



HAL
open science

L'analyse de cycles de vie des systèmes d'assainissement : un outil complémentaire d'aide à la décision

Eva Risch, P. Roux, Catherine Boutin, A. Héduit

► To cite this version:

Eva Risch, P. Roux, Catherine Boutin, A. Héduit. L'analyse de cycles de vie des systèmes d'assainissement : un outil complémentaire d'aide à la décision. *Sciences Eaux & Territoires*, 2012, 9, p. 82 - p. 90. 10.14758/SET-REVUE.2012.9.13 . hal-00776171

HAL Id: hal-00776171

<https://hal.science/hal-00776171>

Submitted on 15 Jan 2013

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.

L'analyse de cycles de vie (ACV) des systèmes d'assainissement : un outil complémentaire d'aide à la décision

Dans le domaine de l'assainissement, l'analyse de cycle de vie (ACV) se positionne de plus en plus comme un outil décisionnel du choix des filières de traitement et de leur gestion technique.

Cet article nous présente ici les résultats d'ACV obtenus en petites et moyennes collectivités pour des stations d'épuration à boues activées en très faible charge et des filtres plantés de roseaux.

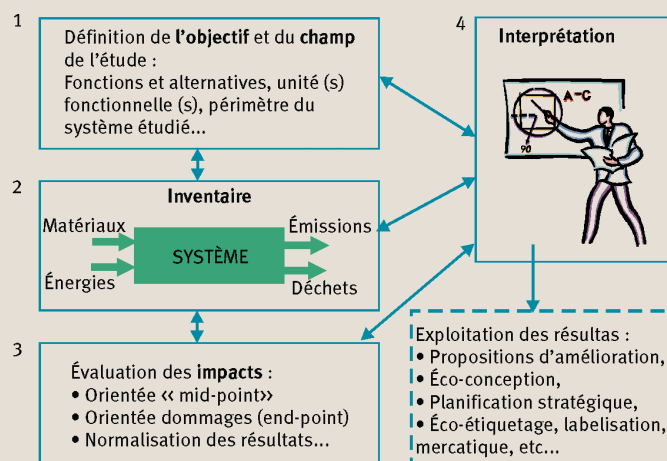


L'analyse de cycle de vie (ACV), dont le cadre est normalisé (ISO 14 040 et 14 044), est une méthode d'évaluation environnementale largement employée dans le monde industriel. C'est la seule méthode d'évaluation capable de quantifier les impacts sur l'ensemble du cycle de vie d'un système, depuis l'extraction des matières premières en passant par l'exploitation du système et jusqu'à sa fin de vie (démantèlement, gestion des déchets...). Cette méthode est organisée en quatre phases (figure 1) : la définition des objectifs et du périmètre de l'étude, l'inventaire des émissions polluantes et des consommations du système étudié, la conversion de ces données d'inventaires en impacts (gaz à effet de serre, acidification, eutrophisation, écotoxicité, etc. – cf. encadré 1) et, enfin, l'interprétation. Par son approche multicritère (encadré 2), elle permet d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux et d'éviter ainsi les transferts de pollution d'une catégorie d'impact à une autre ou d'une étape du cycle de vie à une autre. Précisons pour finir, que là où la plupart des autres méthodes ne quantifient que les aspects négatifs, l'ACV quantifie les aspects négatifs (impacts) d'un système en regard des services qu'il rend (i.e. unité fonctionnelle, UF) permettant ainsi de comparer deux systèmes fournissant le même service (par exemple, le « km transporté » pour un système de transport).

L'ACV fait l'objet de nombreux travaux de recherches internationaux visant à améliorer la procédure et à y intégrer les dernières connaissances scientifiques portant sur l'évaluation des impacts environnementaux telles que par exemple les nouvelles approches en toxicité et écotoxicité proposées par le modèle USEtox (Rosebaum et al., 2008) ou la méthode multicritère ReCiPe (Goedkoop

et al., 2009) conçue aux Pays-Bas. Ces méthodes visent à mettre en évidence les chaînes de causalités entre des pollutions émises, leurs effets sur l'environnement (i.e. les transformations qu'elles opèrent sur les milieux) et les dommages potentiels qui pourraient en résulter. La figure 2 présente l'exemple d'une de ces chaînes de causalités à partir de l'émission de dioxyde de soufre dans l'air (substance émise par la plupart des combustions d'énergie fossile). Cette approche permet en ACV de distinguer deux grandes familles d'indicateurs : les indicateurs dits « *mid-point* » qui ne visent à quantifier que les changements opérés à l'environnement, et les indicateurs dits « *end-point* » qui visent à quantifier les

1 Les quatre étapes d'une analyse de cycles de vie (ACV).



dommages qui pourraient en résulter sur les trois aires de protection de l'ACV (les écosystèmes, la santé humaine et les ressources). Les exemples présentés ultérieurement utiliseront ces deux catégories d'impacts d'ACV.

L'ACV de stations d'épuration (STEP) et la comparaison de filières

Si l'efficacité d'une station d'épuration se mesure d'abord par la qualité de ses effluents, ce traitement est obtenu au prix d'autres impacts environnementaux générés lors de sa construction, de son exploitation (énergie, réactifs, consommables) et de son démantèlement. L'ACV appliquée à de tels systèmes permet de quantifier ces deux aspects.

La phase 1 de l'ACV exige la définition et la quantification du service rendu par le système au travers de la définition d'une unité fonctionnelle. Dans le cas d'un système d'assainissement, on retient en général le traitement d'une certaine charge journalière de DBO₅ (demande biochimique en oxygène en 5 jours). On évalue alors les impacts environnementaux relatifs au traitement d'un kilogramme de DBO₅ (soit la charge journalière de matières organiques rejetée par une vingtaine d'habitants) sur l'ensemble du cycle de vie du système (en prenant en compte toutes les émissions dans l'air, l'eau et les sols et toutes les ressources consommées). La qualité du traitement réalisé par la station est bien entendu prise en compte dans les rejets de la STEP dans les eaux de surface (azote, phosphore, éléments traces métalliques ou organiques), permettant ainsi de comparer différents systèmes n'ayant pas exactement les mêmes performances épuratoires.

La phase 1 de l'ACV se termine par la définition du périmètre des systèmes étudiés. La figure 5 présente un exemple avec deux périmètres possibles : le périmètre 1 comprend la station d'épuration seule associée à différentes filières de traitement des boues (incinération, décharge, épandage, ou rhizo-compostage). Le périmètre 2 prend en compte en supplément le réseau de collecte. Nous voyons aussi sur la figure 5 que sur les exemples présentés dans cet article, la gestion des déchets solides en sortie de dégrillage n'a volontairement pas été incluse dans le périmètre de l'étude dans la mesure où elle est la même pour toutes les filières étudiées.

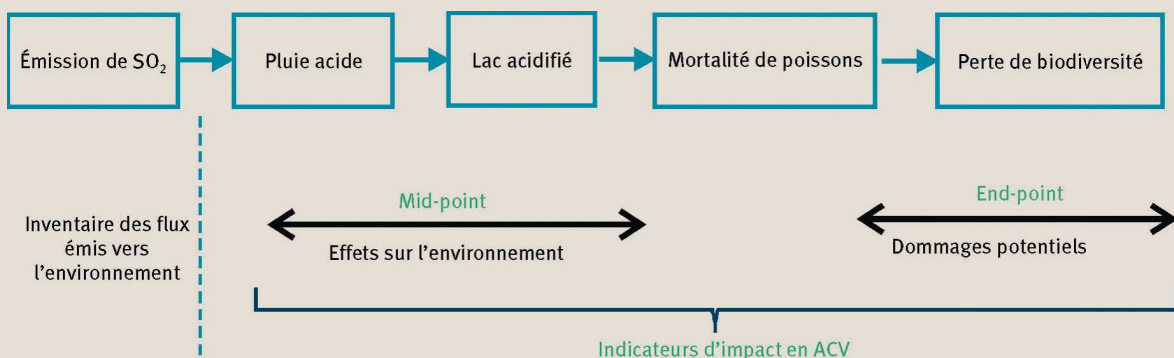
Au sein de ce périmètre, les étapes suivantes du cycle de vie de la STEP sont prises en compte : *construction* (infrastructure), *utilisation* (intégrant l'opération et la maintenance [O&M]), *émissions ou rejets* (air, eau, sols), devenir des boues (scénario d'épandage, incinération, et mise en décharge...) et des autres résidus et enfin *démantèlement* en fin de vie. Un inventaire strict a été mené pour deux types de stations d'épuration équipant des petites et moyennes collectivités : les boues activées en très faible charge¹ (BA) et les filtres plantés de roseaux à deux étages à fonctionnement vertical (FRPv). Les inventaires détaillés de tous les matériaux, énergies, réactifs et procédés mis en œuvre, ainsi que de toutes les émissions comptabilisées pendant les différentes étapes du cycle de vie ne peuvent être détaillés dans un tel article de synthèse. Cet inventaire est cependant accessible au lecteur dans un rapport Irstea-Onema (Risch et al., 2012).

La figure 6 présente en abscisse les différentes catégories d'impacts « *mid-point* » considérées en ACV par la méthode ReCipe (Goedkoop et al., 2009). Celle-ci combine des impacts globaux comme le réchauffement climatique et des impacts plus locaux comme l'eutrophisation ou l'écotoxicité, sans oublier les différentes catégories afférentes à l'épuisement de ressources. En ordonné, les résultats sont exprimés en pourcentage de contribution des différentes étapes du cycle de vie par rapport à l'impact total (i.e. 100 %) de la catégorie considérée. C'est en effet la seule méthode simple pour représenter sur un même graphique des catégories d'impacts exprimées dans des unités aussi disparates que des « tonnes de CO₂ équivalents » pour le réchauffement climatique ou des « grammes de Di-chlorobenzène (1,4-DCB) équivalents » pour l'écotoxicité.

On peut ainsi visualiser sur la figure 6 les différents contributeurs aux impacts d'une STEP à boue activée (avec co-floculation à la chaux) traitant

1. Une BA en aération prolongée (ou très faible charge) est un procédé dont la charge massique est relativement faible ; cela se caractérise par un ratio Cm de charge massique (kgDBO₅) sur le taux de MVS des boues présentes dans le système (kg MVS/j) inférieur à 0,1 (source : FNDAE n° 34, p. 10).

2 Les deux familles d'indicateurs en analyse de cycles de vie.



1 EXEMPLES DE CALCULS DES IMPACTS EN ACV

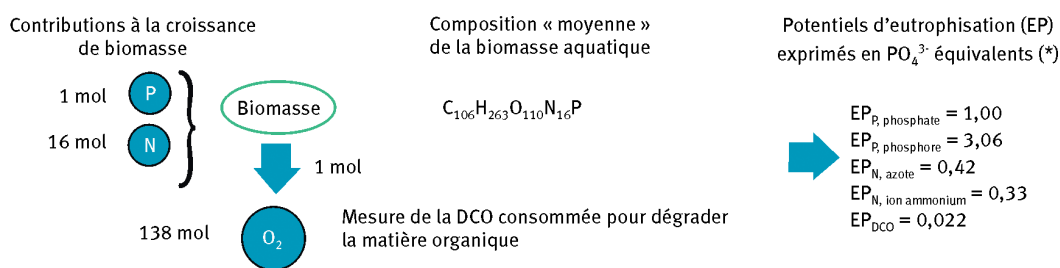
L'évaluation environnementale par l'ACV porte sur de nombreuses catégories d'impact, dont certaines ont un caractère plus local, comme l'eutrophisation et l'écotoxicité des milieux aquatiques pour lesquelles il est apparu intéressant de fournir quelques explications plus détaillées.

L'eutrophisation des milieux aquatiques

La quantification des effets potentiels liés aux émissions de substances organiques dans les milieux aquatiques doit rendre compte de deux aspects, le premier étant la croissance de biomasse algale (suite à une émission d'éléments nutritifs en azote et phosphore) ; et le second est la consommation d' O_2 qui s'ensuit (dégradation de matière organique, quantifié par la demande biologique ou chimique en oxygène – DBO ou DCO) incluant celle produite suite à l'émission d'éléments nutritifs limitants N et P. Pour le second, il s'agit d'une relation cause-effet différente de celle qui intervient lorsque des éléments nutritifs limitants (N ou P) sont rejetés au milieu et le « nutritif », mais dont les conséquences sont liées (Pennington *et al.*, 2004).

Pour quantifier la croissance de biomasse algale dans les milieux aquatiques, limités en N et P, des potentiels d'eutrophisation (EP) sont définis selon un rapport moyen représentatif de la composition de la biomasse aquatique : le rapport Redfield C : N : P du phytoplancton (106 : 16 : 1) (Guinée *et al.*, 2001). Il est admis (d'après des mesures expérimentales) que la dégradation de cette biomasse consomme 138 moles d' O_2 (DCO).

3 Exemple de calcul de l'impact de l'eutrophisation des milieux aquatiques.



Source : Heijungs *et al.*, 1992

(*) De la même manière que le potentiel de réchauffement climatique est exprimé en CO_2 -équivalents.

Les potentiels d'eutrophisation des éléments nutritifs N et P, ainsi que de la matière organique (DCO) sont calculés selon le ratio $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ (Stumm and Morgan, 1981), et exprimés en phosphates-équivalents ou en nitrates-équivalents. Les équations ci-contre permettent de visualiser les calculs de masses molaires qui conduisent aux facteurs de caractérisation (ci-après exprimés en phosphates-équivalents).

Dans les anciennes méthodes d'évaluation des impacts - CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001) et IMPACT 2002 + - les potentiels d'eutrophisation étaient exprimés en équivalents-phosphates. Dans les méthodes plus récentes, telle ReCiPe 2008, ces potentiels d'eutrophisation sont exprimés en équivalents-phosphore ou en équivalents-azote. En effet, dans ReCiPe 2008, une distinction est proposée entre les eaux douces continentales et les eaux marines. Les eaux douces sont sensibles à un apport d'éléments phosphorés, puisque le P est l'élément limitant. Pour les eaux marines, l'élément limitant est l'azote et ses formes azotées, ainsi un rejet de nitrates va potentiellement contribuer fortement à l'eutrophisation marine.

$$EP_i = \frac{v_i / M_i}{v_{ref} / M_{ref}} \quad v_{ref} = 1$$

$$M_{ref} = M_{PO_4} = 95 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$$

Contributions $v_N = 1/16$, $v_P = 1$, $v_{DCO} = 1/138$

$$EP_P = \frac{1/31}{1/95} = 3,06 \text{ (eq - } PO_4^{3-}\text{)}$$

$$EP_N = \frac{(1/16)/14}{1/95} = 0,42 \text{ (eq - } PO_4^{3-}\text{)}$$

$$EP_{DCO} = \frac{(1/138)/(2 \cdot 16)}{1/95} = 0,022 \text{ (eq - } PO_4^{3-}\text{)}$$

La toxicité et l'écotoxicité

Dans la méthode consensuelle recommandée par l'UNEP-SETAC, pour le calcul des impacts des substances toxiques pour l'Homme et l'environnement, USEtox, les impacts d'une substance rejetée dans un compartiment de l'environnement (air, eau, sol) sont exprimés à l'aide de facteurs de caractérisation (CF) dont le calcul peut être décomposé de la façon suivante :

$$CF_{\text{impact, substance } i, \text{compartiment } j} = K_{\text{devenir}} \cdot K_{\text{exposition}} \cdot K_{\text{effet}}$$

Le facteur de devenir prend en compte le temps de présence de la substance dans le compartiment environnemental (en jours), ce facteur sera d'autant plus important que la substance est persistante et peu biodégradable. Le facteur d'exposition (seulement pour la toxicité humaine) représente la part de substance potentiellement ingérée à partir de la concentration environnementale. Et enfin, le facteur d'effet comprend la relation dose-réponse² (en général basé sur les EC_{50}) et la sévérité. Les dommages s'expriment, pour l'écotoxicité, en nombre d'espèces potentiellement affectées par kg de substance émise dans l'environnement. En ce qui concerne la toxicité humaine, le facteur de caractérisation est exprimé en morbidité (nombre de maladies) par kg de substance émise.

Principales sources :

- GUINÉE *et al.*, 2001, CML methodology report, Leiden University, Leiden.
- HEIJUNGS *et al.*, 1992, Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds, CML, Leiden University, Leiden.
- PENNINGTON *et al.*, 2004, Life cycle assessment Part 2 : Current impact assessment practice, *Environment International* 30, p. 721-739
- STUMM, W., MORGAN, J., 1981, *Aquatic chemistry – introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, New York, USA : Wiley.
- Toxicité et écotoxicité : www.usetox.org

2. EC_{50} : concentration de la substance pour laquelle on observe un effet chez 50 % des espèces. En pratique, dans USEtox, il est recommandé d'utiliser les HC_{50} (moyennes géométriques des EC_{50} calculées pour des classes d'espèces spécifiques), qui représentent les concentrations à partir desquelles on aura 50 % des espèces exposées au-dessus de leur EC_{50} .

5 200 équivalents habitants (EH) : l'infrastructure de la STEP, son fonctionnement, ses rejets et émissions gazeuses, le devenir de ses boues, et enfin son démantèlement. Précisons que trois contributions se rapportent à l'étape du devenir des boues : épandage, incinération, mise en décharge.

On notera sur la figure 6 que les rejets (émissions gazeuses et rejets dans l'eau) de la station d'épuration (en vert) contribuent majoritairement aux trois catégories d'écotoxicité et au réchauffement climatique (émissions gazeuses au cours du traitement). Pour ce qui concerne l'eutrophisation (eau douce ou de mer), les rejets de la STEP et l'épandage des boues contribuent à parts presque égales à plus de 90 % de l'impact. Pour les autres catégories d'impacts, la phase d'exploitation (O&M) en rouge (qui inclut les réactifs) est la contribution majeure. Le poids de l'infrastructure de la STEP reste presque toujours en dessous des 20 %.

Ce premier exemple d'ACV (figure 6) a permis de visualiser les principaux contributeurs aux impacts pour un système donné. L'ACV peut aussi être utilisée pour comparer

des systèmes entre eux, comme le fait la figure 7 en présentant sur le même graphique les résultats pour quatre STEP à boues activées et un filtre planté de roseaux. Il convient de préciser que dans cet exemple, les capacités (en terme de nombre d'équivalents habitants traités) des cinq STEP comparées sont différentes. Ceci ne nuit en rien à la comparaison puisque les impacts sont ramenés à l'UF (unité fonctionnelle), c'est-à-dire 1 kg de DBO₅ traité, et on compare donc bien le même service rendu par les cinq STEP. Cette figure montre que sur les cinq systèmes comparés, le filtre planté de roseaux obtient les impacts les plus faibles (sauf dans la catégorie « écosystème » où son score est très légèrement supérieur à la meilleure STEP BA).

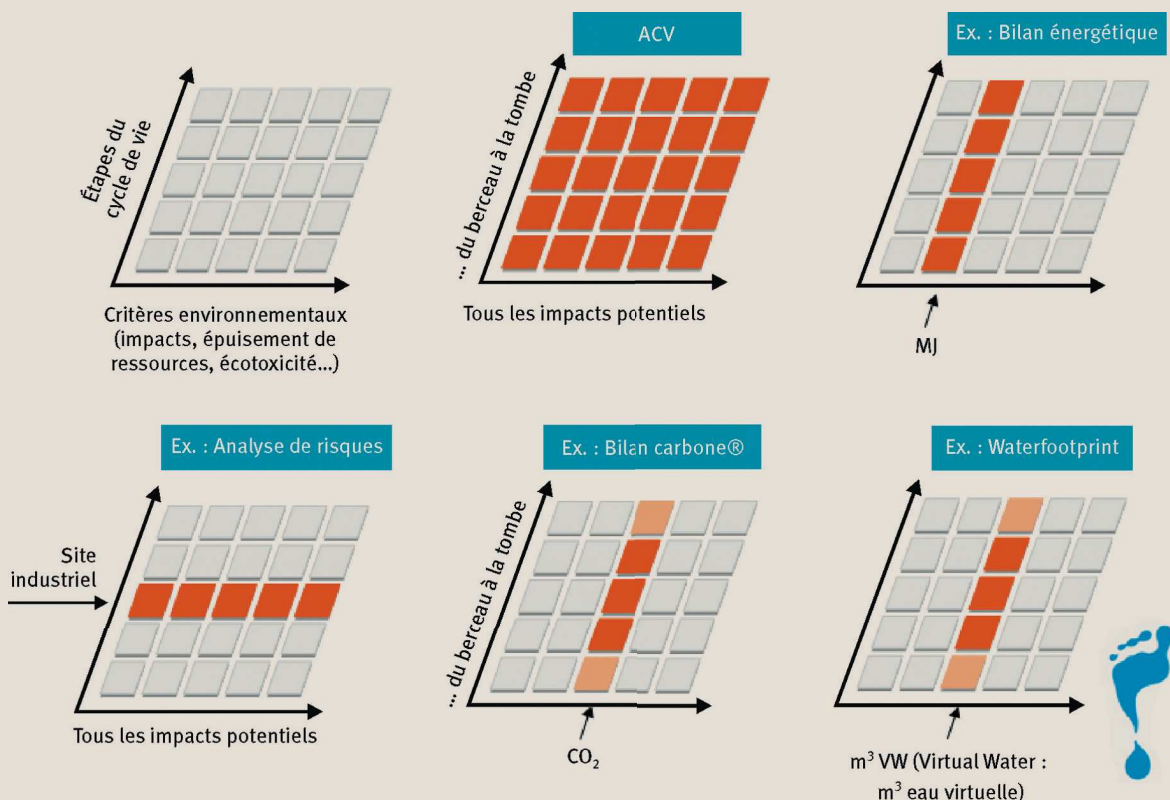
Le système assainissement dans sa globalité : STEP et réseau de collecte

Nous nous proposons maintenant d'étendre le périmètre du système étudié (cf. périmètre 2, figure 5) en ajoutant à la STEP un réseau de collecte. Pour cela, quatre réseaux ont été modélisés (tableau 1) : deux réseaux basés sur des

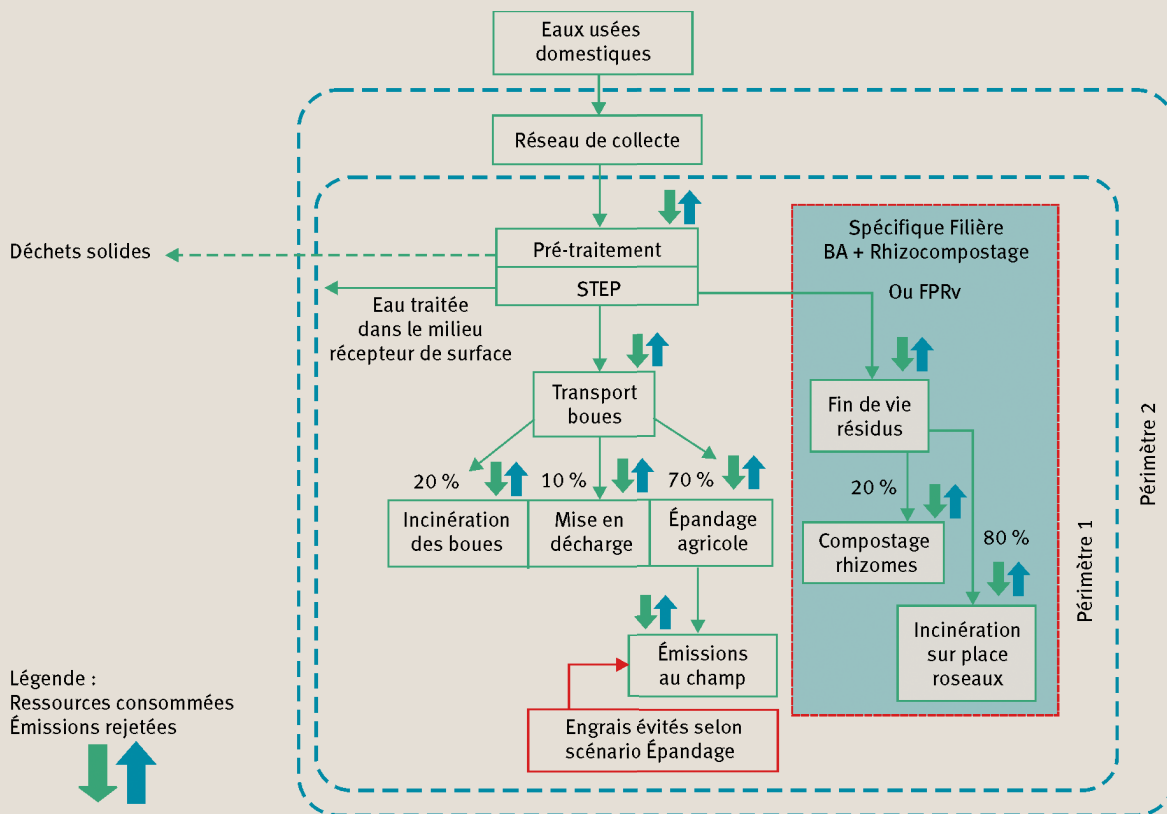
2 L'ACV, UNE APPROCHE MULTICRITÈRE SUR L'ENSEMBLE DU CYCLE DE VIE

Il est parfois difficile de s'y retrouver dans la multitude de méthodes d'évaluation environnementale disponibles. La figure 4 présente quelques-unes d'entre elles et met en évidence la valeur holistique de l'ACV par rapport à la plupart des autres méthodes. Ainsi, un bilan carbone peut être assimilé à une ACV monocritère... et donc générer de possibles transferts de pollutions (i.e. en améliorant le critère unique « CO₂ », il est fréquent d'en détériorer d'autres qui, dans le cas d'un simple bilan carbone, ne sont pas quantifiés).

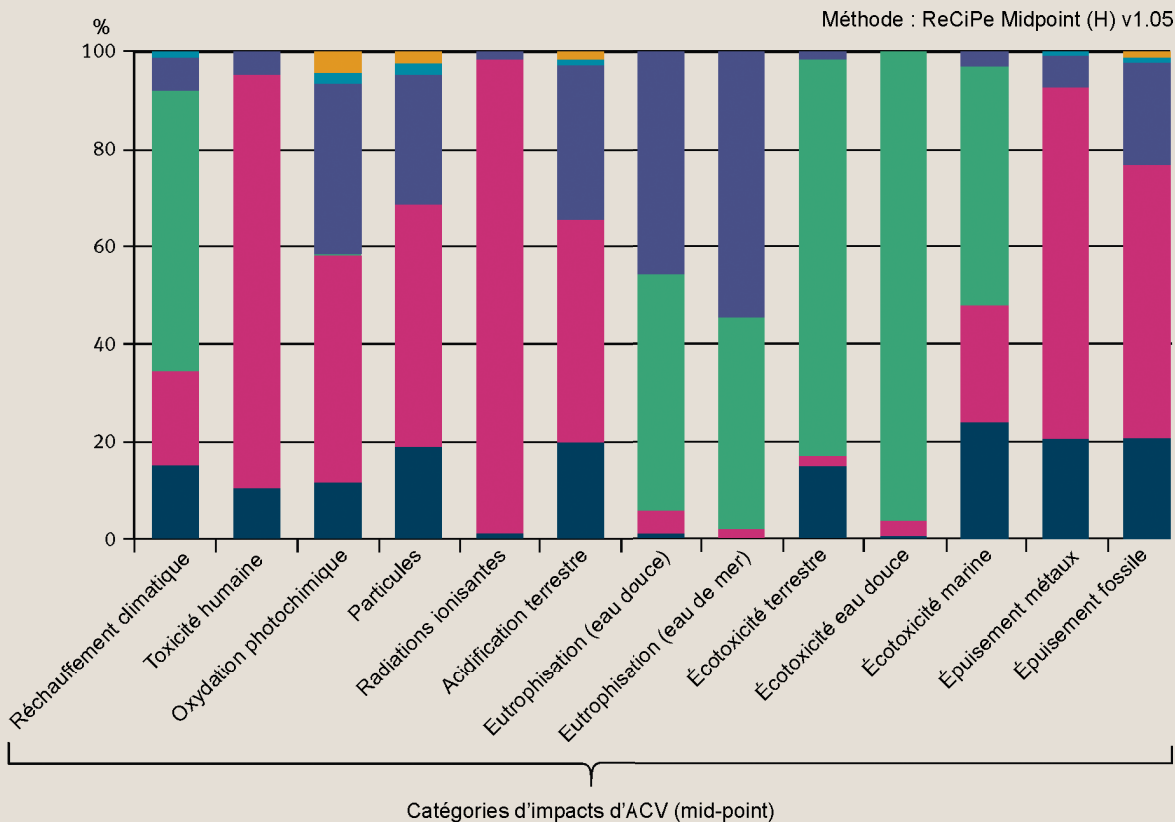
4 Présentation de quelques méthodes d'évaluation environnementale.



5 Périmètre possibles du système (STEP ou STEP + réseau de collecte).



6 Exemple de contributions (en % du total de chaque catégorie d'impact) des différentes étapes constituant le cycle de vie d'une STEP boue activée (BA) 5 200 EH - CoFlo (chaux).



- Légende**
- Infrastructure BA 5200, CoFlo
 - O&M CoFlo (chaux)
 - Rejets CoFlo
 - Épandage TMS BO2, Option C (kg)
 - Démantèlement BA
 - Incinération
 - Mise en décharge

situations réelles (villes de Saussan et Grabels dans l'Hérault) et deux réseaux « théoriques », l'un correspondant à un habitat très dense et l'autre à une situation de mitage urbain avec une très faible densité d'habitants au km². Pour réaliser une telle ACV, il faut allouer la part d'exploitation et d'amortissement du réseau de collecte (travaux et matériaux) à l'UF retenue, c'est-à-dire 1 kg de DBO₅ traité. Ceci a été fait sur la base d'une hypothèse d'amortissement du réseau de collecte sur trente ans. Des hypothèses sur des durées d'amortissement plus longues avec des travaux de réhabilitation ont aussi été conduites, mais elles ne sont pas présentées dans cet article de synthèse.

Un inventaire d'ACV détaillé de ces réseaux (composés à l'essentiel de canalisations en amiante ciment et en PVC) a été réalisé. Cet inventaire décrit soixante-huit composants différents (tuyaux, regards, stations de relevage, etc.) et sept équipes de génie-civil mettant en œuvre quinze engins différents (tractopelle, camion benne six ou quatre roues, chargeur sur pneu, petit équipement, compacteur tranchée, pelle mécanique, pompe exhauve, groupe électrogène, camion malaxeur, etc.). La base de données d'inventaire Suisse Ecoinvent a été largement utilisée pour quantifier la fabrication de la plupart des intrants du système (béton, métaux, moyens de transports et logistiques, énergies utilisées, émissions dans l'air, etc.). Précisons qu'il a été considéré que la pose de canalisations entraînait la destruction et la reconstruction du bitume composant la chaussée sur la largeur de celle-ci. Sur cette base, il a ainsi été possible de modéliser des sous ensembles de réseaux de collecte (par exemple, un lotissement de vingt-cinq villas ou une rue bordée de bâtiments de deux étages). Les deux réseaux de collectes réels (Saussan et Grabels) et les deux réseaux « théoriques » décrits dans le tableau 1 ont ainsi pu être créés par assemblages de ces différents modèles qui synthétisent l'inventaire des travaux et des matériaux mis en œuvre.

La figure 9 présente les contributions respectives (exprimée en %, cf. explications sur la figure 6) du réseau de collecte de la ville de Grabels et d'une station d'épuration à boue activées de 5 200 EH avec un conditionnement physico-chimique (cf. BA-3 CoFlo, Polymères de la figure 7). La contribution du réseau de collecte est prépondérante sur la plupart des catégories d'impacts. La STEP ne contribue majoritairement qu'aux impacts

affectés directement par les rejets d'eau traitée, c'est-à-dire l'eutrophisation (eau douce et mer) ainsi que l'éco-toxicité eau douce. Le score de la station d'épuration sur la catégorie d'impact « radiations ionisantes » s'explique par sa consommation d'électricité d'origine essentiellement nucléaire (mix énergétique français).

La figure 9 présente le détail des contributions aux impacts (exprimée en %) des différents matériaux et opérations (génie civil) entrant dans l'inventaire du réseau de collecte. On notera, entre autres, la part du bitume, du béton et agrégats sur de nombreuses catégories d'impacts et la part très importante du génie civil sur le réchauffement climatique et l'éco-toxicité terrestre. Le graphique montre une contribution négative pour la catégorie d'impacts « épuisement des métaux » (environ 20 % en dessous de l'axe des abscisses). Ceci est dû au recyclage des métaux du réseau, récupérés en fin de vie et qui permettent d'éviter une extraction et un épuisement de minerais « vierges ».

Pour finir, La figure 10 présente l'impact relatif sur chacune des treize catégories « *mid-point* » des quatre types de réseaux étudiés (tableau 1). On constate que l'effet de la densité urbaine sur l'ensemble des impacts est prépondérante : on a quasiment un facteur 10 entre le réseau correspondant à un urbanisme très dense (sw1) et celui représentatif d'un mitage urbain (sw4).

Intérêt, limites et perspectives de l'approche ACV pour l'assainissement

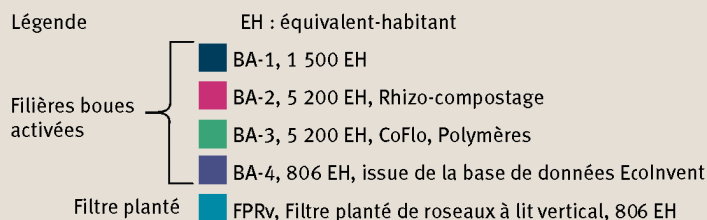
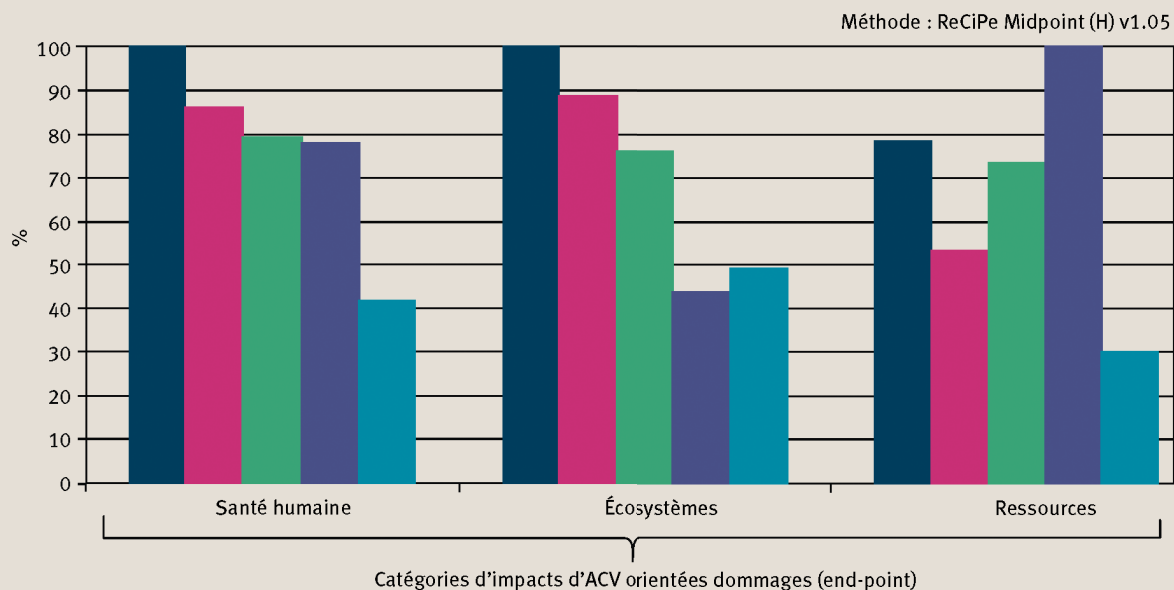
Cet article a présenté l'application de l'ACV à différentes questions qui peuvent se poser en assainissement (principaux contributeurs aux impacts d'une STEP, comparaison de filières, évaluation du système complet). Cette liste n'est pas exhaustive, et l'ACV peut aussi très intéressante pour comparer des sous-systèmes technologiques à l'intérieur de la STEP (déshydratation des boues, aération, méthanisation des boues...). Suivant l'objectif que se fixe le commanditaire d'une étude ACV, cet article a mis en évidence l'importance du choix du périmètre de l'étude (station d'épuration, réseau de collecte ou les deux ensembles) et de la définition des étapes du cycle de vie retenues (construction, exploitation, démantèlement).

L'article a permis de visualiser les deux grandes familles d'indicateurs en ACV et d'entrevoir leurs intérêts

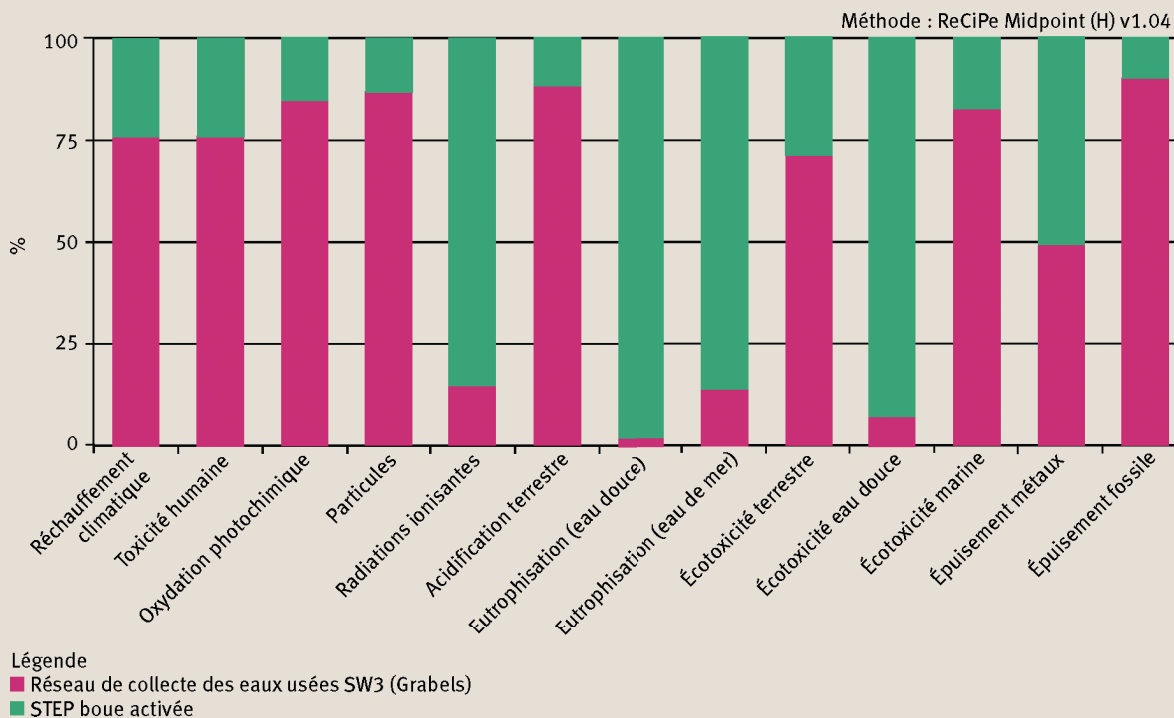
1 Caractéristiques des quatre réseaux d'égouts modélisés.

	Sw1	Sw2	Sw3	Sw4
Caractéristiques du réseau de collecte	Habitat dense (réseau « théorique »)	Ville de Saussan, 1 400 hab.	Ville de Grabels, 5 200 hab.	Étalement urbain (réseau « théorique »)
Densité de population (hab/km²)	26 600	2 813	1 700	758
Type d'urbanisme	Habitat sur 3 étages utilisant 56 % de la surface disponible	Vieux cœur de village entouré de quelques lotissements	Petit centre ville entouré de villas (mitage urbain partiel)	Mitage urbain avec des parcelles de 2 500 m ² pour 2,5 habitants
Topographie	Légèrement accidentée	Plate	Accidentée	Relativement plate

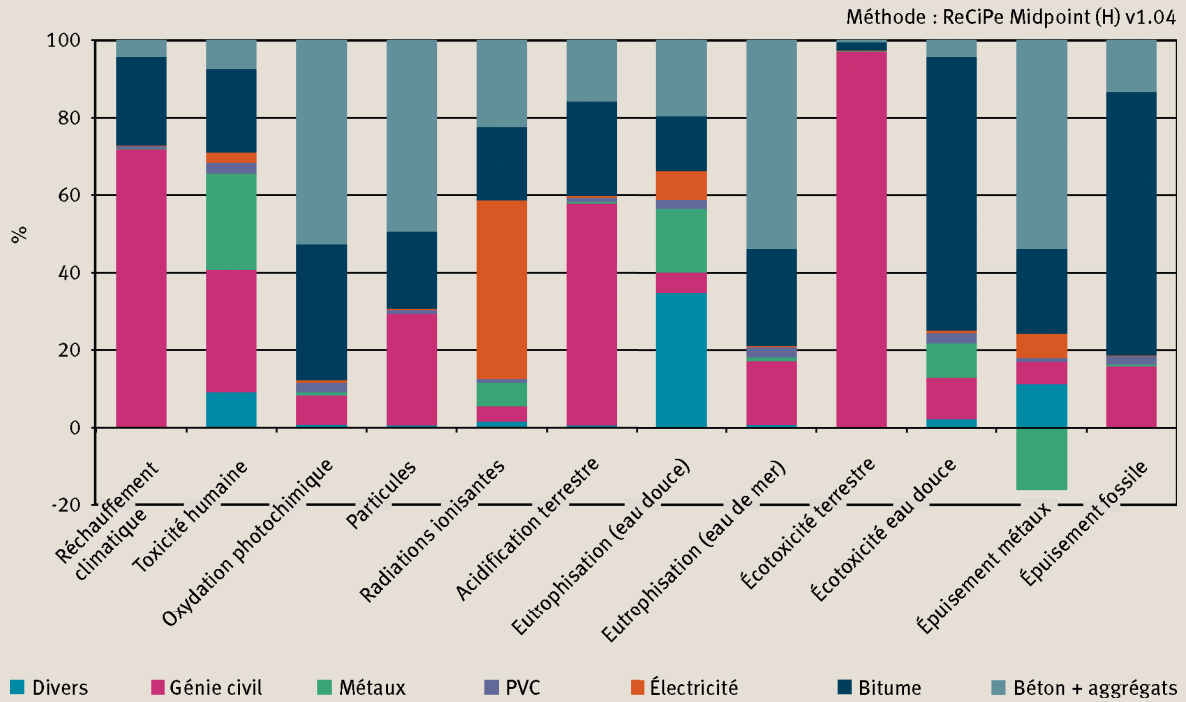
7 Contributions aux trois catégories de dommages (santé humaine, écosystèmes, ressources) de quatre variantes de STEP à boues activées et d'une station à filtres plantés de roseaux (FPRv).



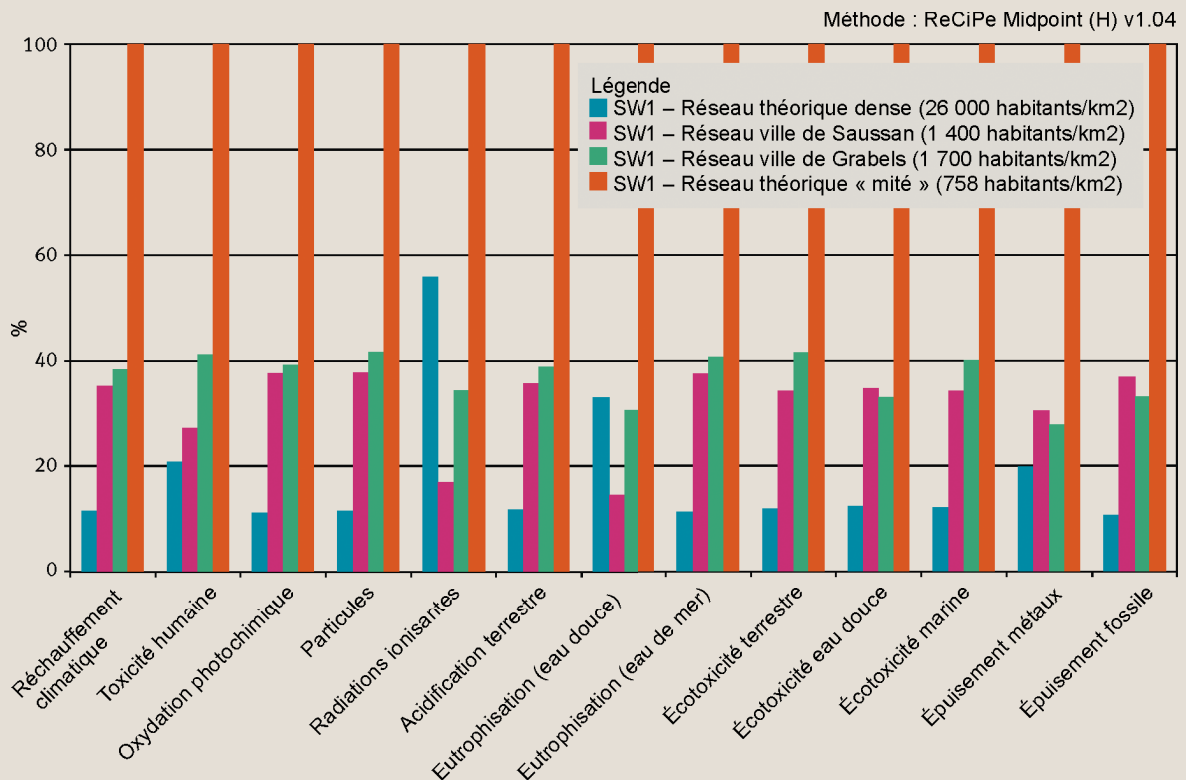
8 Contributions relatives d'une STEP et de son réseau de collecte aux impacts « mid-point » d'ACV.



9 Contributions aux impacts (exprimée en %) des différents matériaux et opérations (génie civil) entrant dans l'inventaire du réseau de collecte des eaux usées.



10 Impact relatif sur chacune des treize catégories « mid-point » des quatre types de réseaux étudiés.



▶ respectifs. Ainsi, par exemple, lorsqu'une ACV est lancée afin d'optimiser un système existant (éco-conception), les indicateurs « *mid-point* » sont très riches puisqu'ils permettent d'associer les substances émises (à chaque étape du traitement) avec des catégories d'impacts, ce qui donne à l'ingénieur des pistes d'amélioration de chaque procédé. Par contre, lorsque l'objectif est de comparer deux technologies, les indicateurs « *end-point* » en trois catégories sont beaucoup plus simples à interpréter. La nécessité d'une définition précise d'une unité fonctionnelle (UF) a également été mentionnée, l'approche ACV permettant de comparer, pour un même service rendu, des systèmes ayant des performances épuratoires différentes. Nous avons retenu dans cet article le service rendu de traitement de 1 kg de DBO, soit la charge polluante organique journalière rejetée dans le réseau de collecte par une vingtaine d'habitants.

Il reste encore de nombreuses questions en lien avec la gestion des eaux pluviales qui n'ont pas été abordées dans cet article et de nombreux travaux restent à mener sur le système d'assainissement dans son ensemble (*i.e.* pluvial et eaux domestiques). D'autre part, l'application actuelle de l'ACV dans le domaine de l'assainissement se limite essentiellement aux systèmes d'épuration conventionnels, visant au traitement de la matière organique, de l'azote et du phosphore. Son application au cas des traitements complémentaires visant les pathogènes, les micropolluants ou autres substances d'intérêt (carbamazépine, naproxène, sulfaméthoxazole, ciprofloxacine, norfloxacine, triclosan, aspirine, octylphénol...) est encore difficile. En effet, bon nombre de substances chimiques d'intérêt et aucun pathogène ne sont caractérisés dans les méthodes actuelles d'évaluation des impacts en ACV. Des travaux scientifiques sont en cours à Irstea pour lever ces verrous méthodologiques qui n'empêchent en rien l'application de l'ACV aux systèmes de traitement conventionnels.

Ces premiers résultats montrent que, par son approche holistique, l'analyse de cycle de vie (ACV) pourrait devenir un outil décisionnel complémentaire au choix des filières de traitement et de leur gestion technique. L'approche multicritère qu'elle propose permet d'identifier et d'éviter les transferts de pollutions d'une catégorie d'impact à une autre ou d'une étape du cycle de vie à une autre (encadré 2). Par sa capacité à identifier les impacts sur l'environnement tout au long du cycle de vie d'un système, elle s'avère être un complément idéal des approches plus locales telles que les études d'impacts locales ou les études de risques pour les installations classées. ■

Remerciements

Les auteurs remercient l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques pour son soutien financier à Irstea dans le cadre de l'action « Analyse environnementale de cycle de vie du système assainissement ». Philippe Roux et Eva Risch sont membres du pôle ELSA (*Environmental Lifecycle & Sustainability Assessment* : www.elsa-lca.org) et ils remercient leurs collègues des différentes institutions appartenant à ELSA pour leurs conseils avisés.

Les auteurs

Eva RISCH et Philippe ROUX

Irstea, centre de Montpellier, UMR ITAP, Information, technologies, analyse environnementale et procédés agricoles,
361 rue Jean-François Breton, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5

✉ eva.risch@irstea.fr

✉ philippe.roux@irstea.fr

✉ membres du pôle de recherche Elsa (www.elsa-lca.org)

Catherine BOUTIN

Irstea, centre de Lyon, UR MALY, Milieux aquatiques, écologie et pollutions, 5 rue de la Doua, CS 70077, 69626 Villeurbanne Cedex

✉ catherine.boutin@irstea.fr

Alain HÉDUIT

Irstea, centre d'Antony, UR HBAN, Hydrosystèmes et bioprocédés,
1 rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex

✉ alain.heduit@irstea.fr

QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- 📄 **NORMES : ISO 14 040**, octobre 2006, Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre et ISO 14 044, octobre 2006, Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices.
- 📄 **JOLLIET, O., SAADE, M., CRETZAZ, P.**, 2005, *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, ISBN 2-88074-568-3.
- 📄 **GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R.**, 2009, *ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) of Netherlands.
- 📄 **ROSENBAUM, R.K., BACHMANN, T.M., SWIRSKY GOLD, L., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET, O., JURASKE, R., KOEHLER, A., LARSEN, H.F., MACLEOD, M., MARGNI, M., MCKONE, T.E., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D., HAUSCHILD, M.Z.**, 2008, USEtox—The UNEP-SETAC toxicity model : recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), p. 532-546.
- 📄 **RISCH, E., BOUTIN, C., ROUX, P., HÉDUIT, A.**, 2012, *ACV comparative inter filières de traitement des eaux usées : filtres plantés de roseaux à flux verticaux (FPRv) vs. boues activées (BA)*, Rapport technique Irstea-Onema, février 2012, réf. : Partenariat 2011 - Domaine Écotecnologies et pollutions, Action n° 24 « Analyse environnementale de cycle de vie du système assainissement », rapport acv04.

▶ Consulter l'ensemble des références sur le site de la revue www.set-revue.fr



Station de traitement des eaux usées par filtres plantés de roseaux d'une petite commune du Languedoc-Roussillon.