



HAL
open science

Les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux liés aux usages de l'eau

Eléonore Loiseau

► **To cite this version:**

Eléonore Loiseau. Les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux liés aux usages de l'eau. Sciences de l'environnement. 2010. hal-02593381

HAL Id: hal-02593381

<https://hal.inrae.fr/hal-02593381>

Submitted on 15 May 2020

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.



SYNTHESE TECHNIQUE

Les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux liés aux usages de l'eau

LOISEAU Eléonore

E-mail: loiseau@engref.fr

Janvier 2010

AgroParisTech–ENGREF centre de Montpellier
B.P.44494 – 34093 MONTPELLIER Cedex 5
Tél. : (33) 4 67 04 71 00
Fax : (33) 4 67 04 71 01

Equipe ELSA
(Environmental Lifecycle and
Sustainability Assessment)
Montpellier SupAgro
5 Place Viala
34000 Montpellier
Tél. : (33) 4 99 61 21 71

RESUME

L'objectif de cette synthèse est d'étudier les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux prenant en compte les différents usages de l'eau. Cette étude fera plus particulièrement le point sur la méthodologie de l'ACV, qui quantifie toutes les émissions et les consommations des biens et des services tout au long de leur cycle de vie (c'est à dire « du berceau à la tombe »).

Dans un premier temps, il faudra définir le concept de l'ACV et montrer que l'ACV considère l'eau comme un compartiment, au même titre que le sol et l'air, et donc quantifie les impacts subis par l'eau (eutrophisation, acidification, écotoxicologie aquatique). Bien que l'eau soit déjà étudiée dans l'ACV en tant que compartiment, l'eau est également une ressource comme le pétrole ou le cuivre. Néanmoins, l'eau est une ressource à part, ayant des caractéristiques propres (cycle de vie, origines, usages, etc.). Afin de prendre en compte ces aspects, des équipes de recherche ont proposé de nouveaux indicateurs. Ils ont été définis sur la base des approches de l'eau virtuelle et de l'empreinte sur l'eau, et en utilisant les indicateurs de stress hydrique. Par conséquent, après une présentation de ces concepts, il sera montré comment ils ont été intégrés dans la méthodologie de l'ACV et quels sont les futurs axes de recherche à développer.

Mots clé: Analyse du Cycle de Vie (ACV), Eau virtuelle, Empreinte sur l'eau, indicateur de stress hydrique, eutrophisation, acidification, santé humaine, qualité des écosystèmes, épuisement des ressources

ABSTRACT

The aim of the study is to analyze how water use is taken into account in environmental impact assessment methodologies. The study will focus on the Life Cycle Assessment methodology, which quantifies all the consumptions and emissions of a good or a service from cradle to grave.

Firstly, we will show that LCA considers water as a compartment like air or soil, and thus quantifies the environmental impacts done on this compartment (eutrophication, acidification, aquatic ecosystem toxicology).

Although water is already studied in LCA as a compartment, water is also a resource such as petrol or copper. Methodologies have been developed to assess this kind of resources; nonetheless water is a specific resource with a lot of particularities (lifecycle, origins, use, and so on). In order to fill this gap, researchers have proposed new indicators. They have been defined thanks to the concepts of Virtual Water and Water Footprint, and by using water stress indicators. Consequently, after describing these concepts, we will show how they have been applied to LCA and what are the next challenges on LCA.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA), Virtual Water (VW), Water Footprint, eutrophication, acidification, human health, quality of ecosystem, resource depletion, water stress indicator

Introduction	4
1. L'analyse des impacts environnementaux sur le compartiment « Eau » en ACV	5
1.1. Principes de l'ACV	5
1.2. La définition des impacts	6
1.2.1. La quantification des impacts intermédiaires (ou midpoint).....	7
1.2.2. La quantification des dommages (ou impacts endpoint).....	9
2. Les apports méthodologiques de l'eau virtuelle	9
2.1. Bases de l'eau virtuelle	10
2.2. Les trois composantes de l'eau virtuelle	10
2.3. Calculs des trois composantes de l'eau virtuelle	10
2.3.1. Eau verte utilisée (green water use, ug(t))	10
2.3.2. Eau bleue utilisée (blue water use, ub(t)).....	10
2.3.3. Eau grise ou eau polluée utilisée (polluted volume of water ressource, up(t))	11
3. Prise en compte de l'eau en tant que ressource dans l'ACV	11
3.1. Développement d'impacts midpoint (Mila i Canals et al. 2009)	12
3.1.1. Impact de la consommation d'eau douce sur la santé humaine	12
3.1.2. Impact de l'eau douce sur les écosystèmes (Freshwater Ecosystem Impact, FEI).....	12
3.1.3. Epuisement de la ressource en eau douce (Freshwater Depletion, FD)	13
3.2. Mise au point d'indicateurs endpoint (Pfister et al. 2009)	13
3.2.1. L'index de stress hydrique (ou Water Stress Index, WSI).....	13
3.2.2. Dommages sur la santé humaine.....	14
3.2.3. Dommages sur la qualité des écosystèmes.....	14
3.2.4. Dommage aux ressources	15
3.3. Bilan	15
Conclusion	16
Bibliographie	17

Introduction

L'eau douce est une ressource rare et précieuse sur la Terre. Elle est essentielle pour l'homme et le fonctionnement des écosystèmes (en tant que ressource et habitat). Ainsi, plus de 100000 espèces (plus de 6% des espèces totales répertoriées sur terre) ont pour habitat les masses d'eau douce et la grande majorité des êtres vivants a besoin d'un accès à l'eau douce pour survivre. Ces écosystèmes sont très vulnérables au manque d'eau, au point de disparaître dans certains cas.

Pour l'homme, le manque d'accessibilité à une eau de bonne qualité peut également avoir des effets dévastateurs. Dans le monde, près de deux millions de personnes meurent de maladies diarrhéiques chaque année, avec 88% des cas attribués à une eau de qualité médiocre et inadaptée pour les besoins sanitaires (WHO 2004). De plus, les quantités nécessaires pour répondre à ces besoins sont négligeables comparées à celles utilisées par l'agriculture afin de nourrir l'humanité. En prenant en compte les besoins domestiques et agricoles, en moyenne, une personne consomme 3400 litres par jour (il existe de grandes variations entre pays, de 2700 litres par jour en Inde à 6000 litres par jour aux Etats-Unis). Les données montrent qu'il faudrait doubler les volumes d'eau utilisés en agriculture pour éradiquer la malnutrition en 2025 (Mila i Canals & al. 2009).

Par conséquent, les méthodes d'évaluations des impacts environnementaux liés aux usages de l'eau sont primordiales pour estimer la rareté de cette ressource, analyser les influences de l'homme sur ce compartiment et développer des solutions pour améliorer sa répartition et optimiser les consommations. Il existe une multitude de méthodes d'analyses environnementales. Parmi celles-ci, les approches « analyse du cycle de vie » et « eau virtuelle » semblent faire parties des plus prometteuses pour répondre aux objectifs de l'étude des usages de l'eau à une échelle globale.

L'ACV est une méthode d'évaluation multicritère, contrairement à l'eau virtuelle qui ne s'intéresse qu'à l'eau en tant que ressource. L'ACV est une méthodologie en développement qui cherche à perfectionner ses indicateurs. Un des aspects peu étudié, car complexe, est les impacts liés à la consommation de la ressource « eau » (sur les écosystèmes, sur la santé humaine, etc.). Pour combler cette lacune, des chercheurs ont proposé des indicateurs construits sur les bases de l'eau virtuelle et ouvrant ainsi la voie vers une meilleure prise en compte de cette ressource qui peut être (eau de pluie) ou ne pas être renouvelable (aquifères « fossiles »).

L'objectif de cette synthèse est de faire le point sur l'ACV et les indicateurs existants sur les impacts environnementaux subis par le compartiment « Eau » et de présenter les données récentes sur le développement de nouveaux indicateurs analysant l'eau en tant que ressource.

1. L'analyse des impacts environnementaux sur le compartiment « Eau » en ACV

1.1. Principes de l'ACV

Il existe de nombreuses méthodes d'évaluation environnementale. Selon l'échelle étudiée, les objectifs recherchés et les utilisateurs potentiels, la méthode employée va différer. L'ACV est une approche « produit » ou « filière » qui va permettre de comparer les modes de production et de consommation, d'identifier les transferts de pollution et de mieux prendre en compte l'environnement dans les systèmes de production. Cette méthode s'adresse aux pouvoirs publics, aux entreprises, aux institutions, aux distributeurs, aux consommateurs, etc.

Selon la norme ISO 14040 (1997), l'ACV est « une technique d'évaluation des aspects environnementaux et des impacts environnementaux potentiels associés à un système de produits ».

Le système de produits correspond au cycle de vie du produit. L'inventaire et les impacts potentiels sont donc étudiés tout au long du cycle de vie du produit : de l'acquisition de la matière première, à sa production, à son utilisation et à sa destruction (c'est à dire « du berceau à la tombe »).

Pour la mise en œuvre de la méthode, un cadre méthodologique a été défini et formalisé en normes ISO 14040 à 14043 (ISO 1997, 1998a, 1998b, 2000). Il comprend quatre étapes :

✓ La définition du champ et des objectifs de l'étude

Cette étape vise à définir pour qui (public cible, gouvernement, département d'une entreprise, etc.) et pourquoi l'étude est réalisée. Cet objectif doit refléter la raison qui pousse à cette analyse (l'identification des principaux impacts d'un produit, l'amélioration d'un produit existant, le choix d'un produit par rapport à un autre, le choix d'une politique gouvernementale en matière d'environnement, ou l'établissement d'une planification stratégique).

Cette étape définit également la fonction étudiée et l'Unité Fonctionnelle (UF) qui permet de quantifier la fonction remplie par le produit étudié. Les impacts environnementaux seront rapportés à cette unité (Boeglin & Veillet 2005). Par exemple, la fonction d'un sac est d'emballer, une unité fonctionnelle possible sera alors d'emballer 9000 litres de marchandises (ECOBILAN PriceWaterHouseCoopers). La comparaison directe des impacts sur l'environnement d'un sac A et d'un sac B n'aurait aucun sens et pourrait conduire à des interprétations erronées (ex : le sac B est 20% plus polluant que le sac A, mais si A a une capacité 30% plus petite que le sac B, il est impossible de conclure qu'un sac est moins polluant qu'un autre. C'est pourquoi il faut se ramener à une unité fonctionnelle). Selon le positionnement de l'étude, l'UF choisie pourra être différente et cela aura des conséquences sur les résultats et l'interprétation (Basset-Mens 2005).

✓ L'analyse de l'inventaire

Au cours de cette étape, les limites du système sont définies. Les ressources consommées et les émissions dans l'air, l'eau et le sol sont quantifiées pour chaque étape du cycle de vie du produit. Une fois quantifiées, ces données d'inventaire sont agrégées tout au long du cycle de vie et exprimées par UF. Chaque donnée présente des caractéristiques spatiales et temporelles qui sont perdues lors de cette agrégation.

✓ L'évaluation des impacts

L'évaluation consiste à transformer un inventaire de flux de substances émises et de ressources consommées en une série d'impacts clairement identifiables.

✓ L'interprétation

C'est une étape clé qui évalue la robustesse de tous les résultats, des choix et des hypothèses. Les objectifs initiaux de l'étude sont repris pour évaluer les résultats et

proposer des conclusions et des recommandations adaptées (Basset-Mens 2005).

La figure 1 présente le cadre de l'ACV tel que suggéré par la norme ISO. Comme le montre ce schéma, l'ACV est un processus itératif. Les choix et hypothèses posés au cours de l'étude peuvent être modifiés par l'acquisition de nouvelles informations. (CIRAIG 2005)

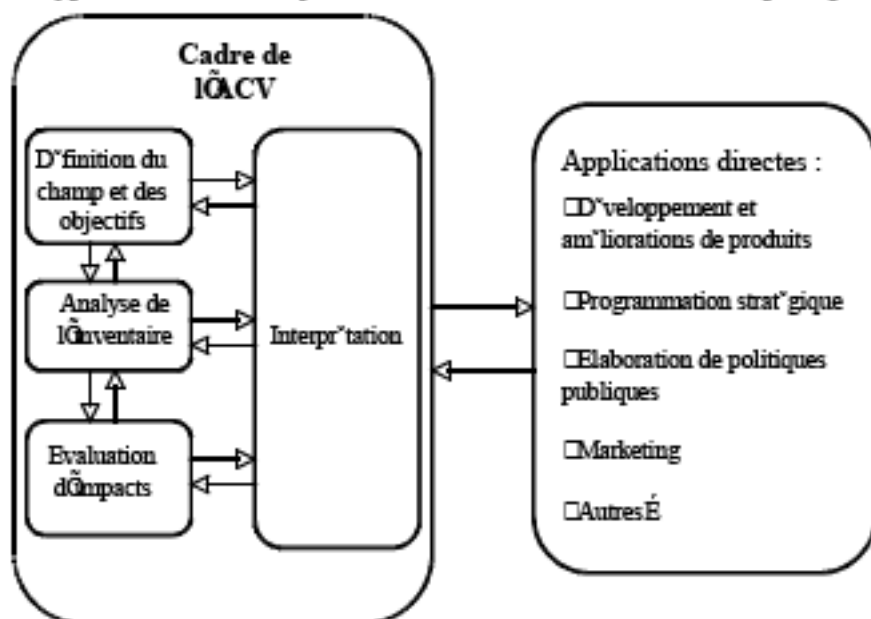


Figure Erreur! Argument de commutateur inconnu. Cadre méthodologique de l'ACV : les quatre étapes d'une ACV (ISO 14040, 1997)

1.2. La définition des impacts

Si le cadre conceptuel de l'ACV est unique, avec ses quatre étapes (norme ISO), les différences se concentrent dans la phase de définition des impacts et leur mode de caractérisation.

Il existe globalement deux catégories d'impacts, celles dites midpoint (impact au milieu de la chaîne de causalité) qui quantifient les effets globaux des substances émises ou consommées et les méthodes « endpoint » (à la fin de la chaîne de causalité) qui se proposent de quantifier les dommages potentiels qui pourraient en résulter (cf. figure 2).



Figure Erreur! Argument de commutateur inconnu. Cascades d'effets : émission du dioxyde de soufre (Roux 2009)

Il existe une longue liste d'impacts midpoint qui diffèrent selon les méthodologies employées pour l'analyse, mais les plus courants sont : l'effet de serre, la destruction de la couche d'ozone, l'oxydation photochimique, la toxicité, l'acidification, l'eutrophisation, etc. L'avantage des indicateurs midpoint est qu'ils sont plus précis car ils sont au début de la chaîne de causalité (il y a moins d'incertitudes lors de leur quantification), cependant les

indicateurs endpoint sont parfois préférés car ils sont plus parlants pour le public non averti. Dans la littérature, il existe un relatif consensus entre les différentes méthodes d'évaluation de certains impacts (effet de serre, acidification, eutrophisation, ozone, etc.) mais il subsiste des approches très différentes sur la toxicité, l'écotoxicité ainsi que sur l'épuisement des ressources abiotiques.

1.2.1. La quantification des impacts intermédiaires (ou midpoint)

Les émissions et les extractions sont pondérées au sein de chaque catégorie d'impact midpoint auxquelles elles contribuent. Pour cela, des facteurs de caractérisation sont définis. Ils expriment l'importance relative des émissions (ou de l'extraction) d'une substance pour une catégorie d'impact environnemental midpoint spécifique. Ces facteurs doivent être validés scientifiquement et quantifiés le plus possible. Les masses émises ou extraites sont multipliées par ces facteurs et sommées pour chaque catégorie d'impact afin de fournir un résultat d'impact intermédiaire, souvent exprimé en kilogramme d'une substance de référence. À titre d'exemple, toutes les émissions de gaz à effet de serre (CO₂, méthane, HFC, CFC, ...) peuvent être ramenées à une émission équivalente de CO₂ (Jolliet et al. 2005).

En ce qui concerne le compartiment eau, il existe plusieurs impacts intermédiaires, les plus documentés étant l'acidification et l'eutrophisation.

1.2.1.1. L'acidification

Certains composés émis dans l'atmosphère (le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x)) sont susceptibles d'être oxydés et de se transformer en acides (acide sulfurique, acide nitrique). Ces acides peuvent être lessivés par les précipitations et être à l'origine des pluies acides. Les composés acides se retrouvent dans les eaux de ruissellement et de surface. Cette acidification conduit à des impacts importants sur la faune et la flore. L'indicateur acidification est construit comme l'indicateur changement climatique, en prenant comme référence la contribution à l'acidification du SO₂. Ainsi, toutes les émissions de composés susceptibles d'avoir un impact acidification sont exprimées en kg équivalent SO₂.

Le facteur de caractérisation de l'impact acidification est le Potentiel d'Acidification (PA). Le Potentiel d'Acidification d'une substance *i* (PA_{*i*}) est défini comme suit :

$$PA_i = \frac{\text{Nombre de protons produits par un kg de substance } i}{\text{Nombre de protons produits par un kg de SO}_2}$$

Ainsi, si la valeur du PA d'une substance est supérieure à 1, la substance est plus acidifiante que le SO₂ puisqu'elle libère plus de protons.

Grâce aux valeurs des Potentiels d'Acidifications des substances acidifiantes émises dans l'air, il est possible de calculer l'impact acidification :

$$\text{Acidification} = \sum PA_i \cdot m_i$$

m_i : masse de substance *i* mise dans l'air

Les calculs sont valides pour des conditions optimales, par conséquent le Potentiel d'Acidification calcule le potentiel maximum d'acidification des substances. Cependant, dans la réalité, l'impact acidification sera très dépendant des conditions locales. Par exemple, si le taux de minéralisation du milieu récepteur est élevé, le PA réel sera plus faible que celui évalué dans les conditions optimales. De plus, le Potentiel d'Acidification d'une substance peut également être réduit s'il y a formation d'un tampon dans le milieu récepteur, où si les

protons sont absorbés ou éliminés par la biomasse. Ces cas sont particulièrement vrais pour NO_x et NH_x , où la valeur d'acidification réelle peut varier entre 0 et 100% du Potentiel d'Acidification.

Pour pallier ces différences dues aux conditions locales, plusieurs méthodes ont été proposées :

- ✓ Négliger les émissions dans les zones non sensibles à l'acidification
- ✓ Pondérer les émissions selon le degré de sensibilité des zones où les molécules sont émises
- ✓ Analyser et comparer les résultats des deux scénarios extrêmes (acidification minimale et maximale)
- ✓ Tenir compte des caractéristiques du milieu récepteur et du transport des composés acides émis dans l'atmosphère

Parmi ces quatre propositions, la dernière a été jugée la plus adéquate car elle intègre les caractéristiques du milieu récepteur mais aussi la modélisation du transport des composés acides. En effet, ces composés, suivant les conditions météorologiques, peuvent parcourir plusieurs centaines de kilomètres et ne sont donc pas concentrés autour des lieux d'émissions (Guinée et al. 2001).

1.2.1.2. L'eutrophisation

L'eutrophisation correspond à une quantité excessive en nutriments (en particulier en azote et en phosphore) dans des écosystèmes aquatiques et terrestres. Cela peut conduire à une modification de la composition des espèces présentes dans le milieu et à une surproduction de biomasse.

Le facteur de caractérisation est le Potentiel d'Eutrophisation (PE). Le Potentiel d'Eutrophisation d'une substance i (PE_i) reflète la contribution potentielle d'une substance à la formation de biomasse, en la comparant à la contribution du phosphate PO_4^{3-} . C'est un nombre sans dimension.

$$\text{PE}_i = \frac{\text{Contribution potentielle } \square \text{ Eutrophisation d'une mole de substance } i / \text{Masse molaire de } i}{\text{Contribution potentielle } \square \text{ Eutrophisation d'une mole } \text{PO}_4^{3-} / \text{Masse molaire de } \text{PO}_4^{3-}}$$

L'impact eutrophisation est exprimé en kg équivalent de PO_4^{3-} . Il est calculé de la manière suivante :

$$\text{Eutrophisation} = \sum \text{PE}_i \cdot m_i$$

m_i : masse de substance i rejetée dans le milieu (eau, sol, air)

Cette approche a été adoptée pour deux raisons. Tout d'abord, elle permet d'obtenir un facteur de caractérisation global, indépendant des conditions du milieu. Deuxièmement, elle ne tient pas compte du milieu receveur des émissions (eau douce, eau de mer, sol, air). Toutefois, ces aspects peuvent être critiqués et afin d'améliorer l'exactitude des phénomènes d'eutrophisation dans les conditions locales, deux propositions ont été étudiées. La première est de diviser les écosystèmes en sous-catégories (écosystèmes aquatiques, terrestres, carencés en azote, carencés en phosphore, etc.). La seconde est d'inclure des modélisations d'impacts à des échelles régionales. Cela a été fait pour les émissions de NO_x et NH_3 mais seulement vers le compartiment air, or l'eutrophisation est particulièrement pertinente sur les milieux aquatiques. Il a été proposé d'adapter la méthode pour quantifier l'eutrophisation terrestre et aquatique, cependant cela conduit à deux résultats qui ne peuvent pas être agrégés. Par conséquent, Guinée & al suggèrent de garder la méthode présentée ci-dessus car elle quantifie l'impact eutrophisation pour tous les compartiments environnementaux (Guinée et al. 2001).

1.2.2. La quantification des dommages (ou impacts endpoint)

La caractérisation des dommages permet d'évaluer la contribution des impacts midpoint à une ou plusieurs catégories de dommages finaux (santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources). Il faut alors quantifier les dommages engendrés par unité des différentes substances de référence. Cela revient à mettre au point des facteurs de caractérisation des dommages pour chaque substance de référence définies dans la phase de caractérisation des impacts intermédiaires. Ces facteurs de caractérisation sont multipliés par les résultats d'impacts intermédiaires, ce qui donne par somme le score de caractérisation des dommages pour chaque catégorie (Jolliet et al. 2005).

Il existe plusieurs méthodes de caractérisation des dommages. Une des plus utilisées est celle développée par Eco Indicator 99 qui repose sur trois impacts endpoint (les impacts endpoint peuvent aussi s'appeler aires de protection).

1.2.2.1. La santé humaine

Ce dommage est exprimé en année équivalente de vie perdue, (Disability Adjusted Life Years, DALY). C'est une unité développée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et qui permet de pondérer la morbidité et la mortalité. La morbidité relie les effets sur la santé au nombre d'années d'invalidité vécues (Years Lived Disabled, YLD) et la mortalité évalue le nombre d'années de vie perdues (Years of Life Lost, YLL). La méthode d'agrégation proposée consiste à considérer l'équivalence suivante : 1 année de vie perdue = 4 années vécues avec une invalidité (Goedkoop & Spriensma 2000).

1.2.2.2. La qualité des écosystèmes

Elle est exprimée en pourcentage d'espèces disparues dans certaines zones, en raison de la charge environnementale. Plusieurs impacts midpoint peuvent endommager les écosystèmes et il faut trouver une unité commune.

L'écotoxicité est exprimée en pourcentage d'espèces présentes dans l'environnement, affectées et vivant sous un stress toxique (Potentially Affected Fraction of species, PAF). Comme cela n'est pas un dommage observable, un facteur de conversion plutôt grossier est utilisé pour traduire le stress toxique en dommages réellement observables, exprimés sous forme d'espèces disparues (Potentially Damage Fraction of species, PDF). L'acidification et l'eutrophisation sont également exprimées en PDF mais uniquement pour les plantes vascularisées. Il en est de même pour les impacts dus à l'aménagement du territoire (Jolliet et al. 2005).

1.2.2.3. L'épuisement des ressources

Il est caractérisé par le surplus d'énergie nécessaire aux futures extractions (unité : le MJ). Afin de calculer cette énergie, pour chaque type de ressource, la méthodologie s'appuie sur une technologie de réserve capable de l'extraire (Goedkoop & Spriensma 2000). Ainsi, pour la ressource en eau, la technologie employée est le dessalement de l'eau de mer.

2. Les apports méthodologiques de l'eau virtuelle

L'eau est déjà prise en compte dans la méthodologie ACV par l'intermédiaire des dommages midpoint et endpoint subis par le compartiment eau. Cependant, l'eau en tant que ressource, peut avoir des impacts sur les écosystèmes, sur la santé humaine et sur son propre épuisement. Ces dommages n'ont pas encore été quantifiés en ACV. Afin de combler ce manque, des études ont montré l'intérêt de la méthodologie de l'eau virtuelle.

2.1. Bases de l'eau virtuelle

Ce concept a été développé dans les années 1990 par J.A. Allan afin de visualiser les volumes d'eau échangés sur les marchés mondiaux. Plusieurs modes de comptabilités des volumes d'eau virtuelle ont été proposés. Une des définitions les plus courantes est « la quantité d'eau consommée au cours de la production d'un bien ». Par exemple, le contenu en eau virtuelle d'une denrée agricole est obtenu par la simulation de ses besoins en eau, il s'agit d'une consommation en eau nette. L'eau est dite virtuelle car les quantités physiquement contenues dans le produit final sont négligeables comparées aux quantités consommées pour le produire, surtout pour les denrées agricoles (A.K. Chapagain & Orr 2009).

La mise en place de ce concept devait être un moyen de gérer les tensions liées à la ressource en eau dans certains pays. En effet, dans un pays où la ressource en eau est faible, l'importation de produits forts consommateurs d'eau permet de relâcher la tension et de se concentrer sur la production de biens peu demandeurs en eau (Fernandez 2008).

L'eau virtuelle peut être utilisée pour évaluer la consommation d'eau d'un pays, il s'agit de l'empreinte sur l'eau. Elle est égale au total de la consommation domestique d'un pays, complétée par ses importations d'eau virtuelle et diminuée de ses exportations d'eau virtuelle (A.K. Chapagain & Orr 2009).

2.2. Les trois composantes de l'eau virtuelle

Ce concept a surtout été développé pour l'agriculture, secteur d'activité très dépendant de la ressource en eau. De nombreuses recherches ont permis de quantifier et de calculer les flux globaux d'eau virtuelle à l'aide d'indicateurs. Outre la volonté d'évaluer la durabilité des sites « exportateurs » d'eau, les indicateurs proposés ont pour but de signaler l'origine de la ressource (A.K. Chapagain & Orr 2009).

Ainsi, l'eau virtuelle a été divisée en trois composantes :

- ✓ L'eau verte : eau provenant des précipitations et présente naturellement dans le sol. Elle dépend des conditions climatiques, de l'aménagement du territoire et de l'occupation du sol.
- ✓ L'eau bleue : eau de surface ou eau souterraine, disponible pour les prélèvements (ex : irrigation). La mobilisation et la gestion de l'eau bleue demandent beaucoup de moyens (financiers et économiques) et peuvent être à l'origine de tensions.
- ✓ L'eau polluée (ou grise) : eau nécessaire pour diluer les flux pollués afin d'atteindre les standards de qualité (différents selon les pays).

2.3. Calculs des trois composantes de l'eau virtuelle

2.3.1. Eau verte utilisée (green water use, $u_g(t)$)

Elle est égale à la plus faible valeur, entre la valeur de la pluie efficace (p_{eff}) et celle de l'évapotranspiration en conditions standard (ET_c) pour un pas de temps donné. La pluie efficace est la partie des précipitations qui contribue à satisfaire les besoins en eau de la culture et/ou le besoin net d'eau d'irrigation (en mm) (FAO 1978). L' ET_c estime l'évaporation d'une culture poussant dans des conditions agronomiques optimales (A.K. Chapagain & Orr 2009).

2.3.2. Eau bleue utilisée (blue water use, $u_b(t)$)

Elle est égale à la plus faible valeur entre la valeur du besoin minimum en irrigation ($I_r(t)$, $I_r(t) = ET_c(t) - u_g(t)$) et la valeur de l'irrigation efficace ($I_{eff}(t)$, la partie de l'eau d'irrigation stockée dans le sol et disponible pour les besoins des plantes) pour un pas de temps donné. Si l' ET_c de la plante a été comblée par les pluies efficaces, alors la valeur de l'eau bleue utilisée

est nulle ($I_r(t)=0$) (A.K. Chapagain & Orr 2009).

2.3.3. Eau grise ou eau polluée utilisée (polluted volume of water resource, $up(t)$)

C'est à la valeur du rapport de la masse d'un polluant (en tonne) sur la concentration autorisée de ce polluant dans le milieu (en tonne par m^3) (A.K. Chapagain & Orr 2009).

Pour mettre en application ce concept, d'importants moyens ont été réquisitionnés afin de créer des bases de données pour une grande majorité de pays. Par conséquent, les composantes de l'eau virtuelle et ses bases de données constituent une référence pour le développement d'indicateurs sur la ressource et les usages de l'eau en ACV.

3. Prise en compte de l'eau en tant que ressource dans l'ACV

Les aspects qualitatifs des usages de l'eau ont déjà été développés dans les méthodologies d'ACV (eutrophisation, acidification) mais la prise en compte de l'eau en tant que ressource dans les méthodologies est encore à l'étude, du fait du caractère complexe de l'eau (cf. figure 3). En effet, deux caractéristiques ont des conséquences significatives sur les impacts de la consommation d'eau sur l'environnement. Il s'agit de :

- La provenance de l'eau (eau renouvelable ou non, milieux plus ou moins sensibles à la privation d'eau, etc.)
- Les usages de l'eau (Pfister et al. 2009) :
 - Usages « in-stream » : utilisation de l'eau in situ
 - Usages « off stream » : extraction depuis les masses d'eau
 - Usages non évaporatifs (ou « degradative use ») : prélèvements et rejets des eaux au sein du même bassin versant (qualité des eaux plus ou moins altérée)
 - Usages évaporatifs (ou « consumptive use ») : pas de rejets de l'eau utilisée au sein de son bassin versant d'origine (eau évaporée, intégrée dans les produits finaux, ou eau transférée vers d'autres bassins versants ou vers la mer)

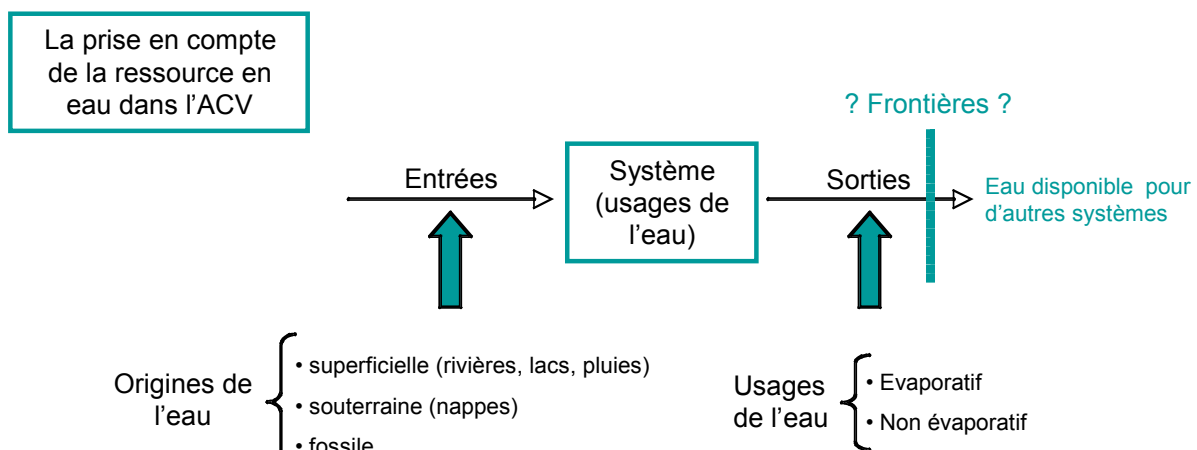


Figure **Erreur! Argument de commutateur inconnu.** Définitions des origines et des usages de l'eau dans un système de production (à partir de Mila i Canals et al. 2009)

La question de la ressource et de son usage qui est posée ici est donc quantitative : quel usage

de l'eau est fait et quelle part est restituée au milieu.

Deux approches très récentes se sont penchées sur la question. L'une est orientée sur les indicateurs midpoint et l'autre sur les dommages (endpoint).

3.1. Développement d'impacts midpoint (Mila i Canals et al. 2009)

Mila i Canals et son équipe ont cherché à prendre en compte les impacts sur l'environnement des usages de l'eau douce. Ils se sont intéressés à la chaîne de causalité dans son ensemble et ont donc commencé à décrire des impacts midpoint.

3.1.1. Impact de la consommation d'eau douce sur la santé humaine

En comparant les ressources en eau disponibles par an et par personne dans un pays à son indice de développement humain, il s'avère qu'il n'y a pas de corrélation significative. De plus, les problèmes de santé liés à l'eau concernent plus directement les aspects qualitatifs que la quantité d'eau disponible par personne. En se basant sur ces observations, Mila i Canals & al n'ont pas pris en compte l'impact que pourrait avoir un manque d'eau sur la santé humaine.

3.1.2. Impact de l'eau douce sur les écosystèmes (Freshwater Ecosystem Impact, FEI)

C'est une nouvelle catégorie d'impact midpoint qui pourra être reliée dans la chaîne de causalité à l'aire de protection « qualité des écosystèmes ». En effet, lorsque l'homme prélève de l'eau dans les masses d'eau, cela conduit à une quantité d'eau moindre à la portée des écosystèmes. Selon la pression en eau dans le secteur de prélèvement, cela peut avoir des impacts plus ou moins néfastes sur la biodiversité et les habitats présents localement. Ainsi Mila i Canals & al ont proposé trois indicateurs pour décrire la pression sur l'eau à l'échelle d'un pays ou d'un bassin versant.

3.1.2.1. L'indice de stress hydrique développé par Falkenmark & al (Water Resource Per Capita, WRPC)

Il est basé sur une estimation de la quantité de ressources en eau renouvelables (de surface et souterraines) moyenne par habitant et par an, comparée au besoin en eau individuel calculé en prenant un pays développé, sous un climat semi-aride comme référence. 1700 m³/habitant/an est la limite en dessous de laquelle les pénuries en eau sont seulement locales et temporaires. En dessous de 1000 m³/habitant/an la pénurie en eau affecte le développement économique d'un pays, la santé et le bien-être des populations et en dessous de 500 m³/habitant/an, les disponibilités en eau sont des contraintes majeures à la vie (Fernandez 2007). Cependant cet indice ne tient pas compte de la capacité d'un pays à s'adapter et à importer de l'eau d'autres pays (contrairement à ce qui est proposé dans le concept de l'eau virtuelle). De plus, il considère uniquement les usages domestiques alors que le plus gros consommateur d'eau est le secteur agricole.

3.1.2.2. Indice de l'usage de l'eau par ressource (Water Use Per Resource, WUPR) (Raskin et al. 1997)

Cet indice est le ratio entre les quantités d'eau utilisées et les ressources en eau disponibles. Ce ratio indique le pourcentage d'eau disponible pour les usages autres que ceux à destination de l'homme (écosystèmes). Une forte valeur de cet indice indique un stress hydrique sérieux car presque toute l'eau disponible a été utilisée. C'est donc un bon indicateur des potentiels impacts que pourraient subir les milieux aquatiques. De plus, grâce à la base de données Aquastat de la FAO, les données pour cet indicateur sont disponibles pour la plupart des pays.

3.1.2.3. L'indice de stress hydrique (Water Stress Indicator, WSI) (Smakhtin et al. 2004)

$$WSI = \frac{WU}{WR - EWR}$$

WU (Water Use) : quantités d'eau prélevées pour les usages à destination de l'homme

WR (Water Resource) : ressource en eau renouvelable

EWR (Environmental Water Requirements) : eau requise par les écosystèmes pour survivre

Cet indice semble être le plus pertinent pour évaluer les impacts d'un stress hydrique sur les écosystèmes. Cependant, afin de calculer cet indicateur, les données sont disponibles à l'échelle d'un bassin versant qui constitue une échelle d'analyse pertinente, mais qui est aussi peu compatible avec les autres données d'inventaire du cycle de vie qui, elles, sont disponibles à l'échelle d'un pays.

En définitive, trois indicateurs ont été proposés pour décrire la catégorie d'impact midpoint Freshwater Ecosystem Impact. Les indices WUPR et WSI semblent être les plus pertinents. Toutefois, il faut poursuivre les recherches afin de relier cet impact midpoint à l'impact endpoint « qualité des écosystèmes » dont l'unité est le PAF (Potentially Affected Fractions of species) (Mila i Canals et al. 2009).

3.1.3. Épuisement de la ressource en eau douce (Freshwater Depletion, FD)

Étant donné que l'eau est une ressource abiotique et qu'elle peut être considérée comme épuisée à certaines échelles de temps et d'espace, Mila i Canals & al ont considéré que l'approche développée par Guinée (Guinée et al. 2001) concernant les ressources abiotiques est la plus pertinente. Pour cela, il faut adapter le potentiel de l'épuisement abiotique (Abiotic Depletion Potential, ADP) à la ressource en eau.

Le problème de cette approche est que les réserves souterraines en eau sont très rarement quantifiées. Par conséquent, il faut adapter la valeur du potentiel d'épuisement à chaque étude. S'il est scientifiquement prouvé qu'un aquifère est surexploité ou que l'eau prélevée est de nature fossile, alors les données seront réévaluées. Il s'avère que l'eau est une ressource qui peut être épuisée très localement et avoir des impacts importants sur les écosystèmes locaux contrairement aux autres ressources qui ont des impacts plus globaux.

3.2. Mise au point d'indicateurs endpoint (Pfister et al. 2009)

Contrairement à Mila i Canals et son équipe, Pfister et al. se sont intéressés aux impacts endpoint en ciblant trois aires de protection : la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources. Les dommages ont été calculés en utilisant le cadre de la méthodologie de l'Eco-Indicator 99.

3.2.1. L'index de stress hydrique (ou Water Stress Index, WSI)

Afin de développer des indicateurs pertinents, simplement estimables et intégrant les caractéristiques de la ressource en eau, les auteurs ont distingué les usages évaporatifs et les usages non évaporatifs. Pour des raisons de facilité, les auteurs ont décidé de s'intéresser uniquement aux usages évaporatifs (ou consumptive water use, WUconsumptive). En effet, dans le cas de l'agriculture, l'eau virtuelle, grâce à ses bases de données, fournit les informations nécessaires pour évaluer WUconsumptive (seules les quantités d'eau bleue seront prises en compte). De plus, les quantifications se font à une échelle régionale et non

$$EEQ = CF_{EQ} \cdot WU_{consumptive} = NPP_{wat-lim} \cdot WU_{consumptive} / P$$

CF_{EQ} est le facteur de caractérisation du dommage de la qualité des écosystèmes (en m^2 sur une année par m^3). P est la moyenne annuelle des précipitations (en m par an). Ainsi, le ratio $WU_{consumptive}/P$ exprime l'équivalent en temps et en espace qu'il faudrait pour récupérer la quantité d'eau consommée grâce aux précipitations.

3.2.4. Dommage aux ressources

L'épuisement des ressources en eau peut être dû à l'extraction d'eau fossile ou à une surexploitation des masses d'eau (cf. la mer d'Aral). Le principe des technologies de réserve a été utilisé pour quantifier le dommage fait aux ressources. Il s'agit de calculer la quantité d'énergie nécessaire pour rendre la ressource en eau épuisée à nouveau disponible. La technologie de réserve employée dans ce cas est le dessalement de l'eau de mer.

$$ER = E_{desalination} \cdot F_{depletion} \cdot WU_{consumptive}$$

$E_{desalination}$ représente l'énergie qu'il faut pour dessaler un m^3 d'eau de mer et $F_{depletion}$ correspond à la fraction d'eau douce qui contribue réellement à l'épuisement de la ressource (ce facteur dépend des conditions locales au sein des bassins versants, et ce sera donc différent selon les pays).

3.3. Bilan

Les récents travaux effectués sur la quantification des impacts environnementaux dus à la consommation d'eau douce ont permis de développer de nouvelles méthodologies. Les deux études sur le sujet montrent que la problématique peut être abordée sous deux angles.

En effet, Mila i Canals a proposé une méthodologie basée sur l'analyse des impacts midpoint alors que Pfister et al ont développé une méthode adaptée aux impacts endpoint. Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients. La méthode des impacts endpoint présente des indicateurs ayant de fortes incertitudes et les définitions proposées ne font pas consensus au sein de la communauté scientifique (Cooney 2009). Dans la méthode des impacts midpoint, des liens de causalité restent à définir (notamment entre l'index de stress hydrique, WSI, et le Freshwater Ecosystem Impact, FEI) (Mila i Canals et al. 2009).

Toutefois, ces deux études ont le mérite de prendre en compte les impacts causés par la consommation d'eau douce et d'essayer de les quantifier selon les mêmes processus que ceux existants dans les modèles standards d'ACV (Cooney 2009).

Elles ont toutes les deux comme point de départ l'utilisation du concept de l'empreinte en eau afin de dresser plus facilement la phase d'inventaire. Les estimations des volumes de l'eau bleue et de l'eau verte sont utiles pour les deux méthodologies (même si l'eau verte qui est une donnée essentielle pour l'eau virtuelle, a un facteur de caractérisation zéro en ACV) (Mila i Canals et al. 2009).

Cependant, cette utilisation est controversée car elle ignore le rôle premier de l'empreinte en eau qui apporte deux informations importantes, à la fois sur les allocations en eau douce dans le monde et sur les impacts sociaux, environnementaux et économiques de la consommation locale de la ressource (Hoekstra et al. 2009).

Afin de mieux étudier les impacts de la consommation d'eau, ces deux méthodologies doivent améliorer la qualité des données afin de diminuer les incertitudes. Cela passe par une prise en compte des variations temporelles (saisons, années sèches, etc.) et des facteurs locaux (disponibilité de la ressource en eau douce, qualité des infrastructures dans le domaine de l'eau, pluies, profil de consommation des habitants, etc.). C'est pourquoi, il est pertinent de redéfinir l'échelle de l'étude. Dans le cas de l'eau, l'échelle du bassin versant est la plus adéquate car tous les phénomènes hydrologiques sont connectés entre eux (Cooney 2009). De plus, pour être exhaustif, il faudrait étudier les aspects qualitatifs qui peuvent impacter les quantités d'eau disponible. En effet, si une rivière est polluée, en plus d'avoir des impacts sur la qualité des écosystèmes, cela affecte les usages possibles (Mila i Canals et al. 2009).

Conclusion

Grâce à son cadre méthodologique rigoureux et son analyse multicritère, l'ACV est aujourd'hui une méthode d'évaluation environnementale recommandée internationalement (Union Européenne, Nations Unies) (Basset-Mens 2005).

Toutefois, bien que l'ACV ait pour objectif d'être exhaustive, la prise en compte de l'eau dans les impacts n'est pas complète. En effet, les impacts sur l'eau en tant que milieu sont bien étudiés (eutrophisation, acidification, écotoxicologie, etc.), mais l'analyse des impacts de la consommation de la ressource en eau fait défaut. C'est pourquoi des équipes de chercheurs se sont penchées sur le problème et ont proposé deux pistes d'étude : une méthodologie basée sur les impacts midpoint et une basée sur les impacts endpoint. Chacune présente des avantages et des inconvénients, mais elles ont en commun l'emploi du concept d'eau virtuelle comme point de départ.

Ces pistes doivent être améliorées en renforçant la chaîne de causalité entre les impacts, en construisant des bases de données plus fiables, en définissant des échelles d'analyses plus pertinentes et en s'attachant à étudier tous les impacts liés à l'eau (pollution de l'eau, augmentation de la température de l'eau).

De plus, l'ACV est une méthode d'évaluation environnementale parmi d'autres, qui a des objectifs ambitieux, mais qui ne peut pas répondre à toutes les questions. Elle analyse les impacts d'une filière ou d'un produit à une échelle globale sans pouvoir analyser les impacts locaux. Il est donc essentiel de la coupler à d'autres outils afin d'avoir en main tous les éléments pour prendre une décision. Ainsi, dans bien des cas, une étude d'impacts apporte des informations complémentaires et permet d'analyser les conséquences d'une décision à une échelle très locale (Pfister et al. 2009).

Cependant, à l'échelle d'un territoire, ces études d'impacts locales ou globales ne permettent pas d'élaborer des politiques d'aménagement en faveur du développement durable. Afin de répondre à ce besoin, le concept d'Ecologie Industrielle a émergé dans les années 1990. L'Ecologie Industrielle s'inspire du caractère cyclique du fonctionnement des écosystèmes naturels pour recréer, à l'échelle de la société industrielle, une organisation caractérisée par de faibles flux de matières et d'énergie et un fort taux de recyclage. Dans ce cadre méthodologique, l'ACV constitue un outil de diagnostic très judicieux (Adoue 2007). L'Ecologie Industrielle permet de développer des scénarios d'aménagement du territoire et l'ACV évalue leur pertinence environnementale. Ces concepts sont très récents, mais les perspectives de développement semblent prometteuses.

Bibliographie

- Adoue, C., 2007. *Mettre en oeuvre l'écologie industrielle* Presses polytechniques et universitaires romandes., Lausanne.
- Basset-Mens, C., 2005. *Propositions pour une adaptation de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes de production agricole. Mise en oeuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine*. Thèse en Science de l'Environnement. Agrocampus Rennes, 242 p. Available at:
http://www.rennes.inra.fr/umrsas/media/fichiers/these/these_claudine_basset_mens__1.
- Boeglin, N. & Veillet, D., 2005. Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV).
- Chapagain, A. & Orr, S., 2009. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources : A case of Spanish tomatoes . *Journal of Environmental Management*, (90), 1219-1228.
- CIRAIG, 2005. CIRAIG - Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services. *ACV*. Available at: <http://www.ciraig.org/fr/acv.html> [Accédé Décembre 1, 2009].
- Cooney, C., 2009. LCA finally takes water into account. *Environmental Science and Technology*.
- ECOBILAN PriceWaterHouseCoopers, www.eco-conception.fr. *Bilan environnemental de 4 types de sacs de caisse*. Available at:
http://www.eco-conception.fr/sacs_de_caisse.html [Accédé Novembre 30, 2009].
- FAO, 1978. A. FACTEURS AGRONOMIQUES. *Cycle de croissance et période végétative*. Available at:
<http://www.fao.org/docrep/003/S8500F/s8500f0e.htm#TopOfPage> [Accédé Décembre 1, 2009].
- Fernandez, S., 2007. *L'eau virtuelle dans les pays Méditerranéens : un indicateur pour contribuer à l'analyse des questions de gestion et de répartition de l'eau en situation de pénurie?*, Zaragoza: Plan Bleu.
- Fernandez, S., 2008. L'eau virtuelle, quelle réalité? *Maghreb-Machrek*, (196), 45-62.
- Goedkoop, M. & Spriensma, R., 2000. *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*, Amersfoort: PRé Consultants.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., & Huijbregts, M.A.J., 2001. *Life Cycle Assessment : An operational guide to ISO-standards*, Leiden: University of Leiden.

- Hoekstra, A.Y., Gerbens-Leenes, W. & van der Meer, T.H., 2009. Reply to Pfister and Hellweg: Water footprint accounting, impact assessment, and lifecycle assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(40), 114.
- ISO International Standard 14040, 1997. Management environnemental - Analyse du Cycle de Vie - Principes et cadre. International Organisation for Standardisation (ISO), Genève, Suisse.
- Jolliet, O., Saadé, M. & Crettaz, P., 2005. *Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan*, Lausanne: Les Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Milà i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., & Clift, R., 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal Life Cycle Assessment*, (42), 28-42.
- Pfister, S., Koehler, A. & Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Sciences and Technology*, 43(11), 4098-4104.
- Roux, P., 2009. Evaluation environnementale, gestion de l'eau et analyse du Cycle de Vie. Présentation Réunion UMR G-eau & Pôle ELSA. Cemagref Montpellier.
- Smakhtin, V., Revenga, C. & Döll, P., 2004. *Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments*, IWMI. Available at: http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/FILES/pdf/publications/ResearchReports/CAR_R2.pdf.
- WHO (World Health Organization), 2004. Water sanitation and hygiene links to health : facts and figures. Available at : http://www.who.int/water_sanitation_health/factsfigures2005.pdf