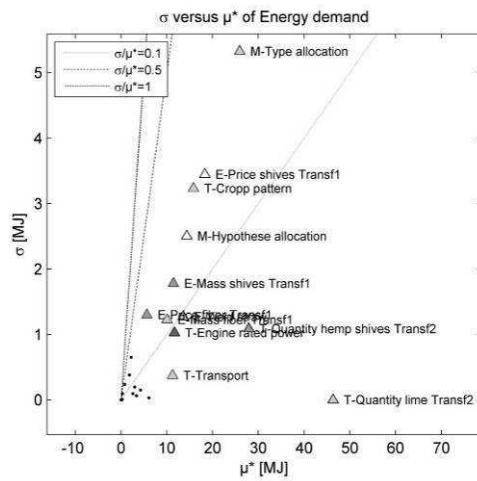
Figure S5 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the Ecotoxicity impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)



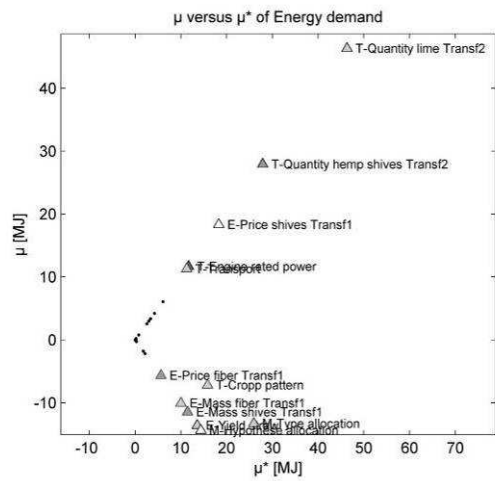
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure S6 : Morris indices σ , μ^* , μ for most influential parameters related to the CED impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

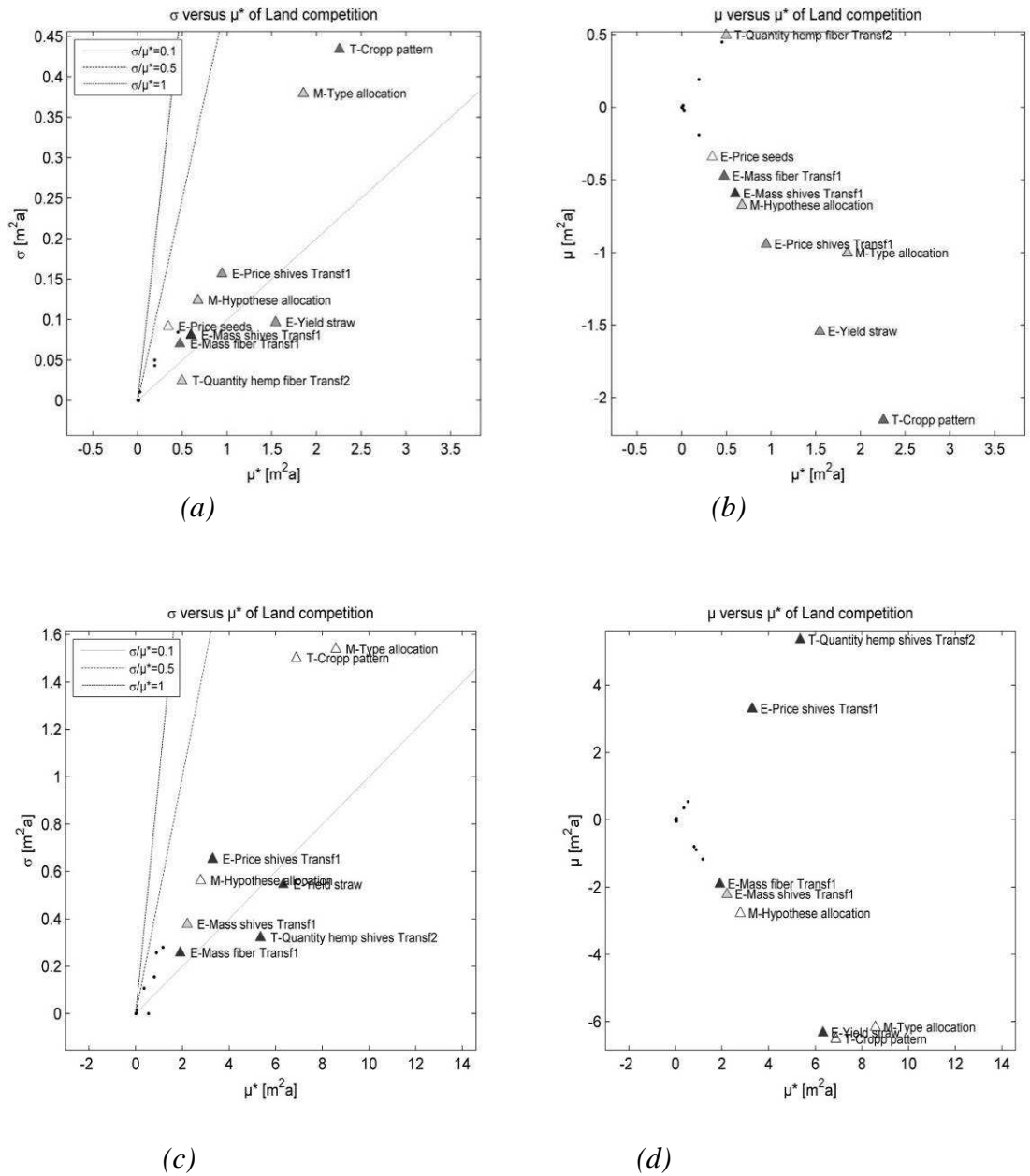


Figure S7 : Morris indices σ , μ^* , μ for most influential parameters related to the land competition impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Table S4 :Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the five most influential parameters.

Parameters	Insulation board					
	Sobol first order indices (S_i)			Sobol total order indices (ST_i)		
	Mean	Confidence interval		Mean	Confidence interval	
5%		95%	5%		95%	
<i>Climate change</i>						
Quantity of polyester	0.46	0.17	0.76	0.49	0.20	0.77
Allocation method	0.10	-0.11	0.31	0.21	-0.01	0.43
Type of mineral fertilizer	0.08	-0.05	0.21	0.12	-0.03	0.27
Fraction of nuclear electricity	0.08	-0.11	0.26	0.17	-0.02	0.37
Rating motor	0.08	-0.05	0.21	0.10	-0.04	0.23
<i>Acidification</i>						
Type of mineral fertilizer	0.29	0.13	0.45	0.40	0.25	0.56
Allocation method	0.08	-0.04	0.20	0.22	0.09	0.34
Cropping pattern	0.07	-0.06	0.20	0.24	0.10	0.38
Mass of bark	0.06	-0.03	0.16	0.09	0.00	0.18
Fraction of nuclear electricity	0.06	-0.04	0.16	0.15	0.05	0.25
<i>Eutrophication</i>						
Clay content of soil	0.18	0.06	0.31	0.50	0.35	0.65
Cropping pattern	0.07	-0.02	0.16	0.32	0.18	0.46
Straw yield	0.06	-0.01	0.12	0.20	0.11	0.30
Quantity of N fertilizer	0.05	0.00	0.09	0.13	0.05	0.20
Mass of bark	0.04	-0.03	0.11	0.18	0.07	0.30
<i>Human toxicity</i>						
Engine release year	0.39	0.34	0.43	0.51	0.44	0.58
Working speed	0.10	0.07	0.13	0.17	0.12	0.23
Engine rated power	0.10	0.06	0.13	0.16	0.11	0.22
Rating motor	0.06	0.04	0.08	0.09	0.05	0.14
Soil type	0.04	0.02	0.06	0.06	0.02	0.10
<i>Ecotoxicity</i>						
Engine release year	0.33	0.16	0.51	0.47	0.29	0.66
Working speed	0.10	-0.01	0.22	0.17	0.03	0.30
Rating motor	0.08	-0.02	0.17	0.14	0.02	0.25
Quantity of polyester	0.07	-0.01	0.15	0.14	0.05	0.24
Electricity for hemp bark	0.07	-0.04	0.18	0.17	0.04	0.30
<i>Cumulative energy demand</i>						
Quantity of electricity for fiber (Transf 2)	0.85	0.28	1.42	0.85	0.29	1.42
Fraction of nuclear electricity	0.30	0.03	0.58	0.32	0.05	0.59
Quantity of polyester	0.12	-0.04	0.27	0.09	-0.07	0.25
Allocation method	0.05	-0.06	0.15	0.02	-0.07	0.12
Price of hemp shiv	0.04	-0.04	0.11	0.01	-0.06	0.08
<i>Land occupation</i>						
Cropping pattern	0.22	0.12	0.32	0.57	0.47	0.68
Straw yield	0.14	0.06	0.22	0.28	0.20	0.37
Mass of bark	0.08	0.01	0.14	0.20	0.12	0.27

Annexes

<i>Allocation method</i>	<i>0.08</i>	<i>-0.02</i>	<i>0.17</i>	<i>0.45</i>	<i>0.35</i>	<i>0.54</i>
<i>Hypothese on allocation method</i>	<i>0.04</i>	<i>-0.02</i>	<i>0.11</i>	<i>0.18</i>	<i>0.12</i>	<i>0.25</i>

Table S5: Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the five most influential parameters.

Parameters	Hemp concrete					
	Sobol first order indices (S_i)			Sobol total order indices (ST_i)		
	Mean	Confidence interval		Mean	Confidence interval	
5%		95%	5%		95%	
<i>Climate change</i>						
Quantity of hydraulic lime	0.47	0.12	0.82	0.48	0.14	0.83
Allocation method	0.16	-0.06	0.37	0.20	0.00	0.40
Quantity of hemp shiv	0.09	-0.02	0.21	0.13	0.01	0.25
Mass of hemp shiv	0.05	-0.07	0.18	0.04	-0.08	0.16
Cropping pattern	0.05	-0.09	0.19	0.12	-0.01	0.26
<i>Acidification</i>						
Type of mineral fertilizer	0.26	0.18	0.33	0.41	0.33	0.50
Allocation method	0.22	0.14	0.30	0.40	0.31	0.49
Quantity of hemp shiv	0.06	0.02	0.10	0.15	0.10	0.20
Straw yield	0.05	-0.01	0.10	0.17	0.11	0.23
Mass of hemp shiv	0.04	0.00	0.08	0.10	0.05	0.16
<i>Eutrophication</i>						
Allocation method	0.16	0.11	0.20	0.30	0.22	0.38
Clay content of the soil	0.14	0.07	0.21	0.43	0.31	0.54
Quantity of N fertilizer	0.07	0.01	0.13	0.25	0.16	0.35
Straw yield	0.04	0.01	0.08	0.14	0.07	0.20
Quantity of hemp shiv	0.03	0.01	0.06	0.10	0.05	0.15
<i>Human toxicity</i>						
Engine release year	0.35	0.30	0.40	0.50	0.44	0.56
Engine rated power	0.09	0.07	0.12	0.19	0.14	0.24
Working speed	0.08	0.05	0.10	0.18	0.13	0.24
Allocation method	0.07	0.04	0.09	0.18	0.13	0.23
Rating motor	0.04	0.03	0.06	0.11	0.07	0.15
<i>Ecotoxicity</i>						
Engine release year	0.30	0.24	0.36	0.43	0.36	0.51
Allocation method	0.12	0.07	0.16	0.25	0.18	0.31
Engine rated power	0.07	0.04	0.11	0.18	0.12	0.24
Working speed	0.07	0.03	0.10	0.17	0.11	0.24
Rating motor	0.04	0.02	0.07	0.11	0.06	0.16
<i>Cumulative Energy demand</i>						
Allocation method	0.28	0.02	0.53	0.43	0.16	0.69
Quantity of hydraulic lime	0.15	-0.07	0.38	0.24	0.01	0.47
Quantity of hemp shiv	0.14	-0.03	0.30	0.26	0.10	0.43
Mass of hemp shiv	0.08	-0.09	0.25	0.14	-0.03	0.30
Rating motor	0.05	-0.09	0.19	0.13	-0.03	0.28
<i>Land occupation</i>						
Allocation method	0.38	0.27	0.48	0.62	0.51	0.72

<i>Straw yield</i>	0.09	0.03	0.15	0.24	0.16	0.31
<i>Cropping pattern</i>	0.09	0.02	0.15	0.31	0.24	0.38
<i>Quantity of hemp shiv</i>	0.07	0.02	0.12	0.20	0.13	0.26
<i>Mass of hemp shiv</i>	0.06	0.01	0.11	0.15	0.08	0.21

Table S6: Sobol second order indices (S_{ij}) considering the most influential parameters for producing insulation board.

<i>Insulation board</i>		
<i>Parameters</i>		<i>Sobol second order indices (S_{ij})</i>
<i>Acidification</i>		
<i>Type of mineral fertilizer</i>	<i>Allocation method</i>	2%
	<i>Cropping pattern</i>	8%
<i>Allocation method</i>	<i>Cropping pattern</i>	6%
<i>Eutrophication</i>		
<i>Clay content of soil</i>	<i>Quantity N fertilizer</i>	14%
	<i>Cropping pattern</i>	3%
<i>Land occupation</i>		
<i>Cropp pattern</i>	<i>Allocation method</i>	21%
	<i>Straw yield</i>	5.2%
<i>Straw yield</i>	<i>Mass fiber</i>	3.1%

Table S7: Sobol second order indices (S_{ij}) considering the most influential parameters for producing insulation board.

<i>Hemp concrete</i>		
<i>Parameters</i>		<i>Sobol second order indices (S_{ij})</i>
<i>Acidification</i>		
<i>Type of mineral fertilizer</i>	<i>Allocation method</i>	2.6%
	<i>Straw yield</i>	3.1%
	<i>Hemp powder price</i>	2.7%
	<i>Hemp fiber price</i>	2.7%
<i>Eutrophication</i>		
<i>Clay content of soil</i>	<i>Allocation method</i>	3%
	<i>Quantity N fertilizer</i>	5.2%
	<i>Cropp pattern</i>	2.9%
<i>Allocation method</i>	<i>Cropp pattern</i>	5.8%
	<i>Quantity N fertilizer</i>	1.7%
<i>Quantity N fertilizer</i>	<i>Cropp pattern</i>	2.3%
<i>Human toxicity</i>		
<i>Engine release year</i>	<i>Engine rated power</i>	3.4%
	<i>Working speed</i>	2.3%
	<i>Allocation method</i>	2.6%
	<i>Rating motor</i>	1%
<i>Engine rated power</i>	<i>Working speed</i>	1.0%
	<i>Allocation method</i>	1.1%
	<i>Rating motor</i>	2.3%
<i>Working speed</i>	<i>Rating motor</i>	1.9%
<i>Ecotoxicity</i>		
<i>Engine release year</i>	<i>Engine rated power</i>	3.1%
	<i>Working speed</i>	2.5%
	<i>Allocation method</i>	2.4%
<i>Engine rated power</i>	<i>Working speed</i>	1.4%
<i>Working speed</i>	<i>Rating motor</i>	2.2%
<i>Land occupation</i>		
<i>Allocation method</i>	<i>Cropp pattern</i>	11.6%
	<i>Straw yield</i>	2.8%
<i>Cropping pattern</i>	<i>Straw yield</i>	2.8%

A - III.7 LCA results with favorable technological scenarios.

Tables S8 and S9 present the mean and standard deviation of the LCA result considering the scenario where default value of influential technological parameters was used and those where the value which give the favorable impact of technological parameter were. Using the mean value we calculate the percent relative variations as follow for all impact indicators.

$$\text{Relative variation} = \frac{(\text{favorable}_{\text{meanvalue}} - \text{default}_{\text{meanvalue}}) * 100}{\text{default}_{\text{meanvalue}}} \quad (\text{A} - 70)$$

Table S8: Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one m2 of insulation board

Scenario	Impact category	Climate change	Acidification potential	Eutrophication potential	Human toxicity	Eco toxicity	Cumulative energy demand	Land occupation
	Unit	kg CO2 eq	kg SO2 eq	kg PO4 eq	kg 1.4 DB eq	kg 1.4 DB eq	MJ	m ² /y
Default	Mean	5.038	0.024	0.014	61.791	18.423	374.865	2.965
	Standard deviation	0.211	0.001	0.003	12.162	0.661	2.707	0.617
Favorable technological	Mean	5.107	0.024	0.014	10.463	16.392	325.259	2.929
	Standard deviation	0.196	0.001	0.003	1.273	0.288	2.282	0.608
	Relative variation (%)	1.27	0.61	0.76	-82.99	-10.97	-13.23	-0.79

Table S9: Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one m2 of hemp concrete

Scenario	Impact category	Climate change	Acidification potential	Eutrophication potential	Human toxicity	Eco toxicity	Cumulative energy demand	Land occupation
	Unit	kg CO2 eq	kg SO2 eq	kg PO4 eq	kg 1.4 DB eq	kg 1.4 DB eq	MJ	m ² /y
Default	Mean	20.740	0.034	0.022	139.159	11.813	162.502	8.238
	Standard deviation	0.551	0.004	0.007	32.078	1.756	7.367	1.629
Favorable technological	Mean	16.579	0.027	0.017	48.240	7.482	133.903	6.574
	Standard deviation	0.435	0.003	0.006	10.834	0.903	5.840	1.276
	Relative variation (%)	-20.062	-21.06	-20.57	-65.33	-36.66	-17.59	-20.19

References

- Arnaud. L.. Boyeux. B.. 2011. La chènevotte comme nouveau granulat écologique et performant pour une utilisation dans le bâtiment. Académie d'Agriculture de France. France.
- Arnaud. L.. Gourlay. E. 2012. Experimental study of parameters influencing mechanical properties of hemp concretes. *Constructing and Buildings Materials* 28. 50-56.
- Boutin. M.-P.. Flamin. C.. Quinton. S.. Gosse. G.. 2005. Analyse du cycle de vie de : compounds thermoplastiques chargés fibres de chanvre et Mur en béton de chanvre banché sur ossature en bois. Technical report. INRA Lille.
- Campolongo. F.. Cariboni. J.. Saltelli. A.. 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software* 22.
- Cerezo V. 2005. Propriété mécanique thermiques et acoustiques d'un matériau à base de particules végétales: Approche expérimentale et modélisation théorique. Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Dimov. I.. Georgieva. R.. 2010. Monte Carlo algorithms for evaluating Sobol' sensitivity indices. *Mathematics and Computers in Simulation* 81. 506–514.
- Homma. T.. Saltelli. A.. 1996. Importance measures in global sensitivity analysis of nonlinear models. *Reliability Engineering & System Safety* 52. 1–17.
- Morris. M.D.. 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33. 161–174.
- Saltelli. A. 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Computer Physics Communications* 145. 280–297.
- Tarantola. S.. Becker. W.. Zeitz. D.. 2012. A comparison of two sampling methods for global sensitivity analysis. *Computer Physics Communications* 183. 1061–1072.
- Turunen. L.. van der Werf. H.M.G.. 2006. Life cycle analysis of hemp textile yarn – Comparison of three hemp fibre processing scenarios and a flax scenario. French National Institute for Agronomy Research. Rennes. France.

List of figures

Figure S1: Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the climate change impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S2 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the acidification impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S3 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the eutrophication impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S4 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the human toxicity impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S5 : Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the Ecotoxicity impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S6 : Morris indices σ , μ^* , μ for most influential parameters related to the CED impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

Figure S7: Morris indices σ , μ^* , μ for for most influential parameters related to the land competition impact category for insulation board (a, b) and hemp concrete (c, d)

List of tables

Table S1. Data of mass and price of co-products from hemp crop (from the Federation Nationale des Producteurs de Chanvre, France)

Table S2. Amount of electricity, diesel and propane for transformation of 1 ton of hemp straw

Table S4 : Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the five most influential parameters.

Table S5: Mean, confidence interval (percentile 5% and 95%) of Sobol first order indices (S_i) and Sobol total order indices (ST_i) considering the five most influential parameters.

Table S 6: Sobol second order indices (S_{ij}) considering the most influential parameters for producing insulation board.

Table S7: Sobol second order indices (S_{ij}) considering the most influential parameters for producing insulation board.

Table S8: Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one m^2 of insulation board

Table S9: Impact values of default and favorable technological scenarios for the production of one m^2 of hemp concrete

Annexe IV : Qualitative and quantitative sensitivity analysis of hygrothermal model, on wall scale mono layer: case application on hemp concrete.

Andrianandraina^{1,5}, Phillipe Poulain², Bogdan Cazacliu¹, Anne Ventura²,

1 IFSTTAR – Nantes, Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais Cedex, France

2 LUNAM, University of Nantes, GeM laboratory, chaire of civil engineering and eco-construction, France

3 INRA, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS, F-35000 Rennes cedex France

4 Laboratoire éco-matériaux, CETE Ile de France

5 ADEME, 20 avenue du Grésillé, 49004 Angers Cedex France

Abstract

Accurate prediction of a wall hygrothermal evolution strongly depends on uncertainties on the material hygrothermal properties and on the initial and boundary conditions. In order to determine the influence of material, boundary, methodologic or numerical parameters on a wall hygrothermal response, we applied two sensitivity analysis methods (qualitative Morris method and quantitative Sobol method) on the Kunzel hygrothermal model. We compared temperature and relative humidity profiles computed at three locations inside a lime hemp concrete wall under static boundary conditions. We conclude that the most influential parameters are the boundary and initial conditions, for both temperature and relative humidity. The material hygrothermal properties (thermal conductivity and moisture diffusivity) have a lower influence than the external condition. We then propose a hierarchy of influential parameters for cases that we considered.

Keywords: Sobol, Morris, Kunzel model, hemp lime concrete, uncertainty analysis, hygrothermal behaviour

Nomenclature**Latin symbol**

a, b, c, d	constant of GAB sorption model [-]
e	constant of pressure saturation model [-]
k	constant of Künzel sorption model [unitless]
T	temperature [K]
C_p	heat capacity [$\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$]
t	time [s]
x	space variable [m]
h_{lv}	heat of water phase change (evaporation) [J.kg^{-1}]
P_{sat}	saturation vapour pressure [Pa]
v	water content [kg.m^{-3}]
D_φ	moisture liquid conductivity [$\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$]
D_v	moisture diffusivity [$\text{m}^2.\text{s}^{-1}$]
h_{Tout}	outside convective heat transfer [$\text{W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$]
h_{Tin}	inside convective heat transfer [$\text{W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$]
h_{HRout}	outside convective moisture transfer [$\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$]
h_{HRin}	inside convective moisture transfer [$\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$]
N_x	number of space interval [unitless]
N_t	number of time interval [unitless]

Greek symbol

ρ	density [kg.m^{-3}]
λ	thermal conductivity [$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$]
δ_p	vapour permeability of the material [$\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$]
φ	relative humidity [unitless]
σ	the standard deviation [-]
μ	the mean value

Subscript

0	first node (outside)
N	last node (inside)
<i>out</i>	outside
<i>in</i>	inside
<i>d</i>	dry state
100%	at relative humidity 100%
80%	at relative humidity 80%
<i>initial</i>	initial value
*	absolute value

1. Introduction

Sustainable development is one of the main subjects treated in research actually. Building can not escape to this, as building represents about 40% of the world global energy consumption and about 40% of global resources consumption (UNEP). In the French context, building represents 44% of the total energy consumption – 29.7 % for residential and 14.3% for tertiary (MEDDE 2013). The main part of building energy consumption for the French case concerns heating – about 69% for residential and 45% for tertiary. As a consequence, optimizing heating energy consumption appears as a key for building energy consumption so its sustainability.

Hemp concrete is usually presented as one of building materials which can help to reach the goal of building sustainability given, for one hand, its biological source and, on the other hand, its high porosity and hygroscopic properties.

Many studies have been carried out with hemp concrete on different research fields. The thermal and hygric properties were characterized among others by Pierre et Colinart (2011), Evrard (2008), Evrard et Herde (2010), Evrard et al. (2006), Elfordy et al. (2008), Tran Le et al. (2010), Cérézo (2005), Collet et al. (2008) and Collet et al. (2013). The mechanical properties were studied by Elfordy et al. (2008), Mounanga et al. (2009), Cérézo (2005), the acoustical properties by (Cérézo 2005) and the environmental properties by Pretot et al. (2014) and Boutin et al. (2006).

During these studies, many heterogeneous data were found for the same material under study the hemp concrete. Hemp concrete can be classified as a good thermal insulator with a low thermal conductivity of about 0.1 W/m.K (Arnaud Evrard 2008). The thermal conductivity can vary from one hemp concrete formulation to another one because of the material composition, production process, application process (dry or humid), environmental conditions... According to the study by Pretot et al. (2014), hemp concrete ($R=2.78 \text{ m}^2 \cdot \text{W/K}$) exhibits the best environmental impact as compared to a classical wall with equivalent thermal resistance, *e.g.* brick ($R=3.01 \text{ m}^2 \cdot \text{W/K}$) or concrete with mineral wool ($R=2.37 \text{ m}^2 \cdot \text{W/K}$). Tran Le et al. (2010) estimated the reduction of a building energy consumption by using hemp concrete to about 17% . Hemp concrete is also a good acoustical insulator with an absorption coefficient up to 0.5 (Cérézo 2005). Nevertheless, it is not a structural material as its compressive resistance is of the order of 0.5 Mpa (Mounanga et al. 2009). However hemp concrete has a good resistance in flexion – flexural stress of the order of 1 Mpa (Elfordy et al. 2008) – which can avoid cracks while used as filling material with a wood structure for example.

To study the ability of hemp concrete wall to the optimization of a building energy consumption requires coupled heat and mass transfer models at the wall scale and the knowledge of hemp concrete physical properties. However, it is thus difficult to obtain accurate values for the physical properties (thermal, hygric) of a same formulation (composed by 17% hemp shives, 33% of hydraulic based lime and 50% of water) as they vary from one to another study. Consequently, the study of a wall containing hemp concrete is made complicated because of the uncertainty on the relevant material properties.

We thus propose to investigate the effect of the uncertainty on hemp concrete properties and the effect of the behaviour models using sensitivity analysis (SA). This study can help to target the improvement need in the model or material properties assessment.

There are some review which present the different SA methods and their use (Hamby 1994; Christopher Frey et Patil 2002; Helton et al. 2006; Iooss 2011; Tian 2013) there are also

some study which help the user to choose the suitable method according to the goal (Cariboni et al. 2007; Saltelli 1999; Tian 2013). There are different types of SA methods, generally they can be classified according to the result that they offer *quantitative* or *qualitative* one or according to the way of how the method takes into account the input parameters variation *local* and *global* one.

Some SA was already made on thermal or coupled hygrothermal model in the literature in a different scale : wall scale (Wijeysundera et al. 1996; Talukdar, Olutmayin, et al. 2007; Terashima et Mizuhata 1997; Samri 2008; Le 2010; Holm et Kuenzel 2002; Steeman et al. 2010; Defraeye, Blocken, et Carmeliet 2013) and for building scale (Tran Le et al. 2010; Qin et al. 2009; Mara, Boyer, et Garde 2012; Garcia Sanchez et al. 2013). The majority of SA methods approaches applied in the wall scale are commonly a “one at a time” (OAT) type or based, were some scenario are build (some chosen parameters are weighted with a certain coefficient) and the model are applied on these scenario then the result are compared. These types of SA not give the characterization and quantification of the individual and/or interaction effect of each parameter considered. Previous study does not take into account also point like assumption or the choice of part of model which can be influential on the considered output. Finally an OAT approach does not scan the range of variation of each studied parameters.

The goal of the present study is to characterize and quantify the influence of different variability involved in the hygrothermal behaviour study of hemp concrete. The model developed by Künzel (Künzel 1995; Künzel et Kiessl 1996) is used to determine the coupled heat and mass transfer. That will give us information about the choice of parameters value, model to use for vapour pressure and sorption isotherm. That can help also in the choice of numerical parameter value like time and space frame in order to optimize the computation time. Firstly we present here in the method and tools section the hemp concrete studied here, the hygrothermal model, and the SA method used. For the result section we present here the validation the hygrothermal model, Morris and Sobol indices for two cases (variable and fixed boundary condition). We end with a discussion and the conclusion.

2. Method and tools

2.1 The hemp concrete wall

We study here a hemp concrete wall with a fixed thickness of 0.30 m. The hemp concrete is composed from 17% of hemp shives, 33% of lime and 50% of water, in mass fractions.

The different properties (physical properties like density, thermal and hygric) of the chosen formulation of hemp concrete are given in Table 1. These characteristics are match to the French thermal regulation RT2012 for a vertical wall:

2.2 Hydrothermal model

2.2.1 Coupled heat and mass transfers equations

We used the Künzel hygrothermal model (Künzel 1995; Künzel et Kiessl 1996) which takes into account the coupled heat and mass transfers, whose diffusion potential are respectively the temperature T and the relative humidity ϕ . The coupling is taken into account through evaporation/condensation mechanisms responsible for latent heat transfer and water vapour transfer. The one dimensional model form is:

$$\begin{cases} \rho C_p \frac{dT}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right) + h_{lv} \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial}{\partial x} (\phi P_{sat}) \right) \\ \frac{d\nu}{d\phi} \frac{d\phi}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_\phi \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial (\phi P_{sat})}{\partial x} \right) \end{cases} \quad (1)$$

This model was first implemented in the software Wufi[®], but for the need of our particular sensitivity SA study, we implemented the Kunzel model into Matlab[®]. Indeed, this allowed us to vary the parameters automatically. The equations were discretized by the finite difference method using an implicit scheme (The details of the implementation are presented in the section appendices).

2.2.2 Moisture dependent material properties models

We considered dependence towards moisture content ν for the density (equation (2)), the specific heat capacity (equation (3)) and the thermal conductivity (equation (4)). The vapour permeability and moisture diffusion coefficient were kept constant.

For the density:

$$\rho = \rho_d + \nu \quad (2)$$

For the specific heat capacity:

$$C_p = C_{pd} + C_{pWater} \frac{\nu}{\rho_d} \quad (3)$$

Where C_{pWater} : is the specific heat of water $4.18 \cdot 10^3$ [J.kg⁻¹.K⁻¹]

And for the thermal conductivity : a simplified linear model for hemp concrete based on (A. Evrard et Herde 2010) introducing a moisture conductivity gain, a similar approach was applied by Steeman (Steeman et al. 2010).

$$\lambda = \lambda_d + \lambda_{water} \cdot \nu \quad (4)$$

Where λ_{water} is the increasing coefficient on thermal conductivity due to water intake $4.7 \cdot 10^{-4}$ [W.m⁻¹.K⁻¹][kg⁻¹.m³].

Usually the thermal conductivity model of a multiphasic material is limited by the series and parallel model (Le 2010). The thermal conductivity, humidity dependence model used here (equation (4)) were compared then to the three models, bead, series and parallel described by Wijesundera (Wijesundera et al. 1996) for the case of the “hemp concrete”. We can see on Figure 1 that the applied model is an intermediate of the series and parallel one.

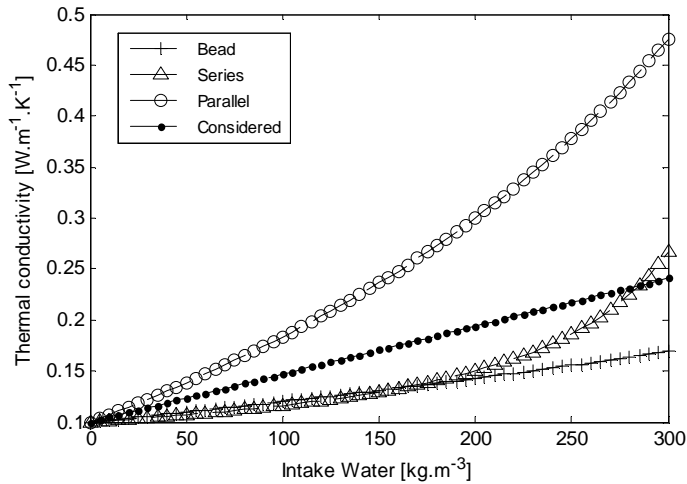


Figure 1 : Model of thermal conductivity variation against humidity

2.2.3. Sorption isotherm models

The water retention function or sorption isotherm evaluates the water content as a function of the relative humidity φ . In our study, we chose to investigate two models. The model developed by (Künzel 1995) on equation (5) and the GAB (Guggenheim, Anderson and de Boer) model for hemp concrete (Samri 2008) on equation (6). These two models were chosen as they were used for previous hemp concrete study.

$$v = v_{100\%} \frac{(k-1) \cdot \varphi}{k - \varphi} \quad (5)$$

Where $v_{80\%}$ and $v_{100\%}$ [kg.m⁻³] are respectively the water content at $\varphi = 80\%, 100\%$, k a constant (always > 1) calculated using these parameters $k = \frac{0,80 * (v_{80\%} - v_{100\%})}{(v_{80\%} - v_{100\%} * 0,80)}$.

For the “GAB model” we have

$$v = \frac{d \cdot \varphi}{a \cdot \varphi^2 + b \cdot \varphi + c} \quad (6)$$

For the hemp concrete with a similar formulation as ours we have (Samri 2008) $a = -2.2210$, $b = 1.3468$, $c = 1.0000$ and $d = 3.4000$

2.2.4. Water vapour saturation pressure models

Two models were investigated : the one used by Künzel (Künzel 1995) on equation (7) and the model used by (Samri 2008) and defined by equation (8).

$$\left\{ \begin{array}{l} P_{sat} = 611. \exp\left(\frac{eT}{T_{p0} + T}\right) \\ e = 22.44 \text{ and } T_{p0} = 272.44^\circ\text{C if } T < 0^\circ\text{C} \\ e = 17.08 \text{ and } T_{p0} = 234.18^\circ\text{C if } T \geq 0^\circ\text{C} \end{array} \right. \quad (7)$$

$$P_{sat} = \exp\left(23.5777 - \frac{4042.9000}{(T + 273.1500) - 37.5800}\right) \quad (8)$$

2.2.5 Boundary conditions

We compared the results obtained with boundary conditions of the first kind (prescribed temperature and relative humidity) and of the third kind (convection boundary conditions). (Ozisik 2013). Both are represented by equations (9) and (10), as expressed for the outer and inner wall surfaces respectively. Boundary conditions of the first kind are obtained by setting the convection heat transfer coefficients to infinity.

For the outer surface

$$\begin{aligned} \text{Heat transfer :} \quad & -\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \Big|_{x=0} - h_v \delta_p \frac{\partial P_{sat} \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0} = h_{T_{out}} (T_{out} - T_0) \\ \text{Moisture transfer :} \quad & -P_{sat} \delta_p \frac{\partial \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0} = h_{HR_{out}} P_{sat} (\varphi_{out} - \varphi_0) \end{aligned} \quad (9)$$

For the inner surface:

$$\begin{aligned} \text{Heat transfer :} \quad & -\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \Big|_{x=N} - h_v \delta_p \frac{\partial P_{sat} \varphi}{\partial x} \Big|_{x=N} = h_{T_{int}} (T_{int} - T_N) \\ \text{Moisture transfer :} \quad & -P_{sat} \delta_p \frac{\partial \varphi}{\partial x} \Big|_{x=N} = h_{HR_{int}} P_{sat} (\varphi_{int} - \varphi_N) \end{aligned} \quad (10)$$

We omitted the term corresponding to the liquid water conduction flux $-D_\varphi \frac{\partial \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0}$ thus assuming no liquid transport through the walls (no rain, no capillary rise...).

2.3. Sensitivity analysis method

As introduced before we considered two sensitivity analysis (SA) methods, the semi-global qualitative method of “Morris” and the global quantitative method of “Sobol”. We present summarily these two methods on the following, and then the implementation of all the method and model used here.

2.3.1. Morris SA method

The Morris SA method (Morris 1991) is based on experimental plan and differential estimation. Each input parameter is discretized in a range of variation with a chosen step Δ_{X_i} (in our case 10 intervals). Then a random trajectory (random choice of all parameter variation) is made where each input parameter chosen randomly is increased or decreased one and only times. The elementary effect EE_i (the differential) corresponding to each change for each trajectory is computed as in equation (11). This procedure is repeated r times (generally 10-50).

$$EE_i \approx \left. \frac{\delta f}{\delta X_i} \right|_{X_i=x_i} \approx \frac{f(X_i + \Delta_{X_i}) - f(X_i)}{\Delta_{X_i}} \quad (11)$$

For these different repetitions the mean μ_i (equation (12)) and the standard deviation σ_i (equation (13)) of the elementary effect are used to assess the influences of the different parameters studied.

$$\mu_i = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r EE_i^{(k)} \quad (12)$$

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r-1} \sum_{k=1}^r (EE_i^{(k)} - \mu_i)^2} \quad (13)$$

For non monotonic models the sign of the EE_i can change at each repetition. Consequently, μ_i can be close to zero even if the parameter is influential. In order to overcome that, the mean of the absolute value μ_i^* of the EE_i , is also computed.

$$\mu_i^* = \frac{1}{r} \sum_{k=1}^r |EE_i^{(k)}| \quad (14)$$

The Morris SA needs $r(p+1)$ evaluation of the model, where p is the number of parameter.

2.3.2. Sobol SA method

The Sobol SA method (Sobol 2001) is based on the variance decomposition. Indices values are obtained by computing the ratio of the conditional variance against each parameter (or their combination) to the total unconditional variance. Two samples with a size N are used when estimating all the Sobol indices using the Monte Carlo approach (Saltelli 2002). Different sensitivity indices can be obtained, the first order indices S_i which quantify the individual effect of the parameter

$$S_i = \frac{V_i}{V} = \frac{V(E[Y | X_i])}{V(Y)} \quad (15)$$

Where $V(E[Y|X_i])$, noted V_i , is the conditional variance of the output Y against the input parameter X_i , and $V(Y)$, noted V , is the total unconditional variance of the output parameter.

The two or higher order sensitivity indices quantify the interaction effect between two or more parameters.

$$S_{i,j\neq i} = \frac{V_{i,j\neq i}}{V} = \frac{V(E[Y|X_i, X_{j\neq i}]) - V_i - V_{j\neq i}}{V(Y)} \quad (16)$$

where $V(E[Y|X_i, X_{j\neq i}])$ is the conditional variance of Y against X_i and $X_{j\neq i}$.

The computation of all different order indices can be time consuming, as it needs $N.2^p$ evaluations of the model. To optimize the computational cost, only the total sensitivity indices ST_i are computed with the first order indices. ST_i represents the sum of the individual and all interactions effect.

$$ST_i = \frac{V - V_{\neq i}}{V} = 1 - \frac{V(E[Y|X_{\neq i}])}{V(Y)} \quad (17)$$

where $V(E[Y|X_{\neq i}])$, noted $V_{\neq i}$, is the conditional variance of the output Y against all parameters except X_i . All interactions effect of the parameter can be computed then substituting S_i to ST_i .

The Sobol indices (first and total order) estimation needs $N(p + 2)$ model evaluations. A bootstrap method (Archer, Saltelli, et Sobol 1997) can be applied in order to assess the confidence interval of each index.

2.4. Implementation

For the determination of the Morris indices we use the Matlab[®] files routines from JRC (Joint Research Center) for Morris sampling and Morris indices calculation. For Sobol indices we implement all the routines in Matlab[®], that concerns the calculation of the *first* and *total* order indices using Monte Carlo approach presented by Sobol (2001). In order to avoid a numerous simulation of the model to get a confidence interval (5 to 95%), we implement a *bootstrap* routine which compute each indices using the bootstrap approach based on the work of Archer et al. (1997).

The Kunzel hygrothermal model was already implemented in the software Wufi[®], but for the need of our particular SA study, we implement it into Matlab[®]. Indeed, this allowed us to vary parameters and part of model automatically. The hygrothermal model were implemented using the finite difference method with an implicit scheme, details are presented in the appendix.

2.5. Sensitivity analysis investigation

As can be seen on Table 1, data can be classified into four different categories:

- i) **material characteristics** : data concerning the physical characteristics of the material
- ii) **numerical parameter** : data concerning parameters used in the numerical method, such as the time step, the space step...

iii) *data related to environmental conditions* : data linked to the indoor and outdoor environment of the studied wall (boundary conditions), initial conditions

iv) *part of model and assumption* : all data related to the part of model used and assumption can be chosen during the study.

For the Morris method we divided each parameter range (Table 1) into 10 intervals, and we chose 30 repetitions (trajectory) of Morris indices estimation. We then performed respectively 600 and 810 model evaluations (hygrothermal study for a cycle of 48 h) for the case of fixed ($p = 20$) and variable ($p = 26$) boundary conditions. For Sobol indices we used an initial sample size of 15,000 and then we performed 500 repetitions of the indices computation using a sample size of 7,500. The computations needed respectively 330,000 and 420,000 model evaluations for the fixed and variable boundary conditions. As we can see here Morris indices has the advantage to be not time consuming.

Table 1 : Characteristic of parameters studied and their variation (interval range and probability distribution function)

Nomenclature (figure legend)	Parameters	Units	Lower value	Upper value	Probability distribution function	Source
Material properties						
ρ_d	Dry density	$kg.m^{-3}$	391	470	Uniform	-
λ_d	Dry thermal conductivity	$W.m^{-1}.K^{-1}$	0.06	0.19	Uniform	-
C_{Pd}	Dry specific heat capacity	$J.kg^{-1}.K^{-1}$	1000	1590	Uniform	-
D_v	Moisture diffusivity	$m^2.s^{-1}$	2.00 e-10	8 e-8	Uniform	-
$v_{80\%}$	Water content at 80% RH	$kg.m^{-3}$	27	36	Uniform	-
$v_{100\%}$	Water content at saturation	$kg.m^{-3}$	546	711	Uniform	-
δ_p	Water vapour permeability	$kg.m^{-1}.s^{-1}.Pa^{-1}$	1 e-11	9 e-11	Uniform	-
Numerical properties						
N_x	Number of space interval	n.u	16	256	uniform discrete	Terashima et Mizuhata 1997
-	Space step	M	1.87 e-2	1.2 e-3	-	
N_t	Number of time intervals	n.u	16	4096	uniform discrete	Le 2010
-	Time step	S	5400	21.1	-	
Relative to environmental conditions						
$T_{initial}$	Initial value of temperature	°C	20	30	Uniform	-
$HR_{initial}$	Initial value of relative humidity	n.u	0.40	0.60	Uniform	-

$h_{T_{out}}$	Outdoor thermal convection coefficient	$W.m^2.K$	8	25	Uniform	Künzel 1995
$h_{HR_{out}}$	Outdoor hydric convection coefficient	$Kg.m^{-2}.s^{-1}.Pa^{-1}$	5.00 e-9	3.00 e-7	Uniform	Tran Le et al. 2010 Arnaud Evrard 2008;
$h_{T_{in}}$	Indoor thermal convection coefficient	$W.m^{-2}.K^{-1}$	8	25	Uniform	Terashima et Mizuhata 1997;
$h_{HR_{in}}$	Indoor hydric convection coefficient	$Kg.m^{-2}.s^{-1}.Pa^{-1}$	5.00 e-9	3.00 e-7	Uniform	Hagentoft et al. 2004
T_{out}	Outdoor temperature condition	°C	20	30	Uniform	-
HR_{out}	Outdoor humidity condition	n.u	0.40	0.60	Uniform	-
T_{in}	Indoor temperature condition	°C	20	30	Uniform	-
HR_{in}	Indoor humidity condition	n.u	0.40	0.60	Uniform	-
CLT_{out}	Outdoor temperature boundary condition type	n.u	Type 1	Type 3	Uniform discrete	-
$CLHR_{out}$	Outdoor humidity boundary condition type	n.u	Type 1	Type 3	Uniform discrete	-
CLT_{in}	Indoor temperature boundary condition type	n.u	Type 1	Type 3	Uniform discrete	-
$CLHR_{in}$	Indoor humidity boundary condition type	n.u	Type 1	Type 3	Uniform discrete	-
part of model and assumption of the hygrothermal model						
$Mod P_{Sat}$	Saturation pressure model	n.u	Model 1	Model 2	Uniform discrete	Künzel 1995
$Mod_{Sorption}$	Sorption isotherm model	n.u	Kunzel model	Gab model	Uniform discrete	Künzel et Kiessl 1996 Samri 2008
$Change_{property}$	Property variation occasioned by humidity	n.u	Considered (0)	Not considered (1)	Uniform discrete	-

n.u : unitless

The present analyses were performed by considering two different *initial outside* and *inside conditions* of T and φ (Figure 2). First these initial conditions are fixed to 20 and 30°C In a second stage, these parameters are variable. Their variation is imposed randomly in the interval ranges.

The outputs used in the analyses are the T and φ in 3 localizations inside the wall: $L/4$ (0.075 m), $L/2$ (0.150 m) and $3L/4$ (0.225 m). We assessed the evolution of T and φ at these 3 localizations for the following times $t_{\max}/8$ (6h), $t_{\max}/4$ (12h), $t_{\max}/2$ (24h), $3.t_{\max}/4$ (32h) and t_{\max} (48h).

The maximal time computation of 48h were chosen, as it is the most used time step for the study of hemp concrete hygrothermal behavior.

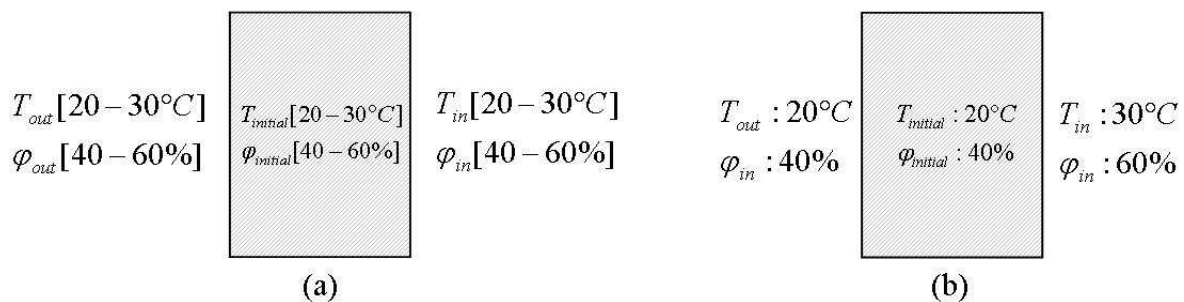


Figure 2 : Case with variable heat and moisture flux (a) and case with fixed heat and moisture flux (b)

3. Results

In this section the hygrothermal model is firstly validated by comparing simulation results with an analytical and experimental cases. In a second part, the Morris and Sobol indices estimated are given firstly using fixed boundary conditions for all cases then variable boundary conditions for each case. All numerical values of these indices are given in the supplementary file.

3.1. Validation of the hygrothermal model

We chose two data sets to validate the implemented hygrothermal model. First the analytical case presented by Hagentoft (Hagentoft et al. 2004) called benchmark n°2 and the experimental case presented by Talukdar (Talukdar, Olutmayin, et al. 2007; Talukdar, Osanyintola, et al. 2007). For both data sets, we computed the mean of absolute error (MAE) and the R^2 coefficient in order to assess the model implementation quality.

The benchmark n°2 studies the moisture distribution in a homogenous wall (20 cm thick) under isothermal conditions. The wall is submitted to external moisture variations, then the moisture distributions at 100, 300 and 1000 h are calculated analytically. The details of this benchmark can be found in (Hagentoft et al. 2004).

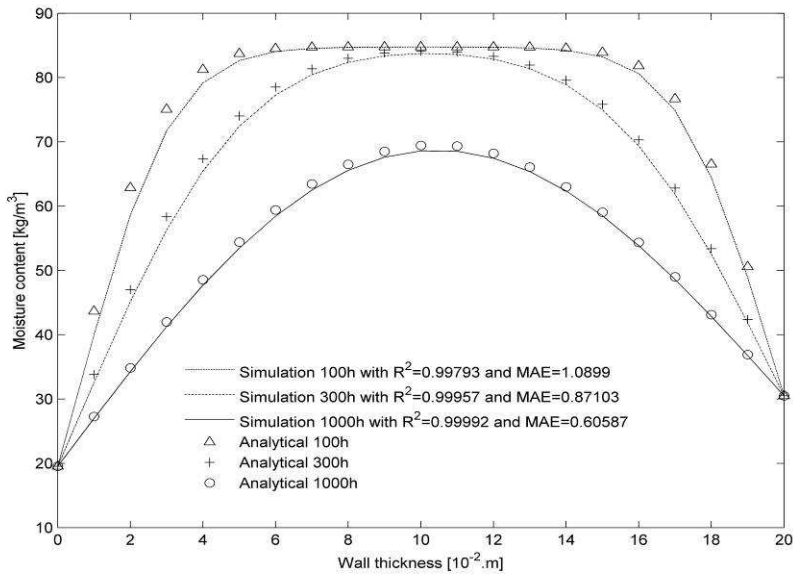
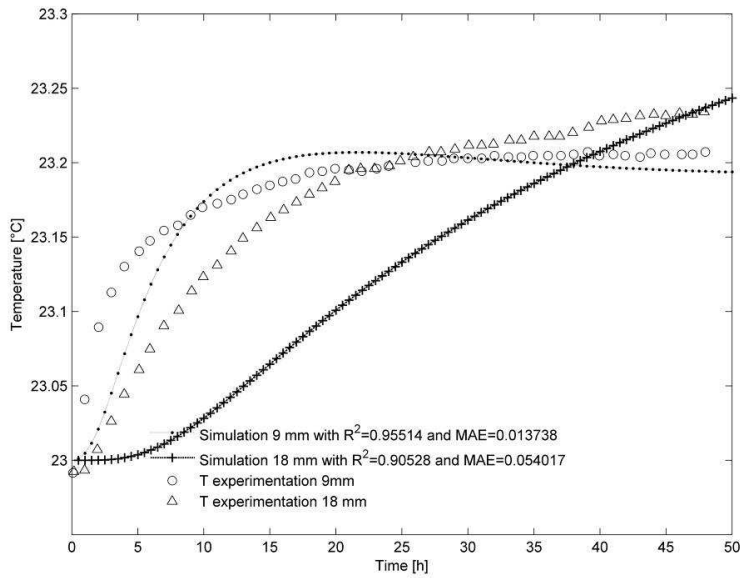


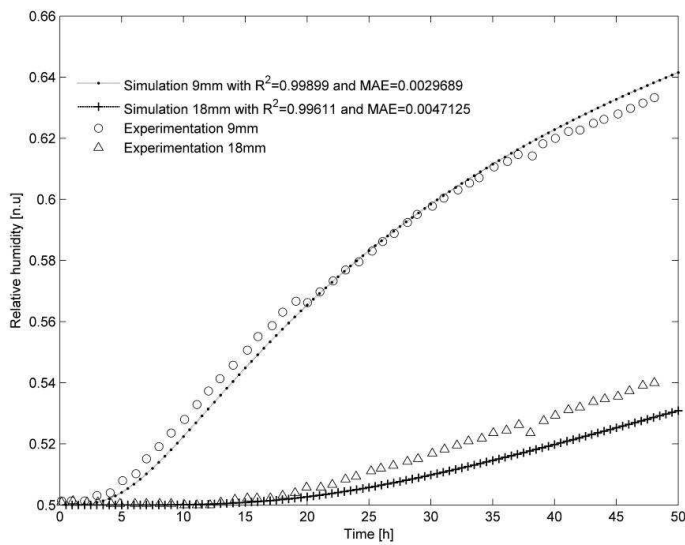
Figure 3 : Moisture content distribution after 100, 300 and 1000 hours

We can see on Figure 3 that our model gives a good estimation of the moisture distribution. For the three times calculated, we have a correlation coefficient around 0.99 and a maximum MAE of 1 kg/m^3

The experimental case concerns the study of a spruce plywood wall submitted to a moisture change in the upper surface and insulated (thermal and hygric) on the remaining surfaces. The wall is 27.10^{-3} m thick. Then the temperature and the RH evolution at two locations 9.10^{-3} m and 18.10^{-3} m were measured. The details concerning this experimentation are given in (Talukdar, Olutmayin, et al. 2007; Talukdar, Osanyintola, et al. 2007).



(a) Temperature



(b) Relative humidity

Figure 4 : Simulated and measured temperature (a) and humidity (b) evolution at the thickness $9 \text{ e}^{-3} \text{ m}$ and $18 \text{ e}^{-3} \text{ m}$ for the spruce plywood wall

We can see in Figure 4a that our model has a quite good estimation of the temperature evolution with a correlation coefficient of 0.90 and a maximal MAE of $5.4 \cdot 10^{-2} \text{ }^\circ\text{C}$. The model give a good estimation for the moisture evolution Figure 4b with a R^2 of 0.99 and a maximum MAE of $4 \text{ e}^{-3} \%$ of relative humidity.

These two validation steps allow us to use the model for a sensitivity analysis based on the comparison of temperature and moisture profiles in single layer walls.

3.2. Morris indices

The interpretation of the Morris indices evolution on the chart (μ^*, σ) can be done as follow. Indices moving towards the right direction mean an increase of the individual effect of the parameter, on the left in opposite mean a decreasing of the individual effect. Indices moving up mean an increase of the interaction effect of the parameter (or the non linearity effect).

3.2.1. Fixed boundary and initial conditions

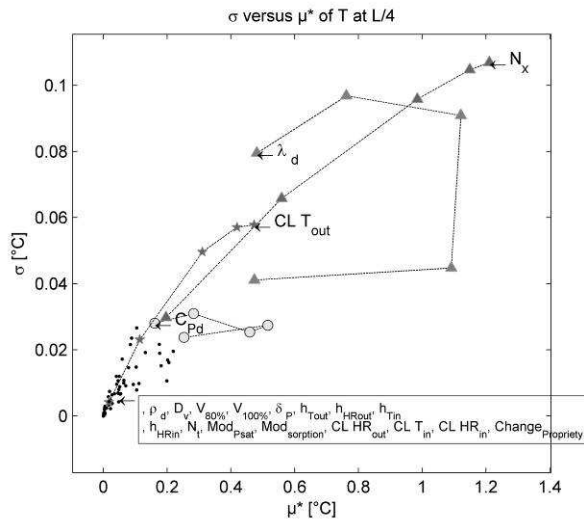
We fixed the initial condition $(T_{initial}, HR_{initial})$ and the inside (T_{in}, HR_{in}) and outside (T_{out}, HR_{out}) conditions for both T and ϕ in order to have a fix direction for heat and moisture flux going from the inside to outside. That was done in order to see the influences of all parameters in a constant static flux condition (Figure 2b). We set these parameters as follow $T_{in} = 30^\circ C$, $T_{out} = 20^\circ C$, $HR_{in} = 0.6$, $HR_{out} = 0.4$, $T_{initial} = 20^\circ C$, $HR_{initial} = 0.4$.

For the Morris result we can see globally (Figure 5 and Figure 6) for this first case study that the influence of each parameter evolves with the time either for temperature or humidity. These evolutions depend on the localization studied. We can see also that the influences of parameters on localizations on both sides of the middle are not symmetrical for both outputs in this fist case study (as the distance from the heat sources for these localization are different).

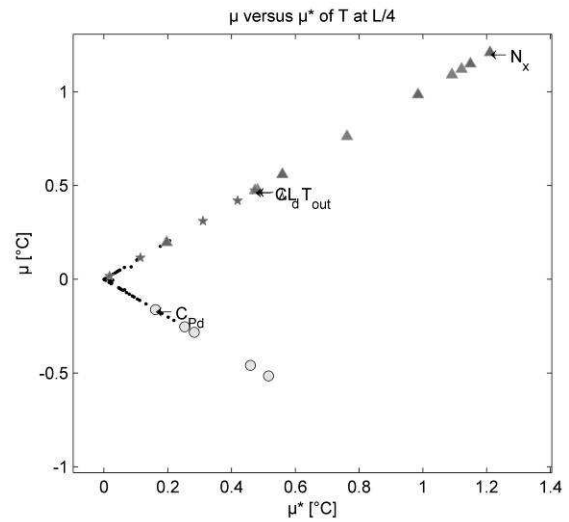
For the temperature:

For the temperature the influence of each parameter depends on the localization whereas for the humidity, it changes less. We can see here the considerable influence of the material property λ_d and a little influence of C_{pd} on the temperature. For lower time, the influence of λ_d are higher near the heat sources than other localization. We have also a considerable influence of the numerical parameter N_x . All these effects are monotonic, as we can see on Figure 5b,d,f because the plot of (μ^*, μ) follow the line $\mu^* = |\mu|$. Parameters C_{pd}, D_v, CLT_{in} have a negative tendency (figure 5f).

The influence of almost all influential parameter near the sources (at $3L/4$) are decreasing with the time whereas on the two others localizations the influence of parameter increase for the two first time then its decrease (*until the temperature reach the steady state*).



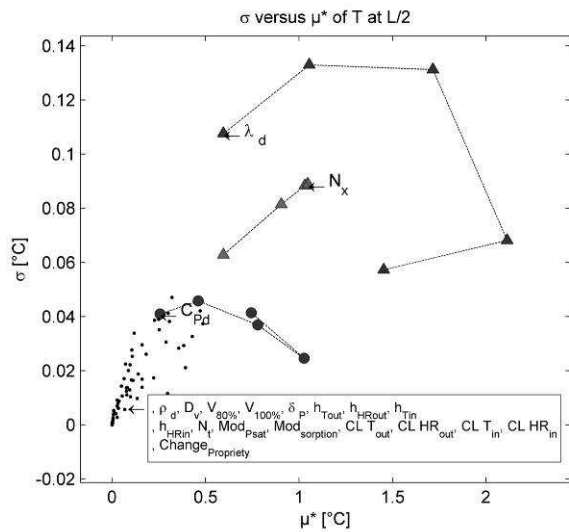
(a) σ_i versus μ^* for temperature at $L/4$



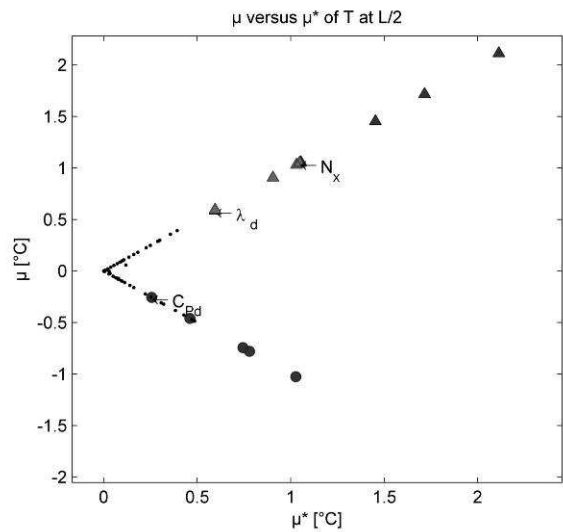
(b) σ_i versus μ for temperature at $L/4$

For the figure on the left the indices of each parameter for all the considered times are linked by a line. The final value of the parameter indices (at $t_{\max} = 48 h$) is the one pointed with the parameter's legend. All non influential parameters were plotted as point and their legends were put in the box.

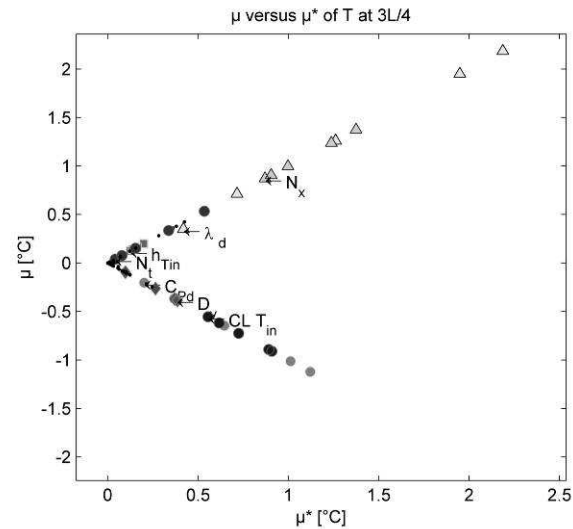
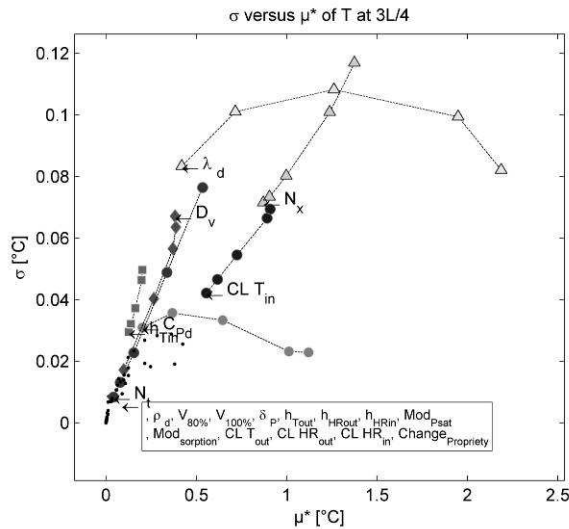
We have on the x axes for both figures left and right the mean of the absolute value of the elementary effect (equation (14)) for the left we have on the y axes the standard deviation of each elementary effect (equation) and for the right we have the mean value of each elementary effect (equation).



(c) σ_i versus μ^* for temperature at $L/2$



(d) σ_i versus μ for temperature at $L/2$



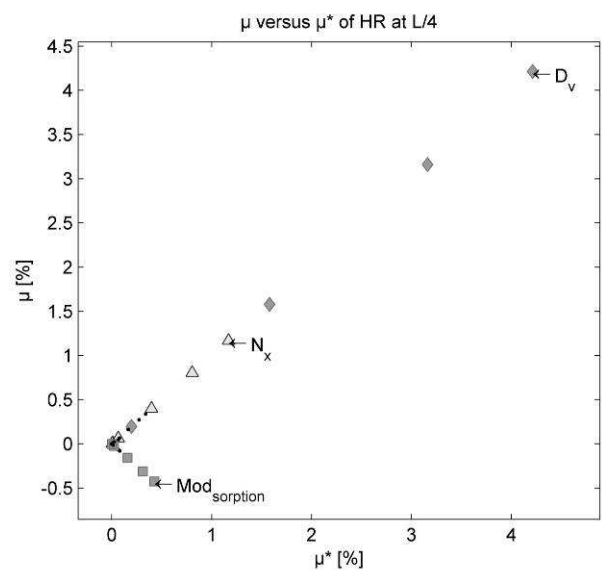
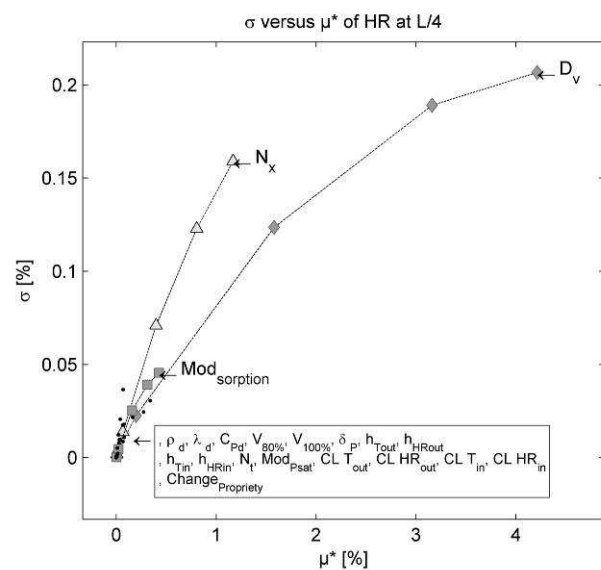
(e) σ_i versus μ^* for temperature at 3L/4

(f) σ_i versus μ for temperature at 3L/4

Figure 5 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on temperature with a constant flow and fixed initial condition at $t_{max} / 8$ (6h), $t_{max} / 4$ (12h), $t_{max} / 2$ (24h), $3.t_{max} / 4$ (32h), t_{max} (48h)

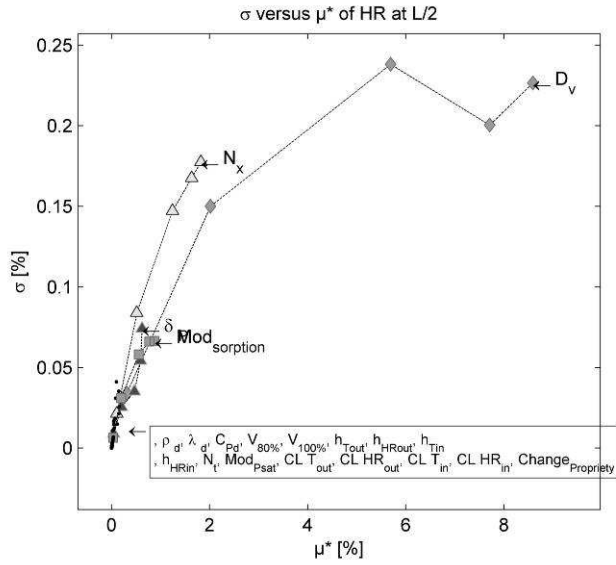
For the relative humidity:

For humidity, we can see that we found similar influential parameter for the three localizations studied here (Figure 6). We have a dominating influence of the parameter D_v for the three localizations. This individual influence reach rapidly its highest value at the localization near the moisture sources (3L/4 and L/2) and are two times than in the localisation (L/4). We can remark also the increasing of $\sigma(D_v)$ Figure 6e, which can explain an increasing interaction. We have also here a quite stable moderate influence of the numerical parameter N_x for the three localizations. We can see on Figure 6b,d,f that all influential parameters have a monotonic effect $|\mu| = \mu^*$.

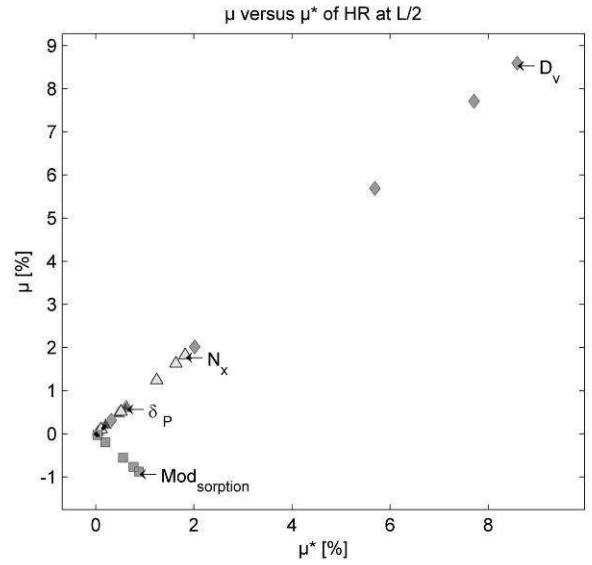


(a) σ_i versus μ^* for relative humidity at L/4

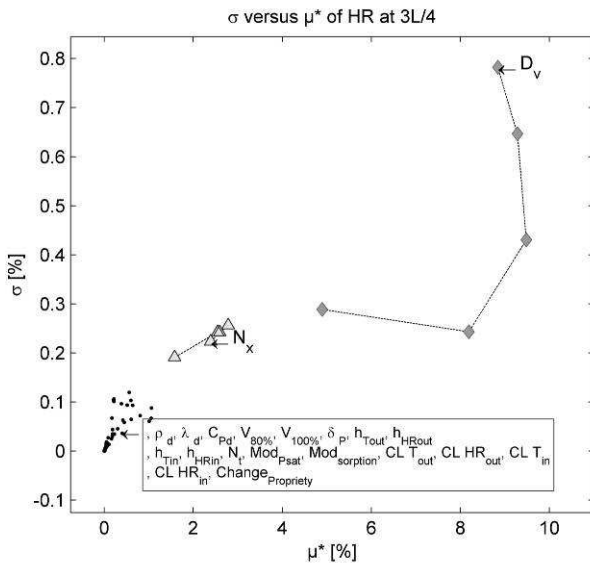
(b) σ_i versus μ for relative humidity at L/4



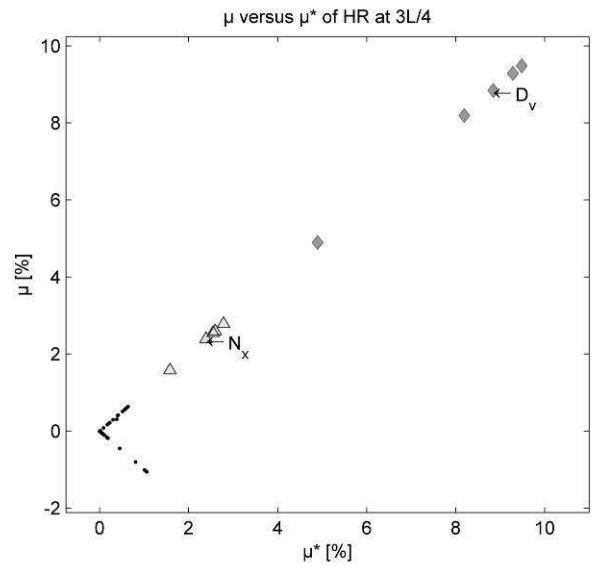
(c) σ_i versus μ^* for relative humidity at $L/2$



(d) σ_i versus μ for relative humidity at $L/2$



(e) σ_i versus μ^* for relative humidity at $3L/4$



(f) σ_i versus μ for relative humidity at $3L/4$

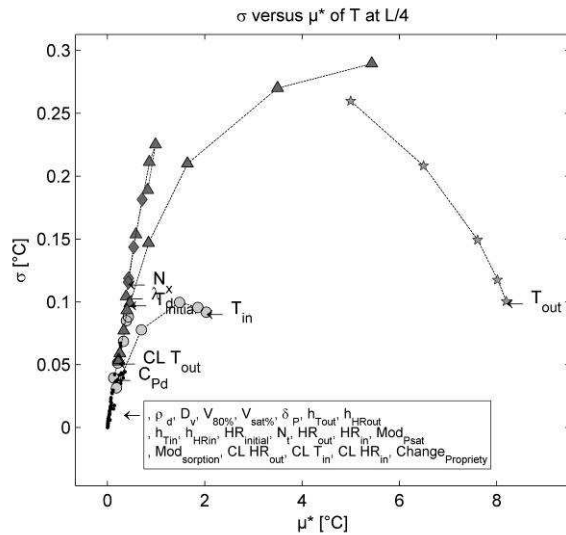
Figure 6 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on relative humidity with a constant flow and fixed initial condition at $t_{max} / 8$ (6h), $t_{max} / 4$ (12h), $t_{max} / 2$ (24h), $3.t_{max} / 4$ (32h), t_{max} (48h)

3.2.2. Variable boundary and initial conditions

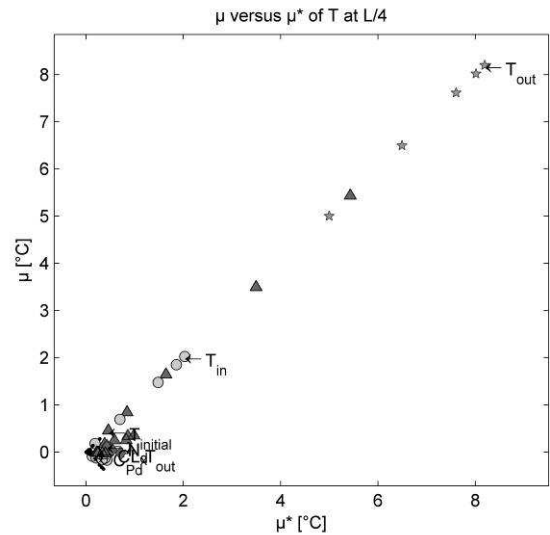
For this second case study, we can see that we have a quite symmetric parameters influence tendency for the two localizations on sides of the middle for both temperature (Figure 7 b,f) and relative humidity (Figure 8 b,f).

For temperature:

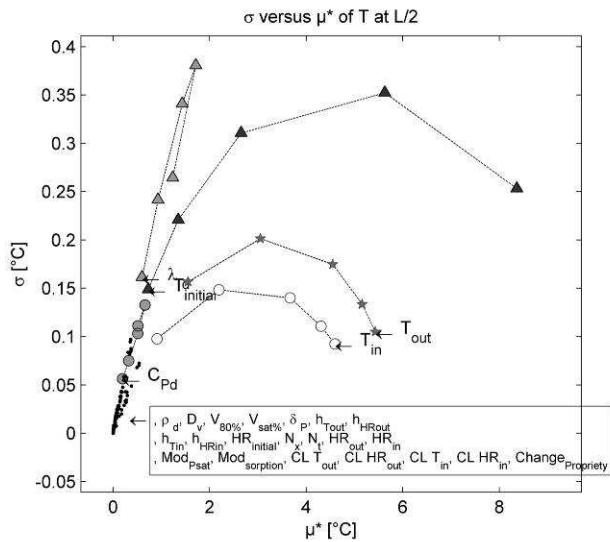
We have here a high increasing influence of the nearest *temperature external condition* of each localization (both for the middle). These influence become quite stable from 24h. At the same time we have a decreasing influence of the *initial condition* (Figure 7). We can see also the influence of material properties λ_d and C_{Pd} . On the middle localization, we have an influence of the two *external temperature* two times less than on the two other localizations.



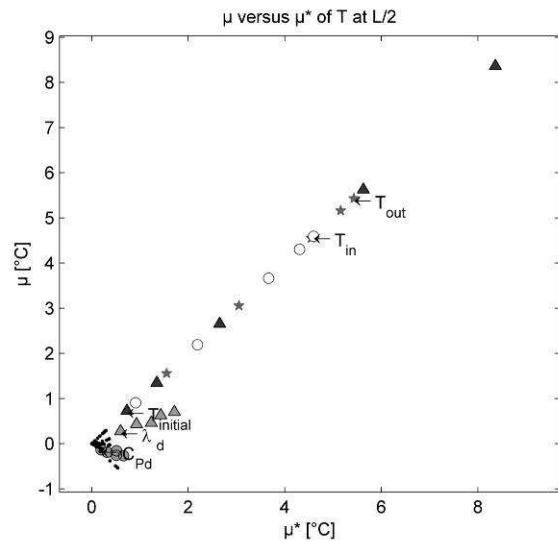
(a) σ_i versus μ^* for temperature at $L/4$



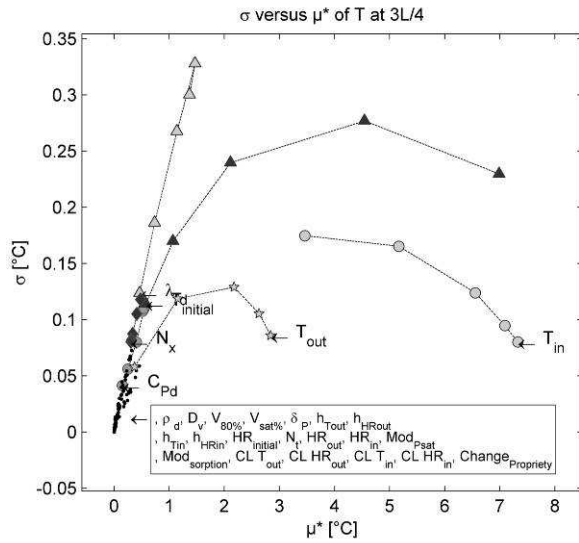
(b) μ versus μ^* for temperature at $L/4$



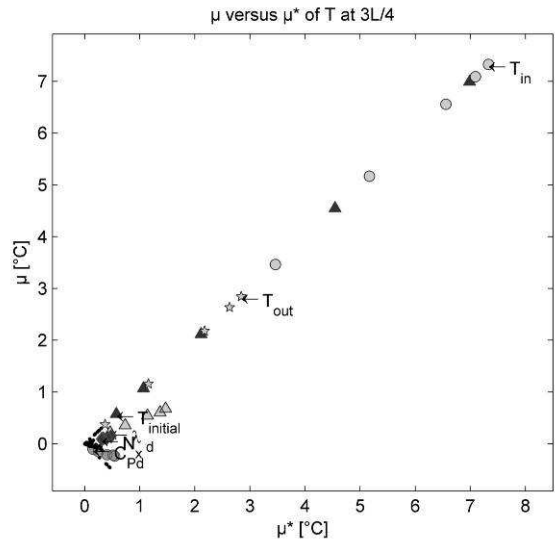
(c) σ_i versus μ^* for temperature at $L/2$



(d) μ versus μ^* for temperature at $L/2$



(e) σ_i versus μ^* for temperature at 3L/4

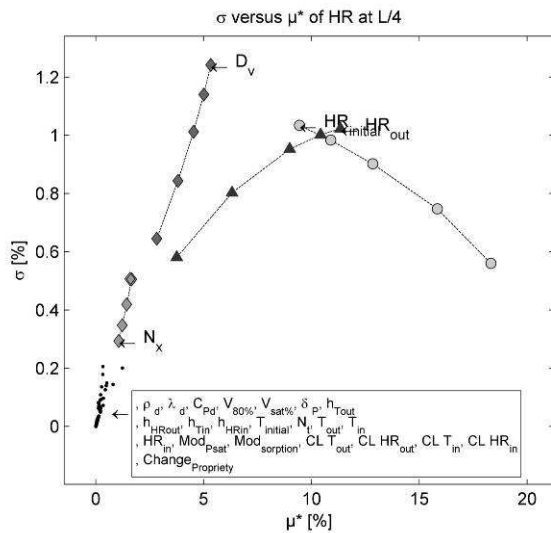


(f) μ versus μ^* for temperature at 3L/4

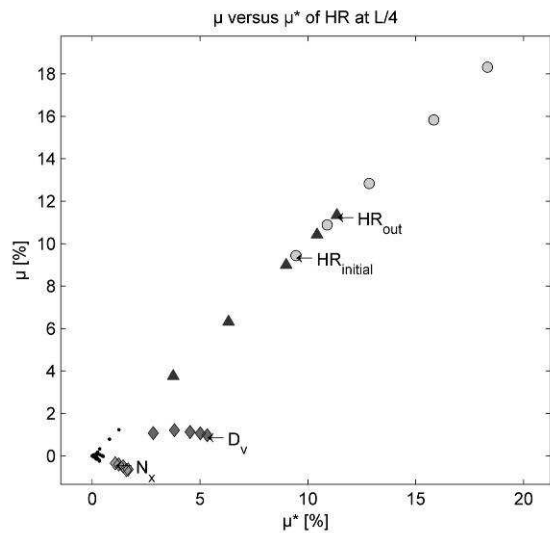
Figure 7 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on temperature with a flow variable and initial condition variable at $t_{\max} / 8$ (6h), $t_{\max} / 4$ (12h), $t_{\max} / 2$ (24h), $3.t_{\max} / 4$ (32h), t_{\max} (48h)

For relative humidity:

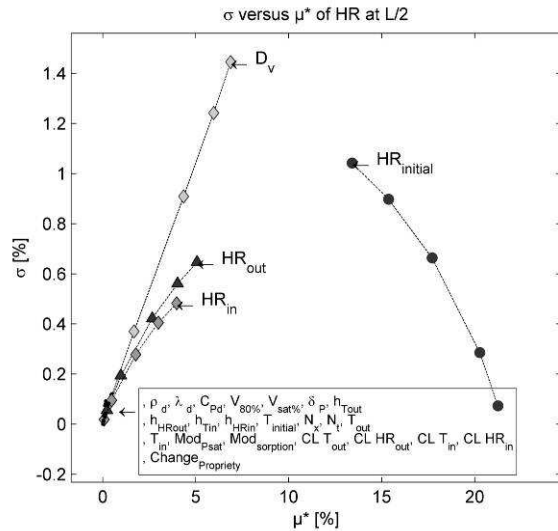
We found also the same influence of *external humidity* on the three localizations. In contrast with temperature the influence, even if the influences of the *initial condition* are decreasing, it stays considerable at 48h for all the three localizations considered (Figure 8). We find also here a considerable influence of the material property D_v (at the third rank). All the parameter influence are monotonic expect those of D_v where $|\mu| \neq \mu^*$ (Figure 8 b,d,f).



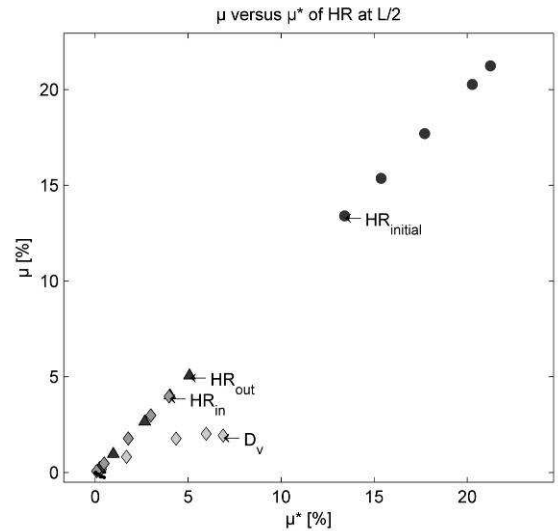
(a) σ_i versus μ^* for relative humidity at L/4



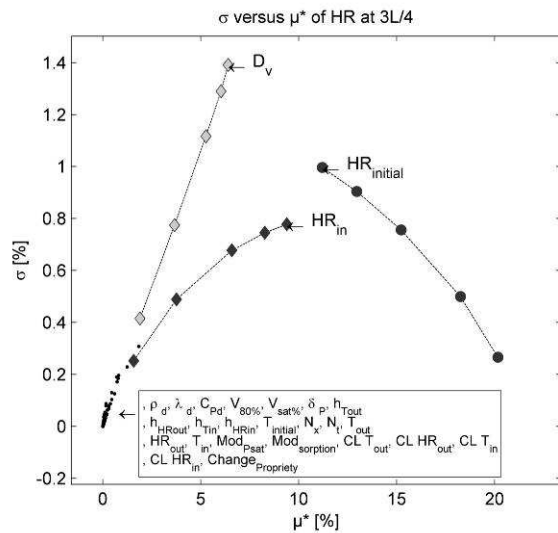
(b) μ versus μ^* for relative humidity at L/4



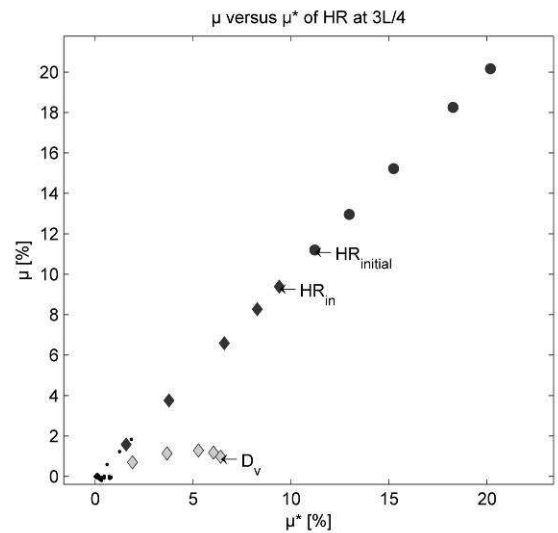
(c) σ_i versus μ^* for relative humidity at $L/2$



(d) μ versus μ^* for relative humidity at $L/2$



(e) σ_i versus μ^* for relative humidity at $3L/4$



(f) μ versus μ^* for relative humidity at $3L/4$

Figure 8 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on relative humidity with a flow variable and initial condition variable at $t_{max} / 8$ (6h), $t_{max} / 4$ (12h), $t_{max} / 2$ (24h), $3.t_{max} / 4$ (32h), t_{max} (48h)

3.3. Sobol indices

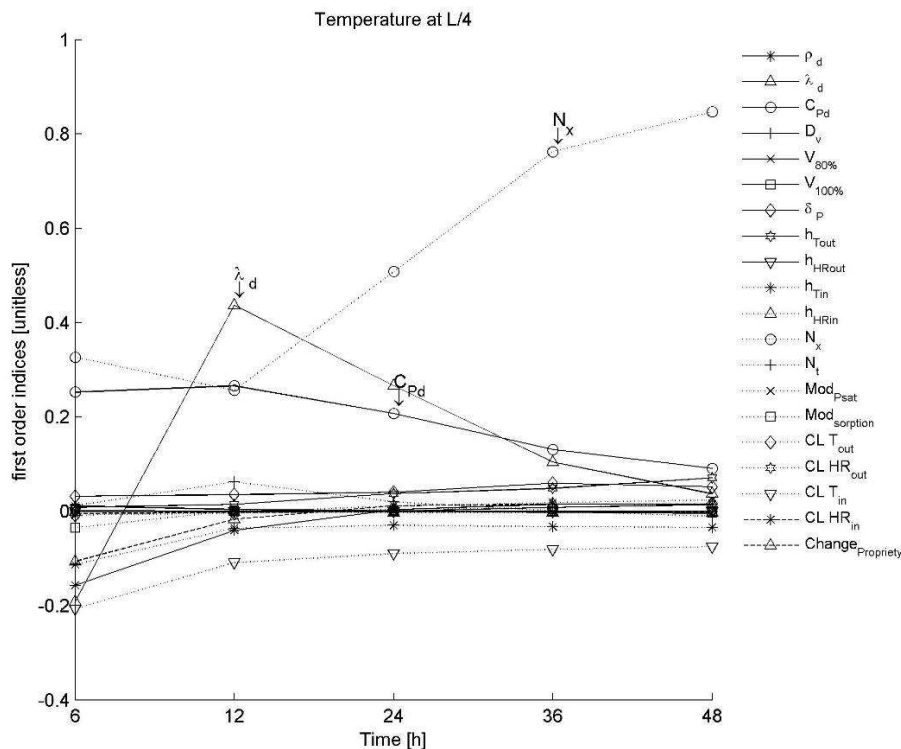
Like Morris analysis, we investigate the two cases study for Sobol analysis. Our comments here are based on the first order indices (the individual influences) of all parameters. We obtained negative value for some cases study (especially for temperature with the case fixed boundary condition), that is due to our estimation method in presence of non influential indices.

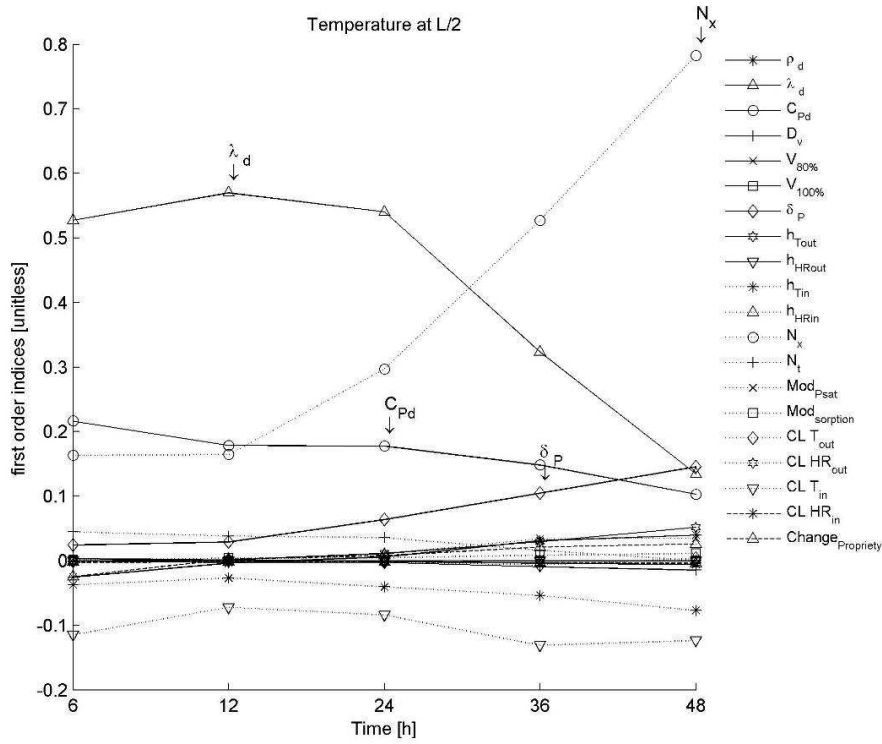
3.3.1. Fixed boundary condition

For this first case study, for the temperature (Figure 9), the influence of all parameters differs for the three localizations considered, whereas for the humidity (Figure 10) we find quite similar influences of all parameters for all the three localizations.

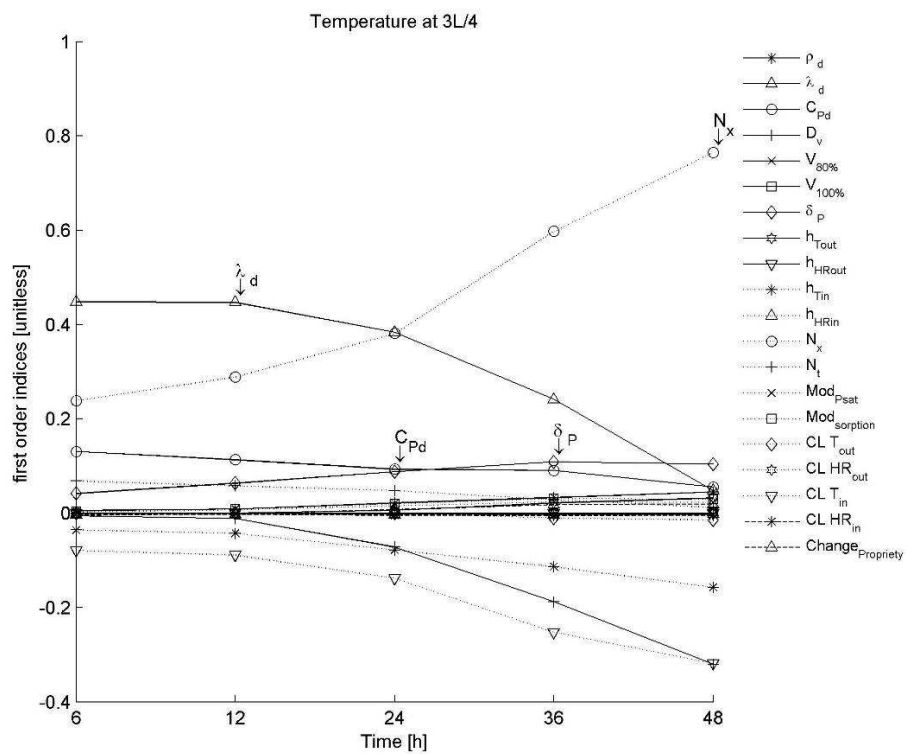
Temperature

For the three localizations we find the influence of two material properties λ_d , C_{Pd} and the numerical parameter N_x . Only the evolution of these influences differs for these three localizations. For the localizations $L/4$ and $L/2$ (Figure 9a,b) we have an increasing influence of λ_d until 24 h, then this influence decrease, whereas at $3L/4$ (Figure 9c) near the heat sources we have a decreasing influence of λ_d , that is due to the fact that the temperature become quickly stable at this point. For the three localizations we have a quite moderate stable influence of C_{Pd} . For the two localizations near the heat and moisture sources ($L/2, 3L/4$) an increasing slight influence of the moisture parameter property δ_p is found. The influence of N_x increase rapidly after 24h, that is due to the fact that we reach a quite steady state for the temperature so all material properties become non influent.





(b)



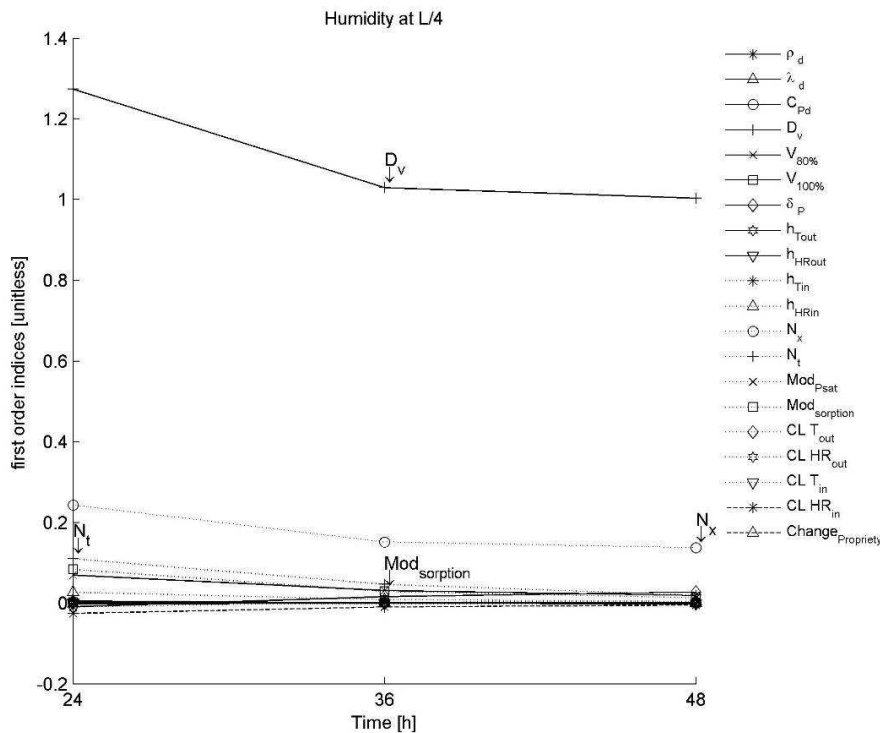
(c)

Figure 9 : First Sobol indices for temperature at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)

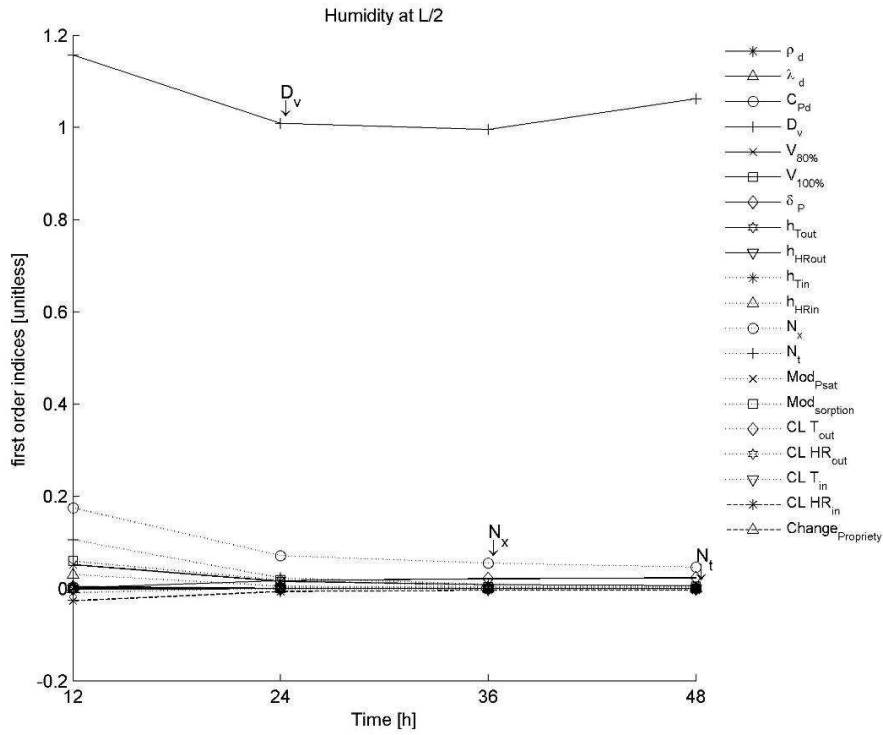
Humidity

We omit in the value of indices for the times 6h and 12h at $L/4$ (Figure 10a) and $L/2$ (Figure 10b) because their value are non conclusive (largely up to one). That is due to the fact that φ does not have a significant variation at these localizations at these times.

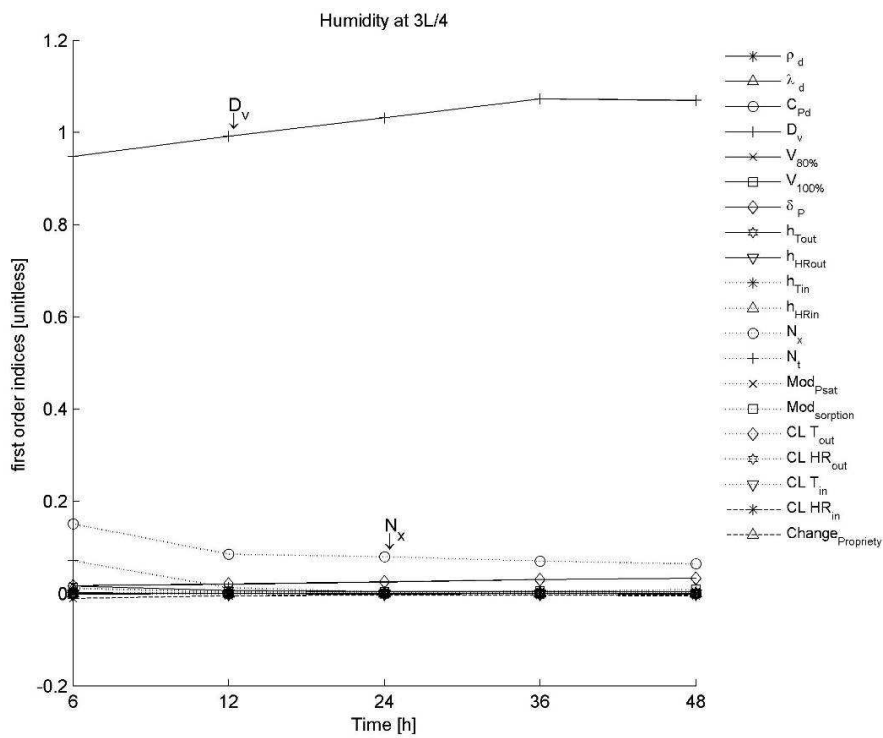
As introduced before we have a similar parameter tendency for the three localizations considered here. We have a quite stable dominating influence of the parameter D_v for all the localization. We have also a small quite stable influences of the *numerical parameter* N_x (in order of 15% of the influence of D_v).



(a)



(b)



(c)

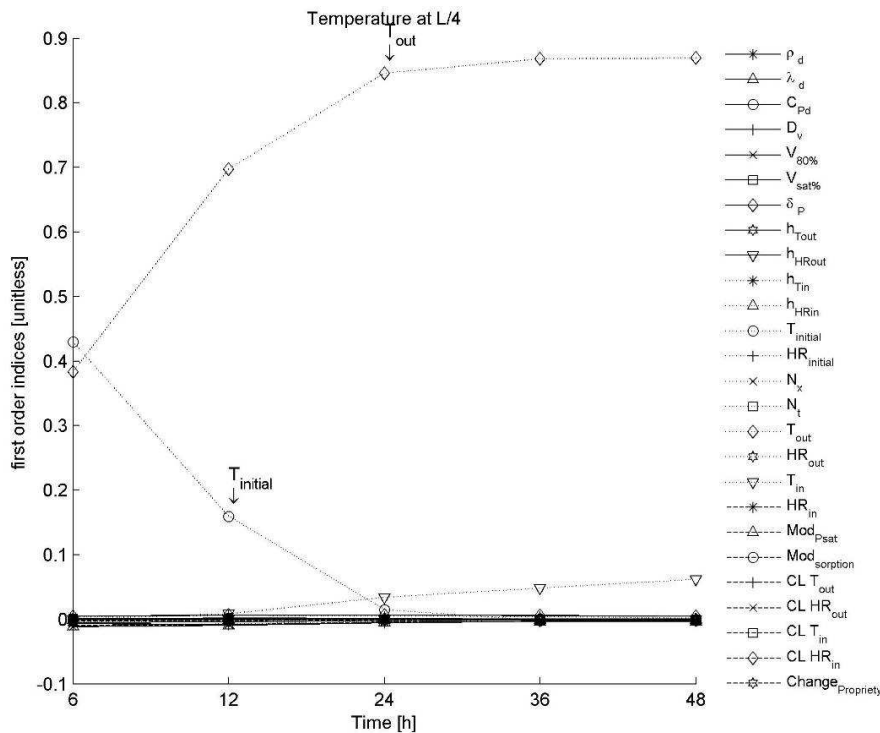
Figure 10 : First Sobol indices for humidity at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)

3.3.2. Variable boundary condition

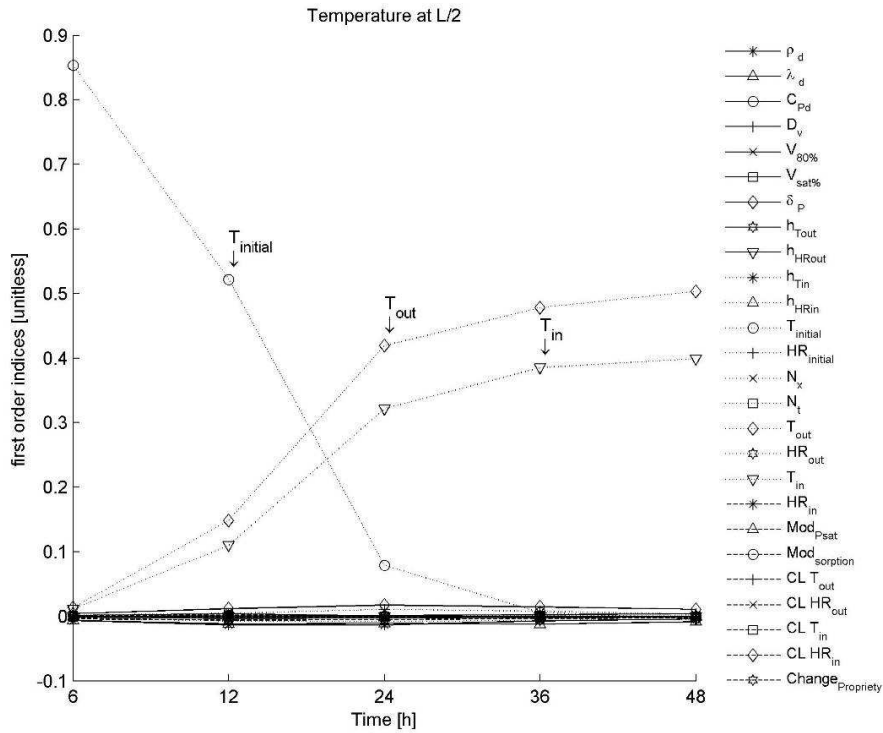
For this second case study we found a symmetric influence of all the parameters for the two localizations on sides of the middle for both temperature (Figure 11) and humidity (Figure 12). We can see here also a dominating influence of external conditions for both.

For temperature:

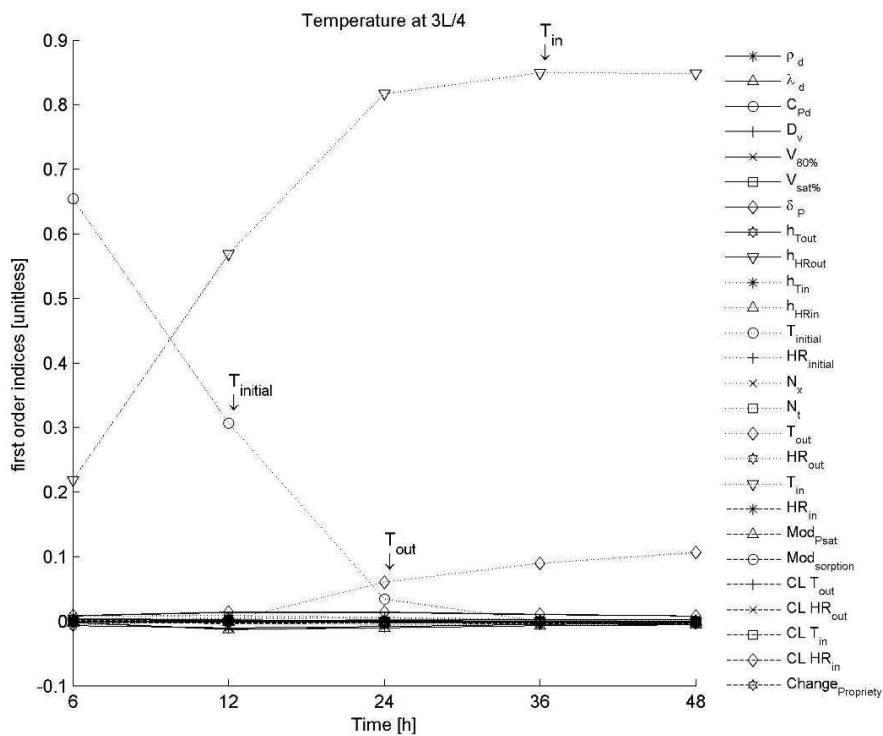
Here we have then at 6h (Figure 11) a dominating influence of $T_{initial}$ which become non influential from 24 h for the three localisations considered here. In contrast to that we have an increasing influence of the nearest external condition (T_{out}, T_{in}) which become the most dominating influential parameter from 24 h.



(a)



(b)

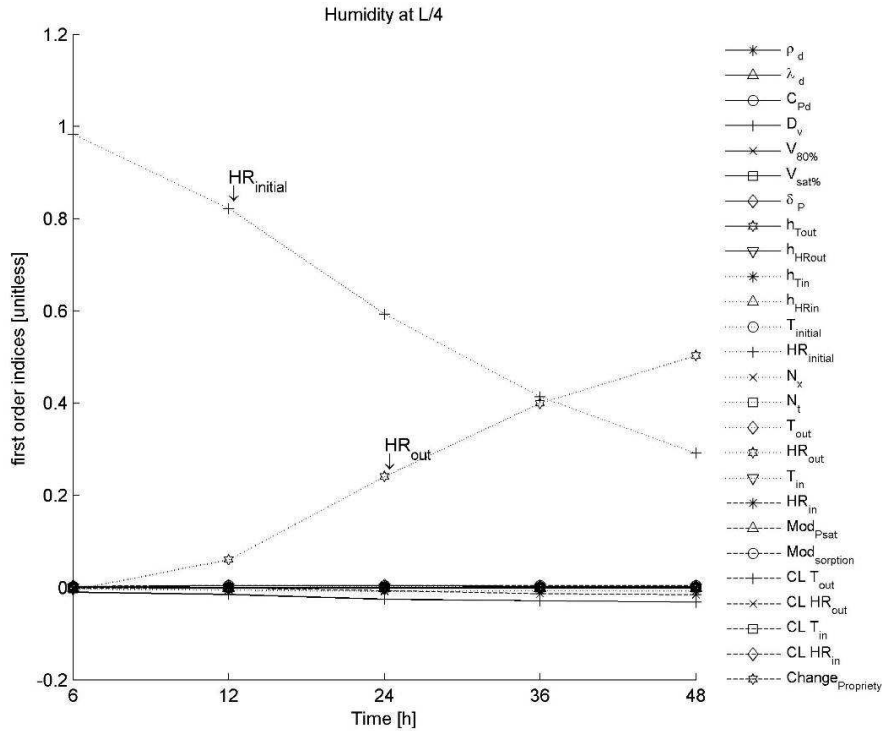


(c)

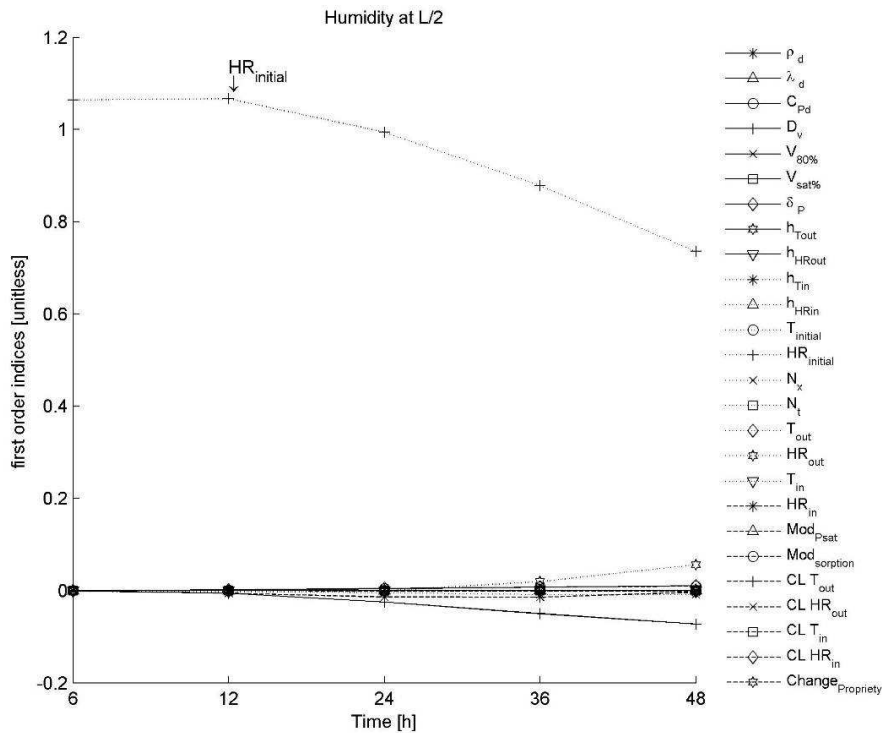
Figure 11 : First Sobol indices for temperature at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)

For humidity:

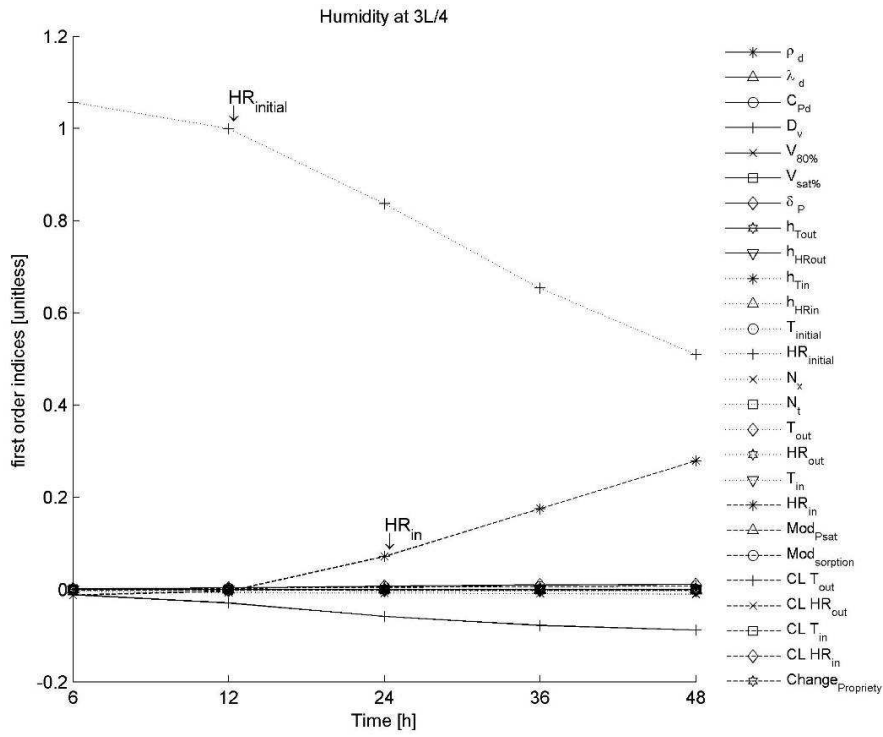
For the relative humidity, we found a dominating influence of initial parameter $HR_{initial}$ which decreases with the time for the three localizations considered. Unlike for temperature, its influences stay considerable even at 48 h. in contrast to that we have an increasing tendency of the external humidity condition (HR_{out} , HR_{in}) respectively at $L/4$ and $3L/4$.



(a)



(b)



(c)

Figure 12 : First Sobol indices for humidity at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)

4. Discussions

The two SA methods give consistent results. For the two case studies, those with the variable external condition does not give a conclusive interpretation about material properties effect as all the influences were dominated by the external and initial condition. For the *temperature*, the first case study with fixed boundary condition permits to identify all influential parameters. For the *material properties* we detect the considerable influence of the *dry thermal conductivity* λ_d especially for low time simulation. At 6h we found the maximum value of the mean influence of λ_d to the temperature (at $3L/4$) in order of 2.12°C considering the variation of it's value between $0.125 \mp 52\% \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. At 48h this influences become to 0.4°C . We detect also previously the influence of the *dry specific heat capacity* C_{pd} , that was equal to 1.12°C for a variation of this parameter at $1590 \mp 22\%$.

We detect also previously the influence of the *numerical parameter* N_x on the temperature which can affect the temperature on average 1.37°C . For the model used for *water sorption* and *vapour pressure saturation*, we do not have here in a significant effect, their maximum mean effect are respectively 0.10°C and 0.08°C .

With the case were all the boundary conditions were variable we had a maximum value of the mean influences (at 6h) for λ_d in order of 1.36°C and for the parameter related to condition $T_{initial}$ and T_{in} respectively 6.9°C and 3.4°C .

We find the influence of λ_d on the temperature profile as the finding of (Talukdar, Osanyintola, et al. 2007) but we do not have a significant influence of the sorption as his finding.

For the moisture we detect previously the dominating influence of the *moisture diffusivity* D_v using the first case study with fixed boundary condition, its value vary between $(2e-10, 8e-8)$. His influence is increasing with the time and attains its maximum value at 48h in order of 9.48% at $3L/4$ near the moisture sources and of 4.21% at $L/4$. We find also the influence of the *numerical parameter* N_x in order of 2.78% . In this case we detect an influence of the *sorption model* in order of 1% on the humidity.

This finding were confirmed by the second case study with a variable boundary condition, were the maximum of the mean value of the influence of D_v at 48h was 6% and those of the initial and inside condition of ϕ was 9% and 6% .

This finding fit with those of (Wijeysundera et al. 1996) of the high influences of the external conditions on the moisture gain. In his uncertainty study Holm (Holm et Kuenzel 2002) found also that the external conditions dominates in some cases the influences of the moisture content.

We find also a dominating increasing influence of the *moisture diffusivity* which agree with the study of (Defraeye, Blocken, et Carmeliet 2013) on his sensitivity study on the brick hygroscopic material.

For both output we do not detect any significant influences of the fact of considering the *material properties* change against moisture, the maximum effect was in order of $1e-1^\circ\text{C}$ for temperature and $1e-3^\circ\text{C}$ for humidity.

The second case study with variable flux was less informative than the first because all the influences were dominated by the external and initial condition. But the interest of this second case study was that it gave an overview of the range of effect *condition parameters* and *material properties* parameters.

For the choice of doing sensitivity analysis, it appears that this approach can help modellers for validating models and also to identify influential parameters like material properties which need precision on their measure.

In our case we obtained the same information using Morris or Sobol although the large difference of the number of model evaluation needed for both. A single Morris SA can then be applied. The advantage of Sobol method stays on its ability to compute second and higher order indices.

5. Conclusion

This paper deal with the SA of the Künzel hygrothermal applied in case of a monolayer hemp concrete. We study here the influence of the different variability sources can be met on the hygrothermal assessment of this material. We found here the need of precision of certain material parameters which can affect enormously the study like the moisture diffusivity for moisture study and thermal conductivity and heat capacity which affect moderately the temperature. We found here also that the finite difference method using an implicit scheme are stable against the time step and the space step.

We found here also information that the different sorption isotherm models or the vapour pressure saturation models compared here do not influence significantly neither the temperature nor the relative humidity for this case study. And the influences of the initial condition or the material history disappear for temperature at 24h and stay considerably influential for relative humidity even at 48h for a material having a similar properties standing inside the range of variation studied here.

For future study a consideration of the hysteresis on the sorption isotherm and the moisture parameter dependence of moisture diffusivity and water vapour diffusivity will be interesting. A case study considering real external condition will also be interesting and a similar study on multilayer wall.

Acknowledgments

The authors acknowledge the French Environment and Energy management Agency (ADEME) and the region Pays de la Loire, France for their financial support.

The authors acknowledge also the patronage of the different financer of the research and education chair of civil engineering and eco-construction (Chamber of Trade and Industry of Nantes and Saint-Nazaire cities, the CARENE (urban agglomeration of Saint-Nazaire), Charier, Architectes Ingénieurs Associés, Vinci Construction, Evéa, the Regional Federation of Buildings, and the Regional Federation of Public Works.

Appendix : resolution of the coupled equations of heat and mass transfer

We used the finite difference method using an implicit scheme in order to discretize the partial differential equations defining the Kunzel model. We made the following assumptions:

- the saturation vapour pressure P_{Sat} depends only on the temperature T
- the variables considered herein are the temperature T and the relative humidity φ
- non-linearity of the second order space derivative is taken into account

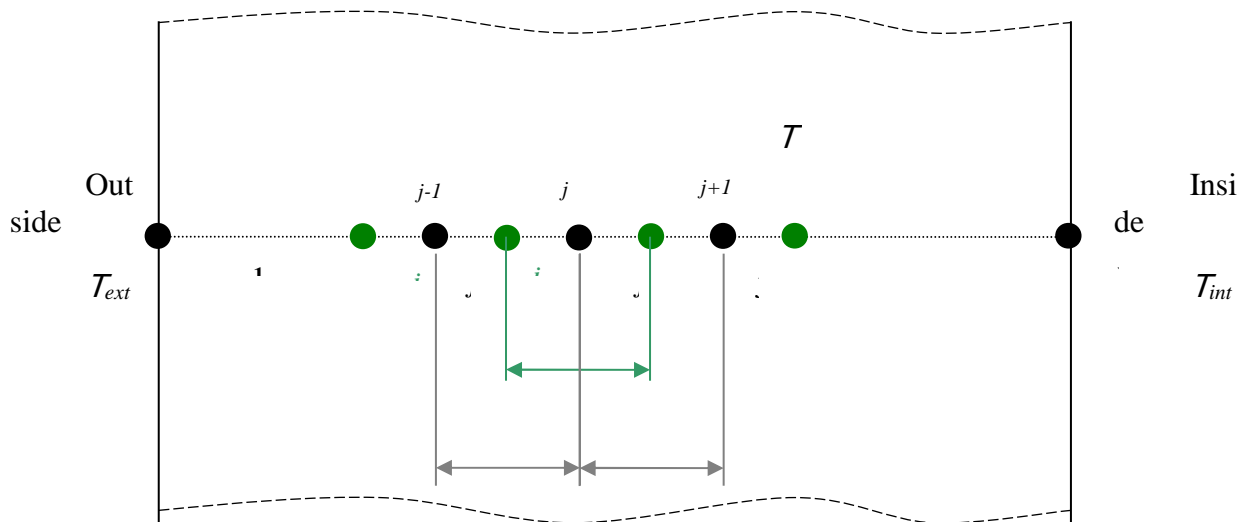


Figure A 1 : Node of discretization

1.1 Inside the wall:

Both the heat transfer equation and the moisture transfer equation contains second order space derivatives including transfer properties (thermal conductivity, moisture diffusivity, vapour permeability). These transfer properties can be dependent on the material temperature and/or moisture content. The fact that these state variables evolve, and consequently the material properties, make the second order derivatives non linear. Thus, we used an adapted discretization method to take into account this non linearity (Ozisik, 1993). It consists in two steps:

- First step : the outer partial derivatives at node j are expressed by means of a centered scheme between node $j-1/2$ and $j+1/2$
- Second step : the remaining derivatives are expressed by means of a centered scheme between $j-1$ and j (at node $j-1/2$) and between j and $j+1$ (at node $j+1/2$).

This method is applied in the following sections.

Temperature:

The heat transfer equation is discretized by means of the method described above. An fully implicit scheme is used. The first step yields equation (A.1) and the second step equation (A.2).

$$\rho C_p^{n+1} \left(\frac{T_j^{n+1} - T_j^n}{\Delta t} \right) = \frac{1}{2\Delta x/2} \left[\left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right)_{j+1/2} - \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right)_{j-1/2} \right] + \frac{h_{lv}}{2\Delta x/2} \left[\left(\delta_p P_{sat} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right)_{j+1/2} - \left(\delta_p P_{sat} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right)_{j-1/2} \right] \quad (A1)$$

$$\rho C_p^{n+1} \left(\frac{T_j^{n+1} - T_j^n}{\Delta t} \right) = \frac{1}{\Delta x} \left[\lambda_{j+1/2} \left(\frac{T_{j+1}^{n+1} - T_j^{n+1}}{\Delta x} \right) - \lambda_{j-1/2} \left(\frac{T_j^{n+1} - T_{j-1}^{n+1}}{\Delta x} \right) \right] + \frac{h_{lv} P_{sat}}{\Delta x} \left[\delta_{p,j+1/2} \left(\frac{\varphi_{j+1}^{n+1} - \varphi_j^{n+1}}{\Delta x} \right) - \delta_{p,j-1/2} \left(\frac{\varphi_j^{n+1} - \varphi_{j-1}^{n+1}}{\Delta x} \right) \right] \quad (A2)$$

Reorganizing with respect to the node index yields:

$$-A_G T_{j-1}^{n+1} + (1 + A_D + A_G) T_j^{n+1} - A_D T_{j+1}^{n+1} - B_G \varphi_{j-1}^{n+1} + (B_G + B_D) \varphi_j^{n+1} - B_D \varphi_{j+1}^{n+1} = T_j^n \quad (A3)$$

$$\text{With } A_G = \frac{\Delta t}{\rho C_p^{n+1} \Delta x^2} \lambda_{j-1/2}; \quad A_D = \frac{\Delta t}{\rho C_p^{n+1} \Delta x^2} \lambda_{j+1/2};$$

$$B_G = \frac{h_{lv} P_{sat} \Delta t}{\rho C_p^{n+1} \Delta x^2 (T_0 - T_\infty)} \delta_{p,j-1/2}; \quad B_D = \frac{h_{lv} P_{sat} \Delta t}{\rho C_p^{n+1} \Delta x^2 (T_0 - T_\infty)} \delta_{p,j+1/2}.$$

The temperature is normalized to range between 0 and 1 in order to have the same order of magnitude than the relative humidity:

$$T = \frac{T^* - T_\infty}{T_0 - T_\infty} \quad (A4)$$

Relative humidity:

The same approach was applied to the moisture transfer equation. In this equation, the term involving the saturation vapour pressure is evaluated using the temperature at time n . The first step of the discretization method yields equation (A.5) and the second step yields equation (A.6).

$$\frac{\varphi_j^{n+1} - \varphi_j^n}{\Delta t} = \frac{1}{\partial v / \partial \varphi} \left[\frac{1}{\Delta x} \left(\left((D_\varphi + \delta_p P_{sat}) \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right)_{j+1/2} - \left((D_\varphi + \delta_p P_{sat}) \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right)_{j-1/2} \right) \right] \quad (A5)$$

$$\varphi_j^{n+1} - \varphi_j^n = \frac{\Delta t}{\partial v / \partial \varphi} \left[\frac{1}{\Delta x} \left(\left((D_{\varphi,j+1/2} + \delta_{p,j+1/2} P_{sat}) \frac{(\varphi_{j+1}^{n+1} - \varphi_j^{n+1})}{\Delta x} \right) - \left((D_{\varphi,j-1/2} + \delta_{p,j-1/2} P_{sat}) \frac{(\varphi_j^{n+1} - \varphi_{j-1}^{n+1})}{\Delta x} \right) \right) \right] \quad (A6)$$

Reorganizing with respect to the node index yields:

$$-C_G \varphi_{j-1}^{n+1} + (1 + C_G + C_D) \varphi_j^{n+1} - C_D \varphi_{j+1}^{n+1} = \varphi_j^n \quad (A7)$$

$$\text{With } C_G = \frac{\Delta t}{\partial v / \partial \varphi \Delta x^2} (D_{\varphi,j-1/2} + \delta_{p,j-1/2} P_{sat}) \text{ and } C_D = \frac{\Delta t}{\partial v / \partial \varphi \Delta x^2} (D_{\varphi,j+1/2} + \delta_{p,j+1/2} P_{sat})$$

The material properties at nodes $j-1/2$ (left node of j) or $j+1/2$ (right node of j) are computed as :

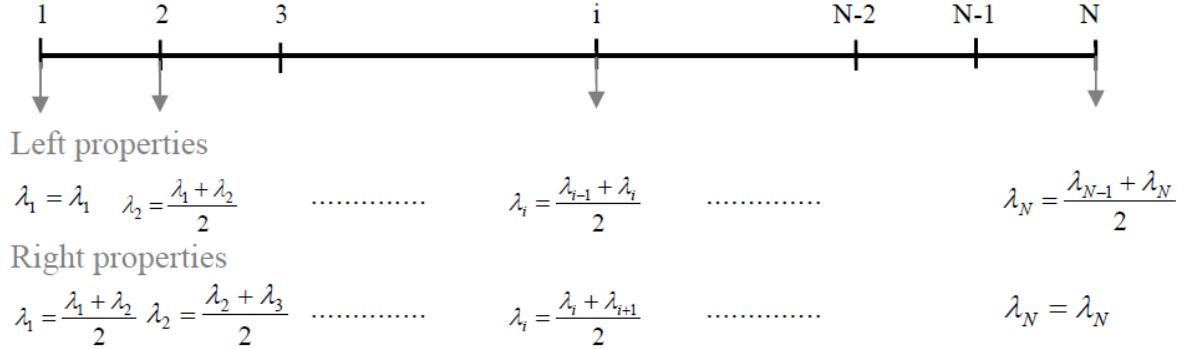


Figure A 2 : thermal conductivity calculation for all nodes

1.2. For the boundary condition

1.2.1. Boundary conditions of the first kind

For Dirichlet boundary conditions at the inner and outer wall surfaces, we have:

$$T_0 = T_{out}, T_N = T_{in}, \varphi_0 = \varphi_{out}, \varphi_N = \varphi_{in}.$$

1.2.2. Boundary conditions of the third kind : outside

To apply Fourier boundary conditions at the outer wall surface only, we used the fictitious node method. It consists in expressing the temperature or relative humidity first order derivatives at the wall (node 0) by means of a centered difference scheme between node -1 (fictitious node outside the medium) and node $+1$. The equation is reorganized to isolate the variable involving node -1 . The corresponding term in the discretized partial differential equation is then replaced by this term.

For the temperature we have :

$$-A_G G T_{ext}^{n+1} + T_0^{n+1} (1 + A_D + A_G + A_G G) + T_{+1}^{n+1} (-A_D - A_G) \\ \varphi_{ext}^{n+1} (-B_G E + A_G E F) + \varphi_0^{n+1} (-A_G E F + B_G E + B_G + B_D) + \varphi_{+1}^{n+1} (-B_D - B_G) = T_0^n \quad (A8)$$

$$\text{with } F = \frac{h_w P_{sat} \delta_p}{\lambda (T_0 - T_\infty)}, G = \frac{2 \Delta x \cdot h_{T_{out}}}{\lambda} \text{ et } E = \frac{2 \cdot \Delta x \cdot h_{HR_{out}}}{\delta_p}$$

For the relative humidity we have then:

$$\varphi_{ext}^{n+1} (-C_G E) + \varphi_0^{n+1} (1 + C_G + C_D + C_G E) + \varphi_{+1}^{n+1} (-C_G - C_D) = \varphi_0^n \quad (A9)$$

Without liquid conduction from the outer wall surface $E = \frac{2 \cdot \Delta x \cdot h_{HR}}{\delta_p}$, with liquid

$$\text{conduction } E = \frac{2 \cdot \Delta x \cdot h_{HR} P_{sat}}{(D \varphi + P_{sat} \delta_p)}$$

1.2.3. Boundary conditions of the third kind : inside

In the same manner, we obtain discretized equations for Fourier boundary conditions at the inner wall surface.

For the temperature :

$$T_{N-1}^{n+1}(-A_G - A_D) + T_N^{n+1}(1 + A_D + A_G + GA_D) + T_{\text{int}}^{n+1}(-GA_D) \\ \varphi_{N-1}^{n+1}(-B_G - B_D) + \varphi_N^{n+1}(B_G + B_D + EB_D - A_D FE) + \varphi_{\text{int}}^{n+1}(A_D FE - B_D E) = T_N^n \quad (\text{A10})$$

$$\text{with } F = \frac{h_{lv} P_{\text{sat}} \delta_p}{\lambda (T_0 - T_\infty)}, \quad G = \frac{2\Delta x \cdot h_{T\text{int}}}{\lambda} \text{ et } E = \frac{2\Delta x \cdot h_{HR\text{int}}}{\delta_p}$$

For the relative humidity we have then:

$$\varphi_{N-1}^{n+1}(-C_G - C_D) + \varphi_N^{n+1}(1 + C_G + C_D + C_D E) + \varphi_{\text{int}}^{n+1}(-C_D E) = \varphi_N^n \quad (\text{A11})$$

Without liquid conduction from the outer wall surface $E = \frac{2\Delta x \cdot h_{HR}}{\delta_p}$, with liquid

$$\text{conduction } E = \frac{2\Delta x \cdot h_{HR} P_{\text{sat}}}{(D\varphi + P_{\text{sat}} \delta_p)}$$

1.3. Matrix approach

These equations describing the heat (A.3)(A.8)(A.10) and mass transfer (A.7)(A.9)(A.11) inside the wall and at the boundaries are put into a matrix form as follows :

$$[M] \begin{bmatrix} T \\ \varphi \end{bmatrix}^{n+1} = [B] \begin{bmatrix} T \\ \varphi \end{bmatrix}^n \quad (\text{A12})$$

Where matrix M contains the coefficients corresponding to the temperature (row 1 to $N_x + 2$) and relative humidity (row $N_x + 3$ to $2(N_x + 2)$) at the time $n + 1$. The first row 1 correspond to the external conditions, the second row and the $N_x + 1$ row corresponds to the temperature boundary conditions and the $N_x + 2$ corresponds to the evolution of internal temperature condition, the remaining row for all the nodes inside the material. The same for relative humidity the row $N_x + 3$ represent the evolution of the external relative humidity, the row $N_x + 3$ and $2(N_x + 2) - 1$ for the two boundary conditions, the row $2(N_x + 2)$ for the evolution of the internal relative humidity and the remaining row for all the nodes inside the material. The matrix B contains all the coefficients related to the temperature and relative humidity at the previous time step n .

This matrix system is resolved iteratively for each time step (incrementation of the time with time step Δt) where the elements of each matrix and vector are updated at each time step until the maximum time.

$$\begin{bmatrix} T \\ \varphi \end{bmatrix}^{n+1} = [M]^{-1} \cdot [B] \cdot \begin{bmatrix} T \\ \varphi \end{bmatrix}^n \quad (\text{A13})$$

List of figures

<i>Figure 1 : Model of thermal conductivity variation against humidity</i>	8
<i>Figure 2 : Case with variable heat and moisture flux (a) and case with fixed heat and moisture flux (b)</i>	14
<i>Figure 3 : Moisture content distribution after 100, 300 and 1000 hours</i>	15
<i>Figure 4 : Simulated and measured temperature (a) and humidity (b) evolution at the thickness $9 \cdot 10^{-3}$ m and $18 \cdot 10^{-3}$ m for the spruce plywood wall</i>	16
<i>Figure 5 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on temperature with a constant flow and fixed initial condition at $t_{\max} / 8$ (6h), $t_{\max} / 4$ (12h), $t_{\max} / 2$ (24h), $3 \cdot t_{\max} / 4$ (32h), t_{\max} (48h)</i>	18
<i>Figure 6 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on relative humidity with a constant flow and fixed initial condition at $t_{\max} / 8$ (6h), $t_{\max} / 4$ (12h), $t_{\max} / 2$ (24h), $3 \cdot t_{\max} / 4$ (32h), t_{\max} (48h)</i>	20
<i>Figure 7 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on temperature with a flow variable and initial condition variable at $t_{\max} / 8$ (6h), $t_{\max} / 4$ (12h), $t_{\max} / 2$ (24h), $3 \cdot t_{\max} / 4$ (32h), t_{\max} (48h)</i>	21
<i>Figure 8 : Evolution of parameters' Morris sensitivity indices on relative humidity with a flow variable and initial condition variable at $t_{\max} / 8$ (6h), $t_{\max} / 4$ (12h), $t_{\max} / 2$ (24h), $3 \cdot t_{\max} / 4$ (32h), t_{\max} (48h)</i>	23
<i>Figure 9 : First Sobol indices for temperature at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)</i>	26
<i>Figure 10 : First Sobol indices for humidity at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)</i>	29
<i>Figure 11 : First Sobol indices for temperature at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)</i>	32
<i>Figure 12 : First Sobol indices for humidity at $L/4$ (a), $L/2$ (b) and $3L/4$ (c)</i>	35
<i>Figure A 1 : Node of discretization</i>	
<i>Figure A 2 : thermal conductivity calculation for all nodes</i>	

List of table

<i>Table 1 : Characteristic of parameters studied and their variation (interval range and probability distribution function)</i>	12
--	----

References

- Archer, G. E. B., A. Saltelli, et I. M. Sobol. 1997. « Sensitivity measures, anova-like Techniques and the use of bootstrap ». *Journal of Statistical Computation and Simulation* 58 (2): 99-120.
- Boutin, M. P., C. Flamin, S. Quinton, et G. Gosse. 2006. « Etude des caractéristiques environnementales du chanvre par l'analyse de son cycle de vie ». Lille, France: L'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA).
- Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska, et A. Saltelli. 2007. « The role of sensitivity analysis in ecological modelling ». *Ecological Modelling* 203 (1–2) (avril 24): 167-182.
- Cérézo, Véronique. 2005. « Propriétés mécaniques, thermiques et acoustiques d'un matériau à base de particules végétales: approche expérimentale et modélisation théorique ». Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Christopher Frey, H., et Sumeet R. Patil. 2002. « Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods ». *Risk Analysis* 22 (3): 553–578.
- Collet, Florence, Marjorie Bart, Laurent Serres, et Jacques Miriel. 2008. « Porous structure and water vapour sorption of hemp-based materials ». *Construction and Building Materials* 22 (6) (juin): 1271-1280.
- Collet, Florence, Julien Chamoin, Sylvie Pretot, et Christophe Lanos. 2013. « Comparison of the hygric behaviour of three hemp concretes ». *Energy and Buildings* 62 (juillet): 294-303.
- Defraeye, Thijs, Bert Blocken, et Jan Carmeliet. 2013. « Influence of uncertainty in heat–moisture transport properties on convective drying of porous materials by numerical modelling ». *Chemical Engineering Research and Design* 91 (1): 36–42.
- Elfordy, S., F. Lucas, F. Tancret, Y. Scudeller, et L. Goudet. 2008. « Mechanical and thermal properties of lime and hemp concrete (“hempcrete”) manufactured by a projection process ». *Construction and Building Materials* 22 (10) (octobre): 2116-2123.
- Evrard, A., et A. De Herde. 2010. « Hygrothermal Performance of Lime-Hemp Wall Assemblies ». *Journal of Building Physics* 34 (1) (janvier 7): 5-25.
- Evrard, A., A. De Herde, et J. Minet. 2006. « Dynamical interactions between heat and mass flows in Lime-Hemp Concrete ». In *3rd International Building Physics Conference*, 27–31.
- Evrard, Arnaud. 2008. « Transient hygrothermal behaviour of lime-hemp materials ».
- Garcia Sanchez, D., B. Lacarrière, M. Musy, et B. Bourges. 2013. « Application of sensitivity analysis in building energy simulations: Combining first- and second-order elementary effects methods ». *Energy and Buildings*.

- Hagentoft, Carl-Eric, Angela Sasic Kalagasidis, Bijan Adl-Zarrabi, Staf Roels, Jan Carmeliet, Hugo Hens, John Grunewald, et al. 2004. « Assessment Method of Numerical Prediction Models for Combined Heat, Air and Moisture Transfer in Building Components: Benchmarks for One-dimensional Cases ». *Journal of Thermal Envelope and Building Science* 27 (4) (janvier 4): 327-352.
- Hamby, D. M. 1994. « A Review of Techniques for Parameter Sensitivity Analysis of Environmental Models ». *Environmental Monitoring and Assessment* 32 (2) (septembre 1): 135-154.
- Helton, J.C., J.D. Johnson, C.J. Sallaberry, et C.B. Storlie. 2006. « Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis ». *Reliability Engineering & System Safety* 91 (10–11) (octobre): 1175-1209.
- Holm, Andreas H, et Hartwig M Kuenzel. 2002. « Practical application of an uncertainty approach for hygrothermal building simulations—drying of an AAC flat roof ». *Building and Environment* 37 (8–9) (août): 883-889.
- Iooss, Bertrand. 2011. « Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques ». *Journal de la Société Française de Statistique* 152 (1): 3–25.
- Künzel, Hartwig M. 1995. *Simultaneous heat and moisture transport in building components*. IRB-Verlag Stuttgart.
- Künzel, Hartwig M., et Kurt Kiessl. 1996. « Calculation of heat and moisture transfer in exposed building components ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 40 (1) (octobre): 159-167.
- Le, Anh Dung Tran. 2010. « Étude des transferts hygrothermiques dans le béton de chanvre et leur application au bâtiment ».
- Mara, Thierry Alex, Harry Boyer, et François Garde. 2012. « Parametric sensitivity analysis of a test cell thermal model using spectral analysis ».
- MEDDE. 2013. « le bilan énergétique de la France en 2012 ». Le bilan énergétique de la France en 2012: une consommation en baisse sous l'effet de la morosité économique 168. Observation et statistiques énergie. France: Commissariat général au développement durable, MEDDE.
- Morris, Max D. 1991. « Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments ». *Technometrics* 33 (2): 161-174.
- Mounanga, P., P. Poullain, G. Bastian, et P. Glouannec. 2009. « Effets de la formulation et du procédé de fabrication sur le comportement mécanique de différents bétons de chanvre ». *Proceedings 19ème Congrès Français de Mécanique, Marseille, France*.
- Ozisik, M. Necati. 2013. *Boundary value problems of heat conduction*. Courier Dover Publications.
- Pierre, Thomas, et Thibaut Colinart. 2011. « Caractérisation thermo-hydrrique d'agro-matériaux à base de chanvre ». In *Actes du colloque SFT*.

- Pretot, Sylvie, Florence Collet, et Charles Garnier. 2014. « Life cycle assessment of a hemp concrete wall: Impact of thickness and coating ». *Building and Environment* 72 (février): 223-231.
- Qin, Menghao, Rafik Belarbi, Abdelkarim Aït-Mokhtar, et Francis Allard. 2009. « Simulation of coupled heat and moisture transfer in air-conditioned buildings ». *Automation in Construction* 18 (5) (août): 624-631.
- Saltelli, Andrea. 1999. « Sensitivity analysis: Could better methods be used ». *J. Geophys. Res* 104 (D3): 3789–3793.
- . 2002. « Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices ». *Computer Physics Communications* 145 (2) (mai 15): 280-297.
- Samri, Driss. 2008. « Analyse physique et caractérisation hygrothermique des matériaux de construction: approche expérimentale et modélisation numérique ». France: Ecole nationale des travaux publics de l'état.
- Sobol, I. M. 2001. « Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates ». *Mathematics and Computers in Simulation* 55 (1–3) (février 15): 271-280.
- Sobol', I.M., et S. Kucherenko. 2009. « Derivative based global sensitivity measures and their link with global sensitivity indices ». *Mathematics and Computers in Simulation* 79 (10) (juin): 3009-3017.
- Steeman, M., M. Van Belleghem, M. De Paepe, et A. Janssens. 2010. « Experimental validation and sensitivity analysis of a coupled BES–HAM model ». *Building and Environment* 45 (10) (octobre): 2202-2217.
- Talukdar, Prabal, Stephen O. Olutmayin, Olalekan F. Osanyintola, et Carey J. Simonson. 2007. « An experimental data set for benchmarking 1-D, transient heat and moisture transfer models of hygroscopic building materials. Part I: Experimental facility and material property data ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 50 (23–24) (novembre): 4527-4539.
- Talukdar, Prabal, Olalekan F. Osanyintola, Stephen O. Olutimayin, et Carey J. Simonson. 2007. « An experimental data set for benchmarking 1-D, transient heat and moisture transfer models of hygroscopic building materials. Part II: Experimental, numerical and analytical data ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 50 (25–26) (décembre): 4915-4926.
- Terashima, Takane, et Masayuki Mizuhata. 1997. « Moisture movement in double layer building materials ». In *Proceedings of Clima 2000 Conference*. Vol. 30.
- Tian, Wei. 2013. « A review of sensitivity analysis methods in building energy analysis ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 20 (avril): 411-419.
- Tran Le, A.D., C. Maalouf, T.H. Mai, E. Wurtz, et F. Collet. 2010. « Transient hygrothermal behaviour of a hemp concrete building envelope ». *Energy and Buildings* 42 (10) (octobre): 1797-1806.

Wijeysundera, N.E., B.F. Zheng, M. Iqbal, et E.G. Hauptmann. 1996. « Numerical simulation of the transient moisture transfer through porous insulation ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 39 (5) (mars): 995-1004.

Annexe V : Les méthodes de caractérisation en ACV

Liste des tableaux

<u>Tableau A- 1 Indicateurs d'impact de la méthode CML 2001</u>	2
<u>Tableau A- 2 Indicateurs d'impact de la méthode CED</u>	3
<u>Tableau A- 3 Indicateurs d'impact de la méthode Ecoindicateur 99</u>	3
<u>Tableau A- 4 Indicateurs d'impact de la méthode Ecological footprint</u>	4
<u>Tableau A- 5 Indicateurs d'impact de la méthode EDIP 2003</u>	5
<u>Tableau A- 6 Indicateurs d'impact de la méthode EPS 2000</u>	6
<u>Tableau A- 7 Indicateurs de la méthode Impact 2002+</u>	6
<u>Tableau A- 8 Indicateurs d'impact de la méthode IPCC</u>	7
<u>Tableau A- 9 Les indicateurs d'impacts de la méthode TRACI</u>	8
<u>Tableau A- 10 Indicateurs d'impact de l'outil BEES</u>	8
<u>Tableau A- 11 Indicateurs d'impact de la méthode RECIPE</u>	9
<u>Tableau A- 12 Indicateurs d'impact de la méthode USETox</u>	10

Nous présentons dans cette annexe les différentes méthodes de caractérisation qui sont présentes dans la base de données Ecoinvent. Cette revue des méthodes de caractérisation est basée sur celle de Frischknecht et al.(2007a).

A - V.1 CML 2001

Cette méthode a été développée au center of environmental science of Leiden university CML. La version CML IA 2001 est publiée dans le rapport (Guinée et al. 2002). Elle comporte les deux approches impact (problem oriented) et dommage (dommage oriented). Des versions antérieures de la méthode existent, CML 1992, CML V2 Baseline 2000 et des versions récentes de la méthode avec des corrections des facteurs de caractérisation.

La version CML IA 2001 comporte 15 catégories d'impact et 50 indicateurs d'impact. Pour chaque catégorie d'impact sauf pour *l'oxydation photochimique* on retrouve les mêmes indicateurs (rapportés à la même substance de référence), la différence entre les indicateurs se situe au niveau de la localisation de l'impact ou de l'horizon de temps considéré.

Tableau A- 1 Indicateurs d'impact de la méthode CML 2001

Catégories	Nombre indicateurs	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
Potentiel d'acidification	2	Kg SO2 eq	-	[RER, GLO]	-
Changement climatique	5	Kg CO2 eq	[20, 100, 500]	GLO	[Limite minimale ; maximale]
Potentiel d'eutrophisation	2	Kg PO4 eq	-	[RER, GLO]	-
Ecotoxicité dans l'eau douce	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Toxicité humaine	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Land use	1	M2a	-	GLO	-
Ecotoxicité marine	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Oxydation photochimique	5	Kg ozone formé	-	-	MIR, MOIR, EBIR
		Kg éthylène	-	-	Basse, haute
Ressources	1	Kg Sb	-	GLO	-
Déplétion de l'ozone	8	Kg CFC 11	[5, 10, 15, 25, 30, 40, stable]	GLO	-
Ecotoxicité terrestre	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Ecotoxicité dans le sédiment en eau douce	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Odeur	1	M3 d'air	-	GLO	-
Ecotoxicité dans le sédiment marin	4	Kg 1.4 DCB eq	[20, 100, 500, infinie]	GLO	-
Radiation ionisante	1	DALYs	-	GLO	-

GLO: global RER: Europe, MIR: Maximum Incremental Reactivity, MOIR: Maximum Ozone Incremental Reactivity, EBIR: Equal Benefit Incremental Reactivity.

A - V.2 La méthode CED

Cette méthode a été initialement développée par Boustead et Hancock (1979) et a été reprise parecoinvent©. Cette méthode est une méthode monocritère qui se concentre principalement sur l'énergie. Elle prend en compte les différents inventaires de l'énergie directe ou indirecte (ou l'énergie grise) du système étudié. On distingue deux principales catégories d'impact avec un total de 8 indicateurs d'impact.

Tableau A- 2 Indicateurs d'impact de la méthode CED

Catégories	Nombre indicateur	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
<i>Non renouvelable</i>	3	MJ	-	-	[fossile, nucléaire, forêt primaire]
<i>Renouvelable</i>	5	MJ	-	-	[biomasse, vent, solaire, géothermique, eau]

A - V.3 Eco indicateur 99

La méthode eco indicateur 99 a été développée par Goedkoop et al. (1998). C'est une méthode orientée dommage. Cette méthode inclut une étape de normalisation et de pondération. Elle est basée sur l'utilisation d'un indicateur unique éco indicateur qui est une agrégation des différentes catégories d'impact de la méthode. On retrouve trois types *Egalitarian ; Hierarchist ; Individualist* pour les différents indicateurs. Ces trois types représentent trois horizons de temps différents *Individualist* (la perspective la plus courte), *egalitarian* (la perspective moyenne) *Hierarchist* (la perspective la plus longue). Les facteurs de normalisation et de pondération pour l'obtention du score unique, dépendent de la perspective choisie.

Tableau A- 3 Indicateurs d'impact de la méthode Ecoindicateur 99

Catégories	Nombre indicateur dommage	Unité		Horizon de temps	Localisation	Autres
		impact	dommage			
<i>Potentiel d'acidification et eutrophisation</i>	3	<i>Pdf*m2*a</i>	<i>points</i>	-	<i>Eco système</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Ecotoxicité</i>	3	<i>Daly</i>	<i>points</i>	-	<i>Eco système</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Occupation du sol</i>	3	<i>M2a</i>	<i>points</i>	-	<i>Eco système</i>	<i>E, H, I</i>
TOTAL	3	-	<i>points</i>	-	<i>Eco système</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Cancérigène</i>	3	<i>Daly PM <2.5 µm</i>	<i>points</i>	-	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Changement climatique</i>	3	<i>Kg CO2</i>	<i>points</i>	100	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Radiation ionisante</i>	3	-	<i>points</i>	-	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Effet respiratoire</i>	3	<i>Daly PM >10 µm</i>	<i>points</i>	-	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Déplétion de l'ozone</i>	3	<i>Kg CFC 11</i>	<i>points</i>	-	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
TOTAL	3	-	<i>points</i>	-	<i>Santé humaine</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Carburant fossile</i>	3	<i>MJ</i>	<i>points</i>	-	<i>Ressources</i>	<i>E, H, I</i>
<i>Extraction minière</i>	3	<i>MJ</i>	<i>points</i>	-	<i>Ressources</i>	<i>E, H, I</i>
TOTAL	3	-	<i>points</i>	-	<i>Ressources</i>	<i>E, H, I</i>
TOTAL	3	-	<i>points</i>	-	TOTAL	<i>E, H, I</i>

A - V.4 EDP Ecosystem damage potential

Cette méthode de caractérisation se concentre sur la catégorie d'impact utilisation et transformation du sol (« *land use* ») et est spécifique pour l'Europe. Cet indicateur est basé sur la publication de (Koellner et al. 2007). L'indicateur fournit des facteurs de caractérisation pour 53 types d'utilisation des sols différents (répartie en 6 intensités d'utilisations différentes). Ces indicateurs sont par la suite agrégés en un indicateur de dommage exprimé en *points* (somme de l'utilisation du sol et de la transformation du sol). Cette classification est basée sur les typologies rencontrées dans CORINE.

Les 53 types d'occupation du sol de CORINE (exprimé en m²a) sont donc pondérés suivant un facteur de caractérisation différent pour l'obtention d'un indicateur EDP.

A - V.5 Ecological footprint

Cet indicateur a été développé initialement par (Wackernagel & Rees 1998). Il est basé sur la sommation des impacts suivants : *impact directs et indirects de l'occupation du sol, les impacts liés aux émissions de CO₂ et de l'utilisation du nucléaire*. L'occupation de sol équivalent ou nécessaire pour les trois impacts est calculée et sommée. Le premier impact Ecological footprint land occupation représente la surface requise pour une culture arable ou non, d'une forêt, ou de produit animalier. Le deuxième impact Ecological footprint CO₂ : représente la surface requise pour stocker le CO₂ émis comme lors de l'utilisation de carburant fossile. Ecological footprint nuclear représente la surface requise pour la production de l'énergie (nucléaire). La somme de ces trois surfaces donne l'indicateur ecological footprint exprimé en m² année

Tableau A- 4 Indicateurs d'impact de la méthode Ecological footprint

<i>Catégories</i>	<i>Nombre indicateur dommage</i>	<i>Unité impact</i>	<i>Horizon de temps</i>	<i>Localisation</i>	<i>Autres</i>
<i>Émission de CO₂</i>	1	<i>Kg CO₂ eq</i>	-	<i>GLO</i>	<i>Air</i>
<i>Ressource - uranium</i>	1	<i>Kg</i>	-	<i>GLO</i>	<i>Ressource</i>
<i>Occupation du sol</i>	1	<i>m²a</i>	-	<i>GLO [arable, site construction, site de décharge, forêt, site industriel, industriel benthos (~ activités pêches), prairie, culture permanente, mer et océan, site inconnu]</i>	<i>Ressource Nombre de catégories caractérisées 10.</i>

A - V.6 EDIP (environmental design of industrial products) 1997; 2003;

Cette méthode possède plusieurs versions un de 1997, 2003 et 2007. Cette méthode a été développée en Danemark suite à la coopération de plusieurs institutions (Wenzel et al. 2000). On retrouve dans cette méthode des indicateurs reconnus déjà utilisés dans les autres méthodes telles que le changement climatique de l'IPCC, la déplétion de l'ozone du WMO. On retrouve les indicateurs d'impact environnemental utilisés dans CML et EcoIndicateur99. La version de 2003 de la méthode fournit des indicateurs spatialisés à la différence du premier développement de la méthode. Elle fournit deux types d'indicateurs : 2 indicateurs globaux et 14 indicateurs localisés (la version de 1997 comporte plus d'indicateurs du fait qu'il prenait en compte différents horizons de temps, mais on retrouve à peu près les mêmes indicateurs). Tous les indicateurs sont rapportés au /personnes.ans. Cette méthode est spécifique pour l'Europe.

Tableau A- 5 Indicateurs d'impact de la méthode EDIP 2003

Catégories	Nombre indicateur	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
Changement climatique	1	Kg CO2 eq	-	GLO	-
Déplétion de l'ozone	1	Kg CFC 11 eq	-	GLO	-
Formation ozone photochimique	2	M2.ppm.hours	-	Local et régional	Végétation
		pers.ppm.hours	-	Local et régional	Terrestre
Acidification et eutrophisation terrestre	1	M2	-	Local et régional	-
Eutrophisation aquatique	1	Kg NO3 eq	-	Local et régional	-
N-équivalent	1	Kg N eq	-	Local et régional	-
P-équivalent	1	Kg P eq	-	Local et régional	
Ecotoxicité	3	M3 eau	Pollution sévère de l'eau	Local et régional	Eau
		M3 eau	Pollution chronique de l'eau	Local et régional	Eau
		M3 sol	Pollution chronique du sol	Local et régional	Sol
Toxicité humaine	3	M3 air	-	Local et régional	Air
		M3 eau	-	Local et régional	Eau
		M3 sol	-	Local et régional	sol
Déchet	4	kg	-	Local et régional	Déchet générique (bulk waste)
			-	Local et régional	Déchet dangereux (hazardous)
			-	Local et régional	Cendres et résidus (slag and ashes)
			-	Local et régional	Déchets nucléaires

					(nuclear waste)
--	--	--	--	--	-----------------

A - V.7 EPS 2000

La méthode EPS (*Environmental Priority Strategy in product design*) est une méthode qui a été développée initialement dans les années 1990 par (Ryding et al. 1991)

Les différents indicateurs d'impact sont traduits en *unité de charge environnementale* qui peut être globalement traduit en un indicateur économique. Cette méthode est orientée « dommage », elle est basée sur l'approche pollueur payeur. Utilisation de l'indice *Environmental Load Units* (ELU) ~ 1euro.

La méthode EPS par défaut contient une douzaine d'indicateurs d'impacts. Ces résultats d'indicateurs sont traduits en un indicateur unique économique qui utilise comme unité l'ELU. On peut remarquer ici que cette méthode comporte un niveau d'incertitudes élevées, car on a des facteurs d'incertitudes allant de 1,4 à 6. Les 5 premiers impacts concernent la santé humaine, les 6 impacts suivants la capacité de production de l'écosystème et le dernier impact la biodiversité.

Tableau A- 6 Indicateurs d'impact de la méthode EPS 2000

<i>Catégories</i>	<i>Nombre indicateur dommage</i>	<i>Unité impact</i>	<i>Horizon de temps</i>	<i>Localisation</i>	<i>Autres</i>
<i>Espérance de vie</i>	1	<i>Personne.ans</i>	-	-	<i>Coefficient qui permet de traduire les impacts en ELU</i>
<i>Morbidité sévère</i>	1	<i>Personne.ans</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Morbidité</i>	1	<i>Personne.ans</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Nuisance sévère</i>	1	<i>Personne.ans</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Nuisance</i>	1	<i>Personne.ans</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Capacité de croissance culture</i>	1	<i>kg</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Capacité de croissance bois</i>	1	<i>Kg</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Capacité de production de viande et de poisson</i>	1	<i>Kg</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Acidification du sol</i>	1	<i>Mole H+ équivalente</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Capacité de production eau d'irrigation</i>	1	<i>Kg</i>	-	-	<i>idem</i>
<i>Capacité de production eau potable</i>	1	<i>Kg</i>	-	-	
<i>Extinction d'espèce</i>	1	-	-	-	<i>idem</i>

A - V.8 Impact 2002 +

Cette méthode de caractérisation a été développée au sein de l'école polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) en suisse (Joliet et al. 2003). Elle permet d'effectuer une approche *impact et dommage* (respectivement, on a 14 indicateurs d'impacts et 4 indicateurs de dommage). Les indicateurs d'impacts utilisés ici sont basés sur ceux de la méthode CML IA 2001, IPCC et CED. La différence avec CML IA 2001 se situe au niveau des indicateurs *toxicité humain et écotoxicité*.

Les indicateurs d'impact de la méthode Impact 2002 utilise des indicateurs d'impact localisé pour l'Europe (RER).

Tableau A- 7 Indicateurs de la méthode Impact 2002+

Catégories	Nombre indicateur	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
<i>Acidification aquatique</i>	1	<i>Kg SO2 eq</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Eutrophisation aquatique</i>	1	<i>Kg CO2 eq</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Ecotoxicité aquatique</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Ecotoxicité terrestre</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Acidification terrestre et nitrification</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Occupation du sol</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Toxicité humaine</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Effets respiratoires (inorganiques)</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Radiation ionisante</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Déplétion de l'ozone</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Oxydation photochimique</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Changement climatique</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Énergie non renouvelable</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-
<i>Extraction minière</i>	1	<i>Points</i>	-	<i>RER</i>	-

A - V.9 IPCC 2001

Cette méthode se concentre sur l'étude du changement climatique due aux différentes émissions anthropiques. Elle a été développée par le GIEC. C'est la catégorie d'impact changement climatique qu'on retrouve dans la plupart des méthodes de caractérisation. Cette catégorie d'impact comporte actuellement 3 indicateurs d'impact, la différence entre ces trois indicateurs se situe dans l'horizon de temps pris en compte (20, 100, 500 ans). Les trois indicateurs sont globaux. Elle utilise comme indicateurs ou comme émission de référence les émissions de Dioxyde de carbone (CO2 eq) (Solomon et al. 2007)

Tableau A- 8 Indicateurs d'impact de la méthode IPCC

Catégories	Nombre indicateur impact	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
<i>Changement climatique</i>	3	<i>Kg CO2 eq</i>	<i>[20, 100, 500]</i>	<i>Global</i>	<i>2001 ; 2007</i>

A - V.10 TRACI

TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts) est une méthode de caractérisation de l'US EPA. C'est une méthode de caractérisation d'impact spécifique au États-Unis. La méthode contient 2 indicateurs globaux et sept indicateurs locaux pour les US.

Tableau A- 9 Les indicateurs d'impacts de la méthode TRACI

<i>Catégories</i>	<i>Nombre indicateur impact</i>	<i>Unité</i>	<i>Horizon de temps</i>	<i>Localisation</i>	<i>Autres</i>
<i>Déplétion de l'ozone</i>	<i>1</i>	<i>Kg CGC -11 eq</i>	<i>-</i>	<i>Global</i>	<i>-</i>
<i>Changement climatique</i>	<i>1</i>	<i>Kg CO2 eq</i>	<i>-</i>	<i>Global</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'acidification</i>	<i>1</i>	<i>Moles de H+ eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'eutrophisation</i>	<i>1</i>	<i>Kg N eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'oxydation (Smog)</i>	<i>1</i>	<i>Kg NOx eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Ecotoxicité</i>	<i>1</i>	<i>Kg 2.4 DCB eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – (Critères polluant dans l'air) effets respiratoires.</i>	<i>1</i>	<i>Kg PM 2.5 eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – cancérigènes</i>	<i>1</i>	<i>Kg benzènes eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – non cancérigènes</i>	<i>1</i>	<i>Kg toluène eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Carburant fossile</i>	<i>1</i>		<i>-</i>	<i>US</i>	<i>version antérieure</i>
<i>Utilisation du sol</i>	<i>1</i>		<i>-</i>		<i>version antérieure</i>
<i>Utilisation de l'eau</i>	<i>1</i>		<i>-</i>		<i>version antérieure</i>

A - V.11 BEES

Méthode (et logiciel) de caractérisation spécialisée pour le bâtiment développé par le NIST (National Institute of Standards and Technology) pour les US (Lippiatt 1998). C'est une méthode qui est orientée impact et comporte 12 indicateurs d'impacts.

Tableau A- 10 Indicateurs d'impact de l'outil BEES

<i>Catégories</i>	<i>Nombre indicateur impact</i>	<i>Unité</i>	<i>Horizon de temps</i>	<i>Localisation</i>	<i>Autres</i>
<i>Changement climatique</i>	<i>1</i>	<i>g CO2 eq</i>	<i>-</i>	<i>Global</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'acidification</i>	<i>1</i>	<i>Moles de H+ eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – cancérogènes</i>	<i>1</i>	<i>Kg benzènes eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – non cancérogènes</i>	<i>1</i>	<i>Kg toluène eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Santé humaine – (Critères polluant dans l'air) effets respiratoires.</i>	<i>1</i>	<i>MicroDALY's</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'eutrophisation</i>	<i>1</i>	<i>g N eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Potentiel d'oxydation (Smog)</i>	<i>1</i>	<i>g NOx eq</i>	<i>-</i>	<i>US</i>	<i>-</i>
<i>Déplétion de ressources</i>	<i>1</i>	<i>MJ surplus</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>
<i>Qualité de l'air intérieur</i>	<i>1</i>	<i>Kg TVOC eq</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>
<i>Altération de l'habitation</i>	<i>1</i>	<i>T&E count</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>
<i>Eau (Water intake)</i>	<i>1</i>	<i>Litres</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>
<i>Ozone déplétion</i>		<i>g CFC-11 eq</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>

A - V.12 RECIPE

C'est une méthode de caractérisation qui a été développée aux Pays-Bas en 2008 (Goedkoop et al. 2009). Cette méthode est basée sur des méthodes de caractérisation déjà existantes. Elle reprend des catégories d'impact de la méthode eco indicateur 99 (endpoint) et de la méthode CML 2001 (midpoint). Elle prend en compte les deux approches midpoint et endpoint des méthodologies précédentes. La méthode considère 18 catégories d'impact pour l'approche midpoint et trois catégories pour l'approche endpoint. On retrouve pour cette méthode les trois approches I, H, E d'eco-indicateur 99.

Tableau A- 11 Indicateurs d'impact de la méthode RECIPE

Catégories	Nombre indicateur	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
Changement climatique	3	Kg CO2 eq	[20, 100, 500]	-	-
Déplétion de l'ozone	1	Kg CFC 11		-	-
Potentiel d'acidification terrestre	3	Kg SO2 eq	[20, 100, 500]	-	-
Potentiel d'eutrophisation en eau douce	1	Kg P eq	-	-	-
Potentiel d'eutrophisation marine	1	Kg N eq	-	-	-
Toxicité humaine	3	Kg 1.4 DCB eq	[100, infinie]	-	-
Formation d'ozone photochimique	1	Kg NMVOC	-	-	-
Formation de particule fine	1	Kg PM10	-	-	-
Ecotoxicité terrestre	3	Kg 1.4 DCB eq	[100, infinie]	-	-
Ecotoxicité dans l'eau douce	3	Kg 1.4 DCB eq	[100, infinie]	-	-
Ecotoxicité marine	3	Kg 1.4 DCB eq	[100, infinie]	-	-
Radiation ionisante	3	Kg U235 eq	[100, 100000, 100000]	-	-
Occupation du sol - agriculture	1	M2a sol agriculture	-	-	-
Occupation du sol - urbain	1	M2a sol urbain	-	-	-
Transformation du sol naturel	1	M2a sol naturel	-	-	-
Déplétion de l'eau	1	M3 eau eq	-	-	-
Déplétion des ressources minérales	1	Kg Fe eq	-	-	-
Déplétion de ressources fossiles	1	Kg oil eq	-	-	-

A - V.13 USEtox

C'est une méthode qui a été développée par la SETAC (Rosenbaum et al. 2008) qui cible les catégories d'impacts toxicité humaine et écotoxicité. Dans la version de la méthode de 2008, trois compartiments d'émission (air, eau, sol) sont considérés pour les deux catégories d'impact présenté ici.

Tableau A- 12 Indicateurs d'impact de la méthode USETox

Catégories	Nombre indicateur	Unité	Horizon de temps	Localisation	Autres
Toxicité humaine	3	CTUn	-	[air rural, eau douce, sol agriculture]	-
Ecotoxicité	3	CTUn	-	[air rural, eau douce, sol agriculture]	-

CTUn : Comparative Toxic Unit for eExemples d'application des méthodes d'analyse de sensibilité

Annexe VI : Exemples d'application des méthodes d'analyse de sensibilité

Liste des figures

<i>Figure A 1</i> Indice de Sobol pour $n=500$ (a) et $n=10000$ (b) pour la fonction (A), les paramètres suivent une distribution uniforme $U(0,1)$	6
<i>Figure A 2</i> : Indice de sobol pour $n=10000$ pour la fonction (A), les paramètres suivent une distribution normale $N(1, 0.05)$	6
<i>Figure A 3</i> : y en fonction des x_i pour la fonction (A), ou les paramètres suivent une distribution $N(1; 0,05)$ avec une taille d'échantillon de $n=10000$	7
<i>Figure A 4</i> : indice de sobol modèle 2 avec les paramètres suivant une distribution uniforme $U(0,1)$ pour $n=500$ (a) et $n=10\ 000$ (b)	7
<i>Figure A 5</i> : Indices de Sobol d'ordre 1 et totaux (a) et indices d'ordres 2 (b) de la fonction (B). Les trois paramètres suivent une distribution uniforme $U(0,1)$ avec une taille d'échantillon de $n=10000$ et 10 répétitions de calcul.....	8
<i>Figure A 6</i> : Convergence de l'indice de sensibilité $S1(a)$, $S2(b)$, $S3(c)$ pour différentes tailles d'échantillon pour la fonction test (A)	11
<i>Figure A 7</i> : Convergence des indices de Sobol $S1$, $S2$, $S3$ avec les deux méthodes (méthode d'estimation initiale de Sobol à droite et amélioration de Saltelli à gauche) pour la fonction test (B).	13
<i>Figure A 8</i> : Erreur des estimations des indices de 1er ordre $S1(a)$, $S2(c)$ et $S3(e)$ de la fonction test (B) et racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de ces estimations $S1(b)$, $S2(d)$ et $S3(f)$ de la fonction test (B).....	15

Liste des tableaux

<i>Tableau A- 1</i> les niveaux des paramètres d'entrées x_1, x_2, x_3	2
<i>Tableau A- 2</i> : plan factoriel complet et réponse pour les deux fonctions (A) et (B).....	2
<i>Tableau A- 3</i> : matrice d'expérience (plan complet) pour les deux fonctions (A) et (B).....	2
<i>Tableau A- 4</i> : les coefficients d'effets principaux (individuels) et en interaction de x_1, x_2, x_3 pour la fonction (A) et (B).....	3
<i>Tableau A- 5</i> : Plan d'expérience complet.....	4
<i>Tableau A- 6</i> : Plan d'expérience fractionnaire factoriel avec le générateur d'alias $x_1.x_2.x_3.x_4=1$;	4
<i>Tableau A- 7</i> : Plan factoriel fractionnaire pour les fonctions test (A) et (B) avec le générateur d'alias $x_1.x_2.x_3 = 1$	5
<i>Tableau A- 8</i> : les coefficients d'effets principaux aliasés avec les coefficients d'interactions de x_1, x_2, x_3 pour la fonction (A) et (B)	5

Cette annexe comprend les applications des méthodes d'analyse de sensibilité *la méthode des plans factoriels et la méthode des indices de Sobol* sur des fonctions test simples. Pour cette application nous avons choisi les deux fonctions suivantes :

$$\text{Fonction A : } y = 2x_1 + 6x_2 + x_3 \quad (\text{A})$$

$$\text{Fonction B : } y = x_1 + 3x_2 + 5x_1x_3 \quad (\text{B})$$

A - VI.1 Application d'un plan factoriel complet

Pour les fonctions (A) et (B), nous avons considéré deux niveaux pour les trois paramètres un niveau maximum et un niveau minimum

Tableau A- 1 les niveaux des paramètres d'entrées x_1, x_2, x_3

Niveau	x_1	x_2	x_3
Max (+1)	1	1	1
Min (-1)	0	0	0

Pour un plan factoriel complet, on a le plan d'expérience suivant (les combinaisons possible des niveaux des paramètres considéré dans le Tableau A- 1) avec les réponses associées pour les deux fonctions étudiées.

Tableau A- 2 : plan factoriel complet et réponse pour les deux fonctions (A) et (B)

simulation n°	x_1	x_2	x_3	y_1	y_2
1	1	1	1	9	9
2	0	1	1	7	3
3	1	0	1	3	6
4	0	0	1	1	0
5	1	1	0	8	4
6	0	1	0	6	3
7	1	0	0	2	1
8	0	0	0	0	0

La matrice d'expérience est obtenue en remplaçant les valeurs minimales 0 par -1 et en remplaçant la valeur maximale 1 par la valeur 1.

Tableau A- 3: matrice d'expérience (plan complet) pour les deux fonctions (A) et (B)

simulation n°	moyen	x_1	x_2	x_1x_2	x_3	x_1x_3	x_2x_3	$x_1x_2x_3$	y_1 (A)	y_2 (B)
1	1	1	1	1	1	1	1	1	9	9
2	1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	7	3
3	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	3	6
4	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	0
5	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	8	4
6	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	6	3
7	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	2	1
8	1	-1	-1	1	-1	1	1	-1	0	0

Après calcul on obtient les valeurs suivantes pour les différents facteurs pour le plan factoriel complet pour les deux fonctions (A) et (B).

Tableau A- 4 : les coefficients d'effets principaux (individuels) et en interaction de x_1, x_2, x_3 pour la fonction (A) et (B)

Modèles	moyenne	x_1	x_2	x_1x_2	x_3	x_1x_3	x_2x_3	$x_1x_2x_3$
1	4,5	1	3	0	0,5	0	0	0
2	3,25	1,75	1,5	0	1,25	1,25	0	0

On utilisant ces coefficients d'effet, on obtient les expressions suivantes :

$$f_1 = 4,5 + x_1 + 3x_2 + 0,5x_3$$

$$f_2 = 3,25 + 1,75x_1 + 1,5x_2 + 1,53x_3 + 1,25x_1x_3$$

On peut voir que pour le modèle 1 (fonction (A)), on n'a pas d'effet d'interaction (la valeur des effets d'interactions sont tous égal à 0), et que l'ordre croissant des influences des paramètres suit bien celui du modèle analytique : $x_2 > x_1 > x_3$.

Pour le modèle 2 (fonction (B)) on obtient un ordre des influences des paramètres comme suivante $x_1 > x_2 > x_3$ et que l'influence de l'interaction des deux paramètres x_1 et x_3 est du même ordre que celle de x_3 . On peut dire que l'ordre d'influence des paramètres individuelle avec interaction est la suivante $x_1 > x_3 > x_2$.

A - VI.2 Application d'un plan factoriel fractionnaire

Considérons un modèle avec 4 paramètres d'entrées.

$$y = f(x_1, x_2, x_3, x_4) \quad (\text{A - 71})$$

Le plan factoriel complet associé à ce modèle est donné par le Tableau A- 5. Pour établir un plan factoriel fractionnaire nous ne prenons qu'une partie des combinaisons de valeurs du Tableau A- 5. Par exemple les combinaisons des 4 paramètres d'entrée ou leur produit est égal à 1, la fonction qui caractérise ce choix est appelé générateur d'alias :

$$x_1x_2x_3x_4 = 1 \quad (\text{A - 72})$$

Les paramètres qui sont aliasés (les paramètres ayant des effets combinés) sont obtenus à partir du *générateur d'alias* en tenant compte des règles suivantes :

$$x_i x_i = 1 \text{ et } x_i \cdot 1 = x_i \quad (\text{A - 73})$$

D'où les paramètres aliasés pour ce plan fractionnaire sont les suivants :

Les alias des effets principaux et effets d'interactions d'ordre 3

Si on multiplie les deux termes du générateur par x_1 on a $x_1 = x_2x_3x_4$ on obtient les alias avec les effets principaux et ainsi de suite. Cela veut dire donc qu'en réalité, le coefficient d'effet principal du plan fractionnaire calculé comprend l'effet d'interaction d'ordre 3 donné par :

$$\begin{aligned} x_1 = x_2x_3x_4 &\rightarrow x_1' = x_1 + x_2x_3x_4 \\ x_2 = x_1x_3x_4 &\rightarrow x_2' = x_2 + x_1x_3x_4 \\ x_3 = x_1x_2x_4 &\rightarrow x_3' = x_3 + x_1x_2x_4 \\ x_4 = x_1x_2x_3 &\rightarrow x_4' = x_4 + x_1x_2x_3 \end{aligned} \quad (\text{A - 74})$$

Les alias des effets d'interactions d'ordre 2

De même en multipliant les termes du générateur successivement par x_1 puis x_2 et ainsi de suite on obtient donc les alias des effets d'interactions d'ordre 2.

$$\begin{aligned} x_1 \cdot x_2 &= x_3 \cdot x_4 \rightarrow x_1' \cdot x_2' = x_1 \cdot x_2 + x_3 \cdot x_4 \\ x_1 \cdot x_3 &= x_2 \cdot x_4 \rightarrow x_1' \cdot x_3' = x_1 \cdot x_3 + x_2 \cdot x_4 \\ x_1 \cdot x_4 &= x_2 \cdot x_3 \rightarrow x_1' \cdot x_4' = x_1 \cdot x_4 + x_2 \cdot x_3 \end{aligned} \tag{A - 75}$$

L'intérêt principal de l'utilisation des plans fractionnaire est de réduire le nombre d'expériences par 2^q (ici $q=1$). Cependant dans certaines applications, pour une bonne interprétation des résultats on est amené à effectuer des expériences supplémentaires afin de distinguer les effets des paramètres qui sont combinés.

Tableau A- 5 : Plan d'expérience complet

N° (y)	x_1	x_2	$x_1 \cdot x_2$	x_3	$x_1 \cdot x_3$	$x_2 \cdot x_3$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_3$	x_4	$x_1 \cdot x_4$	$x_2 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_4$	$x_3 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_3 \cdot x_4$	$x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1	-1
3	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1
4	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1
5	1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1
6	-1	1	-1	-1	1	-1	1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1
7	1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1
8	-1	-1	1	-1	1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	1	-1
9	1	1	1	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
10	-1	1	-1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1
11	1	-1	-1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1
12	-1	-1	1	1	-1	-1	1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1
13	1	1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1
14	-1	1	-1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1	1	-1	1	-1
15	1	-1	-1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	1	1	-1	-1
16	-1	-1	1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	1	-1	-1	1

Tableau A- 6 : Plan d'expérience fractionnaire factoriel avec le générateur d'alias $x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \cdot x_4 = 1$;

N° (y)	x_1	x_2	$x_1 \cdot x_2$	x_3	$x_1 \cdot x_3$	$x_2 \cdot x_3$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_3$	x_4	$x_1 \cdot x_4$	$x_2 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_4$	$x_3 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_3 \cdot x_4$	$x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$	$x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
4	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1
6	-1	1	-1	-1	1	-1	1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1
7	1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1
10	-1	1	-1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	1
11	1	-1	-1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1
13	1	1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1
16	-1	-1	1	-1	1	1	-1	-1	1	1	-1	1	-1	-1	1

On peut voir à partir du plan d'expérience fractionnaire factoriel (Tableau A- 6) qu'on retrouve les mêmes niveaux (-1 et 1) pour les effets aliés par exemple ceux de x_1 de $x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$.

Avec notre exemple d'un plan factoriel fractionnaire (2^{4-1}) et le générateur d'alias donné par l'équation (A - 2), on peut vérifier facilement l'alias $x_1 = x_2 \cdot x_3 \cdot x_4$;

Vérification de l'alias $x_1 = x_2x_3x_4$ ($x_1' = x_1 + x_2x_3x_4$)

Du plan d'expérience complet (Tableau A- 5) on a :

$$\beta_1 = \frac{1}{16} (+ y_1 - y_2 + y_3 - y_4 + y_5 - y_6 + y_7 - y_8 + y_9 - y_{10} + y_{11} - y_{12} + y_{13} - y_{14} + y_{15} - y_{16}) \quad (A - 76)$$

$$\beta_2\beta_3\beta_4 = \frac{1}{16} (+ y_1 + y_2 - y_3 - y_4 - y_5 - y_6 + y_7 + y_8 - y_9 - y_{10} + y_{11} + y_{12} + y_{13} + y_{14} - y_{15} - y_{16}) \quad (A - 77)$$

en additionnant (A - 6) et (A - 7) on a :

$$\beta_1 + \beta_2\beta_3\beta_4 = \frac{1}{8} (+ y_1 - y_4 - y_6 + y_7 - y_{10} + y_{11} + y_{13} - y_{16}) \quad (A - 78)$$

du plan d'expérience fractionnaire (Tableau A- 6) on a

$$\beta_1' = \frac{1}{8} (+ y_1 - y_4 - y_6 + y_7 - y_{10} + y_{11} + y_{13} - y_{16}) = \beta_1 + \beta_2\beta_3\beta_4 \quad (A - 79)$$

(A - 8) vérifie bien (A - 9). Tous les alias peuvent être calculés de la même façon.

Nous avons appliqué la méthode des plans fractionnaire à nos deux fonctions test, on obtient donc le plan d'expérience factoriel fractionnaire suivant avec le générateur d'alias $x_1x_2x_3 = 1$. Avec ce générateur d'alias, les effets d'ordre principaux (ordre 1) sont combinés avec les effets d'interaction d'ordre 2.

Tableau A- 7 : Plan factoriel fractionnaire pour les fonctions test (A) et (B) avec le générateur d'alias $x_1x_2x_3 = 1$

simulation n°	moyen	x_1	x_2	x_1x_2	x_3	x_1x_3	x_2x_3	$x_1x_2x_3$	y_1 (A)	y_2 (B)
1	1	1	1	1	1	1	1	1	9	9
4	1	-1	-1	1	1	-1	-1	1	1	0
6	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	6	3
7	1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	2	1

Nous obtenons les coefficients d'effets individuels aliasés avec les effets d'interaction d'ordre 2, suivants. Pour la fonction (A) les coefficients que nous obtenons ne changent pas par rapport à ceux obtenus par le plan factoriel complet. Par contre pour la fonction (B) comme nous pouvons le voir ici le coefficient d'effet du paramètre x_2 a presque doublé de valeur du aux effets des interactions de x_1x_3 combinées dans cet effet. Une attention particulière doit être portée lors de l'utilisation des plans factoriels fractionnaires, surtout lors de la présence de valeur d'interaction élevée.

Tableau A- 8 : les coefficients d'effets principaux aliasés avec les coefficients d'interactions de x_1, x_2, x_3 pour la fonction (A) et (B)

Modèles	moyenne	x_1	x_2	x_3
(A)	4,5	1	3	0,5
(B)	3,25	1,75	2,75	1,25

A - VI.3 Application des indices de Sobol

On a estimé pour la fonction test (A) les indices de Sobol d'ordre 1 et les indices d'ordres totaux. On peut remarquer que même pour une taille d'échantillon assez petite (à 500, Figure A 1) on a des valeurs estimées des indices de Sobol proches des valeurs estimées avec une taille d'échantillon plus grande (10000). De même les intervalles de variation des indices restent acceptable (< 0.3).

La Figure A 1 montre que le paramètre le plus influent pour le premier modèle est x_2 car à lui seul il explique environ 85 % de la variance de y , le paramètre x_1 lui explique 10 % de la variance de y et x_3 environs 5 %. Ici, on peut remarquer que les indices d'ordres 1 pour les trois paramètres sont similaires à leurs indices totaux. On peut donc conclure qu'il n'y a pas d'interaction entre les paramètres.

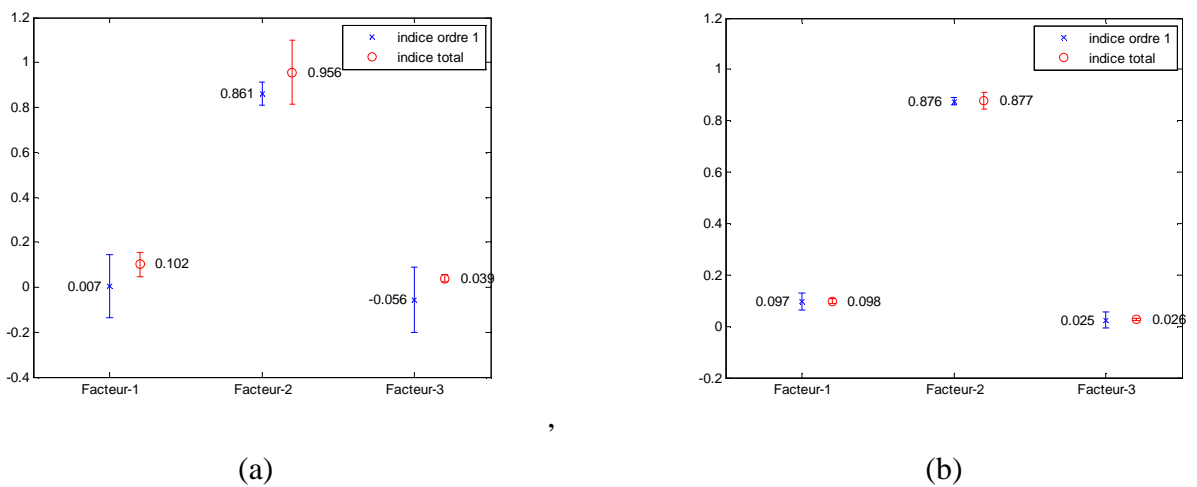


Figure A 1 Indice de Sobol pour $n=500$ (a) et $n=10000$ (b) pour la fonction (A), les paramètres suivent une distribution uniforme $U(0,1)$

Lors de ces applications, on a pu remarquer que dès que la distribution des paramètres est changée en une distribution normale pour le modèle 1 même pour une taille d'échantillon élevé ici $n=10000$, les incertitudes sur les indices de Sobol augmentent (Figure A 2). Le type de distribution a une influence sur les effets des paramètres.

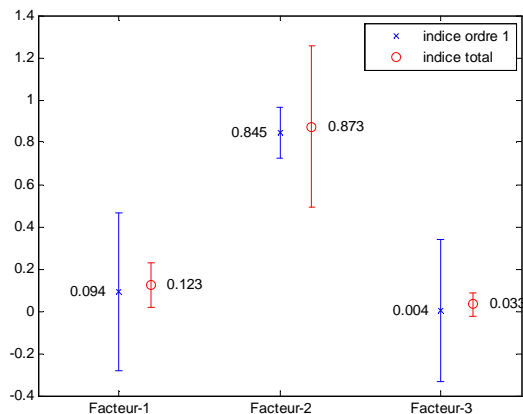


Figure A 2 : Indice de Sobol pour $n=10000$ pour la fonction (A), les paramètres suivent une distribution normale $N(1, 0.05)$

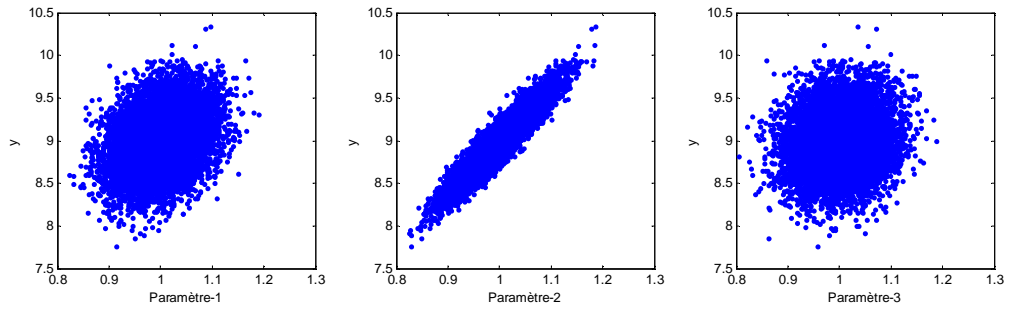


Figure A 3 : y en fonction des x_i pour la fonction (A), ou les paramètres suivent une distribution $N(1 ; 0,05)$ avec une taille d'échantillon de $n=10000$.

Nous avons estimé aussi les indices de Sobol pour la fonction (B). On peut remarquer ici (Figure A 4) qu'avec une taille d'échantillon de 500 nous avons des intervalles de variation assez large. Cette variabilité élevée est due à la présence de l'interaction entre les paramètres x_1 et x_3 .

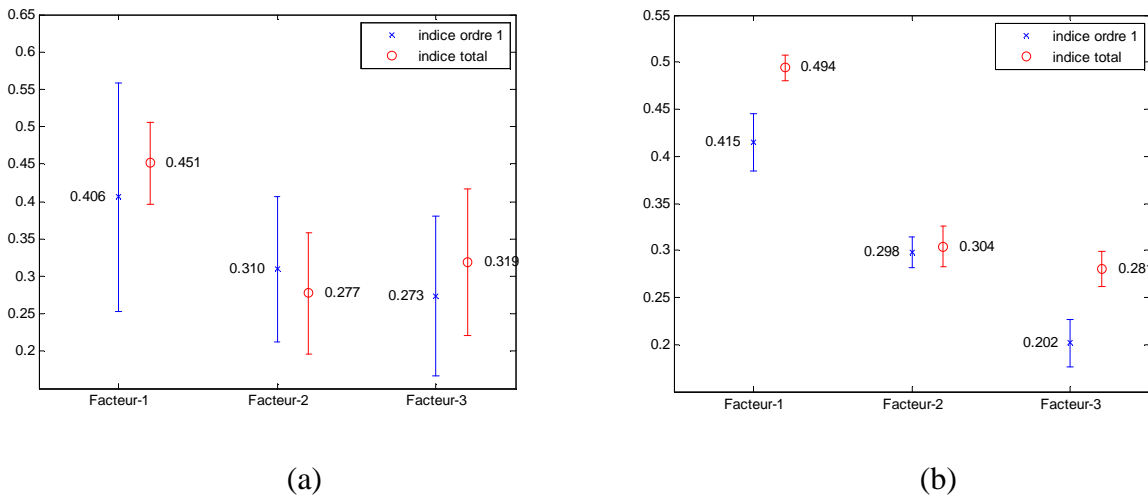


Figure A 4 : indice de sobol modèle 2 avec les paramètres suivant une distribution uniforme $U(0,1)$ pour $n=500$ (a) et $n=10\ 000$ (b)

Nous avons calculé les indices d'ordre 2 pour la fonction (B).

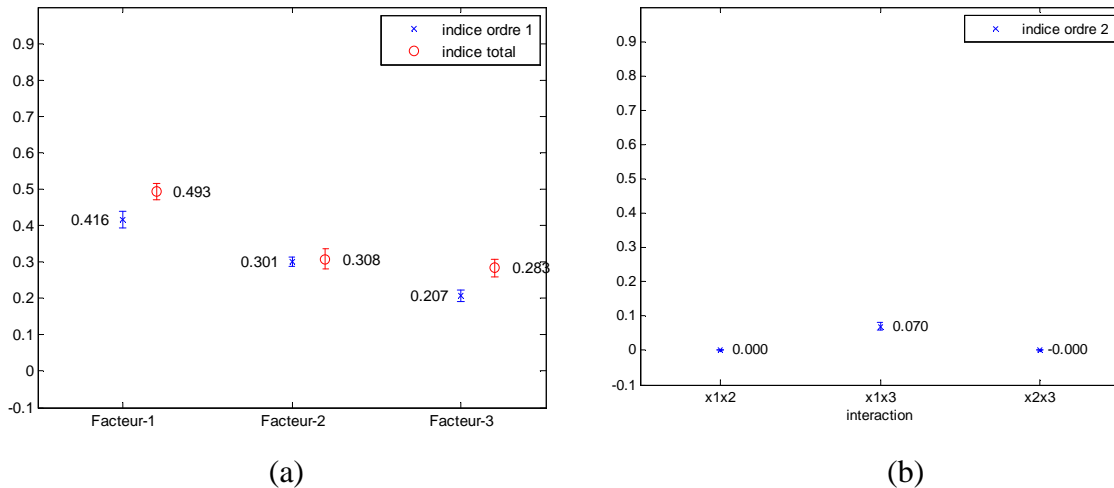


Figure A 5 : Indices de Sobol d'ordre 1 et totaux (a) et indices d'ordres 2 (b) de la fonction (B). Les trois paramètres suivent une distribution uniforme U(0,1) avec une taille d'échantillon de n=10000 et 10 répétitions de calcul.

On peut remarquer pour la fonction (B) que le paramètre x_1 à lui seul est influent sur y avec un indice de Sobol d'ordre 1 de 0,416 et son indice de Sobol total est de 0,49. Nous avons ici une moyenne influence d'interaction de x_1 qui peut expliquer 8% de la variance de y , de même pour le paramètre x_3 .

Après estimation des indices d'interaction d'ordre 2, on a pu remarquer que l'interaction de x_1 et de x_3 explique 7% de la variance de Y .

Dans un deuxième temps, nous avons calculé la valeur analytique des indices de Sobol des deux fonctions étudiées ici. Avec la fonction (B) donnée par :

$$f(X) = f(x_1, x_2, x_3) = x_1 + 3x_2 + 5x_1x_3$$

Pour cela, on effectue la décomposition de la fonction (B). Pour faciliter l'écriture, nous utilisons les notations suivantes $X = (x_1, x_2, x_3)$ et $dX = dx_1 \cdot dx_2 \cdot dx_3$

La décomposition de la fonction nous donne donc :

Pour la moyenne on a :

$$f_0 = \iiint_{[0,1]} f(X) dX = \frac{13}{4} \quad (\text{A - 80})$$

Pour les fonctions d'ordre 1, nous avons pour le premier paramètre :

$$f_1(x_1) = E[f(X | x_1)] - f_0 = \int f(X) dx_2 \cdot dx_3 - f_0 = \frac{14 \cdot x_1 - 7}{4} \quad (\text{A - 81})$$

Pour le deuxième paramètre :

$$f_2(x_2) = E[f(X | x_2)] - f_0 = \int f(X) dx_1 \cdot dx_3 - f_0 = \frac{12 \cdot x_2 + 7}{4} \quad (\text{A - 82})$$

Et pour le troisième paramètre :

$$f_3(x_3) = E[f(X | x_3)] - f_0 = \int f(X) dx_1 dx_2 - f_0 = \frac{5 \cdot x_3 + 4}{2} \quad (\text{A - 83})$$

Et pour les fonctions d'ordre 2 :

$$\begin{aligned} f_{12}(x_1, x_2) &= E[f(X | x_1, x_2)] - f_1 - f_2 - f_0 = \int f(X) dx_3 - f_1 - f_2 - f_0 = 0 \\ f_{13}(x_1, x_3) &= E[f(X | x_1, x_3)] - f_1 - f_3 - f_0 = \int f(X) dx_2 - f_1 - f_3 - f_0 = \frac{(20 \cdot x_1 - 10) \cdot x_3 - 10 \cdot x_1 + 5}{4} \quad (\text{A - 84}) \\ f_{23}(x_2, x_3) &= E[f(X | x_2, x_3)] - f_2 - f_3 - f_0 = \int f(X) dx_1 - f_2 - f_3 - f_0 = 0 \end{aligned}$$

Et enfin pour les fonctions de 3^{ème} ordre :

$$\begin{aligned} f_{123}(x_1, x_2, x_3) &= E[f(X | x_1, x_2, x_3)] - f_{12} - f_{13} - f_{23} - f_1 - f_2 - f_0 \\ &= \int f(X) dx_{im} - f_{12} - f_{13} - f_{23} - f_1 - f_2 - f_0 = 0 \end{aligned} \quad (\text{A - 85})$$

Après avoir calculé les différentes fonctions en appliquant les équations pour le calcul des variances nous avons donc :

$$\begin{aligned} \text{Var}(Y) &= \text{Var}(f(X)) = \int f^2(X) \cdot dX - f_0^2 = 2,465\bar{3} \\ \text{Var}(E[(Y | x_1)]) &= \text{Var}(f_1(x_1)) = \int f_1^2(x_1) \cdot dx_1 = 1,020\bar{8} \\ \text{Var}(E[(Y | x_2)]) &= \text{Var}(f_2(x_2)) = \int f_2^2(x_2) \cdot dx_2 = 0,75 \\ \text{Var}(E[(Y | x_3)]) &= \text{Var}(f_3(x_3)) = \int f_3^2(x_3) \cdot dx_3 = 0,520\bar{8} \quad (\text{A - 86}) \\ \text{Var}(E[(Y | x_1, x_2)]) &= \text{Var}(f_{12}(x_1, x_2)) = \int f_{12}^2(x_1, x_2) \cdot dx_1 \cdot dx_2 = 0 \\ \text{Var}(E[(Y | x_1, x_3)]) &= \text{Var}(f_{13}(x_1, x_3)) = \int f_{13}^2(x_1, x_3) \cdot dx_1 \cdot dx_3 = 0,054\bar{3} \\ \text{Var}(E[(Y | x_2, x_3)]) &= \text{Var}(f_{23}(x_2, x_3)) = \int f_{23}^2(x_2, x_3) \cdot dx_2 \cdot dx_3 = 0 \\ \text{Var}(E[(Y | x_1, x_2, x_3)]) &= \text{Var}(f_{123}(x_1, x_2, x_3)) = \int f_{123}^2(x_1, x_2, x_3) \cdot dx_1 \cdot dx_2 \cdot dx_3 \end{aligned}$$

En utilisant ces valeurs de la variance de Y et les différentes variances conditionnelles de Y par rapport aux différents paramètres et leur combinaison, nous calculons les indices de Sobol d'ordre 1, 2 et d'ordre 3 :

$$\begin{aligned}
S_1 &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_1)])}{\text{Var}(Y)} = 0,414\bar{1} \\
S_2 &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_2)])}{\text{Var}(Y)} = 0,304\bar{2} \\
S_3 &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_3)])}{\text{Var}(Y)} = 0,211\bar{3} \\
S_{12} &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_1, x_2)])}{\text{Var}(Y)} = 0 \\
S_{13} &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_1, x_3)])}{\text{Var}(Y)} = 0,022\bar{0} \\
S_{23} &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_2, x_3)])}{\text{Var}(Y)} = 0 \\
S_{123} &= \frac{\text{Var}(E[(Y | x_1, x_2, x_3)])}{\text{Var}(Y)} = 0
\end{aligned} \tag{A - 87}$$

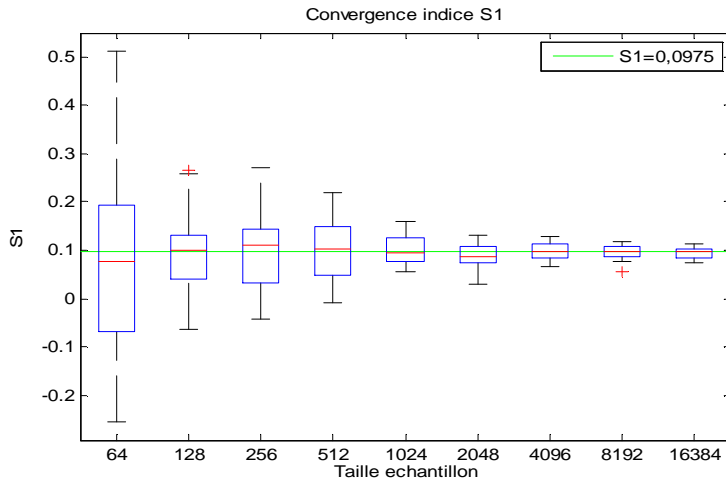
(A) Nous avons calculé aussi les valeurs analytiques des indices de Sobol avec la fonction

$$f(X) = f(x_1, x_2, x_3) = 2x_1 + 6x_2 + x_3 \tag{A - 88}$$

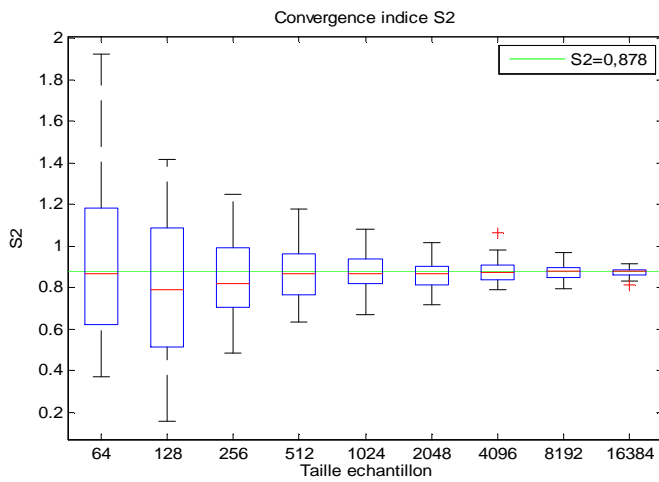
Après calcul, les valeurs des différents indices sont :

$$\begin{aligned}
S_1 &= 0,097\bar{5} \\
S_2 &= 0,87\bar{8} \\
S_3 &= 0,024\bar{3} \\
S_{12} &= S_{13} = S_{23} = S_{123} = 0
\end{aligned} \tag{A - 89}$$

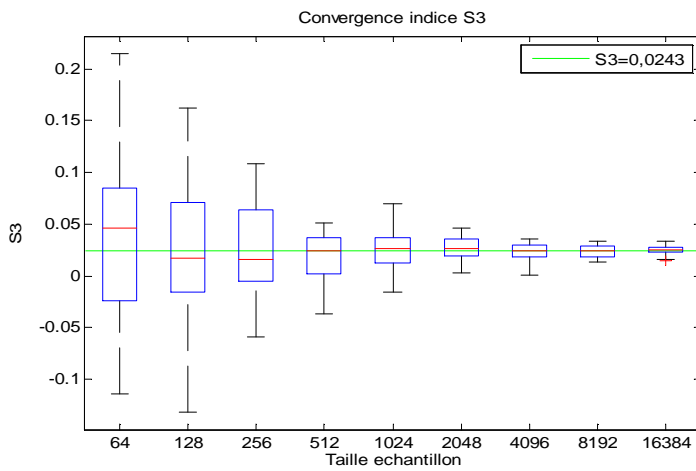
Nous avons regardé la convergence des indices estimés précédemment vers ces valeurs analytiques en fonction de la taille d'échantillon utilisée.



(a)



(b)



(c)

Figure A 6 : Convergence de l'indice de sensibilité S1(a) , S2(b), S3(c) pour différentes tailles d'échantillon pour la fonction test (A)

Nous pouvons remarquer sur la Figure A 6, *qu'à partir d'une taille d'échantillon de 1024 nous avons déjà une estimation correcte de l'indice de Sobol*, l'intervalle de confiance est inférieur à 0,3 valeur de l'indice classé comme négligeable selon (Dimov and Georgieva, 2010). Cela peut-être dû à la simplicité de nos fonctions tests (A) et (B), une application des tests sur des fonctions non linéaires, non monotones serait intéressante pour voir si on obtient les mêmes résultats. Nous pouvons remarquer que pour une taille d'échantillon trop petite on est en présence de valeur d'indice non pertinente (négative ou largement supérieur à 1) avec des intervalles de confiance très larges.

Nous avons effectué le même test de convergence pour notre fonction test (B) avec une taille d'échantillon allant de 128 et 65136. Pour se faire, on a utilisé deux méthodes d'estimation des indices. On a pu remarquer que la méthode d'estimation des indices de Sobol qui a été améliorée par Saltelli (2002) converge plus vite et présente moins de valeurs non pertinentes (négatives) avec des intervalles de confiance plus petits pour des petites tailles d'échantillon (Figure A 7)

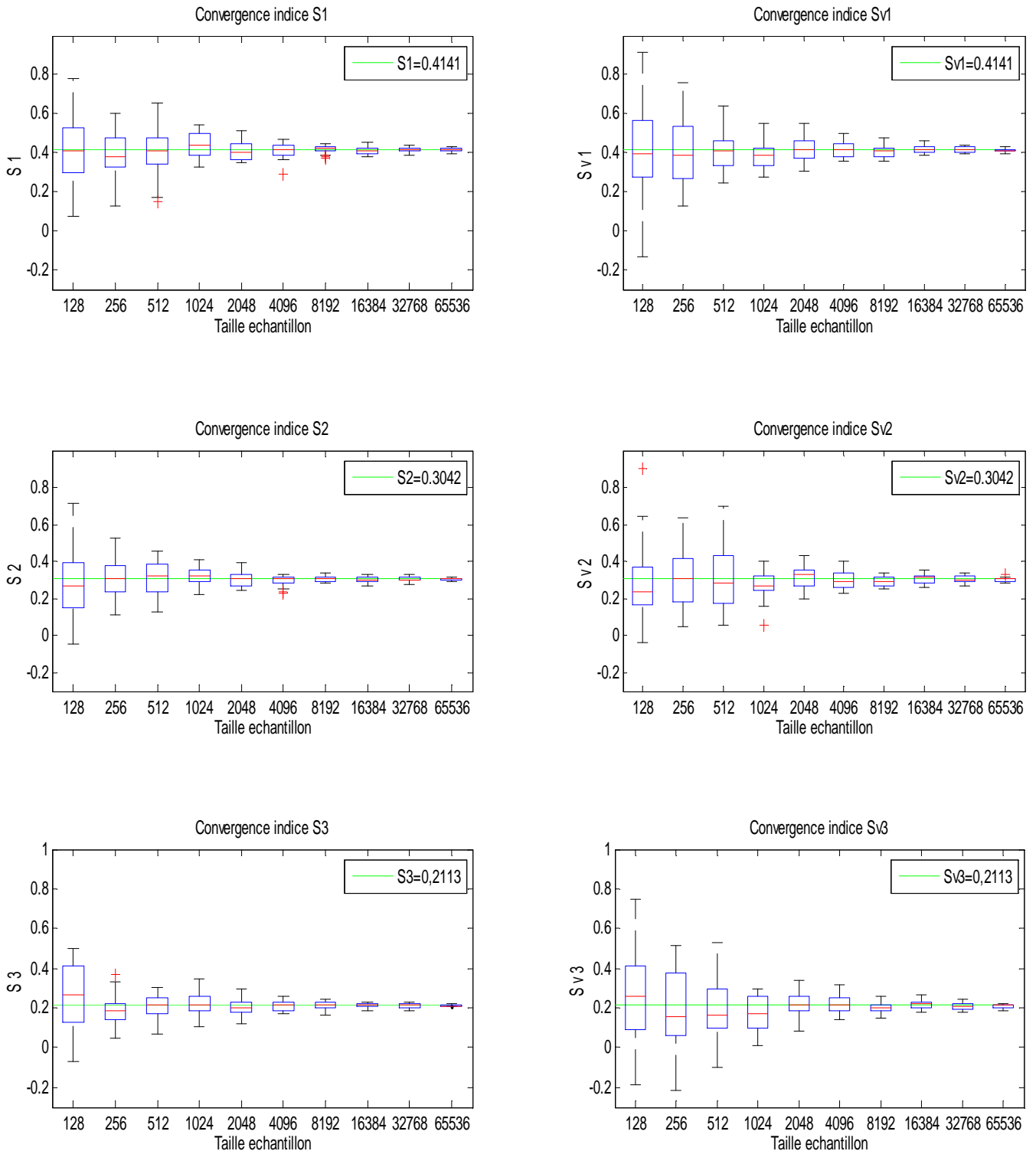


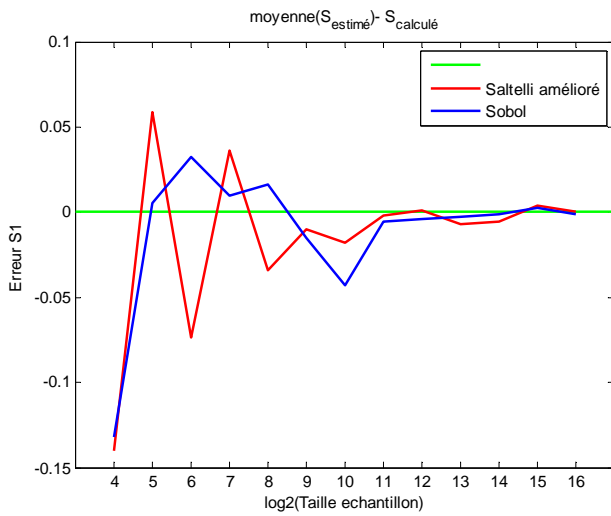
Figure A 7 : Convergence des indices de Sobol S_1, S_2, S_3 avec les deux méthodes (méthode d'estimation initiale de Sobol à droite et amélioration de Saltelli à gauche) pour la fonction test (B).

Afin de voir la taille d'échantillon nécessaire pour une bonne estimation des indices de sensibilité, on a calculé l'écart entre la valeur estimée des indices de sensibilité et leur valeur analytique ainsi que la racine de l'erreur quadratique moyenne pour une taille d'échantillon allant de 16 à 65536. Pour ce faire, nous avons effectué une répétition de 30 pour chaque taille d'échantillon testée.

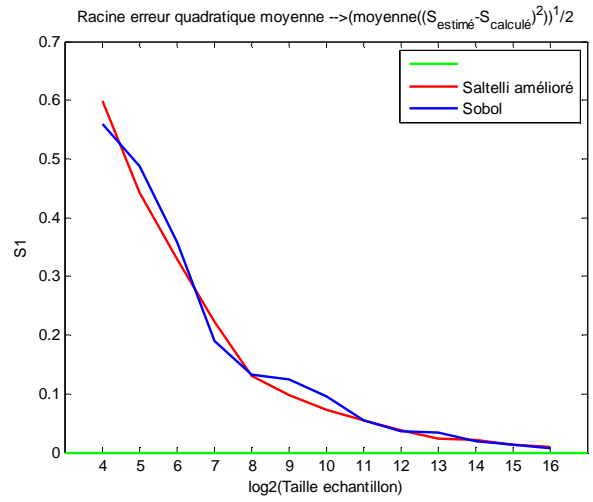
Les Figure A 8 représentent pour les indices de 1er ordre S_1 , S_2 , S_3 de la fonction test (B), l'erreur entre la valeur estimée et la valeur calculée ainsi que la racine de l'erreur quadratique moyenne. On a pu voir la convergence des deux méthodes d'estimations des indices de Sobol suivant les deux méthodes d'estimation de la moyenne (méthode d'estimation de Sobol initiale et la méthode proposé par Saltelli (2002)).

On peut voir d'après les Figure A 8 (b,d,f), qui présentent les racines des erreurs quadratique moyenne, que la méthode qui a été améliorée par Saltelli converge plus vite que la méthode initiale de Sobol.

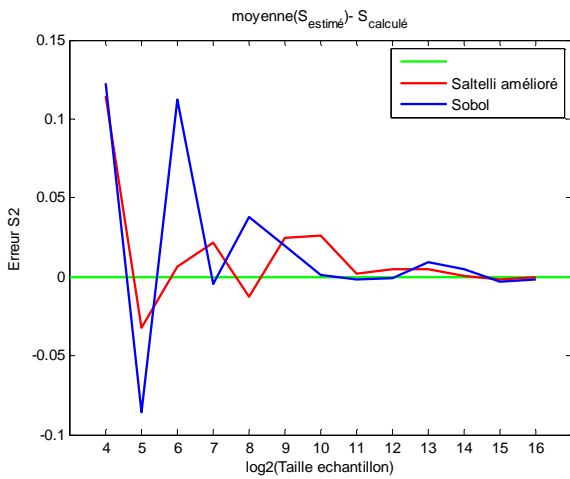
Cela nous a permis également de voir le nombre d'échantillons nécessaire pour avoir une bonne estimation de l'indice de sensibilité sur notre modèle. Dans le cas de la fonction test étudiée ici (fonction (B)), on peut voir que pour une taille d'échantillon de 256 (2^8) Figure A 8 (a,c,e), une bonne approximation de l'indice est obtenue (pour S_3 par exemple $S_{3\text{estimé}} - S_{3\text{calculé}} = -0,0042$ de l'ordre de 10^{-3} (Figure A 8 f)). Cela peut être aussi dû à la simplicité de la fonction test (B). Une étude de la convergence sur un modèle (une fonction) plus complexe serait intéressante.



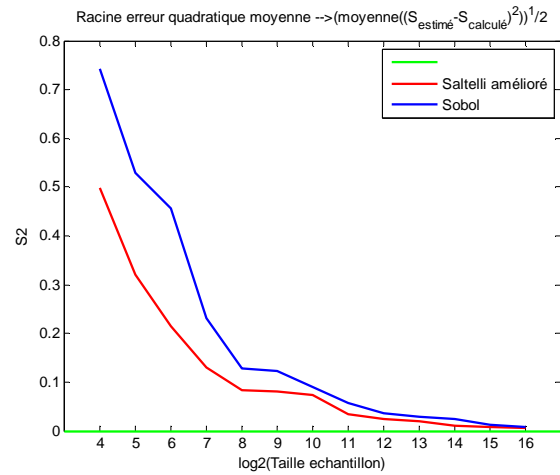
(a)



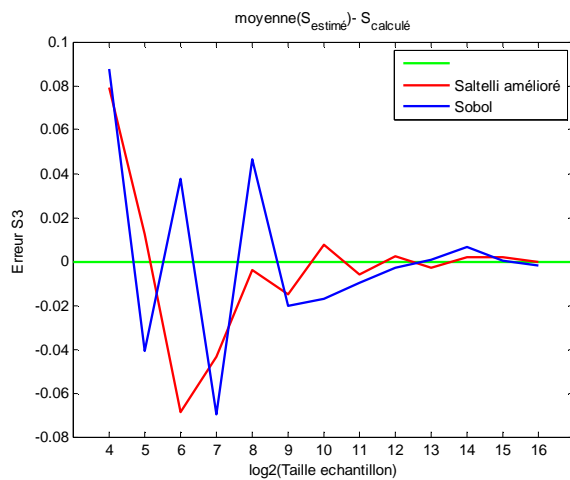
(b)



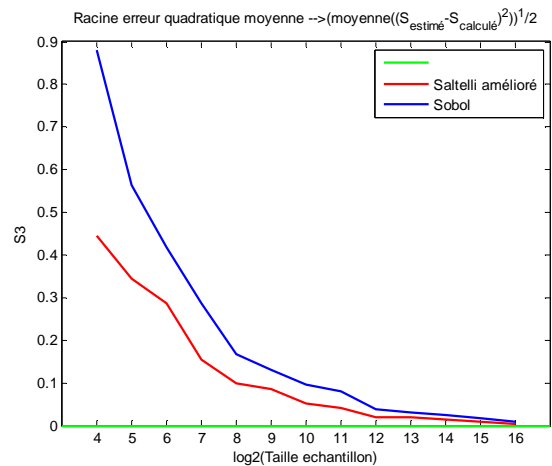
(c)



(d)



(e)



(f)

Figure A 8 : Erreur des estimations des indices de 1er ordre S1(a), S2(c) et S3(e) de la fonction test (B) et racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de ces estimations S1(b), S2(d) et S3(f) de la fonction test (B)

Annexe VII : Programmation

Liste des figures

<i>Figure A 1 : Organigramme de l'ensemble du couplage des méthodes d'AS de Morris et d'ACV</i>	4
<i>Figure A 2 : Organigramme de l'ensemble du couplage des méthodes d'AS de Sobol et d'ACV</i>	5
<i>Figure A 3 : Structure de la base de données de la méthode de caractérisation CML 2001 + CED (non renouvelable)</i>	6

Nous avons mis en œuvre dans le logiciel Matlab© toutes les applications de notre approche. Nous avons choisi cette démarche parce que l'utilisation des logiciels ACV existants tels que Simapro ou Gabi, était difficile. En effet, pour l'utilisation des logiciels d'ACV existants, nous avons identifié notamment les limites suivantes : (i) L'entrée des paramètres des logiciels est souvent manuelle : ce qui rend difficile l'automatisation des calculs pouvant aller jusqu'à 10.000 (ou plus) scénarios différentes. (ii) La prise en compte de certains types de paramètres tels que ceux qui sont qualitatifs : ces paramètres ne sont pas généralement pris en compte et leur rajout est difficile. (iii) L'utilisation des modèles d'inventaires : n'est pas possible pour la majorité des logiciels d'ACV existant dû au fait qu'ils ont souvent leurs propres formats de bases de données. Malgré que bon nombre de logiciels d'ACV contiennent plusieurs méthodes de caractérisation, il était assez difficile d'effectuer des simulations utilisant une approche Monte-Carlo en considérant des paramètres qualitatifs tel que le choix de la méthode d'allocation ou la méthode de caractérisation comme variable par exemple. La combinaison des logiciels d'ACV existant avec une ou plusieurs approches d'analyses de sensibilité apparaissait ainsi difficile.

Nous présentons dans cette partie succinctement la mise en œuvre des méthodologies utilisés. Nous rappelons que tous les routines de calcul présenté ici sont développées sous le logiciel matlab© de MathWorks. Matlab© (Matrix laboratory) comme son nom l'indique est un logiciel de programmation et de calcul adapté au calcul matriciel. Basé sur java, c'est un langage interprété mais qui peut aussi être compilé. Matlab© est fournie avec un grand nombre de bibliothèques de fonctions disponibles aux utilisateurs, dans notre cas nous avons eu besoin de la bibliothèque statistique. Matlab© permet d'enregistrer les programmes ou les fonctions sous le format de fichier *.m. Ces fonctions peuvent être utilisées par la suite en les appelant par leur nom. Il a également la capacité d'enregistrer et de charger des données sous format Excel ou sous le format propriétaire *.mat. Pour les données qu'on peut rencontrer et utiliser sous Matlab© nous avons les types suivants :

- **Les nombres** : dans notre cas, nous pouvons avoir recours à ce type de variable lors de la déclaration d'une variable de valeur unique unidimensionnelle ;

- **Les matrices** : ce type de variable est présent dans nos calculs lors des phases de l'inventaire de cycle de vie et de la phase de caractérisation en ACV. Nous pouvons aussi rencontrer ce type de variable lors des différents calculs des indices de sensibilité. La plupart du temps nous aurons recours à des vecteurs.

- **Les textes** : ou les « strings », sont des ensembles de caractères. Nous rencontrerons ce type de variable lors de la définition des données d'inventaire pour les noms des différents processus considérés par exemple, ou les noms des différentes substances.

- **Les cellules** : ce sont des variables multidimensionnelles qui peuvent contenir plusieurs matrices numériques de différentes tailles ou plusieurs textes ou les deux. Elles sont rencontrées dans notre cas, lors des calculs des données d'inventaires pour le stockage des données numériques et les substances correspondant et des données après caractérisation pour les différentes catégories d'impact et indicateurs.

- **Les structures** : ce type de variable est multidimensionnel comme les cellules. A la différence que les noms des différents variables sont structurés de façon à ce qu'ils soient imbriqués. Nous avons un exemple de variable de structure contenant la méthode de caractérisation CML IA (voir Figure A 3).

Les différents modèles d'inventaires utilisés ont été mis sous forme de fonction séparément sous format ***.m** qu'on peut appeler au moment voulu.

Les données spécifiques au différent processus mis en jeu sont donc chargées sous forme matricielle et appelée lors de leur utilisation. Les données des inventaires ont été exportées de la base de données **ecoinvent**© (format des données avec la méthode CML IA où l'on répertorie 720 substances). Les données exportées sont ensuite mises sous le format de données du logiciel Matlab© avec une extension ***.mat**. Ces données sont par la suite chargées et utilisées en temps voulu.

Pour la pratique nous avons donc une routine principale ***.m** qui permet de calculer l'inventaire de chaque processus a été établie. Pour l'inventaire du sous-système agricole par exemple, la routine utilise comme données d'entrées les bases de données d'inventaire, les différents paramètres des modèles d'inventaires pour le calcul des flux entrant et sortant. Comme sortie de cette routine de calcul nous obtenons une matrice d'inventaire de l'ensemble du sous-système (arrière-plan + premier-plan) mise en forme comme les données comportant les 720 substances.

Pour la phase de caractérisation de l'ACV, nous avons les étapes suivantes : un chargement des facteurs de caractérisation (de la méthode choisie), puis un calcul de tous les indicateurs d'impact de la méthode ou des indicateurs choisis. Dans notre cas d'étude, nous n'avons utilisé que la méthode de caractérisation CML IA 2001.

Ces données ont été mises sous le format ***.mat** qui contient deux principales données, une **cellule** contenant les différentes substances de la méthode et une **structure** contenant les différentes informations de la méthode. Nous trouvons dans cette structure les données correspondant aux *facteurs de caractérisation*, *la liste des différents impacts* et les autres caractéristiques de la méthode, telle que *les données de normalisation*, *de pondération*.

Le calcul des indicateurs est effectué suivant l'approche de l'ACV, pour tous les indicateurs de la méthode contenue dans **la structure** de la méthode chargée. La matrice d'inventaire de l'étape de l'inventaire est multipliée par la matrice contenant les facteurs de caractérisation de chaque catégorie d'impact suivant l'équation

$$\text{Indicateurs} (1,1) = \sum (\text{matrice inventaire} (720,1) * \text{matrice de caractérisation} (720,1)) \quad (\text{A} - 90)$$

Pour la pratique, une routine ***.m** a donc été créé pour cette étape de caractérisation. Cette routine utilise comme données d'entrée, la matrice de l'inventaire calculée à partir de la fonction d'inventaires totaux, un paramètre qualitatif qui définit le choix de la méthode, et les données de la méthode. Comme sortie nous obtenons une matrice contenant les indicateurs des catégories d'impact choisies.

Pour la mise en œuvre de l'approche ACV, nous nous sommes inspirés de l'approche utilisée dans le logiciel **Bil'env** (Bilan environnemental des véhicules électriques). Ce logiciel a été développé pour l'analyse et l'évaluation environnementale des véhicules électriques.

Pour la méthode d'analyse de sensibilité de Morris, nous avons repris les fichiers contenant les programmes pour le calcul des indices de Morris du Joint Research Center (JRC)⁴. Il s'agit des routines suivantes *Sampling_Function_2.m* (une autre routine ayant la même fonction avec des optimisations des échantillonnages existe aussi *Optimized_Groups.m*) et la fonction *Morris_Measure_Groups.m*. Rajoutée à ceux-là, nous avons la fonction *principale* pour la description des différents paramètres d'entrées et d'appel aux précédentes fonctions, de même *les fonctions de traçages* des indices et la fonction de *sauvegarde* et d'écriture des résultats. Nous allons voir dans ce qui suit les caractéristiques de ces fonctions

- *Sampling_Function_2.m* : cette fonction a pour objectif de créer le plan d'expérience de Morris. Pour cela, il va prendre comme entrée les paramètres suivants : le nombre de niveaux n , le nombre de variables p , le nombre de répétitions r , les vecteurs contenant les valeurs minimum et maximum des paramètres et la matrice contenant les groupes de paramètres. Comme sortie de la fonction, nous obtenons la matrice d'expérience de Morris.

(Une autre version de la fonction d'échantillonnage existe, cette version permet de choisir les trajectoires aléatoires les plus éloignées possibles à partir des distances euclidiennes parmi un nombre de trajectoires élevé *Optimized_Groups.m*.)

- *Morris_Measure_Groups.m* : cette fonction permet de calculer les indices de Morris μ, μ^*, σ de tous les paramètres d'entrée. Pour cela, il utilise comme paramètres d'entrée *la sortie* calculée à partir du plan d'expérience, le *plan d'expérience* de Morris, le nombre de variables, le nombre de répétitions, et la matrice contenant les groupes de paramètres. Comme sortie on a donc *la matrice contenant les différents indices de Morris*.

- *Morris_*.m* : on effectue les étapes suivantes dans cette fonction, (i) la déclaration des différents paramètres de la méthode, *le nombre de niveaux n lors de la discrétisation, le nombre de trajectoire ou de répétitions r* . (ii) On déclare par la suite les différentes valeurs extrêmes des paramètres dans une matrice d'entrée notée X_1 . La fonction *Sampling_Function_2.m* est utilisée par la suite pour la création du plan d'expérience de Morris. Les sorties correspondant au plan mis en œuvre sont par la suite calculées par la fonction représentant le modèle étudié. En utilisant ces sorties calculées et le plan d'expérience mise en œuvre nous procédons au calcul des différents indices de Morris avec la fonction *Morris_Measure_Groups.m* que nous avons incluse dans la fonction *Trace_morris_*.m*.

- *Trace_morris_*.m* et *ecriture_txt_tri_morris* : ces fonctions ont pour objectifs respectifs de tracer les graphiques correspondants aux indices de Morris calculés précédemment et d'écrire les résultats dans un fichier texte (valeur triée ou non).

⁴ <http://ipsc.jrc.ec.europa.eu>

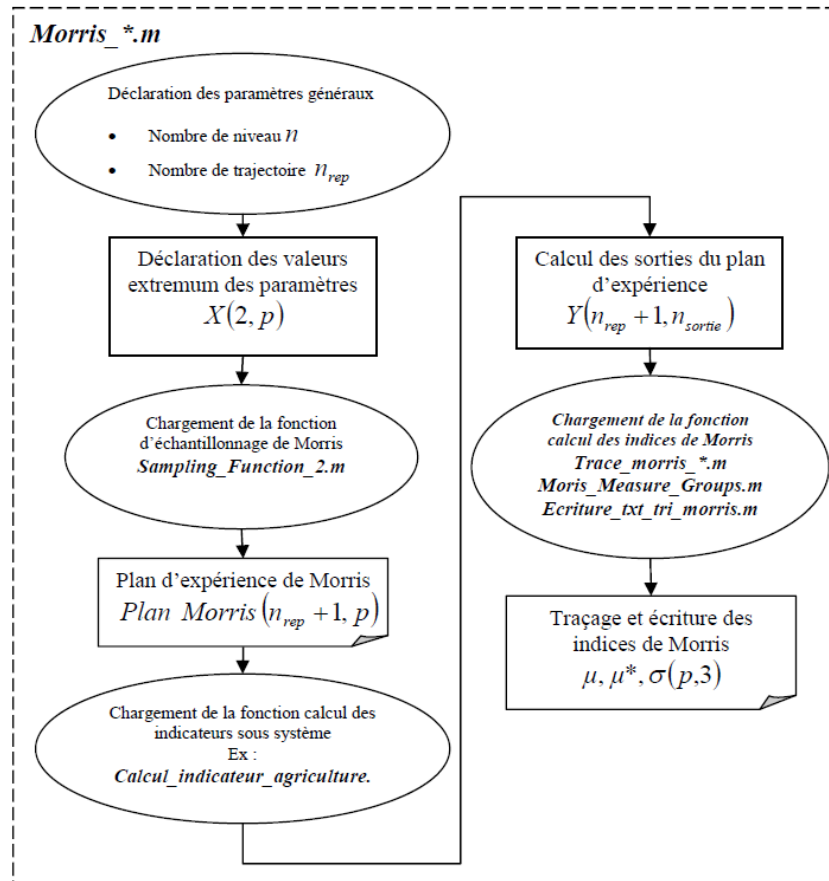


Figure A 1 : Organigramme de l'ensemble du couplage des méthodes d'AS de Morris et d'ACV

Pour les indices de Sobol, nous avons mis en œuvre une approche permettant de calculer les indices d'ordre 1, (d'ordre 2) et d'ordre totaux. Cette approche permet également une étude par groupe ou par paramètre individuel. Pour ce faire nous avons mis en place les routines suivant, une routine principale *Sobol*.m*, une routine pour le calcul des sorties conditionnelles *realisation_plusieurs_sortie.m*, une routine pour le calcul des indices de Sobol *sobol_sortie_*.m*, une fonction qui permet d'effectuer un ré échantillonnage « bootstrap », *bootstrap_vect.m*, une routine pour le calcul des intervalles de confiance *int_confiance.m* et des fonctions qui permettent de tracer et d'écrire les indices de Sobol dans des fichiers textes. Une fonction qui permet de grouper les différents paramètres *grouper.m* est aussi utilisée.

Nous allons voir dans ce qui suit les caractéristiques de ces différentes fonctions,

- *Sobol*.m* : c'est la fonction principale pour le calcul des indices de Sobol, elle comprend toutes les étapes relatives à l'estimation des indices. Elle fait appel aux différentes fonctions principales présentées ci-dessous.

- *realisation_plusieur_sortie.m* : cette fonction permet de calculer les différentes sorties conditionnelles, qui seront utilisées pour le calcul des indices d'ordre 1 et totaux (on a aussi une fonction permettant de calculer ces mêmes sorties avec les sorties conditionnelles d'ordre 2). Elle utilise comme entrée la fonction du modèle à étudier, les deux échantillons aléatoires indépendants des différentes variables d'entrées, et la matrice contenant le groupe de paramètres. Elle donne comme sortie une matrice contenant la sortie conditionnelle par rapport à chaque paramètre d'entrée.

- **sobol_sortie_*.m** : cette fonction permet de calculer les différents indices de Sobol de premier ordre, de second ordre, d'ordre total selon la fonction choisie. Elle utilise comme entrée, un échantillon de la matrice de sortie conditionnelle calculé précédemment et donne comme sortie les indices de Sobol correspondant à cet échantillon. Cette fonction est appelée et réutilisée r fois dans la fonction de ré-échantillonnage **bootstrap_vect.m**.

- **bootstrap_vect.m** : cette fonction permet d'échantillonner à partir d'un échantillon principal et d'appliquer une fonction à ce nouveau échantillon obtenue. Elle utilise comme entrée l'échantillon principal, la fonction à appliquer, le nombre de répétitions d'échantillonnage, la taille du ré-échantillonnage (Nous avons choisi une taille qui est égale à la moitié de l'échantillon principale).

- **int-confiance.m** : après la répétition des calculs des indices de Sobol, nous avons calculé la valeur moyenne de l'indice et les intervalles de confiance. Cette fonction utilise comme paramètre d'entrée, les indices de Sobol calculés par la méthode des bootstrap.

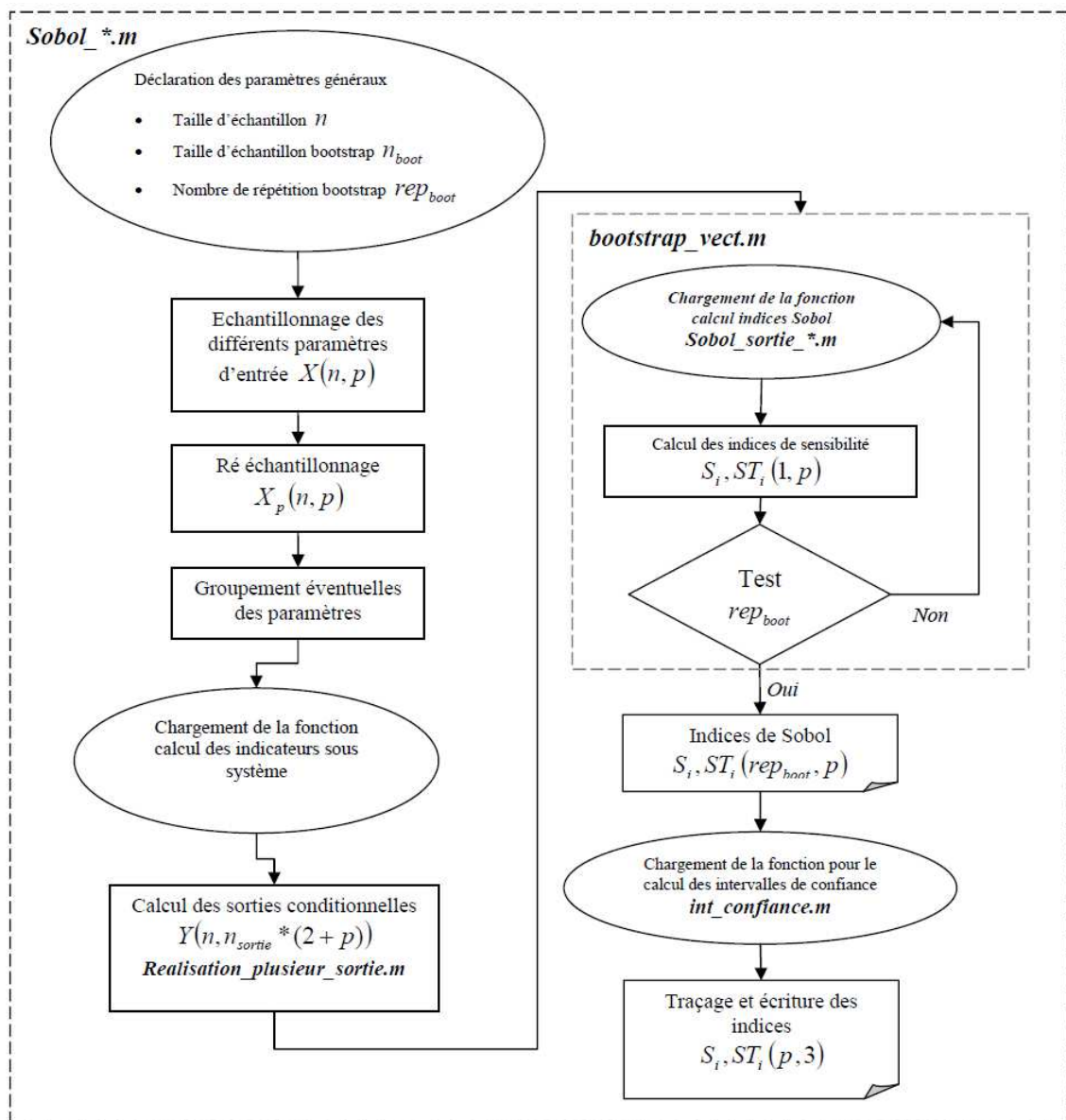


Figure A 2 : Organigramme de l'ensemble du couplage des méthodes d'AS de Sobol et d'ACV

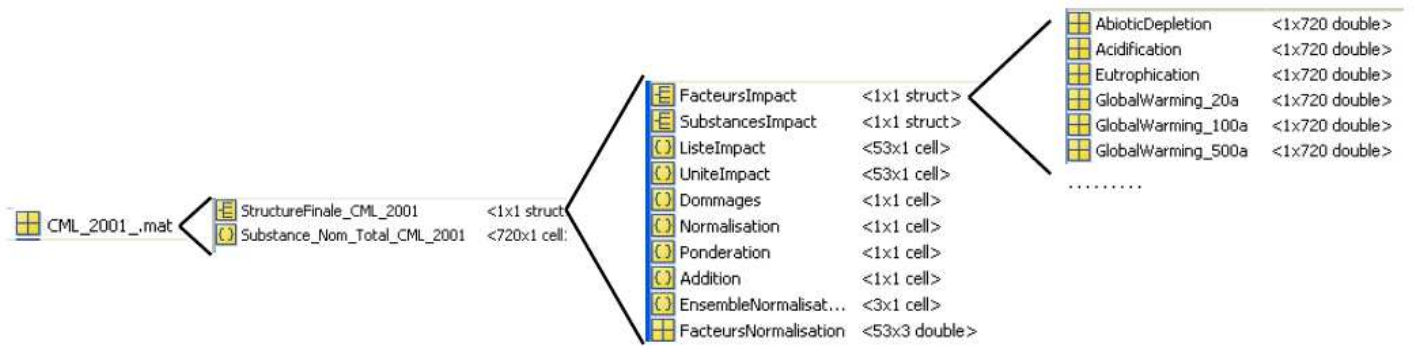


Figure A 3 : Structure de la base de données de la méthode de caractérisation CML 2001 + CED (non renouvelable)

Annexe VIII : Détail de la modélisation couplée hygrothermique

Liste des figures

<i>Figure A 1 : Paroi monocouche</i>	4
<i>Figure A 2 : Les phases de sorption d'un matériau hygroscopique (Künzel 1995)</i>	6
<i>Figure A 3 : Discrétisation en différence finie avec un schéma à gauche, centré et à droite ...</i>	7
<i>Figure A 4 : Les nœuds de discrétisation</i>	8
<i>Figure A 5 : Calcul des propriétés des matériaux (exemple conductivité thermique) aux nœuds intermédiaires $j-3/2$, $j-1/2$, $j+1/2$, $j+3/2$</i>	12
<i>Figure A 6 : Benchmark HAMSTAD n°2</i>	13
<i>Figure A 7 : Profil teneur en eau, résultat analytique HAMSTAD (légende H) et résultat numérique de notre modèle (légende A)</i>	14
<i>Figure A 8: Expérimentation de (Samri 2008)</i>	14
<i>Figure A 9: Les deux conditions statiques des expérimentations de (Samri 2008)</i>	15
<i>Figure A 10 : Évolution de la température (a) et de l'humidité relative (b) au milieu de la paroi (point C) mesurée et calculée et au niveau des surfaces intérieur et extérieur avec la condition STAT1</i>	16
<i>Figure A 11 : Évolution de la température (a) et de l'humidité relative (b) au milieu du matériau (point C) mesurée et calculée et au niveau des surfaces intérieur et extérieur avec la condition STAT2</i>	16
<i>Figure A 12 : Le modèle de bâtiment (a) et les données climatiques température et humidité relative (b) utilisées « Copenhague »</i>	20
<i>Figure A 13 : L'évolution de la température intérieure et le profil de consommation d'énergie de chauffage et de climatisation pour une journée de simulation (5 juillet)</i>	22

Liste des tableaux

<i>Tableau A- 1 : Les valeurs des coefficients de transferts par convections aux niveaux des surfaces extérieures et intérieures de la paroi selon les différents auteurs</i>	9
<i>Tableau A- 2 : Synthèse des caractéristiques des différents systèmes de régulation</i>	19

Pour l'étude de la troisième phase qui est l'utilisation ou la vie en service du matériau, l'utilisation de modèle de simulation thermique du bâtiment est nécessaire. Le béton de chanvre qui est l'objet de nos étude dans cette partie est un matériau très poreux (avec une porosité ouverte de l'ordre de 70%) et hygroscopique (fort échange d'humidité qui peuvent influencer les échanges de chaleur). Certes des modèles qui permettent d'étudier le transfert couplé thermiques hydriques existent, mais le couplage avec nos modèles d'ACV et d'AS s'avère difficile. Nous avons choisi de mettre en œuvre un programme simplifié qui permet de prendre en compte ces transferts couplés de températures et d'humidités dans un bâtiment simplifié. Les différentes étapes de mises en œuvre et de validation de ce modèle hygrothermique simplifié 1D sont présentées dans la présente annexe.

A - VIII.1 Les modèles thermiques du bâtiment

On tient à rappeler que dans la partie utilisation du matériau dans le bâtiment notre objectif est de voir l'influence de l'utilisation du béton de chanvre sur la consommation énergétique du bâtiment (et les impacts environnementaux correspondants). Ces impacts sont liés principalement à la consommation d'énergie dans le bâtiment dont le principal poste de consommation est le chauffage.

Pour cela nous avons besoin d'un modèle qui permet de quantifier la consommation due au chauffage dans le bâtiment. Actuellement de nombreux outils de simulation thermique dynamique pour le bâtiment existent (Comfie, Designbuilder, Energy plus, Esp-r, ...) une revue de plusieurs modèles thermiques seuls ou couplés hydrique, est effectué dans (Woloszyn, 2008). Ces outils existants ne nous permettent pas d'atteindre nos objectifs à cause des points suivants :

- Le couplage des outils existants avec l'analyse de sensibilité et l'ACV (qu'on a développée sous matlab©) sont complexes, dès lors qu'il peut être nécessaire de réaliser des répétitions de calcul (allant de l'ordre de 10000 pour l'estimation des indices de Sobol), donc impossible à mettre en œuvre manuellement dans un temps raisonnable,
- On ne peut pas modifier à notre aise les modèles thermiques existants pour rajouter d'autres nouvelles parties ou hypothèses,
- Certains de ces logiciels ne prennent pas en compte les phénomènes de transfert hydrique à travers les parois, or le matériau isolant à base de chanvre est un matériau fortement hygroscopique (absorbe et rejette de l'eau selon le taux d'humidité de son environnement).

D'où le développement d'un modèle couplé hygrothermique simplifié sous matlab©. Pour cela nous nous sommes basés sur un modèle couplé hygrothermique existant qui a été développé par Kunzel (1996). Il s'agit du modèle à l'échelle de la paroi utilisé dans le logiciel Wufi© qui prend en compte le couplage entre les transferts thermiques et hydriques.

A - VIII.2 Mise en œuvre du modèle hygrothermique à l'échelle de la paroi

Nous présentons dans cette partie le modèle que nous utilisons pour caractériser les transferts thermiques et hydriques à l'intérieur de la paroi ainsi qu'au niveau des surfaces externes.

A - VIII.2.1 À l'intérieur de la paroi

En se basant sur les différents phénomènes physiques présents à l'échelle microscopique à savoir *conduction*, *convection*, *évaporation*, *condensation*, *sorption*, *désorption*, les bilans thermique et hydrique à cette échelle, et à l'échelle macroscopique peuvent être établis.

Le bilan thermique dans un volume élémentaire à l'intérieur du matériau est défini par l'équation (A - 1) où le terme à gauche de l'égalité représente le stockage de chaleur dans le matériau et les termes à droite représentent les transferts de chaleur qui interviennent dans le matériau.

$$\rho C_p \frac{dT}{dt} = \vec{\nabla} \cdot (Q_{conduction} + Q_{rayonnement} + Q_{convection} + Q_{evaporation} + Q_{sorption/desorption}) \quad (A - 91)$$

Où ρ : la masse volumique [$kg.m^{-3}$], C_p : la chaleur spécifique [$J.kg^{-1}.K^{-1}$], T : la température [K], t le temps [s] et les termes à droites les différents flux présentés précédemment.

Le modèle de Künzel (1995) tient compte des hypothèses suivantes pour la partie thermique

- Les transferts thermiques par rayonnement $Q_{rayonnement}$ à l'intérieur du matériau sont pris comme négligeables. Cette hypothèse peut être prise si la différence de température au niveau des surfaces d'un pore à l'intérieur du matériau est négligeable (rayon des pores petit). C'est le cas du béton de chanvre qui peut être assimilé à l'isolant thermique à base de laine de bois étudié par Kaemmerlen (2009) où ces transferts représentent moins de 4% de l'ensemble des transferts de chaleur.
- Les transferts thermiques par convection $Q_{convection}$ à l'intérieur du matériau sont négligeables par rapport aux autres modes de transferts. Cette hypothèse peut être prise si la taille de pores à l'intérieur du matériau est assez petite (si le nombre de Rayleigh modifié est inférieur à 40 (Kaemmerlen 2009)).
- La chaleur de sorption et désorption n'est pas prise en compte (Künzel 1995) considérée négligeable par rapport aux autres phénomènes de transfert de chaleur.

La partie thermique du modèle de Kunzel (1995) en 1D est donc donnée par l'équation (A - 2) . Le modèle de Kunzel (1995) ne tient compte que du transfert de chaleur par conduction et de la chaleur d'évaporation /condensation.

$$\rho C_p \frac{dT}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \right) + h_{lv} \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial}{\partial x} (\varphi P_{sat}) \right) \quad (A - 92)$$

Simultanément à ce transfert de chaleur, on a aussi le transfert de masse (hydrique) où le bilan hydrique est donnée par.

$$\frac{dv}{dt} = \vec{\nabla} \cdot (Q_{liquide} + Q_{vapeur}) \quad (A - 93)$$

Où v la teneur en eau [kg/m^3], t : le temps [s] et les termes à droites de l'équation les flux de transfert hydriques liquide et vapeur .

Dans le modèle de Künzel (1995) après développement et changement de variable (φ au lieu de v) le transfert d'humidité est défini par l'équation (A - 4). Le terme à gauche de l'égalité représente le stockage d'humidité, le premier terme à droite représente la conduction

de liquide à l'intérieur du matériau et le deuxième terme représente le flux de vapeur par condensation et évaporation.

$$\frac{dv}{d\varphi} \frac{d\varphi}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{\varphi} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\delta_p \frac{\partial (\varphi \cdot P_{sat})}{\partial x} \right) \quad (\text{A - 94})$$

A - VIII.2.2 Au niveau des surfaces externes (conditions aux limites)

On peut voir sur la Figure A 1 les différents phénomènes physiques qui entrent en jeu au niveau des surfaces externes, la convection thermique et hydrique entre la paroi et les milieux environnants, et les échanges thermiques par rayonnement entre la paroi et les milieux environnants.

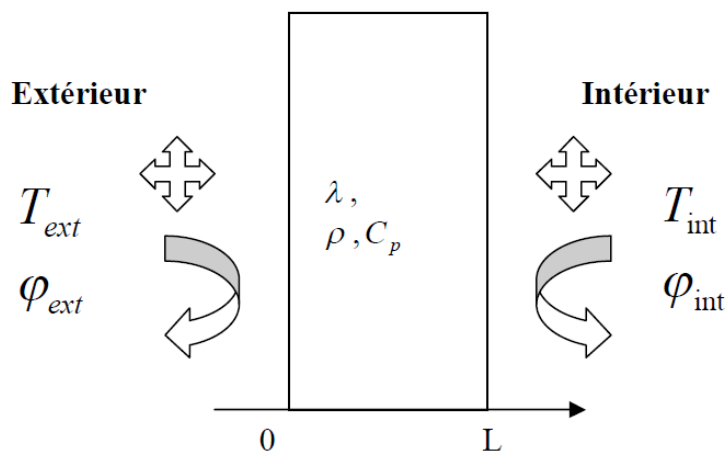


Figure A 1 : Paroi monocouche

Pour la partie thermique, on a une égalité des flux thermiques au niveau de la surface et des échanges par convection et par rayonnement avec le milieu environnant.

$$\begin{aligned} \Phi_{thermique} |_{ext} &= Q_{conv}^{ext} + Q_{ray}^{ext} = h_{ext}^{conv} (T_{S,ext} - T_{ext}) + h_{ext}^{ray} \cdot \mathcal{E} \cdot (T_{S,ext}^4 - T_{\infty}^4) \\ \Phi_{thermique} |_{int} &= Q_{conv}^{int} + Q_{ray}^{int} = h_{int}^{conv} (T_{S,int} - T_{int}) + h_{int}^{ray} \cdot \mathcal{E} \cdot (T_{S,int}^4 - T_{\infty}^4) \end{aligned} \quad (\text{A - 95})$$

Où $\Phi_{thermique}$ le flux thermique échangé entre les surfaces intérieures (extérieures) et l'environnement intérieur (extérieur) [W] est les termes à droites les flux transmis par convection et rayonnement à la surface.

Les équations de transfert par rayonnement sont linéarisés, l'équation ci-dessus peut donc être simplifiée en prenant en compte un coefficient de convection intégrant à la fois les échanges par convection et par rayonnement.

Pour les échanges hydriques, on a une égalité des flux hydriques au niveau de la surface et des échanges hydriques par convection entre le milieu intérieur et le milieu extérieur :

$$\begin{aligned} \Phi_{humidité} |_{ext} &= h_{ext}^{hydrique} (\varphi_{S,ext} - \varphi_{ext}) \\ \Phi_{humidité} |_{int} &= h_{int}^{hydrique} (\varphi_{S,int} - \varphi_{int}) \end{aligned} \quad (\text{A - 96})$$

Où $\Phi_{\text{humidité}}$ le flux hydrique échangé entre les surfaces intérieure et extérieure avec l'environnement intérieur et extérieur [$\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$], $h_{\text{ext}}^{\text{hydrique}}$ et $h_{\text{int}}^{\text{hydrique}}$ les coefficients de convection hydrique extérieur et intérieur et $\varphi_{S,\text{ext}}$, $\varphi_{S,\text{int}}$, φ_{ext} , φ_{int} les HR de la surface extérieure, intérieure, du milieu extérieur et intérieur [n.u].

A - VIII.2.3 Les modèles utilisés

Différents modèles sont nécessaires lors de la résolution du modèle couplé. Parmi cela un modèle pour le calcul de la pression de saturation, un modèle de calcul de sorption qui permet d'obtenir la teneur en eau v [kg.m^{-3}] en fonction de l'humidité relative φ [n.u], et un modèle qui permet de calculer la perméabilité à la vapeur d'eau de l'air.

Le modèle de calcul de la pression de saturation

La pression de saturation (de l'eau dans notre cas) représente la valeur de la pression à laquelle la phase gazeuse est en équilibre avec la phase liquide. Dans notre cas nous avons testé les deux modèles suivants :

- Le modèle de Kunzel

Le modèle empirique défini par l'équation (A - 97) de Kunzel (1995) permet de calculer la pression de saturation à l'intérieur du matériau en fonction de la température, ce modèle est valide pour les températures négatives et positives rencontrées dans le bâtiment.

$$P_{\text{sat}} = 611. \exp\left(\frac{a.T}{T_0 + T}\right) \quad (\text{A - 97})$$

Où P_{sat} : la pression de saturation [Pa] les coefficients a et T_0 sont fonctions de la température et T exprimé en [$^{\circ}\text{C}$]

Si $T < 0^{\circ}\text{C}$ on a $a = 22,44$ et $T_0 = 272,44^{\circ}\text{C}$

Si $T > 0^{\circ}\text{C}$ on a $a = 17,08$ et $T_0 = 234,18^{\circ}\text{C}$

- Le modèle utilisé par Samri

Le modèle empirique ci-présent a été utilisé par Samri (2008) lors de sa thèse pour estimer la pression de saturation à l'intérieur des différents matériaux qu'il a considérés, parmi lesquels le béton de chanvre. Ce modèle est valide pour une température positive allant de 0°C à 80°C .

$$P_{\text{sat}} = \exp\left(23,5777 - \frac{4042,9}{T - 37,58}\right) \quad (\text{A - 98})$$

Où P_{sat} : la pression de saturation [Pa] et la température T est exprimée en [K]

Le modèle de sorption

Un modèle de sorption permet d'étudier la teneur en eau à l'intérieur d'un matériau en fonction de l'humidité relative (φ) à l'intérieur de celui-ci à partir de l'état sec $\varphi = 0\%$ à la saturation $\varphi = 100\%$. Les mécanismes de fixation de l'eau pour cette plage de variation de l'humidité relative se divise en trois phases (voir Figure A 2) selon Kunzel (1995) :

- Phase 1 : sorption isotherme de 0-95% de HR
- Phase 2 : condensation capillaire jusqu'à la saturation capillaire de 95% à 100% (non comprise) de HR

- Phase 3 : saturation maximum à partir de 100 % de HR

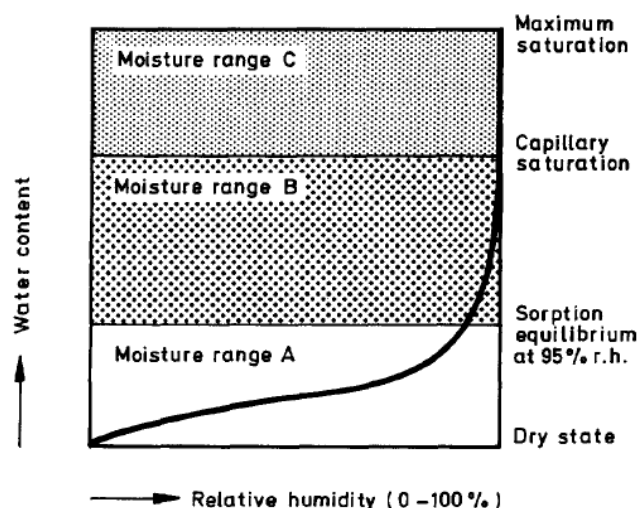


Figure A 2 : Les phases de sorption d'un matériau hygroscopique (Künzel 1995)

Un modèle de sorption est utilisé pour modéliser la teneur en eau v dans le matériau en fonction de l'humidité relative ϕ . Cependant la prise en compte de la troisième phase (la saturation) reste difficile. Nous présentons par la suite, les différents modèles de la littérature qui peuvent être utilisés pour le béton de chanvre.

- Le modèle de BET

Le modèle de BET (Brunauer, Emmett and Teller's) est un modèle empirique qui est valide pour les deux premières phases de sorption (défini pour $\phi < 100\%$), est donné par

$$v = v_m \frac{1}{1 - \phi} \quad (\text{A - 99})$$

Où v : la teneur en eau [kg.m^{-3}] associée à l'humidité relative ϕ [n.u] , v_m [kg.m^{-3}] la teneur en eau de la surface intérieure pour une couche mono moléculaire, qui peut être déterminée par la moyenne des tests de sorption

- Le modèle de Kunzel

Ce modèle a été développé par Künzel (1995) à partir du modèle de BET. Il permet de tenir compte des trois phases de sorption (pour ϕ allant de 0 à 100%)

$$v = v_{100\%} \frac{(b-1)\phi}{b-\phi} \quad (\text{A - 100})$$

Où v : la teneur en eau [kg.m^{-3}] associée à l'humidité relative ϕ [n.u] $v_{100\%}$ [kg.m^{-3}] représente la teneur en eau à saturation, b est une constante d'approximation (**toujours supérieure à 1**) qui est calculée à partir de la valeur de la teneur en eau à $\phi = 80\%$

$$b = \frac{0,80 * (v_{80\%} - v_{100\%})}{(v_{80\%} - v_{100\%} * 0,80)} \quad (\text{A - 101})$$

- Le modèle de GAB

Le modèle de GAB (Guggenheim, Anderson and de Boer) a été utilisé par Samri (2008) lors de sa thèse pour l'étude du béton de chanvre.

$$v = \frac{d \cdot \varphi}{a \cdot \varphi^2 + b \cdot \varphi + c} \quad (\text{A - 102})$$

Où v : la teneur en eau [kg.m^{-3}] associé à l'humidité relative φ [n.u] et pour le béton de chanvre (dénommé HLC_2 dans la thèse ayant une formulation similaire au notre) les coefficients sont $a_{\text{HLC}_2} = -2,221$, $b_{\text{HLC}_2} = 1,3468$, $c_{\text{HLC}_2} = 1$ et $d_{\text{HLC}_2} = 38,4$.

Remarque : En plus des trois phases de sorption, nous avons aussi l'hystérésis de sorption qui représente la différence entre l'adsorption (l'eau entrant dans le matériau) et la désorption (l'eau sortant du matériau). La différence entre ces deux phases dépend du matériau étudié, dans notre cas les modèles utilisés ne prennent pas en compte l'hystérésis.

A - VIII.2.4 Discrétisation

Nous présentons dans cette partie les différentes étapes de mise en œuvre du modèle couplé thermique et hydrique avec la méthode des différences finies. Nous présentons la forme discrétisé du modèle ensuite les étapes de validation

La méthode des différences finies

Nous avons utilisé la méthode de différence finie qui est basée sur la discrétisation des termes en dérivées partielles. Pour la discrétisation d'une dérivée partielle d'ordre 1, nous avons les trois cas suivant Figure A 3 le schéma à gauche qui utilise le nœud $n-1$ et n pour estimer le dérivé partiel au point n ; le schéma centré qui utilise les nœuds $n-1$ et $n+1$ pour estimer le dérivé partiel au point n ; le schéma à droite qui utilise les nœuds n et $n+1$ pour estimer le dérivé partiel au point n .

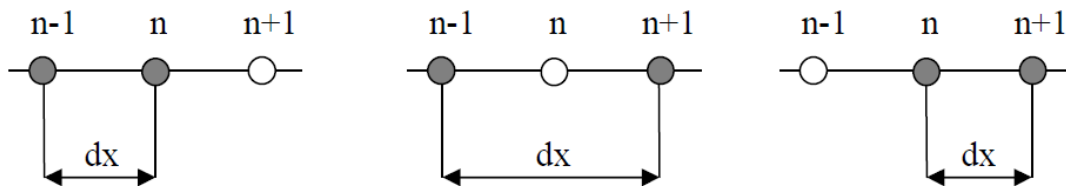


Figure A 3 : Discrétisation en différence finie avec un schéma à gauche, centré et à droite

Discrétisation

Dans cette partie nous présentons la résolution numérique des équations couplées de transfert de chaleur et d'humidité avec la méthode des différences finies. La résolution est effectuée pour le cas d'une paroi monocouche, avec les hypothèses suivantes :

- pour avoir des équations linéaires, la pression de saturation est considérée comme fonction uniquement de la température T et non de la localisation.
- les variables couplées prises en compte pour cette étude sont la température T et l'humidité relative φ .

Pour la discrétisation des équations ((A - 2),(A - 4)) nous avons utilisé un schéma centrée au point $j-1, j, j+1$ avec un pas de $\Delta x/2$. Cela nous permet de prendre en compte

les propriétés des matériaux au nœud : $j-3/2$, $j-1/2$, $j+1/2$, $j+3/2$ (Figure A 4). Puis une deuxième discrétisation centrée avec le même pas $\Delta x/2$ à ces nœuds intermédiaires est effectuée.

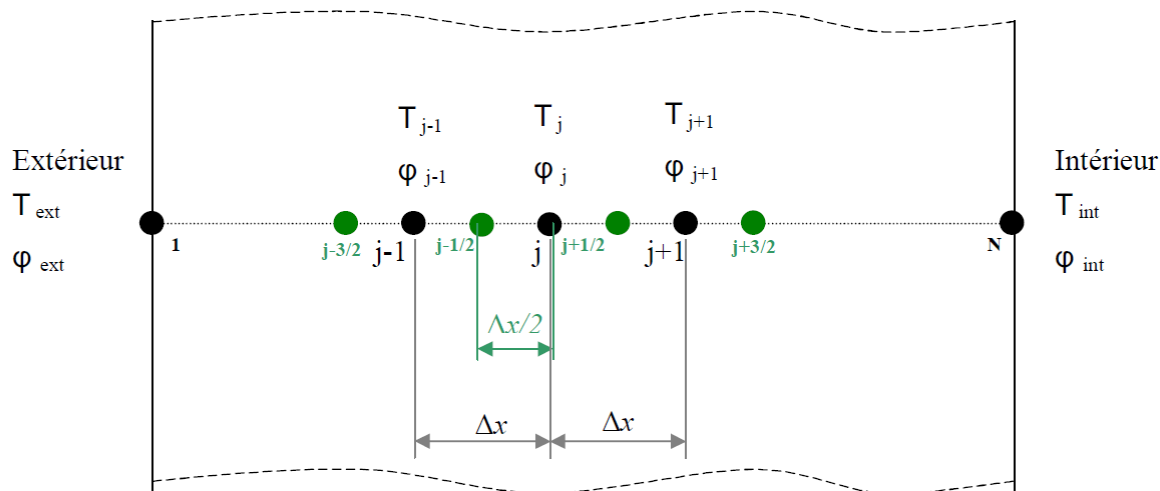


Figure A 4 : Les nœuds de discrétisation

À l'intérieur du matériau

- Partie thermique

La discrétisation de l'équation (A - 2) nous donne :

$$\boxed{-A_G T_{j-1}^{n+1} + (1 + A_D + A_G) T_j^{n+1} - A_D T_{j+1}^{n+1} - B_G \varphi_{j-1}^{n+1} + (B_G + B_D) \varphi_j^{n+1} - B_D \varphi_{j+1}^{n+1} = T_j^n} \quad (\text{A - 103})$$

Avec :

$$A_G = \frac{\Delta t}{\rho C_P^{n+1} \Delta x^2} \lambda_{j-1/2} ; A_D = \frac{\Delta t}{\rho C_P^{n+1} \Delta x^2} \lambda_{j+1/2} ; B_G = \frac{h_{lv} P_{sat} \Delta t}{\rho C_P^{n+1} \Delta x^2 (T_0 - T_\infty)} \delta_{p j-1/2} ;$$

$$B_D = \frac{h_{lv} P_{sat} \Delta t}{\rho C_P^{n+1} \Delta x^2 (T_0 - T_\infty)} \delta_{p j+1/2}$$

- Partie hydrique

Pour la partie hydrique la discrétisation de l'équation (A - 4) nous donne

$$\boxed{-C_G \varphi_{j-1}^{n+1} + (1 + C_G + C_D) \varphi_j^{n+1} - C_D \varphi_{j+1}^{n+1} = \varphi_j^n} \quad (\text{A - 104})$$

$$\text{Avec } C_G = \frac{\Delta t}{\partial v / \partial \varphi \Delta x^2} (D_{\varphi j-1/2} + \delta_{p j-1/2} P_{sat}) \text{ et } C_D = \frac{\Delta t}{\partial v / \partial \varphi \Delta x^2} (D_{\varphi j+1/2} + \delta_{p j+1/2} P_{sat})$$

Les conditions aux limites

Pour les conditions aux limites, nous avons considéré les conditions aux limites de type I, II, III. Pour les conditions aux limites de type III les différentes valeurs des coefficients de convections thermiques et hydriques au niveau des surfaces extérieure et intérieure selon différents auteurs sont données dans le Tableau A- 1.

Tableau A- 1 : Les valeurs des coefficients de transferts par convections aux niveaux des surfaces extérieures et intérieures de la paroi selon les différents auteurs.

	Surface	(Künzel 1995)	(Tran Le et al. 2010)	(Evrard 2008)	(Terashima & Mizuhata 1997)	(Hagentoft et al. 2004)	(Tran Le 2010)
Coefficient thermique (W/m ² .K)	Extérieur	17	25	23	-	25	25
	Intérieur	8	8	8	10	8	8 - 15
Coefficient hydrique (kg/m ² .s.Pa) (s/m)	Extérieur	75.10 ⁻⁹	-	-	-	20.10 ⁻⁸	-
	Intérieur	25.10 ⁻⁹	-	-	5.10 ⁻⁹	3.10 ⁻⁸	-

Condition aux limites de type 1

Pour les conditions aux limites de première espèce «Dirichlet» on impose la température et l'humidité au niveau des surfaces intérieure et extérieure.

Pour la surface extérieure et intérieure

- **Température**

$$\boxed{T_{ext} = T_0} \quad \text{et} \quad \boxed{T_{int} = T_N} \quad (\text{A - 105})$$

- **Humidité**

$$\boxed{\varphi_{ext} = \varphi_0} \quad \text{et} \quad \boxed{\varphi_{int} = \varphi_N} \quad (\text{A - 106})$$

Conditions aux limites de type 2

Pour les conditions de deuxième espèce ou flux de chaleur imposés, le flux échangé au niveau de la surface est égal à une constante. Dans le cas où ce flux est égal à 0 nous avons une surface adiabatique (pas d'échange de chaleur) et hermétique (pas d'échange d'humidité).

On a pour la température

$$-\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \Big|_{x=0,N} - h_{lv} \delta_p \frac{\partial P_{sat} \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0,N} = 0 \quad (\text{A - 107})$$

Nous avons utilisé une discrétisation à droite de pas Δx :

Pour la surface extérieure

$$\boxed{H_1 T_0^{n+1} - H_1 T_1^{n+1} + I_1 \varphi_0^{n+1} - I_1 \varphi_1^{n+1} = 0} \quad (\text{A - 108})$$

Pour la surface intérieure

$$\boxed{H_2 T_{N-1}^{n+1} - H_2 T_N^{n+1} + I_2 \varphi_{N-1}^{n+1} - I_2 \varphi_N^{n+1} = 0}$$

$$\text{Avec } H_1, H_2 = \frac{\lambda}{\Delta x} ; I_1, I_2 = \frac{h_{lv} P_{sat} \delta_P}{\Delta x (T_0 - T_\infty)}$$

Et pour l'humidité

$$-(D\varphi + P_{sat} \delta_P) \frac{\partial \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0,N} = 0 \quad (\text{A - 109})$$

En utilisant la même approche de discrétisation:

Pour la surface extérieure

$$\boxed{J_1(\varphi_1^{n+1} - \varphi_0^{n+1}) = 0}$$

(A - 110)

Pour la surface intérieure

$$\boxed{J_2(\varphi_N^{n+1} - \varphi_{N-1}^{n+1}) = 0}$$

$$\text{Avec } J_1 = \frac{(D\varphi + P_{sat} \delta_P)}{\Delta x} \text{ et } J_2 = \frac{(D\varphi + P_{sat} \delta_P)}{\Delta x}$$

Condition au limite de type 3

Pour les conditions aux limites de troisième espèce ou mixte, les flux de chaleurs et d'humidités au niveau des interfaces sont proportionnels aux écarts de température et d'humidités entre le système et l'extérieur.

Pour la température nous avons :

$$-\lambda \frac{\partial T}{\partial x} \Big|_{x=0,N} - h_{lv} \delta_P \frac{\partial P_{sat} \varphi}{\partial x} \Big|_{x=0,N} = h_{th} (T_{ext} - T_0) \quad (\text{A - 111})$$

En utilisant une discrétisation d'ordre 1 :

Pour la surface extérieure

$$\boxed{T_0^{n+1}(-1-G) + T_1^{n+1} + GT_{ext}^{n+1} - F\varphi_0^{n+1} + F\varphi_1^{n+1} = 0}$$

(A - 112)

Pour la surface intérieure

$$\boxed{-T_{N-1}^{n+1} + T_N^{n+1}(1+G) - GT_{int}^{n+1} - F\varphi_{N-1}^{n+1} + F\varphi_N^{n+1} = 0}$$

$$\text{Avec } G = \frac{\Delta x h_{th}}{\lambda}, F = \frac{h_{lv} P_{sat} \delta_P}{\lambda (T_0 - T_\infty)}$$

En utilisant une discrétisation d'ordre 2:

Pour la surface extérieure

$$\boxed{-A_G GT_{ext}^{n+1} + T_0^{n+1}(1 + A_D + A_G + A_G G) + T_{+1}^{n+1}(-A_D - A_G) + \varphi_{ext}^{n+1}(-B_G E + A_G E F) + \varphi_0^{n+1}(-A_G E F + B_G E + B_G + B_D) + \varphi_{+1}^{n+1}(-B_D - B_G) = T_0^n}$$

(A - 113)

Pour la surface intérieure

$$\boxed{\begin{aligned} T_{N-1}^{n+1}(-A_G - A_D) + T_N^{n+1}(1 + A_D + A_G + GA_D) + T_{\text{int}}^{n+1}(-GA_D) \\ \varphi_{N-1}^{n+1}(-B_G - B_D) + \varphi_N^{n+1}(B_G + B_D + EB_D - A_D FE) + \varphi_{\text{int}}^{n+1}(A_D FE - B_D E) = T_N^n \end{aligned}}$$

Avec $F = \frac{h_{lv} P_{sat} \delta_p}{\lambda(T_0 - T_\infty)}$; $G = \frac{2\Delta x \cdot h_{th}}{\lambda}$; $E = \frac{2\Delta x \cdot h_{Hr}}{\delta_p}$,

Pour l'humidité relative nous avons donc :

$$\phi_{\text{humidité}} = h_{Hr} (Pv_{ext} - Pv_0) = h_{Hr} P_{sat} (\varphi_{ext} - \varphi_0) \quad (\text{A - 114})$$

En utilisant une discrétisation d'ordre 1 nous obtenons :

Pour la surface extérieure

$$\boxed{\varphi_0^{n+1}(-1 - E) + \varphi_1^{n+1} + E\varphi_{ext}^{n+1} = 0} \quad (\text{A - 115})$$

Pour la surface intérieure

$$\boxed{\varphi_N^{n+1}(1 + E) - \varphi_{N-1}^{n+1} - E\varphi_{\text{int}}^{n+1} = 0}$$

Avec $E = \frac{h_{Hr} \Delta x}{\delta_p}$; avec conduction de liquide $E = \frac{h_{Hr} P_{sat} \Delta x}{(D\varphi + P_{sat} \delta_p)}$.

En utilisant une discrétisation d'ordre 2 nous obtenons :

Pour la surface extérieure

$$\boxed{\varphi_{ext}^{n+1}(-C_G E) + \varphi_0^{n+1}(1 + C_G + C_D + C_G E) + \varphi_{+1}^{n+1}(-C_G - C_D) = \varphi_0^n} \quad (\text{A - 116})$$

Pour la surface intérieure

$$\boxed{\varphi_{N-1}^{n+1}(-C_G - C_D) + \varphi_N^{n+1}(1 + C_G + C_D + C_D E) + \varphi_{\text{int}}^{n+1}(-C_D E) = \varphi_N^n}$$

Avec $E = \frac{2\Delta x \cdot h_{Hr}}{\delta_p}$; avec conduction de liquide $E = \frac{2\Delta x \cdot h_{Hr} P_{sat}}{(D\varphi + P_{sat} \delta_p)}$

Remarque : Pour le calcul des propriétés au nœud à gauche ($j - 1/2$) et à droite ($j + 1/2$) de j nous avons utilisé l'approche suivante (exemple pour la conductivité thermique Figure A 5)

Benchmark n°2 HAMSTAD

Cet exercice est l'un des cinq présentés dans le document HAMSTAD (Hagentoft 2002; Hagentoft et al. 2004) qui donne des références pouvant être utilisées pour la validation d'un modèle couplé thermique, hydrique et aéraulique. Comme notre modèle ne comporte pas de partie aéraulique, nous avons pris le cas n°2 où la paroi étudiée est considérée comme étant parfaitement hermétique (Figure A 6).

Le cas n°2 étudie les transferts thermique et hydrique d'une paroi homogène isotherme monocouche parfaitement hermétique en une dimension, avec des conditions initiales de température et d'humidité connues à l'instant $t = 0$, puis soumis à des conditions de température et d'humidité relative constantes connues au niveau des surfaces extérieure et intérieure à l'instant t .

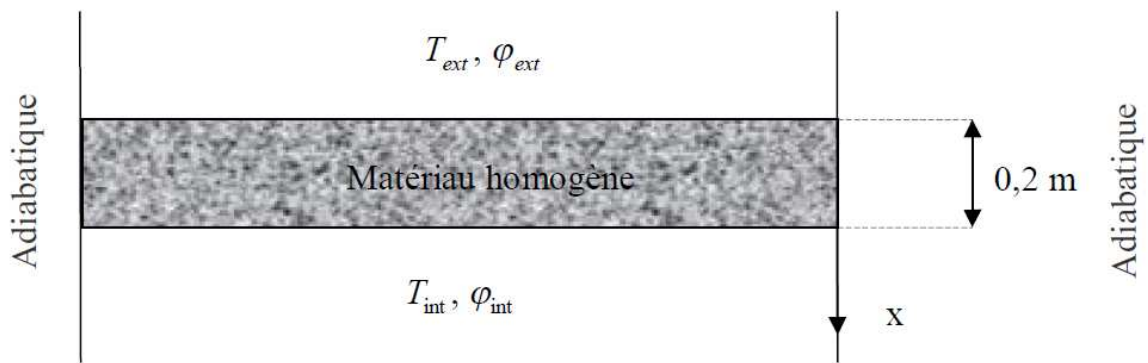


Figure A 6 : Benchmark HAMSTAD n°2

Lors de cet exercice, les conditions initiales à $t = 0$ sont : la teneur en eau du matériau qui est de $v = 84,76 \text{ kg/m}^3$ (correspondant à 95% de HR) et la température du matériau qui est de $T = 20^\circ\text{C}$. A l'instant t le matériau est soumis aux conditions suivantes $T_{ext} = 20^\circ\text{C}$ et $T_{int} = 20^\circ\text{C}$ et pour l'humidité on a $\varphi_{ext} = 45\%$ et $\varphi_{int} = 65\%$. Les détails concernant les caractéristiques du matériau sont donnés dans (Hagentoft 2002; Hagentoft et al. 2004).

Comme sortie, les valeurs analytiques du profil de distribution à différents pas de temps ont été calculées à 100 h, 300 h et 1 000 h. On peut voir dans la Figure A 7 que notre modèle arrive bien à prédire les valeurs analytiques.

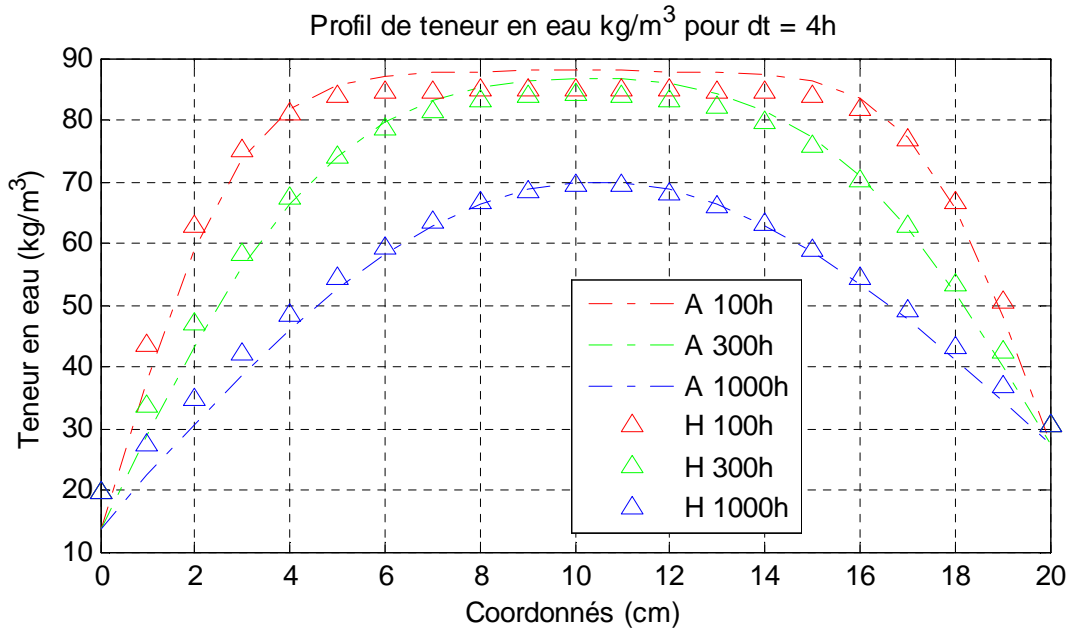


Figure A 7 : Profil teneur en eau, résultat analytique HAMSTAD (légende H) et résultat numérique de notre modèle (légende A)

Nous avons calculé le coefficient de corrélation R^2 entre les résultats analytiques HAMSTAD et les résultats numériques qu'on obtient. Nous avons trouvé des valeurs de 0,9984 ; 0,9995 ; 0,9996 respectivement pour le temps 100 ; 300 et 1000 h. Notre modèle arrive bien à estimer donc ces valeurs analytiques.

Expérimentation de Samri

Lors de sa thèse intitulée, « *Analyse physique et caractérisation hygrothermique des matériaux de construction : approche expérimentale et modélisation numérique* » (Samri 2008) a étudié le comportement hygrothermique de trois types de matériaux poreux : le béton de chanvre, le béton cellulaire autoclave, la brique de terre cuite à perforation verticale. Des échantillons de ces matériaux ont été soumis à des conditions statiques sur l'une de leurs surfaces (température et humidité relative contrôlée) au niveau du point B et soumis aux conditions ambiantes sur l'autre surface (température et humidité relative mesurées) au point D (Figure A 8).

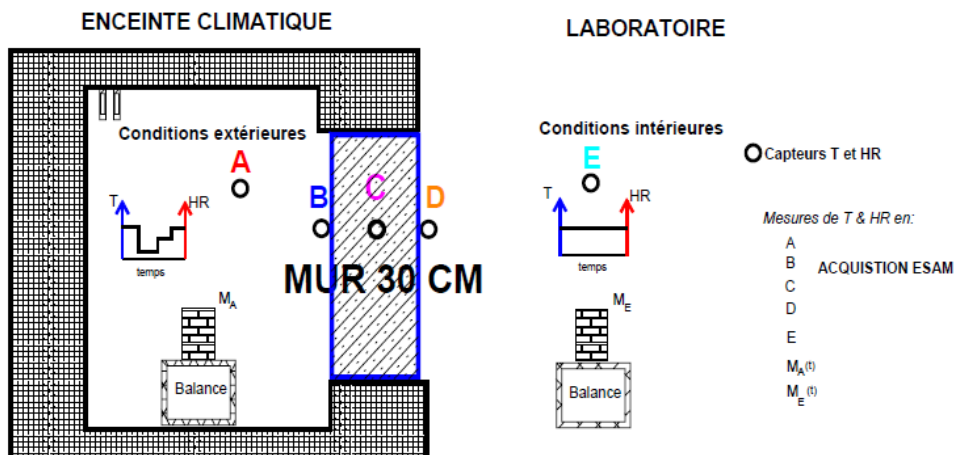


Figure A 8: Expérimentation de (Samri 2008)

Deux cycles de températures et d'humidités relatives ont été utilisés, l'un pour caler les valeurs des propriétés du béton de chanvre STAT1 (Figure A 9.a) et l'autre STAT2 (Figure A 9. b) pour la validation.

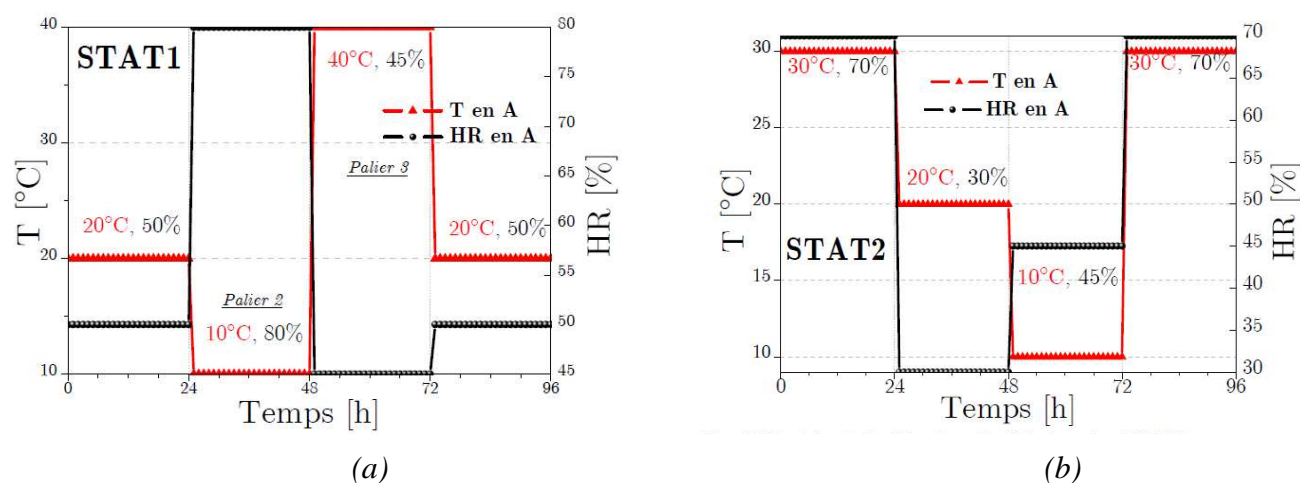


Figure A 9: Les deux conditions statiques des expérimentations de (Samri 2008)

Nous avons suivi la procédure appliquée par Samri (2008) pour cette validation. Dans un premier temps, nous avons utilisé les résultats des mesures de la température et de l'humidité relative à l'intérieur de la paroi, pour caler les propriétés du béton de chanvre. On peut voir qu'avec ces propriétés calées on arrive à suivre le profil de variation de la température (Figure A 10.a) avec une moyenne des erreurs absolue de 1,7°C pour les 96 heures. Pour l'humidité on a un décalage entre les valeurs expérimentales et ceux de la simulation à partir du temps 24h (Figure A 10.b).

En réutilisant ces propriétés calées dans le modèle numérique, nous avons de nouveau comparé les résultats avec les mesures pour la condition STAT 2 (Figure A 11). On peut voir que pour la température on arrive à suivre le profil de variation des données mesurées jusqu'à 48 h. Au-delà de 48h contrairement au résultat de notre modèle, Samri (2008) a une augmentation de la température mesurée malgré une baisse de 10°C des températures imposées. Pour l'ensemble des valeurs de température considérées, on obtient une moyenne des erreurs absolues de 3,18°C entre les valeurs expérimentales et numériques. Pour l'humidité on peut voir qu'on arrive à suivre le profil des données expérimentales avec une surestimation dans la période de 24h à 72h. On obtient pour l'ensemble des données, une moyenne des erreurs de 8,7%.

La validation de notre modèle avec ces données expérimentales de Samri n'est pas concluante malgré que dans certain cas nous arrivons à obtenir le profil de variation des données expérimentales (dans la période de 0 à 48h pour la condition STAT2). Ces résultats nous montrent aussi le besoin d'autres données d'expérimentations pour la validation de notre modèle.

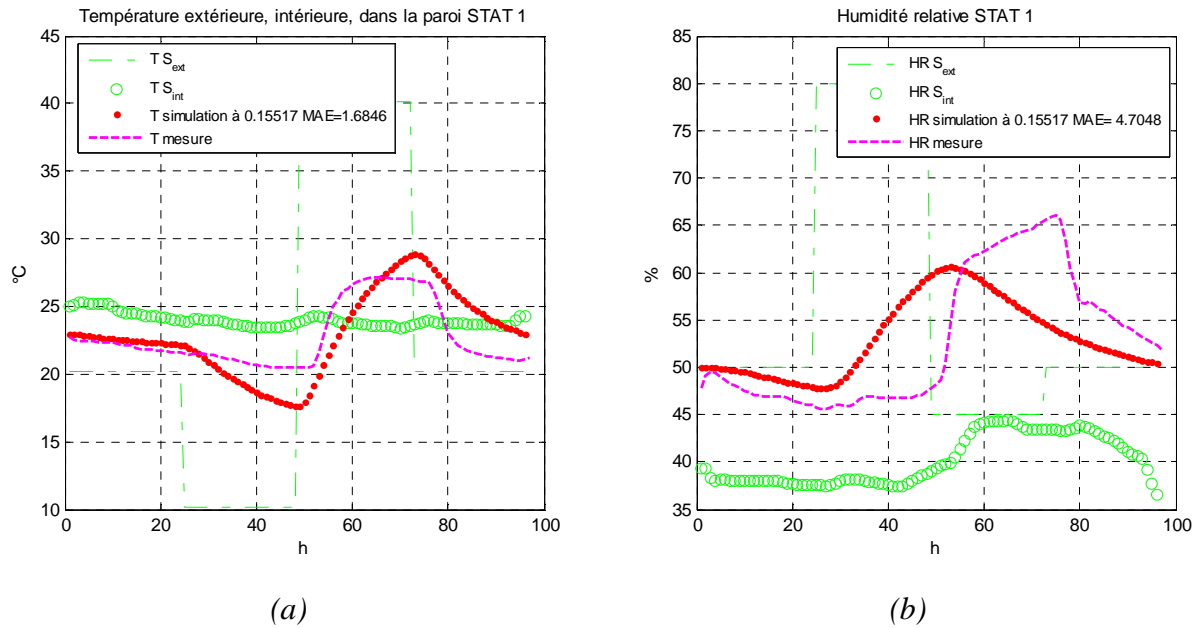


Figure A 10 : Évolution de la température (a) et de l'humidité relative (b) au milieu de la paroi (point C) mesurée et calculée et au niveau des surfaces intérieur et extérieur avec la condition STAT1.

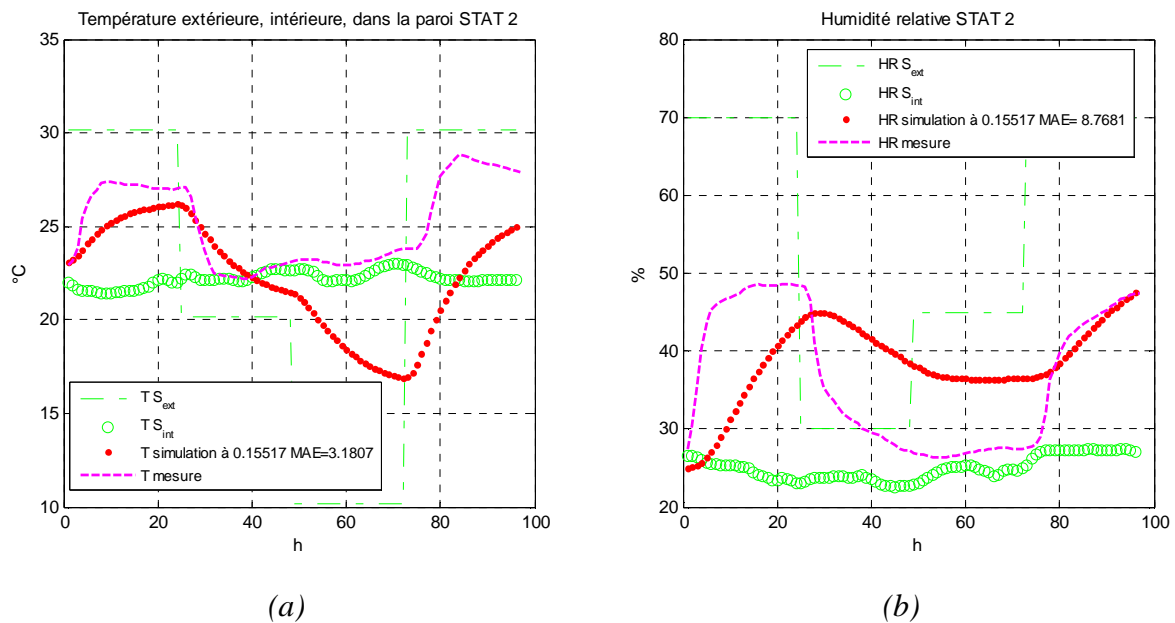


Figure A 11 : Évolution de la température (a) et de l'humidité relative (b) au milieu du matériau (point C) mesurée et calculée et au niveau des surfaces intérieur et extérieur avec la condition STAT2.

A - VIII.3 Mise en œuvre du modèle hygrothermique à l'échelle du bâtiment

Nous présentons dans cette partie la mise en œuvre d'un modèle monozone 1D à l'échelle du bâtiment à partir du précédent modèle paroi. Pour pouvoir procéder au bilan thermique à l'intérieur du bâtiment pour un modèle 1D, nous avons repris les hypothèses de (Qin et al. 2009). Cela nous permet de considérer le volume de bâtiment comme un nœud ayant les mêmes propriétés. Ces hypothèses sont les suivantes :

- la température de l'air à l'intérieur du bâtiment est uniforme ;

- les flux de chaleur transmis par radiation entre les surfaces sont les mêmes (on considère que les parois ont les mêmes propriétés de réfraction) ;
- les échanges par convection et par radiation sont les mêmes pour toutes les surfaces

A - VIII.3.1 Partie thermique

En tenant compte des précédentes hypothèses, nous pouvons écrire le bilan thermique du volume intérieur de bâtiment

$$\rho_{air} \cdot C_{pair} \cdot V \frac{dT_{int}}{dt} = -Q_{paroi1,2,3,4,5,6} - Q_{renouvellement\ air} + Q_{apport\ solaire} + Q_{Occupant} + Q_{chauffage} \quad (A - 119)$$

Ou ρ_{air} : la masse volumique de l'air [$kg.m^{-3}$], C_{pair} : la chaleur massique de l'air [$J.kg^{-1}.K^{-1}$], V le volume intérieur [m^3], T_{int} : la température du volume intérieur [K] et t : le temps en [s], les termes à droites représentent respectivement les flux de chaleur échangés par les parois, le renouvellement d'air, les apports solaires par radiation, les apports de chaleur par les occupants et les sources de chauffage.

Dans notre approche nous n'avons pas pris en compte les apports solaires. En développant nous avons :

$$\rho_{air} \cdot C_{pair} \cdot V \frac{dT_{int}}{dt} = -\sum_j S_j \alpha_j (T_{int} - T_s) + n \cdot V \cdot \rho_{air} \cdot C_{pair} (T_{ext} - T_{int}) + Q_{perte / gain} + Q_{chauffage} \quad (A - 120)$$

Ou S_j : représente les différentes surfaces [m^2] ; α_j : les coefficients de convections de chaque surface [$m^2.K.W^{-1}$] ; n : le taux de renouvellement d'air horaire [$vol.h^{-1}$] ; V : le volume de l'air intérieur [m^3] ; ρ_{air} : la masse volumique de l'air [$kg.m^{-3}$] ; C_{pair} : la chaleur massique de l'air [$J.kg^{-1}.K^{-1}$]

A - VIII.3.2 Partie hydrique

Nous pouvons écrire le bilan le bilan hydrique du volume intérieur du bâtiment

$$V \frac{\partial v}{\partial t} = -Q_{paroi1,2,3,4,5,6}^{vapeur} - Q_{renouvellement\ air}^{vapeur} + Q_{sourcet}^{vapeur} \quad (A - 121)$$

Ou v : la teneur en vapeur d'eau du volume de bâtiment [$kg.m^{-3}$] et t ; le temps [s] et les termes à droite les flux d'humidité transmis par les parois, le renouvellement d'air, les occupants et les autres sources.

En développant nous avons

$$V \frac{\partial v}{\partial t} = -\sum_j \beta (v_{int} - v_{surface}) - n \cdot V (v_{int} - v_{ext}) + Q_{sourcet}^{vapeur} \quad (A - 122)$$

Ou β : représente le coefficient d'échange hydrique [$s.m^{-1}$], v_{int} : La teneur en vapeur d'eau de l'air intérieur [$kg.m^{-3}$], $v_{surface}$: La teneur en vapeur d'eau au niveau de la surface interne [$kg.m^{-3}$] ; n : le taux de renouvellement d'air [$vol.h^{-1}$] ou [$m^3.s^{-1}$] ; V : Le volume étudié [m^3] et v_{ext} : La teneur en vapeur d'eau de l'air extérieur [$kg.m^{-3}$], $Q_{sourcet}^{vapeur}$: le flux de vapeur produit par une source à l'intérieur du volume étudié [$kg.s^{-1}$].

A - VIII.3.3 Système de régulation

Afin de maintenir une condition de confort thermique à l'intérieur de notre volume de bâtiment, nous avons rajouté un modèle de régulation qui permet de contrôler les sources de chaleur ($Q_{chauffage}$ de l'équation (A - 30)). On présente dans cette partie le fonctionnement des différents systèmes de régulation qui peuvent être utilisés, que nous avons testés.

La régulation tout ou rien

Un système de régulation tout ou rien (TOR) possède deux positions marche, arrêt et n'a pas de grandeur réglant (ABB ; Poullain 2012). Si la température (ou une autre grandeur) contrôlée est inférieure à la température de consigne, le système de chauffage se met en marche avec la puissance de chauffe maximale (puissance nominale), sinon la chauffe est arrêtée (ABB s. d.; Prívarva et al. 2011).

$$P_{chauffe} = \begin{cases} P_{chauffe}^{\max} & \text{si } T_{\text{int}} < T_{\text{consigne}} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \quad (\text{A - 123})$$

Ou $P_{chauffe}$: puissance de chauffe [W]

La régulation proportionnelle

Pour un système de régulation proportionnelle, la grandeur réglant (la puissance de chauffe) est modulée proportionnellement par rapport à l'écart de la grandeur réglée (la température intérieure) à la consigne (la température de consigne).

$$P_{chauffe} = K(T_{\text{consigne}} - T_{\text{int}}) \quad (\text{A - 124})$$

On définit la bande proportionnelle par $BP = \frac{100}{K}$. La bande proportionnelle est exprimée en % de l'échelle de mesure du régulateur.

La régulation intégrale

Un système de régulation intégrale régule la vitesse de variation de la grandeur réglant (puissance de chauffe) proportionnellement à l'écart de la grandeur réglée (température intérieure) et de la consigne (température de consigne).

$$\frac{dP_{chauffe}}{dt} = K(T_{\text{consigne}} - T_{\text{int}}) \quad \text{ou encore} \quad P_{chauffe} = K \int_0^t (T_{\text{consigne}} - T_{\text{int}}) . dt \quad (\text{A - 125})$$

On définit un paramètre du système de régulation intégrale, le temps d'intégration TI définie par $TI = 1/K$. Plus TI est petit, plus la valeur de la grandeur réglant augmente rapidement cependant plus la régulation devient instable.

La régulation dérivée

Un régulateur dérivé permet de régler des variations brutales d'écart entre la grandeur réglée et la consigne. Pour cela la grandeur réglant est fonction de la vitesse de variation de l'écart de la grandeur réglée à la consigne.

$$P_{chauffe} = K \frac{d(T_{\text{consigne}} - T_{\text{int}})}{dt} \quad (\text{A - 126})$$

On décrit comme paramètre de ce système le temps de dérivation du régulateur TD qui décrit le temps pour atteindre la consigne.

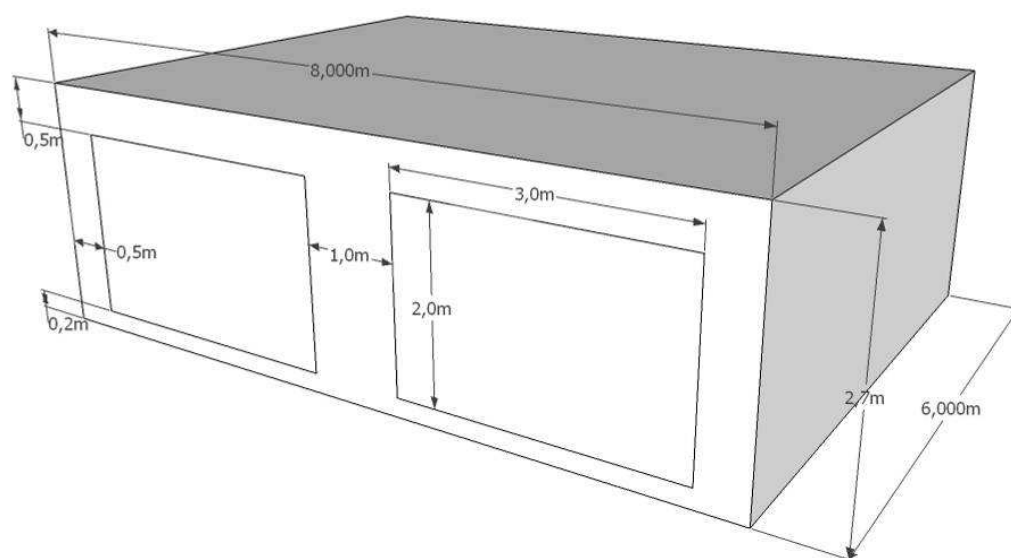
Dans la pratique, on combine deux ou plusieurs systèmes de régulation afin d'en tirer parti de leurs avantages respectifs (*précision, stabilité, rapidité*) et de corriger leurs inconvénients. Les propriétés des précédents systèmes de régulation sont synthétisées dans le Tableau A- 2

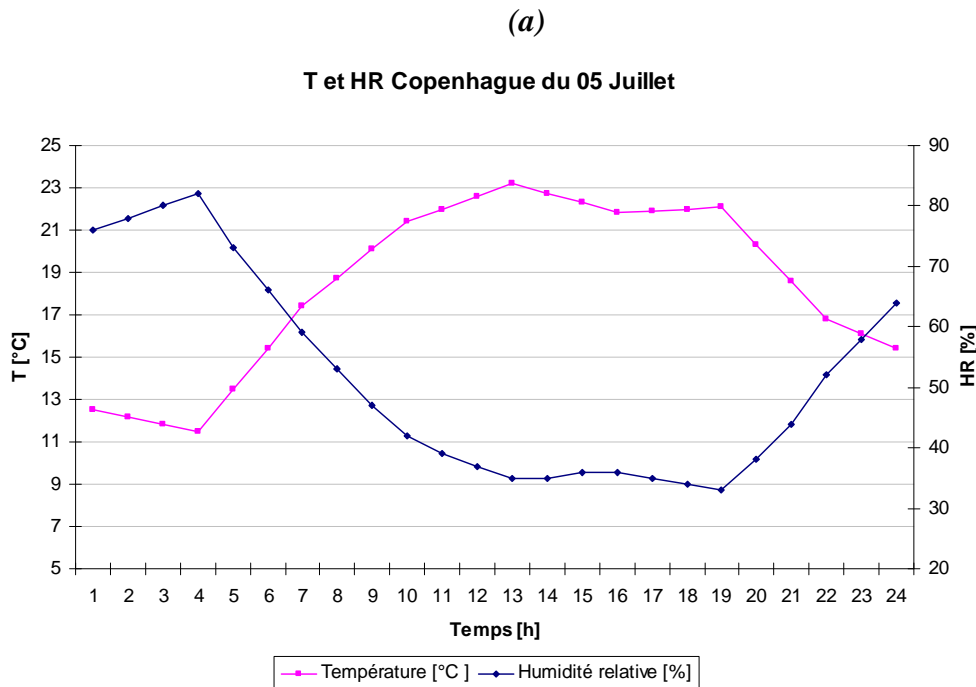
Tableau A- 2 : Synthèse des caractéristiques des différents systèmes de régulation

Type	Paramètres	Avantages	Défauts	Remarques
TOR	Consigne	Simple	<u>Instable</u> : haute fluctuation de la grandeur réglée <u>Fausse</u> : on peut avoir un dépassement de la consigne	Le choix de la plage de fonctionnement est très important pour la stabilité.
P	BP : bande proportionnelle	Action rapide	<u>Imprécis</u> : possible dépassement de la consigne <u>Non exact</u> : on reste en dessous de la consigne (erreur statique)	Si on réduit la BP, on augmente la précision et la rapidité, mais on diminue la stabilité
I	TI : temps d'intégration	Précis Exact	Action lente	Si on augmente TI, on augmente la stabilité, mais on diminue la rapidité, cela n'influe pas sur la précision
D	TD : temps de dérivation	Action rapide Dynamique	<u>Sensible</u> : sensible aux bruits (petite ou grande fluctuation de la grandeur réglée)	Si on augmente TD on augmente la rapidité, on diminue la stabilité, cela n'influe sur la précision.

A - VIII.3.4 Validation

Nous avons effectué une validation de notre modèle à l'échelle du bâtiment en utilisant les données du rapport de l'Agence Internationale de l'Energie (Woloszyn & Rode 2007). Nous avons repris les données de l'exercice n°1 présenté dans ce rapport. Cet exercice concerne l'étude de la consommation d'énergie dans un bâtiment monolithique, monozone. Les dimensions du bâtiment pour les différents cas dans cet exercice sont données dans la Figure A 12. La localisation considérée lors de l'étude de ce modèle de bâtiment simplifié est celle de Copenhague.





(b)

Figure A 12 : Le modèle de bâtiment (a) et les données climatiques température et humidité relative (b) utilisées « Copenhague ».

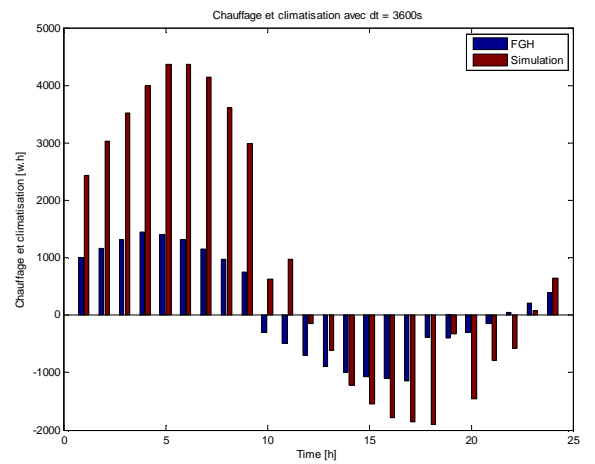
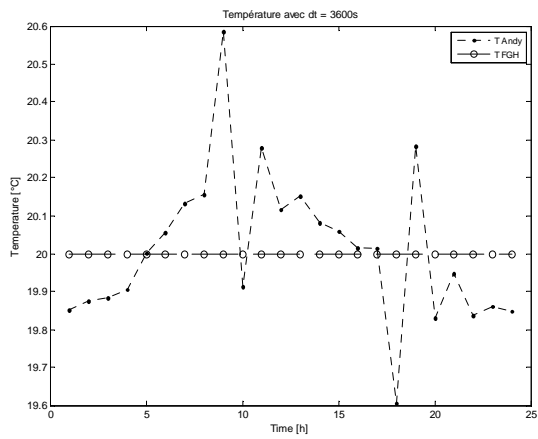
Pour notre validation nous avons repris le premier cas d'étude de l'exercice nommée CE1 « *Realistic whole building heat and moisture analysis* ». Dans ce premier cas d'étude la température intérieure du bâtiment est maintenue à 20°C. Les rayonnements extérieurs sur les parois et les ouvertures ne sont pas prises en compte. Les détails des propriétés du matériau utilisé dans cet exercice sont donnés dans le rapport de Woloszyn et Rode (2007).

Lors de notre validation, nous avons testé trois systèmes de régulations (P, PI, D) de la puissance de chauffage et de climatisation. Nous avons choisi de comparer nos résultats avec ceux de l'institut FhG qui utilise également une extension du modèle de Kunzel (1995). Pour cette validation, nous avons comparé les données de sortie concernant les paramètres suivant :

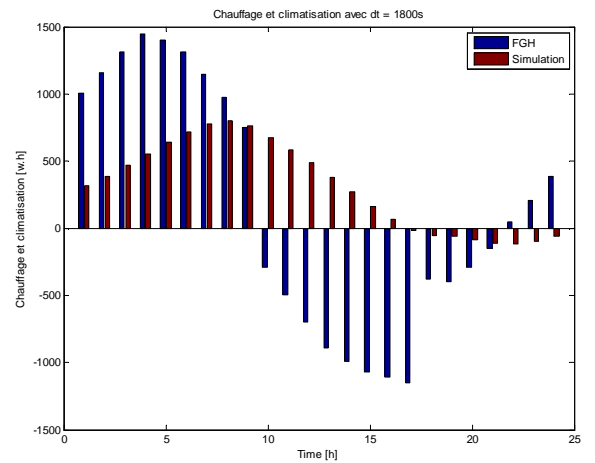
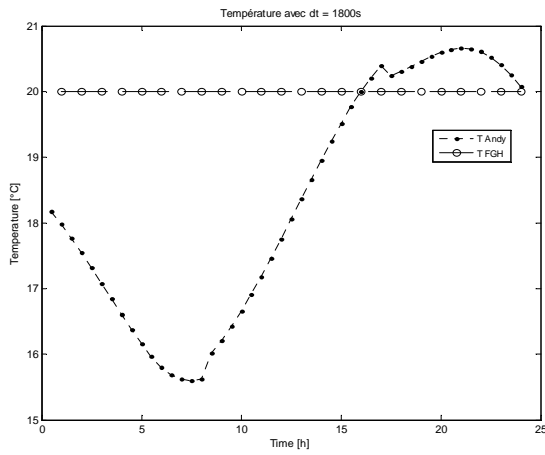
- *L'évolution de la température intérieure*
- *La consommation d'énergie de chauffage et de climatisation*

Nous pouvons obtenir aussi les paramètres suivant : l'évolution de l'humidité intérieure l'évolution de la pression de saturation ; l'évolution de la masse volumique de l'air à l'intérieur du bâtiment.

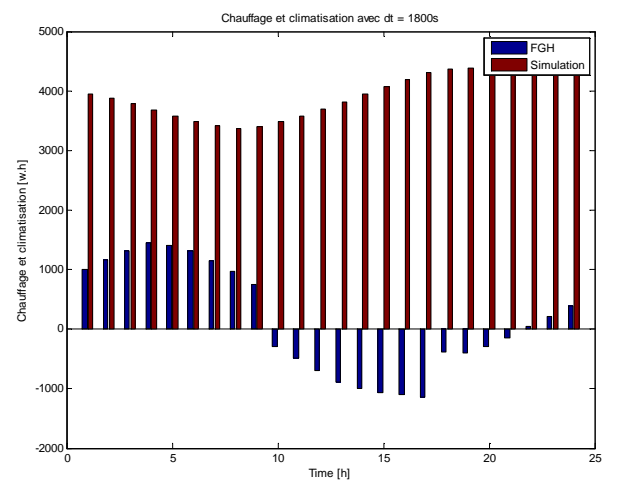
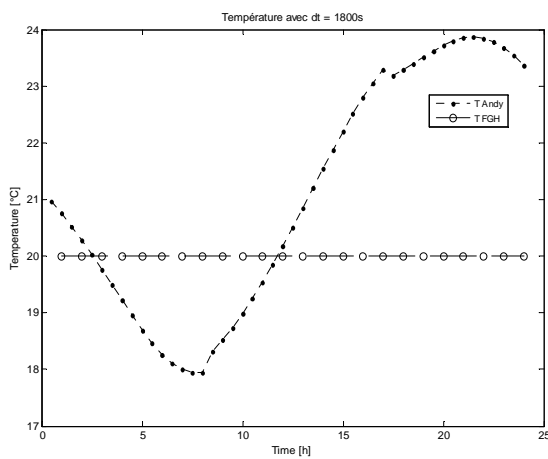
Les résultats que nous obtenons avec les trois types de régulation que nous avons testés sont donnés dans la Figure A 13. Comme nous pouvons le voir ici avec un pas de temps allant de 0,5 à 1h, seule la régulation *proportionnelle intégrale* arrive à réguler la température à la température de consigne et à approcher le profil de consommation d'énergie de chauffe et de climatisation de l'exercice de validation mais cela en présentant une surestimation de la consommation d'énergie surtout lors de la période de chauffe. Les résultats de cette étape de validation nous montrent la nécessité d'amélioration de notre modèle.



Régulation « proportionnel intégral »



Régulation « proportionnel »



Régulation « dérivé »

Figure A 13 : L'évolution de la température intérieure et le profil de consommation d'énergie de chauffage et de climatisation pour une journée de simulation (5 juillet)

Thèse de Doctorat

ANDRIANANDRAINA

Approche d'éco-conception basée sur la combinaison de l'analyse de cycle de vie et de l'analyse de sensibilité

Eco-design approach combining life cycle assessment and sensitivity analysis

Résumé

L'objectif de ce travail de thèse est d'établir une méthode d'éco-conception basée sur l'Analyse de Cycle de Vie, qui doit permettre d'identifier des leviers d'actions environnementaux propres à chacun des différents acteurs économiques intervenant dans le cycle de vie d'un produit.

L'Analyse de Cycle de Vie a été couplée avec deux méthodes d'analyse de sensibilité, suivant cinq étapes décrites dans le mémoire : (i) la définition des objectifs et du système, (ii) la modélisation du calcul de l'inventaire et des indicateurs d'impacts avec des approches différenciées en premier et arrière-plan, (iii) la caractérisation des paramètres utilisés avec une typologie définie selon les possibilités d'action de l'acteur économique concerné, (iv) la réalisation successive de deux méthodes d'analyse de sensibilité (Morris et Sobol) sur le modèle défini, (v) l'interprétation des résultats en vue de proposer des pistes efficaces d'amélioration. L'approche établie a été appliquée au cycle de vie du béton de chanvre, avec l'étude des étapes de production agricole, de transformation des fibres de chanvre et d'utilisation du béton de chanvre comme isolant thermique dans le bâtiment.

L'approche permet d'identifier des scénarios technologiques potentiels, permettant d'améliorer les performances environnementales, pour chacun des acteurs du cycle de vie du produit.

Mettre en œuvre cette approche actuellement nécessite un surcroît d'informations, mais présente un gain à long terme car elle permet d'effectuer des choix robustes pour un produit donné.

Mots clés

Matériaux bio-sourcés, agriculture, modèle d'inventaire, impact intermédiaire, indice de Sobol, analyse de Morris, acteur économique, levier d'action

Abstract

The purpose of this PhD thesis is to establish an eco-design method based on Life Cycle Assessment, that should allow identifying action levers specific for each economic actor of the life cycle of a product, for improved environmental performances.

Life Cycle Assessment was coupled with two methods of sensitivity analysis in five steps: (i) definition of objectives and system, (ii) modeling calculation of inventory and impact indicators with different approaches according to foreground and background sub-systems, (iii) characterization of parameters using a typology specific to possibilities of control of the considered economic actor, (iv) application of two sensitivity analysis methods (Morris and Sobol) and (v) results interpretation in order to identify potential efficient improvements.

The approach was applied on the hemp concrete insulation product, including agricultural production, industrial transformation of hemp fibers, and use of hemp concrete as a thermal insulator for buildings. The approach provides potential technological scenarios improving environmental performances for each single economic actor of the product's life cycle. Performing the method presently requires additional information, but will probably be paid back in the future by driving more robust choices for a given product.

Key Words

Bio-sourced material, agriculture, inventory modeling, midpoint indicator, Sobol indices, Morris analysis, economic actor, action lever