



HAL
open science

Vers une évaluation absolue de la durabilité écologique : quelle variabilité des valeurs de référence associées à l'écotoxicité aquatique ?

Franck Kambou, Natacha Gondran, Anastasia Wolff, Yves Perrodin

► To cite this version:

Franck Kambou, Natacha Gondran, Anastasia Wolff, Yves Perrodin. Vers une évaluation absolue de la durabilité écologique : quelle variabilité des valeurs de référence associées à l'écotoxicité aquatique ?. Environnement, Ingénierie & Développement, 2018, N°77 - septembre 2018, pp.11-22. <10.4267/dechets-sciences-techniques.3792>. <emse-01895300>

HAL Id: emse-01895300

<https://hal-emse.ccsd.cnrs.fr/emse-01895300v1>

Submitted on 8 Apr 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Vers une évaluation absolue de la durabilité écologique : quelle variabilité des valeurs de référence associées à l'écotoxicité aquatique ?

Franck Kambou¹, Natacha Gondran^{1,*}, Anastasia Wolff^{1,2}, Yves Perrodin³

(1) Mines Saint-Etienne, Univ Lyon, Univ Jean Moulin, Univ Lumière, Univ Jean Monnet, ENTPE, INSA Lyon, ENS Lyon, CNRS, UMR 5600 EVS, Institut Fayol, 42023 Saint-Etienne, France

(2) AgroParisTech, F-75005, Paris, France

(3) ENTPE, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, CNRS, UMR 5023 LEHNA, Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés, Rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin Cedex, France

* Auteur correspondant : Natacha.Gondran@mines-stetienne.fr

RÉSUMÉ

Certaines catégories d'impact ACV (analyse du cycle de vie) comme l'écotoxicité aquatique représentent des processus locaux. Les récents travaux en vue d'une méthode d'évaluation absolue de la durabilité écologique, visant à développer des références de normalisation ACV à partir des capacités de charges écologiques, ne prennent pas toujours en compte la portée spatiale des impacts locaux et les particularités des milieux impactés. L'objectif de cet article est d'estimer des références de normalisation pour les grands bassins hydrographiques français et la France métropolitaine afin de tester l'étendue des références de normalisation selon différentes hypothèses. L'échelle spatiale (bassin hydrographique, France, Europe et Monde) et la dynamique démographique dans les entités géographiques s'avèrent être des paramètres sensibles ; les incertitudes relatives à cette variabilité temporelle et spatiale doivent être prises en compte lors de l'étape de normalisation des impacts locaux. Ainsi, l'absence de prise en compte des ressources en eaux souterraines dans le calcul des références de normalisation a été identifiée comme une hypothèse forte. Par ailleurs, l'estimation et la prise en compte du fond géochimique dans le calcul des références de normalisation basées sur les capacités de charges pourraient faire l'objet de travaux futurs. Cet article montre donc qu'une évaluation absolue de la durabilité implique comme préalable la définition de l'échelle spatiale et temporelle pertinente vis-à-vis du système étudié et des impacts qu'il génère.

MOTS-CLÉS : évaluation absolue de la durabilité écologique, normalisation, budgets écologiques, ACV, écotoxicité aquatique, capacités de charge, bassin hydrographique

ABSTRACT

In LCA, some impact categories such as freshwater ecotoxicity represent local processes. Recent works about absolute environmental sustainability aims to develop LCA normalization references based on ecological carrying capacities. However, they does not always take into account the spatial extent of the local impacts and the ecological characteristics of the affected environments. The objective of this article is to estimate normalization references for the major French watersheds and the entire France mainland territory in order to test their sensitivity to different hypotheses. The spatial scale (river basin, France, Europe and World) and the demographic dynamics in the geographical entities prove to be sensitive parameters; the uncertainties due to this temporal and spatial variability must be taken into account during the normalization stage of the local impacts. Also, the lack of consideration of groundwater resources in the calculation of the normalization references has been identified as a strong hypothesis. Finally, the assessment and integration of the geochemical background in the calculation of carrying capacity-based normalization references could be the subject of future interdisciplinary investigations. Thus, this article pleads for the definition of the relevant spatial and temporal scale as an essential preliminary step in view of absolute environmental sustainability assessment.

KEYWORDS: absolute environmental sustainability, normalisation, ecological budgets, LCA, aquatic ecotoxicity, carrying capacities, watershed

Vers une évaluation absolue de la durabilité écologique : quelle variabilité des valeurs de référence associées à l'écotoxicité aquatique ?

Franck Kambou, Natacha Gondran, Anastasia Wolff, Yves Perrodin

Introduction

L'analyse du cycle de vie (ACV) permet d'évaluer les impacts potentiels de systèmes industriels sur les écosystèmes et les ressources naturelles (ISO, 2006). De récents travaux proposent une méthodologie d'évaluation absolue de la durabilité écologique qui vise à normaliser les impacts en confrontant les impacts potentiels évalués par ACV, aux capacités de charges des écosystèmes (Bjørn et Hauschild, 2015). Cette méthode de normalisation vise à éclairer l'aide à la décision car elle donne une indication sur l'ampleur des différents impacts du cycle de vie, sur la base de la sensibilité des différents compartiments impactés. Cette méthode fait actuellement l'objet d'un vif intérêt de la part des milieux académiques, des entreprises (Clift *et al.*, 2017) (Ryberg *et al.*, 2018) et des institutions européennes (Sala *et al.*, 2016). Cependant, si des valeurs de normalisation basées sur les seuils écologiques sont proposées pour une dizaine d'indicateurs d'impacts régulièrement utilisés en ACV, aucune discussion n'a encore été identifiée dans la littérature sur la robustesse et l'incertitude de ces valeurs de normalisation. Cependant, des facteurs tels que la résolution spatiale choisie ou les hypothèses démographiques prises en compte pour estimer ces nouvelles références de normalisation laissent entrevoir une variabilité importante dans les valeurs qui peuvent être choisies. L'objectif de cet article est de donner, pour l'écotoxicité aquatique, une catégorie d'impact recommandée par l'ILCD (EC-JRC, 2013), un ordre de grandeur de la variabilité pouvant être associée à la valeur de normalisation. Nous avons, pour effectuer cet exercice, choisi une catégorie d'impact qui n'a pas une portée planétaire (contrairement au changement climatique ou à la déplétion de la couche d'ozone, par exemple), mais dont l'échelle spatiale pertinente reste à circonscrire. Selon les principales hypothèses inhérentes à leur calcul (échelle spatiale de normalisation, dynamique démographique, périmètre de considération des capacités de dilution, par exemple), les valeurs pouvant être choisies comme référence de normalisation basées sur les seuils écologiques varient notablement. L'objectif de cet article est donc d'apporter une contribution au développement de la méthode de normalisation basée sur les seuils écologiques en proposant une estimation de la variabilité potentiellement associée à la valeur de référence concernant l'écotoxicité aquatique.

Ainsi, dans une première partie, un bref état de l'art sera fait sur la méthodologie d'évaluation absolue de la durabilité pour l'ACV, et pour l'écotoxicité aquatique en particulier. Nous

proposerons ainsi des éléments de contextualisation qui permettront le calcul des références de normalisation pour l'écotoxicité aquatique en France avec une prise en compte de la différence de sensibilité à cet impact selon les grands bassins hydrographiques. La deuxième partie présentera la méthode mobilisée et les principaux paramètres à prendre en compte pour estimer la variabilité des références de normalisation pouvant être choisies pour l'écotoxicité aquatique. Une estimation des références de normalisation qui pourraient être choisies pour les grands bassins hydrographiques français, pour la France, pour l'Europe ou le Monde, sera effectuée en troisième partie. Enfin, la quatrième partie apportera une indication sur la variabilité des références de normalisation selon les différentes hypothèses pouvant s'appliquer aux paramètres identifiés précédemment. Enfin, nous discuterons certains aspects méthodologiques et conceptuels de la démarche de normalisation par les seuils utilisée pour l'impact « écotoxicité aquatique » tout en proposant des pistes d'amélioration.

I. Un cadre de normalisation des impacts issus de l'analyse de cycle de vie basé sur les capacités de charges écologiques

I.1. Capacités de charges, seuils et budgets écologiques

Un seuil écologique peut être défini comme le point à partir duquel un stress conduit à un changement non-linéaire ou substantiel dans l'abondance ou le fonctionnement d'un organisme, ou dans la composition ou le fonctionnement d'une population ou d'une communauté écologique (Ficetola et Denöel, 2009). Rockström *et al.* (2009), puis Steffen *et al.* (2015) ont défini des seuils écologiques à l'échelle planétaire, dont le respect serait une condition nécessaire pour maintenir à des niveaux acceptables les pressions anthropiques et éviter de modifier, à long terme ou de façon irréversible, les principaux processus biogéochimiques. La notion de seuil est associée à celle de « capacité de charges », utilisée ici pour signifier l'intensité maximale de pollution que peut supporter un écosystème, sans dépasser son seuil écologique (Bjørn et Hauschild, 2015).

Les budgets écologiques, sur lesquels se basent les références de normalisation utilisées par Bjørn et Hauschild (2015), sont estimés en divisant la capacité de charge associée à un impact et une région géographique donnés, par la population de la région considérée. Ces « budgets écologiques » ou « références de normalisation » (NR) représentent ainsi l'impact maximal d'un habitant respectant les seuils de soutenabilité écologique d'une entité géographique donnée.

1.2. La normalisation des résultats d'analyse de cycle de vie par les budgets écologiques

L'ACV consiste à estimer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un procédé tout au long de son cycle de vie. Les quantités de matières et d'énergie consommées et rejetées sont d'abord comptabilisées à travers l'inventaire du cycle de vie (ICV) puis converties en impacts potentiels sur l'environnement (évaluation des impacts du cycle de vie (EICV)). Ces impacts potentiels sont généralement exprimés en fonction d'une substance de base dont on connaît bien la nature et l'intensité de la pression sur l'environnement (kg CO₂ eq pour l'impact sur le changement climatique, par exemple) ou en une unité quantifiant la conséquence de cette pression sur l'écosystème (pourcentage d'espèces potentiellement affectées [PAF] pour l'écotoxicité aquatique, par exemple). Ces impacts ainsi exprimés restent difficilement compréhensibles pour le grand public, ne permettent pas de comparer la magnitude des impacts entre eux et, présentés en valeur absolue, ne disent rien quant à la soutenabilité écologique du système étudié. La normalisation en ACV propose une situation de référence pour chaque catégorie d'impact environnemental. Elle permet ainsi de traduire les scores de chaque catégorie d'impact en contributions relatives à une situation de référence (Sleeswijk *et al.*, 2008).

Afin de les utiliser comme références de normalisation, Bjørn et Hauschild (2015) ont proposé des budgets écologiques, pour 11 catégories d'impacts, à partir des capacités de charge écologiques estimées à l'échelle européenne et à l'échelle mondiale, sur la base des seuils écologiques obtenus dans la littérature. Par exemple, pour le changement climatique, le budget ainsi estimé par Bjørn et Hauschild (2015) est de 985 kg CO₂ eq par an et par habitant.

Les catégories d'impact ACV peuvent être différenciées selon qu'elles représentent des processus planétaires ou locaux : les impacts planétaires présentent des effets concernant l'échelle mondiale tandis que les impacts locaux présentent des effets qui se ressentent à une échelle géographique restreinte autour du lieu d'émission (Marchand, 2013). Pour les impacts locaux tels que l'écotoxicité aquatique, la différenciation spatiale reflète les différences d'exposition et de vulnérabilité écologique entre des entités locales ou régionales (Ryberg *et al.*, 2016). Lorsque l'évaluation environnementale permet de localiser l'impact généré, il est opportun d'estimer à une échelle appropriée, les valeurs de normalisation associées aux impacts locaux afin de caractériser la

vulnérabilité des milieux affectés. Cet article vise à proposer, pour l'écotoxicité aquatique, des développements méthodologiques permettant de définir des références de normalisation (NR) en fonction du contexte géographique choisi.

1.3. Méthodologie de normalisation par les seuils écologiques pour l'écotoxicité aquatique

La relation « Références de normalisation – Capacité de charge »

L'approche choisie par Bjørn et Hauschild (2015) passe par l'estimation de budgets écologiques par personne à partir d'une allocation individuelle égalitaire des capacités de charge des écosystèmes à la population géographiquement installée sur le territoire considéré. Ainsi, cette méthode permet d'estimer la quantité de budgets écologiques individuels consommés par le système étudié, pour plusieurs catégories d'impacts ACV. Pour chaque impact, la capacité de charge utilisée doit être exprimée dans une métrique permettant son utilisation dans le cadre de la normalisation en ACV.

Ces budgets écologiques individuels sont utilisés comme des références de normalisation (NR) et sont calculées comme présenté dans l'équation 1 (Bjørn et Hauschild, 2015) :

$$NR_{ij} = CC_{ij} / P_j \quad (1)$$

Avec CC_{ij} la capacité de charge d'une entité géographique j concernée par un impact i , exprimée dans l'unité de l'impact i , sur un an ; P_j la population de l'entité géographique concernée en habitants.

1.4. La relation « Capacité de charge-Capacité de dilution » pour l'écotoxicité aquatique

Bjørn *et al.* (2014) proposent d'utiliser, comme seuil écologique pour l'écotoxicité aquatique, la HC_5 qui est la concentration à partir de laquelle 5 % des espèces d'un écosystème sont affectées, à la hauteur d'un individu par population d'espèce (0,05 Potentially Affected Fraction [PAF]). Ce seuil est plus contraignant que celui utilisé dans la méthode de caractérisation des impacts toxicologiques et écotoxicologiques USEtox, classiquement utilisée en ACV, qui se base sur la concentration à partir de laquelle 50 % des espèces sont affectées à la hauteur de 50 % de leur population ($HC_{50}(EC_{50})$) (Rosenbaum *et al.*, 2008). Dans ce sens, Bjørn *et al.* (2014) définissent l'empreinte chimique comme le volume d'eau (théorique) nécessaire à la dilution d'une émission, afin de préserver les milieux impactés à des états jugés « soutenables » : pour un impact d'écotoxicité des eaux douces, calculé selon la méthode USEtox et quantifié à $1[PAF].m^3$ jour, il faut 0,81 m³ d'eau afin de le diluer à des concentrations considérées comme écologiquement soutenables (seuil de HC_5) (équation 2).

$$ChF = 0,81 * I_{USEtox} \quad (2)$$

Avec I_{USEtox} : Score de l'impact exprimé en $([PAF] m^3 \text{ jour})$ et ChF représentant l'empreinte chimique / le besoin de dilution en m^3 / an .

La réciproque permet de déduire l'impact maximal que peut supporter un territoire en fonction de ses capacités de dilution (volumes d'eaux douces de surface du territoire). Par conséquent, la relation entre la capacité de charge et la capacité de dilution est la suivante (équation 3) :

$$CC_{USEtox} = CD / (8,1 \cdot 10^{-10}) \quad (3)$$

Avec CD , le volume réel (Capacité de Dilution) d'eaux douces disponible sur une entité locale donnée (en km^3) et $CC_{LUSEtox}$ la capacité de charge pour l'impact écotoxicologique des eaux douces estimé avec la méthode USEtox de cette entité locale $([PAF]m^3 \text{ jour})$.

Le facteur de 0,81 (ou $8,1 \cdot 10^{-10}$ si les volumes d'eau sont en km^3) est proposé par (Bjørn et al., 2014) à partir de différents articles proposant des relations statistiques entre les différents indicateurs d'écotoxicité aquatique eux-mêmes obtenus à partir de modélisations statistiques d'équations doses-réponses.

Cette valeur CC_{USEtox} peut être interprétée comme le produit du volume d'eau et du temps nécessaire pour diluer les émissions à un niveau acceptable en termes de risques écotoxicologiques (Bjørn et al., 2014).

2. Méthode d'analyse de la variabilité des références de normalisation pour l'écotoxicité aquatique : identification des paramètres influents

La variabilité des NR pour l'écotoxicité aquatique dépend des hypothèses et considérations faites pour estimer les différents paramètres. La principale hypothèse impactant tous les paramètres de calcul des NR est la définition de l'entité spatiale considérée.

2.1. Le choix de l'échelle spatiale du bassin hydrographique

Comme nous l'avons souligné en première partie, l'échelle de normalisation devrait, dans l'idéal, correspondre à la portée spatiale des impacts tant au niveau de la spatialisation des émissions que de la pertinence spatiale de la catégorie d'impact étudiée. En ce qui concerne l'écotoxicité aquatique, des références de normalisation ont été proposées aux échelles européenne et mondiale (Bjørn et al., 2014), mais

nous proposons ici une estimation à une échelle plus « locale » qui correspond mieux à la pertinence spatiale biophysique de l'écotoxicité aquatique.

Parmi les échelles spatiales pertinentes pour évaluer une « capacité de charge » pour l'écotoxicité aquatique, nous avons choisi le bassin hydrographique, souvent utilisé comme territoire de référence dans les études concernant les pressions exercées sur les milieux aquatiques (Humbert et al., 2009 ; Hoekstra, 2016). L'ACV, méthode générique d'évaluation est peu adaptée pour prendre en compte les variations saisonnières des flux hydrologiques locaux ainsi que la dimension spatio-temporelle dans la caractérisation des impacts (Le Féon et Aissani, 2015). Cependant, le bassin hydrographique, caractérisé par une interconnexion des flux et des stocks d'eau, permet de considérer des ressources moyennes en eau (volumes) plutôt que des débits d'eau comme ce serait le cas à l'échelle d'une rivière. Aussi, le calcul des NR implique le recensement de la population habitant les entités spatiales considérées. Il est aujourd'hui difficile d'identifier la population habitant des échelles spatiales (hydrographiques) qui ne sont pas corrélées à des échelles administratives (zone qui chevaucherait partiellement plusieurs communes, par exemple). Enfin, la définition d'une portée spatiale adéquate pour l'impact est liée au système pollueur : le choix de la résolution idéale n'est possible que si on s'intéresse à une source de pollution localisée. Cela ouvre des perspectives de travail sur la normalisation d'une ACV contextualisée pour un système donné.

En définitive, le choix du bassin hydrographique comme échelle « locale » de normalisation permet d'estimer – indépendamment des sources de pollution – des capacités de charges « locales » pour le territoire français, tout en permettant l'accès à des données fiables sur la population concernée, autre paramètre clé du calcul des NR (équation 1).

2.2. Les paramètres génériques de variabilité

Nous pouvons observer à partir de l'équation 1 que les références de normalisation pour l'écotoxicité aquatique, comme pour les autres catégories d'impact, sont d'abord dépendantes de deux paramètres : les capacités de charges et la taille de la population. Une population croissante implique de manière inverse une réduction des références de normalisation. Cette dynamique démographique, dépendant de facteurs sociaux et économiques, est différente selon l'entité géographique considérée. Quant à la capacité de charge, les conditions de sa variation sont spécifiques à la catégorie d'impact étudiée.

2.3. Les paramètres spécifiques à l'écotoxicité aquatique

La capacité de charge des bassins hydrographiques vis-à-vis de cet impact dépend principalement de trois aspects :

(i) la ressource en eaux douces de surface traduisant la capacité de dilution des territoires (en bleu sur la figure 1) : La variabilité des capacités de charge est liée aux capacités de dilution, associées aux volumes des ressources en eau disponibles (voir équations 1 et 3), qui diffèrent elles aussi d'un endroit à l'autre et qui peuvent évoluer dans le temps avec les conditions climatiques.

(ii) Les quantités de polluants naturellement ou historiquement présents dans les eaux de surfaces (fond géochimique, en marron clair sur la figure 1) : Plus les concentrations initiales en polluants sont élevées, plus la capacité d'un écosystème à supporter des pollutions supplémentaires est faible. Le fond géochimique, résultat de l'accumulation passée de substances d'origines anthropique et naturelle peut donc réduire la capacité de charge des eaux de surface. Par conséquent, nous définirons la capacité de charge brute comme étant calculée seulement sur la base des capacités de dilution globale et la capacité de charge nette comme étant calculée après considération du fond géochimique (voir figure 1).

(iii) Les conditions de dispersion des polluants (en rouge sur la figure 1) : Les conditions météorologiques, les propriétés physico-chimiques des eaux sont des paramètres affectant la sensibilité des milieux vis-à-vis des pressions écotoxiques. (Kounina *et al.*, 2014) ont développé des facteurs de caractérisation spatialement différenciés à partir de la méthode USEtox. Cette contextualisation de l'impact écotoxique peut être faite à travers l'application des facteurs de caractérisation spatialisés lors de l'EICV. Nous avons cependant exclu ce troisième aspect de la suite de cet article car, d'un point de vue méthodologique, nous considérons qu'il doit être traité en amont, lors de la caractérisation des impacts et non lors de leur normalisation, et constitue un autre sujet de recherche qu'est la différenciation spatiale des méthodes de caractérisation ACV (Hauschild, 2006 ; Gallego *et al.*, 2009 ; Le Féon et Aissani, 2015).

Notons enfin qu'une démographie croissante peut entraîner une croissance de l'activité économique et industrielle et, par conséquent, altérer les capacités de charges des écosystèmes

dans le temps et dans l'espace. De même, le changement climatique peut venir altérer (en les diminuant) les ressources en eaux douces. Ces interactions ne sont pas prises en compte dans cette première étude et nécessite une étude des impacts environnementaux des différents territoires et de la relation historique entre la démographie et l'état de pollution des masses d'eau (fond géochimique).

La figure 2 illustre le processus de calcul des références de normalisation (NR) pour l'écotoxicité aquatique avec une mention des paramètres et hypothèses étudiées dans cet article.

3. Résultats : calcul des références de normalisation à l'échelle des bassins hydrographiques français

Nous avons calculé les NR pour les 6 grands bassins hydrographiques français (AG : Adour Garonne, AP : Artois-Picardie, LB : Loire-Bretagne, RM : Rhin-Meuse, RMC : Rhône-Méditerranée-Corse, SN : Seine Normandie) et pour la France Métropolitaine. Pour chacun des bassins hydrographiques, la capacité de charge est proportionnelle à la capacité de dilution de cette charge. Dans ce sens, pour chaque bassin étudié, nous avons considéré le total des ressources moyennes en eaux douces de surface, comme égal à la capacité de dilution. Les seules données hydrographiques que nous avons pu identifier à l'échelle des bassins versants français datent de 1988. Margat et Truchot (1988) avaient en effet estimé les volumes d'eau mis en œuvre dans les écoulements de surface (fleuves, rivières) et les stocks naturels d'eau de surface (lacs et marais), sur une année de référence. Grâce à ces données dont nous n'avons pas trouvé d'actualisation plus récente, nous avons estimé la capacité de dilution pour chacun des six bassins hydrographiques du territoire métropolitain français. Enfin, nous avons calculé les NR par bassin hydrographique à partir des équations 1 et 3.

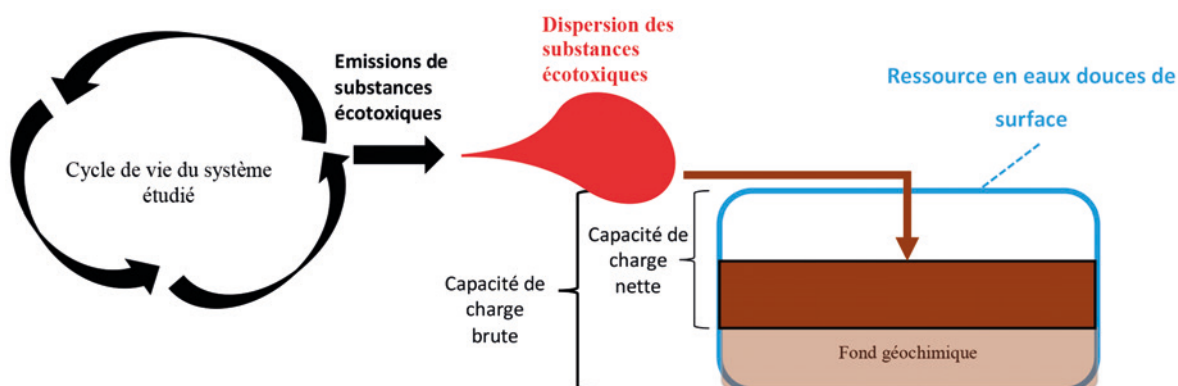


Figure 1. Représentation des paramètres spécifiques à l'écotoxicité aquatique.

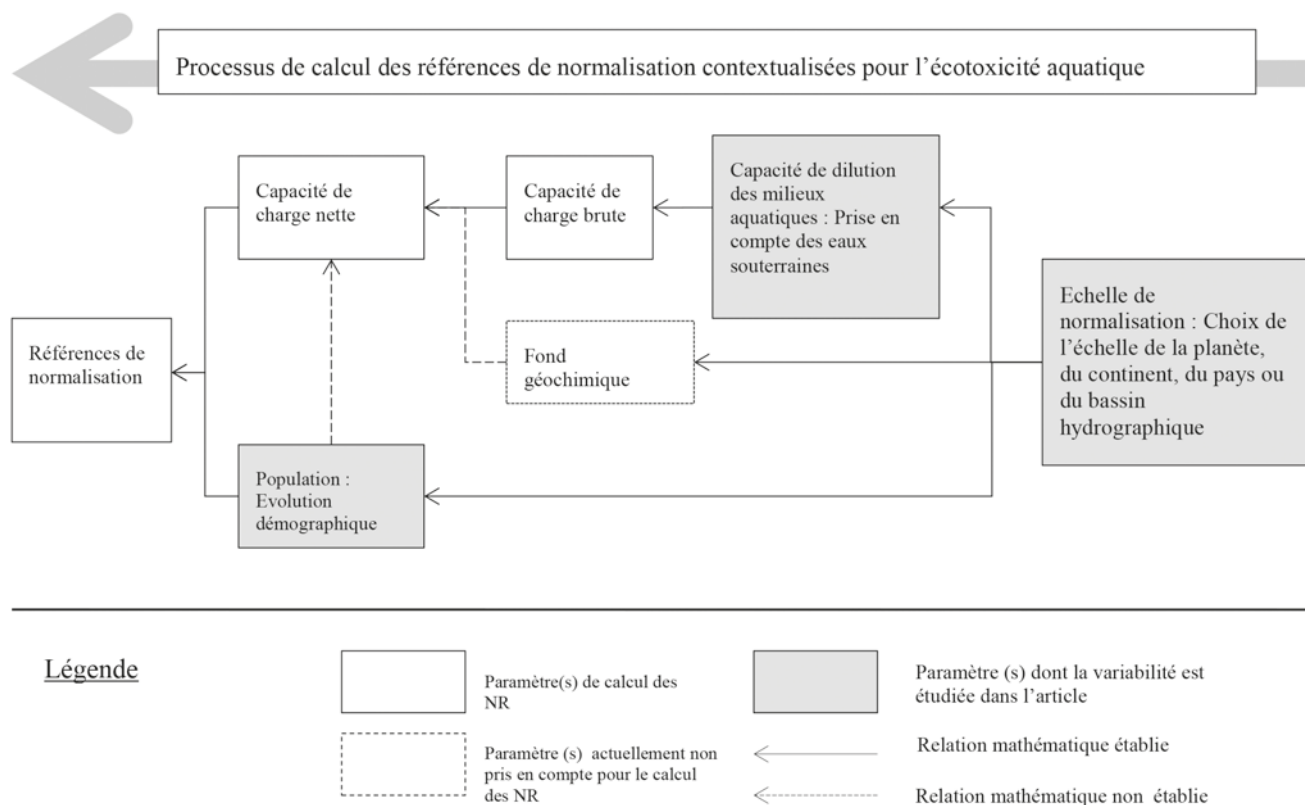


Figure 2 : Processus de calcul des NR avec l'identification des paramètres de variabilité.

3.1. Calcul des capacités de charge nettes

Chandesris *et al.* (2013) ont développé une méthodologie permettant de définir un « niveau » ou une gamme de concentrations de fonds géochimiques en fonction de la géologie sur le territoire métropolitain. Cependant, l'état actuel des connaissances sur le fond géochimique en France métropolitaine, ne permet pas de quantifier sa conséquence sur la vulnérabilité relative d'un bassin hydrographique vis-à-vis des pollutions écotoxiques ; c'est donc une information qui permettra uniquement d'apprécier qualitativement la réduction potentielle des capacités de charge estimées à partir de la capacité de dilution dans certaines zones spécifiques.

Dans la suite de ce travail, les NR sont calculées sur la base des capacités de charge brutes faute de données disponibles opérationnelles sur les fonds géochimiques. Des perspectives de recherche s'ouvrent pour intégrer cette question des fonds géochimiques dans la définition des capacités de charge.

3.2. Résultat et interprétation des références de normalisation

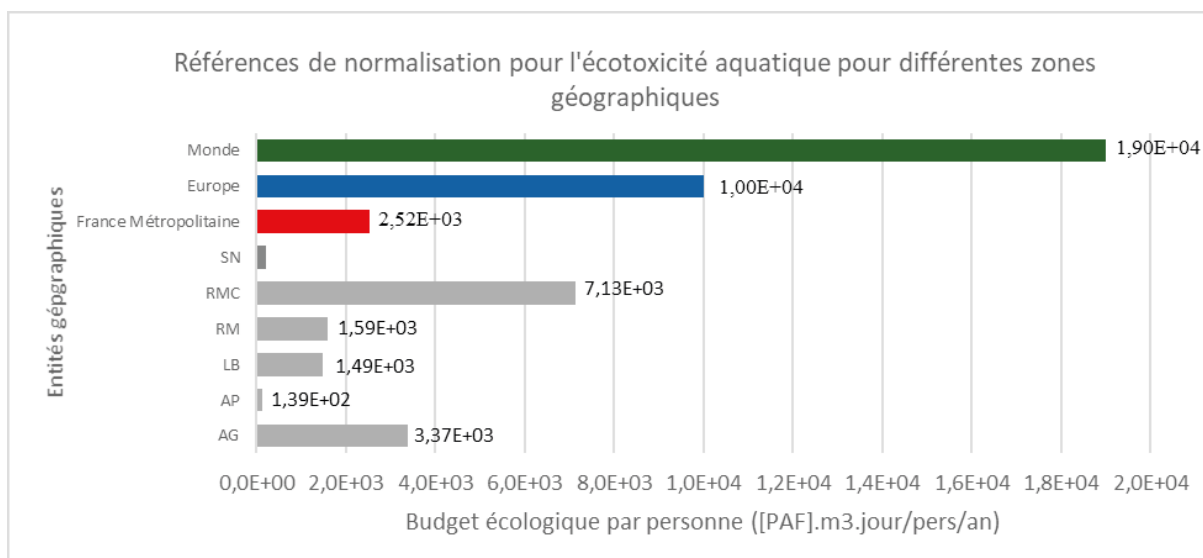
Les valeurs des NR pour les six grands bassins hydrographiques français sont observables sur la figure 3 : On peut remarquer qu'elles varient d'un facteur 50.

Le bassin Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) se distingue comme celui où les habitants ont localement le budget le plus élevé en termes d'écotoxicologie aquatique. Rappelons que ces « budgets » individuels ou références de normalisation représentent la capacité des écosystèmes à supporter les pollutions émises et ne disent rien quant aux niveaux de pollutions effectivement présents dans chaque bassin. Malgré sa forte population, ce bassin détient 65 % des capacités de dilution de France (Margat et Truchot, 1988). Les NRAP et NRSN sont particulièrement basses respectivement à cause des faibles capacités de dilution en Artois-Picardie (AP) et de la forte population en Seine-Normandie (SN).

Le bassin Seine-Normandie

Le bassin Seine-Normandie a la deuxième plus faible capacité de dilution en France, alors qu'il est le plus peuplé. Il apparaît comme le plus vulnérable car le budget (écotoxicologique) par habitant y est ainsi plus restreint que sur le reste du territoire. De plus, les capacités de charge du bassin Seine-Normandie pourraient être encore réduites du fait d'un fond géochimique potentiellement élevé en arsenic, cuivre et zinc (Chandesris *et al.*, 2013).

Les NR pour l'Europe et pour le Monde ont déjà été calculées par Bjørn et Hauschild (2015). Nous avons choisi le bassin Seine-Normandie pour représenter les NR « locale » pour l'étude de variabilité qui suit.



(AG : Adour Garonne, AP : Artois-Picardie, LB : Loire-Bretagne, RM : Rhin-Meuse, RMC : Rhône-Méditerranée-Corse, SN : Seine Normandie).

Figure 3 : Valeurs des NR selon l'échelle et l'entité géographique choisie.

4. Analyse de variabilité des références de normalisation (NR)

Comme indiqué dans la partie 3, plusieurs considérations entraînent une variabilité des NR. Nous avons procédé à une analyse de variabilité des NR selon :

- l'échelle de normalisation considérée (résolution et localisation),
- la dynamique démographique au sein de l'entité spatiale considérée,
- l'évolution des capacités de dilution avec la prise en compte des eaux souterraines.

4.1. Variabilité selon l'échelle de normalisation

On observe sur la figure 3 que les références de normalisation européennes et mondiales sont nettement les plus élevées. Ainsi, un humain a, à l'échelle mondiale, un « budget » en termes d'écotoxicologie aquatique (NR) 1,9 fois plus élevé qu'un habitant européen : la ressource en eaux douces de surface ramenée par habitant en Europe est en effet inférieure à celle du Monde (United Nations, 2015). Quant à la France métropolitaine, le budget en termes de ressources en eaux est quatre fois inférieur à celui d'un habitant européen moyen. La France compte en effet à elle seule environ 9 % de la population européenne, alors que ses eaux de surface ne représentent que 2 % des capacités de dilution du continent européen.

4.2. Variabilité selon la dynamique démographique au sein des entités spatiales

La dynamique démographique est un facteur important d'évolution des NR. Si certaines études prédisent son évolution à l'échelle mondiale, continentale ou nationale (UN, 2015) ; il reste cependant difficile de la prédire à l'échelle du bassin hydrographique. L'agence de l'eau de Seine-Normandie estime à 0,6 % le taux d'accroissement annuel moyen de la population de son bassin (INSEE, 2017). Nous avons donc extrapolé sur cette base l'évolution de la population dans ce bassin. La figure 4 montre l'évolution des NR entre 1990 et 2070, sur un pas de temps de 10 ans. Une nette décroissance des NR pour les entités Seine-Normandie, France et Monde est à anticiper (qui pourrait être exacerbée par des rétroactions du changement climatique sur les capacités de charge des écosystèmes). UN (2015) pose l'hypothèse d'une diminution de la population européenne à partir de 2020, générant ainsi une augmentation des NR à partir de cette date. Nous pensons que la définition des références de normalisation en vue d'une méthode d'évaluation absolue de la durabilité écologique pourrait faire l'objet d'un travail pluridisciplinaire rassemblant des experts issus de domaines complémentaires (hydrogéologues, géographes, démographes, voir philosophes). Un tel exercice permettrait de mobiliser largement les communautés scientifiques en écologie et environnement et apporterait une cohérence globale à la régionalisation des enjeux de développement durable.

4.3. Variabilité selon la prise en compte des ressources en eaux souterraines dans la capacité de dilution

« Eaux souterraines et eaux de surface sont deux états de la ressource en eau, deux phases du cycle de l'eau. Elles présentent

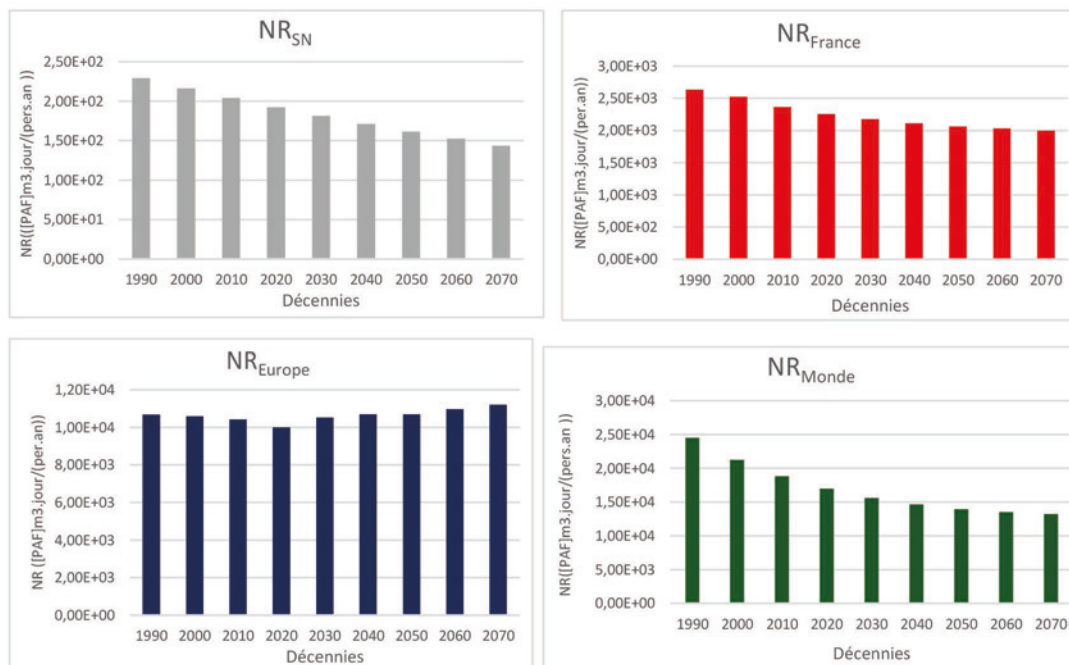


Figure 4 : Evolution des NR en fonction de la dynamique démographique.

des relations et une interdépendance hydrologique si étroite qu'en fait toutes deux constituent une ressource unique » (Castany, 1965). Dans l'équation 3, liant la capacité de dilution à la capacité de charge, seules les eaux douces de surface (rivières, lacs, marais) sont pourtant prises en considération pour estimer la capacité de dilution. Nous avons donc procédé à une estimation de l'étendue des données pour refléter dans le calcul des NR le fait que les ressources de surface interagissent continuellement avec les eaux souterraines, à partir des données hydrographiques fournies par Margat et Truchot (1988), Ifen (2004), Shiklomanov et Rodda (2003). La figure 5 montre que la prise en compte des eaux souterraines dans la définition des capacités de dilution peut multiplier par 100 les capacités de charges et donc les NR. La définition du périmètre des eaux de dilution est donc un paramètre très sensible et les hypothèses faites sur un tel sujet doivent être argumentées. La méthode USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008), cadre dans lequel ont été opérés les développements qui ont conduit à l'établissement de la relation entre la capacité de dilution et la capacité de charge par Bjørn *et al.* (2014), exprime l'impact *freshwater ecotoxicity* comme étant la conséquence d'une pollution sur les écosystèmes d'eaux douces de surface. Les eaux souterraines sont uniquement considérées comme un vecteur de pollution vers les eaux douces de surfaces. Par conséquent, la capacité de charge s'exprimant au même niveau que l'impact caractérisé, ne devrait pas inclure les eaux souterraines comme participant à la capacité de dilution de l'impact. En outre, les tests d'écotoxicité aquatique sur lesquels se basent la méthode USEtox, telle qu'utilisée initialement pour établir les équations 2 et 3, sont réalisés sur des écosystèmes de surface et non des écosystèmes souterrains, pour lesquels les répercussions en termes d'écotoxicité sont bien moins connues. Enfin, les ressources en eau souterraines

sont souvent utilisées comme des ressources en eau potable ; en France, plus de 60 % de l'eau potable provient du sous-sol (Ifen, 2004). Le niveau de qualité exigé pour cet usage n'est pas compatible avec le fait de considérer ces ressources comme un exutoire potentiel pour les pollutions anthropiques. Nous proposons donc de ne pas considérer les ressources en eaux souterraines dans la détermination des capacités de charge, et donc des références de normalisation.

Conclusion

Rappelons que les capacités de charge et références de normalisation calculées ici, ne sont valables que pour la normalisation des impacts écotoxicologiques sur les eaux douces caractérisés par la méthode USEtox. Cette méthode est en effet recommandée par l'ILCD car il s'agit aujourd'hui de la méthode qui intègre le mieux les modèles scientifiquement consensuels en termes de devenir des substances dans l'environnement et d'exposition humaine (EC-JRC, 2013).

Nous avons montré l'intérêt de considérer l'échelle du bassin hydrographique, pour proposer des références de normalisations locales pour l'écotoxicité aquatique. La démarche utilisée dans cet article s'applique de préférence à des systèmes anthropiques dont l'essentiel des émissions écotoxiques sont rejetées sur un bassin bien défini. Par exemple, le cycle de vie d'un centre d'enfouissement ou celui d'un système de méthanisation territoriale serait approprié comme cas d'étude. Normaliser les impacts d'un système émettant des substances écotoxiques au sein de différents bassins impliquerait la définition d'une ou de plusieurs valeurs de normalisation pour les bassins versants potentiellement

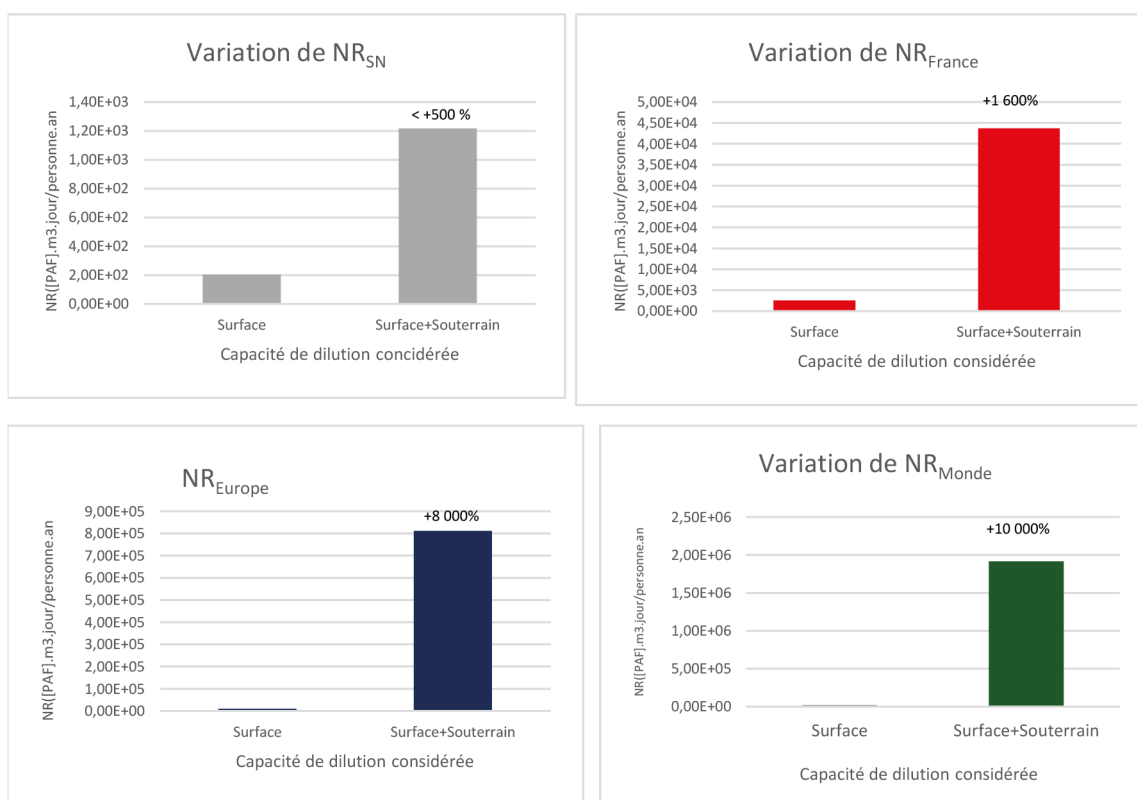


Figure 5 : Evolution des NR avec la prise en compte des eaux souterraines dans la définition des capacités de dilution.

affectés par le système étudié. Ainsi, il nous semble nécessaire de prévoir, dans le cadre du développement d'une méthode d'évaluation absolue de la durabilité écologique, une étape visant à définir l'échelle spatiale à laquelle il est pertinent d'effectuer la normalisation. Le couplage de l'inventaire de cycle de vie avec un système d'information géographique, qui sont dorénavant rendus possibles par certains logiciels d'ACV, pourrait permettre une résolution spatiale plus précise et plus conforme à la portée de l'impact en localisant les impacts générés par les différentes étapes du système étudié. Il serait alors possible de mettre en relation les impacts générés sur chaque territoire (à une échelle spatiale pertinente selon l'impact considéré) avec les différents budgets écologiques « disponibles » sur les différents territoires récepteurs de ces impacts (intégrant les capacités de charge du territoire considéré, la population, voire éventuellement le fonds géochimique si la donnée est disponible).

L'utilisation de références de normalisation locales basées sur les capacités de charge des milieux récepteurs nécessite donc une approche plus contextualisée de l'ACV avec une collecte maximale d'informations spécifiques aux différents sites impactés : une collaboration avec les scientifiques travaillant sur la spatialisation de l'ACV permettrait d'améliorer l'évaluation contextualisée de la soutenabilité écologique des systèmes. À défaut de telles informations, la normalisation basée sur les capacités de charge nationales, continentales et mondiale apporte, dans une certaine mesure, des informations sur la magnitude des impacts. Il serait également pertinent

de poursuivre ces travaux de spatialisation des références de normalisation basée sur les capacités de charge pour d'autres catégories d'impacts ACV telles que l'eutrophisation ou l'utilisation des sols. D'autres facteurs que la dilution pourraient aussi être pris en compte pour une évaluation plus approfondie de la capacité de charge des bassins hydrographiques (capacité épuratoire des milieux, potentiel d'oxygénation, types d'habitats, entre autres).

Rappelons que les données les plus récentes que nous ayons trouvées sur les ressources en eau de surface par bassin, en France, datent de 1988. L'exercice d'estimation des références de normalisation par bassin versant met en évidence la nécessité d'une mise à jour de ces données. De surcroît, les budgets écologiques estimés devraient être actualisés en fonction de la population occupant réellement le territoire impacté. Ainsi, il semble souhaitable d'envisager la possibilité de définir les seuils de façon dynamique dans le temps et dans l'espace afin de pouvoir prendre en compte les variations des différents paramètres identifiés : population, qualité de l'eau (fonds géochimique) mais aussi modification des capacités de charge des écosystèmes (par exemple, la diminution possible des ressources en eau de surface du fait du changement climatique ou de leur pollution). Le couplage ACV / systèmes d'information géographique apparaît comme une piste prometteuse pour gérer les nombreuses données devant être mobilisées par une telle méthode dynamique d'évaluation absolue de la durabilité écologique. Avec une telle approche spatialisée, cette méthode d'évaluation absolue de la

durabilité pourrait également permettre d'évaluer la capacité des différents territoires à accueillir de nouvelles installations industrielles sans dépasser les capacités de charges des milieux impactés. Cette approche pourrait être mobilisée dans le cadre d'études d'impact, par exemple.

La définition de « budgets écologiques par personne » n'est pas la seule méthode aujourd'hui proposée pour allouer les capacités de charge d'un milieu aux différentes entités (industries, ménages, commerces, par exemple) bénéficiant de l'écosystème concerné. Certains travaux comme ceux de Stewart et Deodhar (2009), Sandin *et al.* (2015), Wolff *et al.* (2017) et Ryberg (2018) proposent différentes méthodes d'allocation et de répartition des seuils écologiques basés sur différents principes (poids économique, responsabilité historique, valeur du service rendu à l'homme, par exemple) afin de définir des références de normalisation. Cet article s'inscrit dans ce débat sur les méthodes de répartition des capacités de charge des écosystèmes dans le temps, l'espace et entre entités de natures différentes. Ce débat, tant scientifique qu'éthique, est un préalable indispensable à la définition d'une méthode d'évaluation absolue de la durabilité écologique.

Les auteurs remercient le GIS EEDEMS pour son soutien financier dans la réalisation de ce travail effectué dans le cadre du stage de master de Franck Kambou.

Références bibliographiques

- Bjørn, A., Diamond, M., Birkved, M. Et Hauschild, M. (2014). Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. *Environmental Science & Technology*, 48, n° 22, pp. 13253–62. <https://doi.org/10.1021/es503797d>
- Bjørn, A. Et Hauschild, M. (2015). Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, n° 7, pp. 1005–1018.
- Castany, G. (1965). Unicité des eaux de surfaces et des eaux souterraines, principe fondamental de la mise en valeur des ressources hydrologiques. *Hydrological Science journal*, 10, n° 3, pp. 22–30.
- Chandesris, A., Canal, J., Bougon, N., Coquery, M. (2013). Détermination du fond géochimique pour les métaux dissous dans les eaux continentales. Rapport final. IRSTEA, 65 p. + Annexes (231 p., 2013). http://www.onema.fr/sites/default/files/pdf/2013_031.pdf
- Clift, R., Sim, S., King, H., Chenoweth, J.L., Christie, I., Clavreul, J., Mueller, C., Posthuma, L., Boulay, A.-M., Chaplin-Kramer, R., Chatterton, J., DeClerck, F., Druckman, A., France, C., Franco, A., Gerten, D., Goedkoop, M., Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A.J., Koellner, T., Lambin, E.F., Lee, J., Mair, S., Marshall, S., McLachlan, M.S., Milà i Canals, L., Mitchell, C., Price, E., Rockström, J., Suckling, J. Et Murphy, R. (2017). The Challenges of Applying Planetary Boundaries as a Basis for Strategic Decision-Making in Companies with Global Supply Chains. *Sustainability*, 9, n° 2, p. 279. <https://doi.org/10.3390/su9020279>
- Ficetola, G.F. Et Denoël, M. (2009). Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species–habitat relationships. *Ecography*, 32, n° 6, pp. 1075–1084. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05571.x>
- Gallego, A., Rodríguez, L., Hospido, A., Moreira, M.-T. Et Feijoo, G. (2010). Development of Regional Characterization Factors for Aquatic Eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, n° 1, pp. 32–43. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0122-4>
- Hauschild, M. (2006). Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A Decade of Method Development to Increase the Environmental Realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, n° 51, pp. 11–13. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.005>
- Hoekstra, Arjen Y. (2016). A Critique on the Water-Scarcity Weighted Water Footprint in LCA. *Ecological Indicators*, 66, pp. 564–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>
- Humbert, S., Manneh, R., Shaked, S., Wannaz, C., Horvath, A., Deschênes, L., Jolliet, O. And Margni, M. (2009). Assessing Regional Intake Fractions in North America. *Science of The Total Environment*, 407, n° 17, pp. 4812–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.024>
- Ifen (2004). L'état des eaux souterraines en France : aspects quantitatifs et qualitatifs [en ligne] disponible sur : http://sigessn.brgm.fr/IMG/pdf/ifen_etat_eau_souterraine.pdf
- EC-JRC, Institute for Environment and Sustainability (2013). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- INSEE (2017). Accroissement de la population, [en ligne], disponible sur : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1373635?sommaire=1373710>
- ISO (2006). ISO 14040. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre, ISO, Genève.
- Johnson, Chris J. (2013). Identifying Ecological Thresholds for Regulating Human Activity: Effective Conservation or Wishful Thinking? *Biological Conservation*, 168, pp. 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.09.012>
- Kounina, A., Margni, M., Shaked, S., Bulle, C. And Jolliet, O. (2014). Spatial Analysis of Toxic Emissions in LCA: A Sub-Continental Nested USEtox Model with Freshwater Archetypes. *Environment International*, 69, pp. 67–89. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.004>
- Le Féon, S. Et Aissani, L. (2015). Spatial differentiation? Yes, but, not only for the characterization! SETAC, mai 2015, Barcelona. Consulté le 3 août 2017. https://www.researchgate.net/profile/Samuel_Le_Feon/publication/275649316_Spatial_differentiation_Yes_but_not_only_for_the_characterization/links/554243640cf24107d393f815/Spatial-differentiation-Yes-but-not-only-for-the-characterization.pdf

- Marchand, M. (2013). Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application à la gestion des déchets ménagers. Rennes 1, <http://www.theses.fr/2013RENI5029>
- Margat, J. Et Truchot, C. (1988). L'eau en France : nature et ressources. Annales Des Mines/La gestion de l'eau, 11-20, Juillet-Août 1988.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, pp. 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rosenbaum, Ralph K., Bachmann, Till M., Gold, Lois S., Huijbregts, Mark A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., et al. (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, n° 7 (November 2008), pp. 532–46. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Ryberg, Morten W., Owsianiak, M., Richardson, K. Et Hauschild, Michael Z. (2016). Challenges in Implementing a Planetary Boundaries Based Life-Cycle Impact Assessment Methodology. *Journal of Cleaner Production*, 139, pp. 450-59. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.074>
- Ryberg, M.W., Owsianiak, M., Clavreul, J., Mueller, C., Sim, S., King, H., Hauschild, M.Z. (2018). How to bring absolute sustainability into decision-making: An industry case study using a Planetary Boundary-based methodology. *Sci. Total Environ*, 634, pp. 1406–1416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.075>
- Sala, S., Benini, L., Crenna, E., Secchi, M. (2016). Global environmental impacts and planetary boundaries in LCA. Data sources and methodological choices for the calculation of global and consumption-based normalisation factors. *JRC*.
- Sandin, G., Peters, Greg M. And Svanstrom, M. (2015). Using the Planetary Boundaries Framework for Setting Impact-Reduction Targets in LCA Contexts. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, n° 12, pp. 1684–1700. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0984-6>
- Shiklomanov I.A., Rodda J. C. (2003). *World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sleeswijk, Anneke W., van Oers, Laurant F.C.M., Guinée, Jeroen B., Struijs, J. And Huijbregts, Mark A.J. (2008). Normalisation in Product Life Cycle Assessment: An LCA of the Global and European Economic Systems in the Year 2000. *Science of The Total Environment*, 390, n° 1, pp. 227–40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.040>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, n° 6223, p. 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stewart, E., Deodhar, A. (2009). Autodesk's Corporate Finance Approach to Climate-stabilizing Targets ("C-FACT"), a business-friendly, science driven and transparent approach to corporate greenhouse gas target setting. Autodesk, (November 2009).
- UN (United Nations) (2015). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospects: The 2015 Revision*. [en ligne], disponible sur : <https://esa.un.org/unpd/wpp/Download/Standard/Population/>
- Wolff, A., Gondran, N., Brodhag, C. (2017). Detecting unsustainable pressures exerted on biodiversity by a company: Application to the food portfolio of a retailer. *Journal of Cleaner Production*, 166, pp. 784–797. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.057>

