

IMPACT ENVIRONNEMENTAL LIÉ À L'UTILISATION DES RESSOURCES DANS LE BÉTON

Cong CHEN, Guillaume HABERT

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, division BCC

Youcef BOUZIDI

Université de Technologie de Troyes, CREID

Agnès JULLIEN

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, division DDGC

1. INTRODUCTION

Le béton est un des produits manufacturé le plus vendu au monde. En France, la consommation annuelle équivaut à produire 1 m³ par habitant. Cette production n'est pas sans conséquences sur l'utilisation des ressources associées à la fabrication de ce matériau qu'il convient d'optimiser. Dans cette étude, réalisée avec le logiciel SIMAPRO, nous distinguons: les ressources « naturelles » : sable, granulats et calcaire utilisé pour produire le ciment ; et des ressources « industrielles ». Ces dernières appelées aussi ressources « alternatives » sont substituées au ciment soit pour améliorer les performances mécanique et de durabilité du béton, soit pour diminuer les émissions de CO₂ associées. Pour quantifier les impacts environnementaux lié à l'utilisation des ressources, différents indicateurs ont été développés. Cependant ces indicateurs ne sont pas spécifiques au secteur de la construction et ne sont donc pas toujours adaptés. En effet, les indicateurs des Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES) sont basés sur une méthode proche de CML (Guinée et al. 2002), qui n'a pas été conçue spécialement pour les matériaux de construction. Dans le secteur du génie civil, les ressources naturelles utilisées sont largement disponibles à l'échelle mondiale mais parfois difficilement accessibles sur un territoire donné. Cette pression territoriale n'est pas évaluée par les indicateurs des FDES. En ce qui concerne les ressources industrielles, elles sont considérées comme des déchets (AFNOR, 2004) et les impacts associés à leur production sont considérés comme nuls (AFNOR, 2004). Cependant, l'augmentation rapide de leur utilisation ces dix dernières années tend à montrer que ce sont plutôt des sous-produits et non plus des déchets. De fait, la question de l'allocation des impacts entre les produits et sous-produits doit être posée relativement au cadre normatif.

2. RESSOURCES NATURELLES

Dans cette partie, nous proposons une réévaluation du mode de calcul de l'indicateur d'épuisement des ressources pour prendre en compte la difficulté d'accès à cette ressource sur un territoire donné. Cette nouvelle façon de calculer l'épuisement des ressources abiotiques en intégrant des paramètres géographiques, sociaux et économiques induit des incertitudes importantes quant à la valeur réelle de l'indicateur, mais permet cependant de distinguer clairement les effets sur la consommation des ressources lors de la production d'un béton à base de granulats naturels issus de la région Île de France ou d'une région limitrophe ou encore utilisant des granulats issus du recyclage de déchets de démolition. Ceci n'était pas possible avec les indicateurs de la méthode CML.

2.1. Indicateurs d'épuisement des ressources existants pour l'Analyse de Cycle de Vie

Les ressources naturelles abiotiques sont classiquement divisées en ressources minérales comme les métaux, énergétiques comme les énergies fossiles et les ressources matières comme les sables et granulats. Il existe une grande variété de méthodes pour le calcul de l'indicateur d'épuisement de ces ressources. Une synthèse est présentée dans le **tableau 1**. Dans la plupart des méthodes, l'impact sur les ressources intègre l'épuisement des ressources minérales et énergétiques. Les ressources matières comme le sable et les granulats sont considérées comme illimitées. Dans la méthode CML, qui est une des méthodes les plus classiques, et qui est reprise dans la norme NF P 01-010 (AFNOR, 2004), l'indicateur d'épuisement des ressources est exprimé en kg d'Antimoine exprimé comme référence (Guinée et al. 2002). Il se calcule en multipliant la masse m_i de chaque ressource

utilisée par le potentiel d'épuisement de cette ressource (ADP_i). Ce potentiel d'épuisement étant calculé (**équation 1**) en divisant le taux d'extraction de cette ressource (DR_i) par le stock (R_i) élevé au carré, comparé au rapport de l'Antimoine.

$$ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{Sb})^2}{DR_{Sb}} \quad (1)$$

avec:

- DR_i et DR_{Sb} représentant le taux d'extraction (kg.an^{-1}) pour la ressource i et Sb respectivement
- R_i and R_{Sb} représentant les stocks (kg) pour la ressource i et Antimoine respectivement.

D'après l'étude de Guinée et co-auteurs (Guinée et al. 2002), DR_{Sb} et R_{Sb} sont respectivement égaux à $6.06 \cdot 10^7 \text{ kg.an}^{-1}$ et 4.6310^{15} kg . Le potentiel d'épuisement des stocks pour les matériaux tels que les graviers, le sable ou le calcaire sont infimes car le stock est considéré comme pratiquement infini.

Méthode	Indicateur	Type de ressource	Calcul
Indicateurs de pression	CML 2001	épuisement des ressources	Abiotic Depletion Potential: $\frac{DR}{R^2} \text{ / ref}$ <i>DR: Taux d'extraction (kg.an-1)</i> <i>R: réserve (kg)</i> <i>Ref: ADP de l'Antimoine</i>
	EDIP	Ressources	Flux (kg)
	Ecopoint 97	Ressources	Flux (kg)
Indicateurs de dommages	Eco 99	énergie fossile	MJ surplus / kg extrait Augmentation de l'énergie dû à l'appauvrissement des minerais
		Minéraux	MJ surplus / kg extrait Augmentation de l'énergie dû à l'appauvrissement des minerais
	EPS	Ressources matière (granulats)	Environmental Load Unit facteur considérant le coût de la substitution des granulats naturels en granulats concassés
	Impact 2000+	énergie fossile	MJ surplus / kg extrait Augmentation de l'énergie dû à l'appauvrissement des minerais
		Minéraux	MJ surplus / kg extrait Augmentation de l'énergie dû à l'appauvrissement des minerais

Tableau 1: Méthode d'évaluation de l'épuisement des ressources pour 6 méthodes: CML (Guinée et al., 2002), EDIP (Hauschild and Wenzel 1998), Ecopoint97 (Braunschweig et al., 1998), EcoIndicator 99 (Goedkoop and Spriensma 2001), EPS (Steen 1999), Impact2002+ (Jolliet et al., 2003).

2.2. Méthodes d'évaluation du stock

2.2.1. Approche géologique et environnementale

L'indicateur d'épuisement des ressources de CML prend en compte un stock infini, ce qui est justifié à l'échelle mondiale, mais qui devient discutable à une échelle plus locale. Une étude récente de l'UNICEM (UNICEM, 2005) montre que d'un point de vue géologique, il existe un stock limité de ressources d'une certaine qualité sur un territoire donnée. De plus, cette étude montre que les stocks sont encore plus limités si on prend en compte les contraintes sociales. Les résultats de cette étude sont repris dans le **tableau 2**. Ainsi, en intégrant une approche territoriale, il est possible d'avoir accès à l'état du stock d'une ressource d'une certaine qualité, et donc de calculer le potentiel d'épuisement des ressources (**équation 1**). Une application est présentée succinctement dans le **tableau 3**, où moyennant une approximation sur la puissance des gisements, il est possible de calculer le stock de ressources accessibles en Ile-de-France (IdF). Le potentiel d'épuisement de la ressource est calculé avec ce stock et une valeur de la consommation actuelle en IdF.

Matériaux	Stock ultime [ha]	Stock potentiellement exploitable [ha]	Stock sans contraintes de type 1 [ha]	Stock sans contraintes de type 1 et 2 [ha]
Granulats alluvionnaires	156 195	67 548	51 037	19 123
Granulats calcaire	94 508	80 120	74 799	46 901
Sablon	139 550	98 287	70 229	35 787

Tableau 2: Surface de ressources matière disponible en Ile de France. Une distinction est faite entre les réserves potentielles qui prennent en compte toutes les surfaces sauf celles situées sous les zones urbaines ; les réserves hors zone 1, c'est à dire excluant également les parcs naturels et celles situées hors zone 1 et 2, c'est à dire ne prenant pas en compte les zones où il est potentiellement possible d'ouvrir une carrière moyennant de lourds investissement pour réduire les nuisances. *Sources UNICEM, 2005.*

Localisation	Ressource	Réserve potentielle [t]		Taux d'extraction [t.an ⁻¹]	Potentiel d'épuisement [kg Sb]	
		max	moy		faible	moyen
Ile-de-France	Sables et granulats alluvionnaires	4.05 10 ⁸	4.97 10 ⁷	8.62 10 ⁶	1.86 10 ⁷	1.23 10 ⁹
	Granulats calcaire	2.45 10 ⁸	1.22 10 ⁸	1.37 10 ⁶	8.06 10 ⁶	3.27 10 ⁷
	Sablons	3.62 10 ⁸	9.29 10 ⁷	2.44 10 ⁶	6.59 10 ⁶	9.99 10 ⁷

Tableau 3: Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques

2.2.2.Approche Socio-économique

Quand les études comme celles de l'UNICEM n'ont pas été faites l'accès au stock potentiel d'un certain territoire peut être défini en utilisant les flux de matières sur ce territoire. Seul le principe de la méthode est fourni dans cet article. Il est de calculer l'épuisement des stocks en 2 étapes :

- Etape 1 : Calcul du temps d'épuisement du stock. Ce temps est donné comme le temps où la consommation sur un certain territoire ne sera assurée que par l'importation. L'évolution temporelle du rapport entre Importation (I) et consommation (DMC) étant connue, le temps d'épuisement est calculé comme le temps où I/DMC est égal à 1.
- Etape 2 : La ressource potentiellement accessible peut alors être calculé par l'équation 2 :

$$R = \int_{t_{\text{présent}}}^{t_{\text{épuisement}}} DMC(t) \left(1 - \frac{I}{DMC}(t)\right) dt \quad (2)$$

Les premiers calculs qui ont été fait permettent de confirmer la difficulté d'accès à la ressource granulat en IdF, avec des valeurs du potentiel d'épuisement des ressources comparables à celles calculées à partir de l'étude de l'UNICEM.

2.3.Discussion

Outre les incertitudes liées à l'évaluation d'un stock dépendant de multiples paramètres, la principale différence de ce nouvel indicateur avec les indicateurs précédents (**Tableau 1**) est son caractère local. En effet, l'hypothèse principale faite dans cette étude est de considérer que l'existence de ressources abondantes à l'échelle mondiale, voire nationale, pour les matériaux du génie civil n'est pas un indicateur pertinent pour la profession, et que l'indication importante est la facilité d'accès à cette ressource à l'échelle locale. Cette hypothèse semble justifiée pour les granulats car ils sont souvent peu transportés sur de longues distances, du fait des masses très importantes que cela représente. Ainsi, la question reste à quelle échelle cette évaluation d'épuisement des ressources doit être faite ? Est-ce à l'échelle nationale, régionale, départementale, ou dans un rayon de 30 km autour du chantier de construction ? La réponse n'est sûrement pas unique, et pourrait peut-être se poser à l'inverse. Plutôt que de demander à quelle échelle l'évaluation de la disponibilité des ressources est pertinente, il est possible de chercher pour différents centres d'activités la surface nécessaire pour que les importations soient négligeables. Cela reviendrait ainsi à définir un indicateur proche de l'empreinte écologique défini par Rees et Wackernagel (Rees, 1992 ; Rees et Wackernagel, 1996). La seule différence est que cette nouvelle empreinte écologique pour les matériaux de construction pourrait se définir dans le temps ; et serait donc plutôt une vitesse dévolution de la distance d'approvisionnement selon les différents matériaux utilisés qui caractériserait l'épuisement (la difficulté d'accès) de cette ressource sur un territoire.

3. RESSOURCES INDUSTRIELLES

3.1. Evaluation environnementale des déchets par Analyse du Cycle de Vie

Pour différentes raisons, de nombreux déchets sont introduits dans le béton. Parfois pour remédier au problème du stockage de certains déchets qui peut entraîner des problèmes environnementaux (lixiviation) alors que leur introduction dans le béton permet parfois un inertage de ces déchets. Ces substitutions peuvent même parfois être bénéfiques d'un point de vue mécanique ou de durabilité pour le béton, c'est le cas par exemple des fumées de silice. Depuis une dizaine d'années, ces introductions de ressources alternatives au ciment sont utilisées pour des raisons environnementales. En diminuant la quantité de ciment, le bilan CO₂ du béton est réduit. Cependant plusieurs questions se posent : Y a-t-il d'autres impacts associés à l'utilisation de ces ressources alternatives, ce qui entraînerait un transfert de pollution ? Est-il pertinent de considérer ces produits comme des déchets sachant qu'ils sont de plus en plus demandés par la profession, et que leur stock (tout du moins en France) viendrait presque à manquer ?

Dans la norme décrivant la méthode d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) (AFNOR, 2006), différentes méthodes sont proposées pour réaliser ce partage d'impact. Selon la norme, l'inventaire de cycle vie se base sur les flux entrant et sortant pour le système étudié et l'allocation doit être effectuée sur ces flux dans l'inventaire.

Pour réaliser cette allocation, trois cas se présentent selon la norme :

- Cas 1 : Tout d'abord, il faut essayer d'éviter l'allocation des impacts. Pour cela, on peut distinguer les différents procédés et récupérer les données sur les flux entrants et sortants liés à chaque produits, ou on peut agrandir le système afin qu'il comprenne tous les produits et les co-produits générés.
- Cas 2 : Si l'allocation ne peut pas être évitée, une allocation des impacts qui se base sur le rapport quantitatif entre les produits et les co-produits doit être d'abord essayée pour affecter les flux dans chaque sous systèmes.
- Cas 3 : Si le rapport quantitatif ne peut pas être établi, les flux peuvent être répartis sur une autre base comme la valeur économique ou énergétique.

Dans cette étude, nous avons étudié trois modes d'allocation afin de dégager les enjeux liés à une démarche d'allocation des déchets. La méthode est ensuite appliquée à une addition classique du béton : le laitier de haut fourneau.

3.2. Méthodes d'allocation proposées

Lorsqu'il n'est pas possible de séparer le procédé de façon à n'avoir qu'un seul produit associé (cas 1), une allocation de ce procédé (que nous appelons ici procédé primaire) est nécessaire (cas 2 et 3). Les différents produits issus de ce procédé primaire peuvent ensuite être soumis à des traitements spécifiques afin de pouvoir être valorisés. La méthode de calcul des impacts peut ainsi être synthétisée par l'équation 3 :

$$I_{\text{sous-produit}} = C \times I_{\text{procédé primaire}} + I_{\text{traitement}} \quad (3)$$

avec :

$I_{\text{sous-produit}}$: impact environnementale totale du sous-produit.

C : coefficient d'allocation

$I_{\text{procédé primaire}}$: impact environnemental du procédé primaire, ramené à une unité de sous-produit

$I_{\text{traitement}}$: impact environnemental d traitement pour une unité de sous-produit

Le calcul du coefficient d'allocation C diffère selon les méthodes retenues (cas 2 et 3 de la norme)

3.2.1. Coefficient d'allocation nul

Le coefficient d'allocation C est fixé à zéro. Seul le traitement du sous-produit est pris en compte (**équation 3**). On peut considérer que ce sous-produit est alors considéré comme un déchet. C'est le mode d'allocation actuellement retenu dans la plupart des études portant sur l'utilisation de ressources alternatives dans le béton (AFNOR, 2004).

3.2.2. Coefficient d'allocation massique

Le coefficient est calculé avec la masse finale de chaque produit et co-produit, selon la formule suivante :

$$C_m = \frac{m_{\text{co-produit}}}{m_{\text{produit}} + m_{\text{co-produit}}} \quad (4)$$

avec

- C_m : coefficient d'allocation massique

- m_{produit} , $m_{\text{co-produit}}$: masse totale des produits et co-produits

Ce mode d'allocation (cas 2 de la norme) attribue une égale importance pour les deux produits ; il s'agit alors de co-produits. Cette méthode a déjà été utilisée dans le cas de l'utilisation des laitiers en sous-couche routière (Sayagh, 2007).

3.2.3. Coefficient d'allocation économique

Le coefficient est calculé avec le prix du marché de chaque produit et sous produit, selon la formule suivante :

$$C_e = \frac{(\$m)_{\text{sous-produit}}}{(\$m)_{\text{produit}} + (\$m)_{\text{sous-produit}}} \quad (5)$$

avec

- C_e : coefficient d'allocation économique
- $\$$: prix unitaire des produits
- m : masse totale de produits

Ce mode d'allocation prend en compte la différence d'appréciation que le producteur a des ses deux produits. L'allocation est faite selon l'importance relative des deux produits dans le chiffre d'affaire du producteur. Une importance relative très faible du sous-produit le rapprochera du statut de déchet, alors qu'une importance plus forte le rapprochera du statut de co-produit. Dans les cas extrêmes, où les revenus issus de la vente des sous-produits amèneraient plus d'argent que la vente des produits initiaux, on pourrait considérer le sous-produit comme le produit effectif du procédé de production. Au contraire, si ce sous-produit est un déchet dont le stockage sur site est absolument impossible, au point de payer pour l'évacuer, le coefficient d'allocation sera alors négatif entraînant un impact négatif pour l'industrie qui valorisera ce produit.

3.3. Application aux laitiers de haut fourneaux

Cette méthode est appliquée à un des produits utilisés en substitution du ciment dans le béton : le laitier. Dans la méthode d'Analyse de Cycle de Vie, il est nécessaire, avant de discuter des différentes méthodes d'allocation, de définir une unité fonctionnelle et ses frontières, de faire un bilan des flux et de choisir une méthode pour évaluer les impacts.

3.3.1. Unité fonctionnelle et frontière du système

L'unité fonctionnelle choisie est la quantité de laitier équivalente en terme de résistance à 1 kg de ciment CEM I. Le coefficient de liant équivalent choisi est de 0,9, ce qui amène à comparer 1,11 kg de laitier de haut fourneau granulé (LHFG) avec 1 kg de ciment CEM I. Pour les LHFGs, la frontière du système étudié comprend la production dans le haut fourneau de fonte et de laitiers et les traitements spécifiques pour LHFGs. La **Figure 1** synthétise les différents procédés du système, en distinguant un sous-système appelé procédé primaire sur lequel se pose la question de l'allocation des impacts entre fonte et laitier et un autre correspondant aux procédés de traitement des laitiers dont les impacts sont affectés au LHFG (**équation 3**).

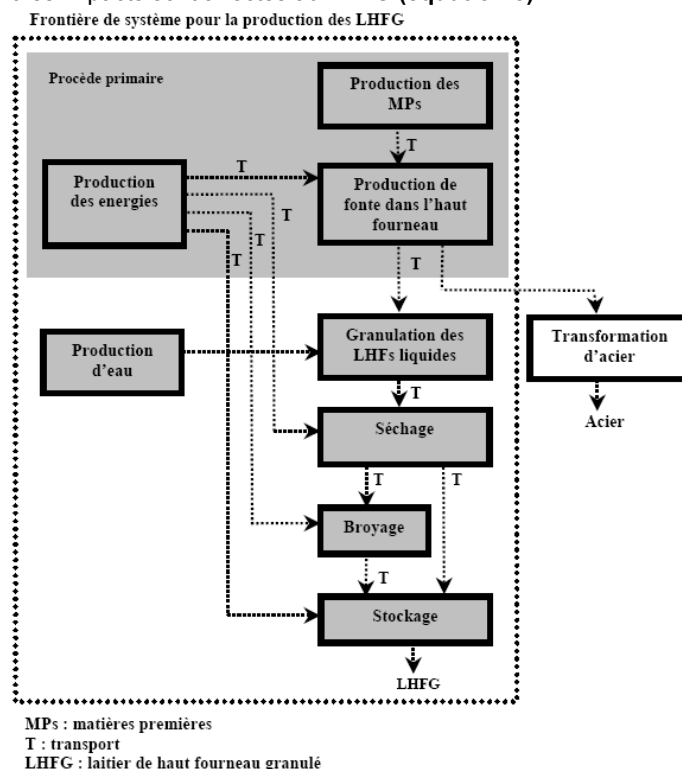


Figure 1: frontière de système pour la production de laitier de haut fourneau

3.3.2. Inventaire de flux entrant et sortant

L'inventaire des flux entrant et sortant est détaillé dans le **tableau 4** pour les différents sous-systèmes. Pour le premier sous système (haut fourneau) les données sur les flux entrants et sortants sont issues de la base de données Ecoinvent. (Althaus, 2003) et pour le deuxième sous système (traitement), les données proviennent de l'étude de Dunlap (2003). Les données sur la production de ciment sont issues de l'étude de l'ATILH (2002).

Flux entrant				Flux sortant			
Production de LHFG				Production de LHFG			
Nom de produit	Fonte	LHFG	LHFG	Nom de produit	Fonte	LHFG	LHFG
Quantité de produit	1 kg	1 kg	1 kg	Quantité de produit	1 kg	1 kg	1 kg
Procédé	Haut fourneau	Granulation	Sechage+ broyage+stockage	Procédé	Haut fourneau	Granulation	Sechage+ broyage+stockage
Matières premières				Dechets			
Sinter (kg)	1.05			boues (kg)	$4,26.10^{-3}$		
Granule de fer (kg)	0.4			eau usagé (m^3)	$1,81.10^{-3}$	0.003	0.0015
Sable de fer (kg)	0.15			dechet inert (kg)	$2,07.10^{-2}$		
Eau (m^3)		0.01		Emission d'air			
Energie				chaleur à rejet (MJ)	14,3		
Charbon (kg)	0.49			poussière (kg)	$3.2.10^{-5}$	$8.32.10^{-6}$	$1.29.10^{-4}$
Electricité (kWh)	0.1	$2.15.10^{-3}$	0.07	SOx (kg)	$1.33.10^{-4}$	$2.07.10^{-4}$	$6.84.10^{-7}$
Gaz (MJ)			$3.16.10^{-1}$	plomb (kg)	$6.91.10^{-8}$		
Diesel (m3)			$1.14.10^{-6}$	nickel (kg)	$1.6.10^{-8}$		
Transport				manganèse (kg)	$7.45.10^{-8}$		
Bateau (t.km)	1.5			méthane (kg)			$1.2.10^{-6}$
Train (t.km)	0.251	3.10^{-3}		NOx (kg)	$7.98.10^{-5}$		$2.17.10^{-5}$
Camion (t.km)	0.01		$5.3.10^{-3}$	H ₂ S (kg)	$1.07.10^{-5}$	$2.43.10^{-4}$	
Installation				CO (kg)	$1.34.10^{-3}$	$3.54.10^{-5}$	$1.36.10^{-5}$
Haut fourneau (unité)	$1.33.10^{-11}$			Dioxins (kg)	$2.66.10^{-15}$		
				CO ₂ (kg)	$8.49.10^{-1}$		
				Produits et co-produits			
				Fonte (kg)	1		
				LHFs (cristallisation) (kg)	0,1		
				LHFs (granulation) (kg)	0.24		
				LHFG (kg)		1	1

Tableau 4: bilan de flux entrant et sortant pour le système Laitier

3.3.3. Calcul de Coefficient d'allocation selon les différents méthodes :

Les calculs de coefficient d'allocation massique et économique sont effectués avec les masses de fonte et LHFG générés (**Tableau 4**) et leur prix du marché (**Tableau 5**). L'objet de cet article étant essentiellement méthodologique, et les prix sont donc assez peu discutés. Cependant, une étude de sensibilité est évidemment nécessaire pour valider ces résultats.

nom du co-produit	masse de co-produit (kg)	masse de produit (kg)	prix du co produit (euros/kg)	prix du produit (euros/kg)	taux d'allocation massique	taux d'allocation économique
Laitier de haut fourneau	0,24	1 (fonte)	0.015	0,15	0,19	0,02

Tableau 5: bilan de flux entrant et sortant pour la système étudié

3.3.4. Méthode de calcul

Afin de transcrire les inventaires de flux aux impacts environnementaux, nous avons utilisé la méthode CML2001 (Guinée et al., 2002). De plus, les valeurs sur la consommation totale de matières premières et d'énergies sont rajoutés dans le panel d'indicateurs environnementaux parce qu'ils sont classiquement utilisés dans les études sur les matériaux de construction. Notons que ces valeurs de consommation de matière et d'énergie ne sont pas des indicateurs environnementaux, mais uniquement des valeurs de flux. La question de l'épuisement des ressources énergétiques et de matière n'est pas traité dans cette partie sur les ressources « alternatives », mais une démarche similaire à celle développée pour les ressources « naturelles » pourrait être utilisée. L'ensemble des calculs est fait à l'aide du logiciel Simapro (Pré, 2008).

3.3.5. Interprétation de résultat d'évaluation environnementale

Les résultats de l'évaluation environnementale pour les LHFG sont présentés dans la **figure 2**. Dans cette figure, les 3 courbes, qui représentent 3 cas d'allocation, montrent les résultats sur les 11 indicateurs environnementaux. Les chiffres sont tous comparés à la valeur de celle du ciment (indice 100 = ciment équivalent).

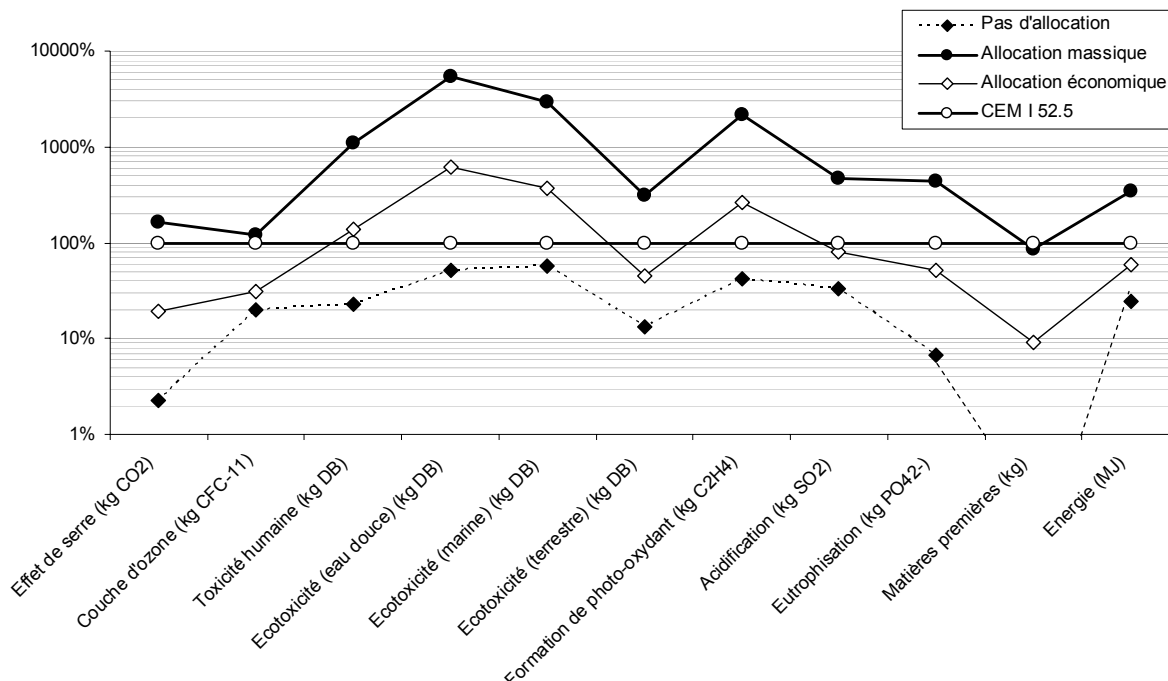


Figure 2: Impacts environnementaux des laitiers de hauts fourneaux selon 3 modes d'allocation. Les valeurs pour chaque indicateur sont calculées pour une quantité de laitier équivalente à 1kg de CEM I et comparées à l'impact du ciment qui est fixé à 100% (Indice 100= ciment équivalent).

On remarque que les LHFGs sans allocation d'impacts représentent moins 50% d'impacts environnementaux des ciments pour tous les indicateurs (**Figure 2**). Pour certains indicateurs comme ceux liés à l'écotoxicité, l'impact des laitiers est important même sans allocation (**50%, figure 2**). Ainsi, quelque soit la méthode d'allocation (massique ou économique), la substitution du ciment par du LHFG entraîne une augmentation des impacts d'écotoxicité sur les écosystèmes aquatiques. Avec ces méthodes d'allocation, une substitution cimentaire qui aurait pour but de diminuer les impacts de l'effet de serre entraînerait donc un transfert de pollution sur les écosystèmes aquatiques.

4. CONCLUSION

La question de l'utilisation de ces ressources peut se séparer selon deux grand types de ressource : Des ressources dites « naturelles » qui représentent l'essentiel des matériaux utilisés dans le béton. Pour ces ressources, une approche territoriale semble nécessaire. En effet, ce n'est pas tant leur épuisement à l'échelle mondiale qui est problématique que la difficulté d'accès à cette ressource à l'échelle locale : difficulté d'ouverture de carrière, importation massive de granulats venant d'autres régions. Pour les ressources dites « alternatives », la question se pose plus en amont. Pour ces ressources, le problème de la disponibilité se pose également, mais c'est surtout la difficulté de calculer leur impact environnemental qui est primordial.

Dans cette étude nous avons montré que l'indicateur d'épuisement des ressources doit être recalculé en utilisant le stock disponible compte tenu des contraintes socio-économiques et non pas non pas un stock mondial de réserves ultimes. Une méthode pour accéder à ce stock a été développée et testée pour le cas français. Pour l'évaluation des impacts environnementaux des déchets, cette étude a proposé trois méthodes d'allocation classiquement utilisées dans les autres domaines industriels. Une application pour les laitiers de haut fourneau a été présentée. La réponse concernant l'évaluation des impacts environnementaux des ressources « alternatives » ne relève cependant pas uniquement du domaine scientifique et technique et des réponses en terme de gouvernance semblent fondamentales.

5. RÉFÉRENCES

- AFNOR, Association Française de Normalisation. 2006. Norme NF EN ISO 14040: Management environnemental – Analyse du cycle de vie –Principes et cadres.
- AFNOR, Association Française de Normalisation. 2004. Norme NF P 01-010: Qualité environnementale des produits – Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction.
- ALTHAUS, Hans-jorg. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent 2000 No. 10. Dübendorf, SwisCentre for Life Cycle Inventories, 2003, 682 P.
- ATILH, 2002, Inventaire environnemental de la production du ciment en france, 12 pages.
- Braunschweig, A., Bär, P., Rentsch, C., Schmid, L., Wüest, G. 1998. Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Ökofaktoren 1997, Methodik Für Oekobilanzen. Buwal Schriftenreihe Umwelt, 297. 100pp.
- DUNLAP, Randy. Life cycle inventory of slag cement manufacturing process : projet CTL. N° 312012. Llinois : construction technology laboratories, 2003, 13 p.
- Goedkoop, M., Spriensma, R., 2001. The Eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodology report. PRé Consultants B.V. 132pp. <http://www.pre.nl>.
- Guinée JB, Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, vanDuin R, Huijbregts MAJ, 2002. Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. *Kluwer Academic Publishers*, Dordrecht (NL)
- Hauschild M, Wenzel H, 1998. Environmental Assessment of Products – Vol. 2: Scientific Background, Chapman & Hall, London (UK)
- Jolliet, O., Margni, M. Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 324-330.
- Pré (2008), Introduction to LCA with SimaPro 7, Février 2008, 82 pp, <http://www.pre.nl/>
- Rees W. 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity : what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization*, 4, 121-130.
- Rees W., Wackernagel M., 1996. Urban ecological footprints : why cities cannot be sustainable-and why they are the key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16, 223-248.
- Sayagh, S. 2007. Approche multicritère de l'utilisation des matériaux alternatifs dans les chaussées. Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Steen B., 1999. A systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). 2000-General System Characteristics & 2000-Models and Data. Chalmers, CPM report: 1999, 4 and 5, <http://eps.esa.chalmers.se/download.htm>
- UNICEM, Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction, 2005. Granulats en Ile-de-France, Mieux prendre en compte la ressource en matériaux dans les documents d'urbanisme. UNICEM Ile-de-France, 36pp