



HAL
open science

Evaluation de la performance environnementale de sites industriels : démarche de concertation pour la mise en place d'un outil d'aide multicritère à la décision

Stéphane André, Bernard Roy

► To cite this version:

Stéphane André, Bernard Roy. Evaluation de la performance environnementale de sites industriels : démarche de concertation pour la mise en place d'un outil d'aide multicritère à la décision. 2006. hal-00948886

HAL Id: hal-00948886

<https://hal.science/hal-00948886>

Preprint submitted on 18 Feb 2014

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.

CAHIER DU LAMSADE

243

Octobre 2006

Evaluation de la performance environnementale de sites
industriels : démarche de concertation pour la mise en place
d'un outil d'aide multicritère à la décision

S. André, B. Roy

**EVALUATION DE LA PERFORMANCE
ENVIRONNEMENTALE DE SITES INDUSTRIELS :**

**DEMARCHE DE CONCERTATION POUR LA MISE
EN PLACE D'UN OUTIL D'AIDE MULTICRITERE A
LA DECISION**

Stéphane ANDRE,

Doctorant au LAMSADE, Université de Paris Dauphine,

Directeur Expertise de l'APM (Association Progrès du Management)

stephane.andre@dauphine.fr

Bernard ROY

Professeur émérite à l'Université de Paris Dauphine, LAMSADE

Bernard.Roy@dauphine.fr

TABLE DES MATIERES

Résumé	3
Introduction	4
1 Propositions pour l'évaluation de la performance environnementale en entreprise	5
2 Contexte et objectifs de l'évaluation environnementale au sein des raffineries Total.....	6
2.1 Contexte Total [Total - 2005].....	6
2.2 Objectifs définis pour l'outil d'évaluation	9
3 Présentation de l'outil d'évaluation	10
3.1 Outil d'évaluation et indicateur de synthèse	10
3.2 Procédure d'affectation	11
3.3 Caractéristiques Objet de la Concertation (COC).....	13
4 Mise en place et déroulement de la concertation	13
4.1 Organisation de la concertation.....	14
4.2 Etape n°1 - Cadrage des COC	15
4.3 Etape n°2 – Discussion sur les COC avec les acteurs locaux	18
4.4 Etape n°3 – Définition des COC pour l'ensemble des raffineries.....	20
4.5 Etape n°4 – Mise en service de l'indicateur de synthèse	21
5 Enseignements retirés pour l'évaluation de la performance environnementale	22
5.1 Aptitude de la démarche à donner lieu à une véritable concertation	22
5.2 Aptitude de l'outil à élaborer une synthèse tenant compte des spécificités locales ..	23
5.3 Aptitude de l'outil à s'intégrer dans l'organisation de l'entreprise.....	24
Conclusion.....	26
ANNEXE : PRÉSENTATION SUCCINCTE DE LA MÉTHODE ELECTRE TRI	27
Bibliographie	33

RESUME

Au sein des entreprises, la notion de RSE (Responsabilité Sociale des Entreprises) accroît notamment le besoin de pilotage de la performance environnementale. Dans ce contexte, cet article présente un outil d'évaluation mis en place de façon expérimentale au sein de la société TOTAL. Cet outil permet d'élaborer un indicateur de synthèse construit à partir d'une démarche de concertation. L'objectif de cet article est de montrer ce qu'apporte cette concertation et pourquoi elle est nécessaire pour la mise en place d'un véritable pilotage de la performance environnementale.

Mots-clés : Raffinerie, Performance Environnementale, ELECTRE TRI, Démarche de concertation.

ABSTRACT

With the strengthening of corporate social responsibility, the need for an evaluation of the environmental performance exists and appears more and more meaningful for the companies. This research paper proposes an evaluation "process & tool" which has been experimentally implemented within the multinational energy company Total. This evaluation is based on synthesis indicator build thanks a dialogue between the stakeholders. The research paper aims to show the added value of this dialogue and why it is necessary to implement an efficient environmental management tool.

Key word: Refineries, Environmental performance, ELECTRE TRI, Dialogue between stakeholders

INTRODUCTION

Au sein des entreprises, la notion de RSE (Responsabilité Sociale des Entreprises) accroît notamment le besoin de pilotage de la performance environnementale [ONU – 1992], [CEE – 2001], [CERES – 1989]¹, [World Bank – 1999]² et [Schmidheiny – 1992]. Dans ce contexte, cet article présente un outil d'évaluation mis en place de façon expérimentale au sein de la société Total. L'évaluation porte sur la mesure de l'impact environnemental des différents rejets dans l'eau dont les raffineries sont à l'origine. Cet outil permet d'élaborer un indicateur de synthèse construit à partir d'une méthode d'aide multicritère à la décision de type ELECTRE. Cet indicateur de synthèse construit sur la base d'une démarche de concertation joue le rôle d'un critère de synthèse ayant pour objet d'évaluer et de piloter l'impact environnemental sur l'eau des treize raffineries du Groupe Total. L'objectif de cet article est de montrer ce qu'apporte cette concertation et pourquoi elle est nécessaire pour la mise en place d'un tel indicateur.

Nous commencerons par présenter notre proposition pour l'évaluation de la performance environnementale en entreprise, nous décrirons ensuite le contexte et les objectifs d'évaluation environnementale au sein des raffineries Total. Nous poursuivrons en décrivant notre outil d'évaluation ainsi que la démarche de concertation associée. Enfin, à partir de l'expérience Total, nous terminerons par mettre en évidence les enseignements retirés pour l'évaluation de la performance.

¹ La Coalition for Environmentally Responsible Economies est une organisation nord-américaine regroupant 70 ONG. Lancés au début des années 1990, les principes de CERES, au nombre de 10, énoncent une série de règles de comportement à l'égard de l'environnement: protection de la biosphère, utilisation rationnelle des ressources naturelles, réduction des déchets, économies d'énergie, réduction des risques pour l'environnement et la santé, élimination ou réduction des produits et services nuisant à l'environnement, réparation de dommages et pollutions, information du public, bonnes pratiques de gestion, audits et reporting [CERES – 1989]

² Initiative de la banque mondiale qui définit par secteur d'industrie les critères environnementaux et leurs objectifs qui doivent être pris en compte avant chaque décision d'investissement [World Bank – 1999].

1 PROPOSITIONS POUR L'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE EN ENTREPRISE

Les pressions sont fortes sur les entreprises afin qu'elles définissent une stratégie de développement durable au travers de leur responsabilité sociale [Faucheux & Nicolaï - 2004]. Cette valeur élargie de la performance la rend plus difficile à définir [Lebas – 1996]. Par exemple, de très nombreuses initiatives [GRI-02], [GRI-03], [WBCSC – 00] ont vu le jour afin d'aider les entreprises à définir des indicateurs appropriés qu'il devient nécessaire d'intégrer pour évaluer la performance environnementale (ex : rejet dans l'eau, rejet dans l'air etc.).

L'exploitation conjointe et simultanée de ces indicateurs peut s'avérer difficile du fait de la diversité des mesures effectuées [Clivillé – 2004]. De ce fait, il s'avère intéressant d'élaborer des indicateurs de performance synthétique [Guerin-Schneider - 2001].

Dans ce contexte, nous avons conçu un outil d'évaluation permettant de définir des indicateurs de synthèse pour évaluer la performance environnementale des sites industriels d'une entreprise. Comme tout indicateur de pilotage [Lorino – 2004], l'objectif de cet indicateur de synthèse est de fournir une information destinée soit à lancer une action ou à en suivre le cours (ex : remplacement d'un dispositif de filtrage des eaux sales)

Si les synthèses apparaissent théoriquement faciles dans le domaine financier (les aspects à prendre en compte étant tous évalués dans la même unité), il n'en va pas de même pour le domaine environnemental où il est difficile de donner une image compréhensible de la performance à des niveaux supérieurs de l'organisation ou vers des acteurs externes. Les mesures élémentaires apparaissent évidentes mais le passage à une synthèse pose divers problèmes :

- les rejets de polluants ne sont pas tous comparables, pour une même quantité rejetée, un polluant peut être considéré plus ou moins nuisible selon l'écosystème considéré.
- les différents acteurs intéressés par cette performance ont des sensibilités et des objectifs différents (ex : les associations de riverains sont plus sensibles aux mauvaises odeurs que les associations de protection de l'environnement [Total - 2005]).

Pour pallier ces difficultés, la mise en place de l'outil dont il va être question intègre une démarche de concertation. Cette concertation va combiner une approche de type « Top Down » (ex : déclinaison des objectifs du Groupe) avec des acteurs centraux et une approche de type « Bottom Up » avec des acteurs locaux. En effet, ces différents acteurs sont porteurs de systèmes d'objectifs et de valeurs qui leur sont propres et qu'il est souhaitable d'intégrer dans l'évaluation pour la rendre crédible en lui donnant une réelle légitimité :

- En interne, cela permet le pilotage de la performance en fixant des objectifs sur des indicateurs reconnus par tous les acteurs centraux et les acteurs internes locaux ;
- En externe, cela doit permettre à l'entreprise d'instaurer un dialogue de confiance avec les acteurs externes.

Soulignons que cette concertation n'implique ni un changement dans le lieu de responsabilité ultime pour la prise de décision, ni une diminution de la responsabilité des décideurs. Ce qui change en fait est que « Le processus de construction et de mise en œuvre de la décision devient aussi important que la décision elle-même (le 'comment' importe autant que le 'quoi') » [Bailly- 1998 page I-13 et I-14].

Afin d'illustrer notre outil d'évaluation, nous allons exposer un cas réel de mise en œuvre consistant à évaluer l'impact environnemental des rejets dans l'eau par les raffineries du groupe Total. La section suivante détaille le contexte dans lequel notre outil a été mis en œuvre.

2 CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE AU SEIN DES RAFFINERIES TOTAL

Cette section présente tout d'abord le contexte du raffinage chez Total dans lequel l'outil d'évaluation a été mis en place, puis elle décrit les objectifs que les acteurs centraux ont défini pour l'outil d'évaluation.

2.1 Contexte Total [Total - 2005]

Ce paragraphe présente différents éléments de contexte. Nous commencerons par identifier les acteurs impliqués dans l'évaluation de la performance environnementale, puis nous décrirons le système actuel d'évaluation ainsi que ses limites.

Le cas concerne les 13 sites de raffinage de Total situés en Europe et aux Etats-Unis. Dans la suite, ces sites sont notés R_i avec $i \in \{1, \dots, 13\}$. Pour chacun d'entre eux, trois types d'acteurs sont impliqués dans le processus d'évaluation de la performance environnementale (voir figure 1).

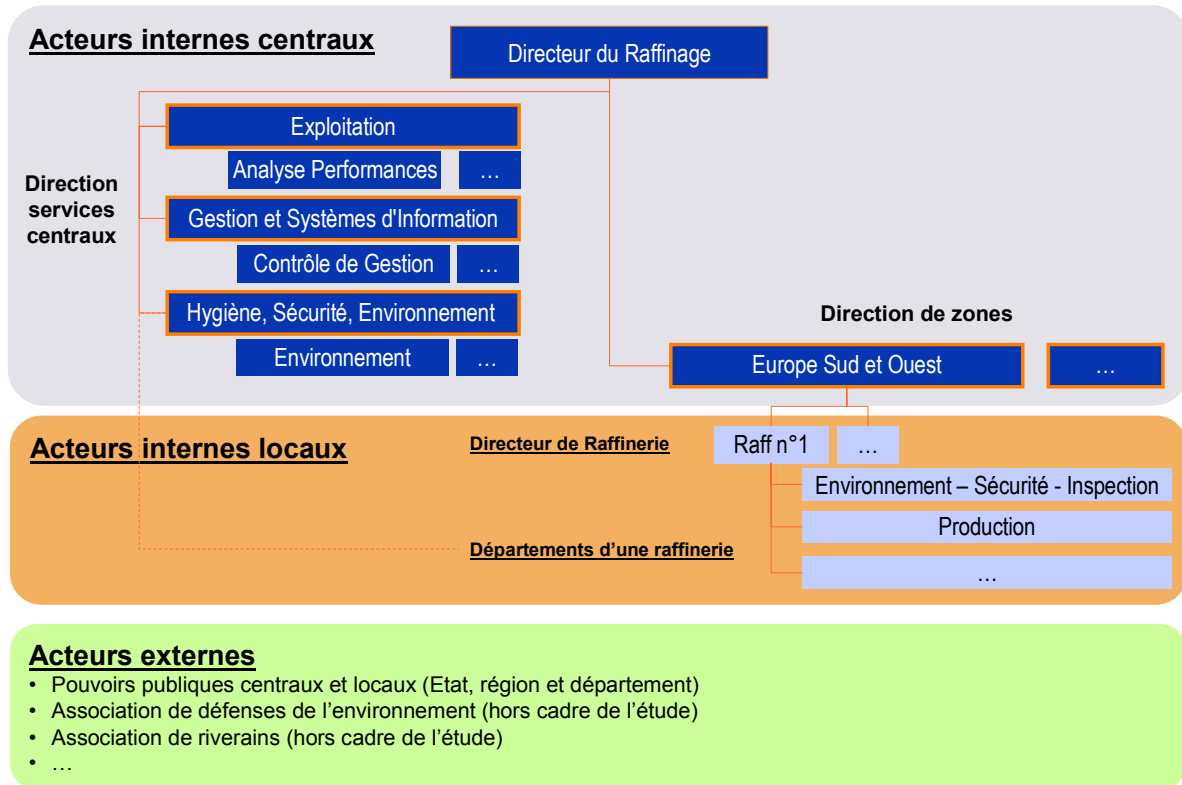


Figure 1: Types d'acteurs impliqués dans le processus d'évaluation environnementale

Nous attirons l'attention sur :

- Le nombre relativement élevé d'acteurs qui n'ont pas tous les mêmes objectifs
- Le rôle du contrôle de gestion qui ne va pas consister à valoriser financièrement les impacts mais à donner une légitimité à la démarche. En effet ce service est en charge des processus de reporting et de mesure de la performance.
- le double rattachement des raffineries aux directeurs de zone d'une part et aux services centraux d'autre part.

Pour évaluer, l'impact environnemental des rejets dans l'eau, la performance actuelle est évaluée à partir de deux types d'indicateurs mensuels :

- Indicateur « Indigo Eau » mesurant le nombre de jours où l'on enregistre un dépassement d'une limite réglementaire ;

- Indicateurs élémentaires notés g_h donnant la moyenne mensuelle des rejets pour les polluants suivants notés P_h :
 - o P_1 : Phénol ;
 - o P_2 : Matières en Suspension (ou MES) ;
 - o P_3 : Hydrocarbure (ou HC) ;
 - o P_4 : Demande chimique en Oxygène (ou DCO) ;
 - o P_5 : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (ou DBO5) ;
 - o P_6 à P_{17} : Polluants spécifiques à certains sites.

Nous noterons $g_h(R_{ij})$ la moyenne journalière durant le mois j pour le polluant P_h rejeté sur le site R_i . Pour chacun de ces polluants, il existe une limite réglementaire spécifique³ à chacun des sites notée $L_h(R_i)$ (limite réglementaire pour le polluant P_h pour le site R_i).

Afin de réduire les rejets dans l'eau, la direction du raffinage avait décidé début 2005 de lancer un plan d'action « Eau Raffinage ». Ce plan a induit de nouveaux besoins pour le suivi de la performance. En effet, les acteurs avaient présenté une série de reproches vis-à-vis du système d'évaluation en place :

- le manque de préavis donnés par l'indicateur « indigo eau » dans la mesure où seuls les dépassements de limite sont identifiés
- la non corrélation systématique⁴ entre l'impact environnemental (quantités de polluants rejetées dans l'environnement) et le nombre de jours où une norme est dépassée [André – 2006]

³ Le texte de référence en matière de rejets liquides est l'arrêté ministériel du 2 février 1998, dit arrêté intégré [DRIRE]. Il est la base juridique et technique des arrêtés d'autorisation. Les prescriptions des autorisations peuvent être rendues plus contraignantes que celles de l'arrêté intégré lorsque la sensibilité du milieu environnemental l'exige.

⁴ Prenons l'exemple de deux sites qui rejettent, sur une semaine, un même polluant dont la limite réglementaire est fixée à 100 ml/jour :

- sur le site n°1, le rejet est de 105 ml / jour. L'indicateur indigo « Eau » indiquera la valeur de 7 correspondant aux 7 jours de la semaine pendant lesquels le rejet a été au-dessus de la norme ;
- sur le site n°2, le rejet est de 90 ml / jour sur 6 jours et de 300 ml sur le dernier jour. L'indicateur indigo « Eau » indiquera 1 correspondant au seul jour de la semaine pendant lequel le rejet a été au-dessus de la norme.

D'un point de vue du nombre de dépassement de seuils, le site n°1 sera perçu comme plus mauvais que le site n°2. En revanche d'un point de vue « impact environnementale », le site n°2 aura rejeté 840 ml dans l'environnement alors que le site n°1 n'aura rejeté que 735 ml. Selon ce point de vue, le site n°2 a un impact plus néfaste sur l'environnement que le site n°1. [André-2006]

- une logique basée sur le dépassement des normes alors que les acteurs externes attendent plus [André – 2006]
- la difficulté à analyser de façon synthétique les variations des indicateurs élémentaires pour chacun des sites, environ 130 mesures différentes parviennent en central chaque mois juste pour l'eau
- la difficulté à communiquer en interne et en externe sur la base des indicateurs actuels

C'est dans le contexte du plan d'action « Eau Raffinage » que les acteurs centraux ont souhaité mettre en place l'outil d'évaluation que nous leur avons proposé. Le paragraphe suivant détaille les objectifs qu'ils ont fixés.

2.2 Objectifs définis pour l'outil d'évaluation

L'outil d'évaluation est destiné à suivre les résultats du plan d'action « Eau Raffinage ». Dans ce but, les acteurs centraux souhaitaient disposer d'un indicateur de synthèse permettant d'évaluer tous les mois la performance de chacun des 13 sites de raffinage. L'évaluation doit par conséquent porter sur les entités R_{ij} (Raffinerie i durant le mois j).

La mise en place de l'outil d'évaluation devait tenir compte des aspects suivants :

- la relative insatisfaction par rapport à l'utilisation des informations environnementales existantes
- la durée, dans la mesure où le plan « Eau Raffinage » est prévu sur une période de 10 ans
- l'adaptation à un environnement multi-sites (13 sites de raffinage)
- la prise en compte des différents acteurs en excluant dans un premier temps les acteurs externes hors DRIRE
- une intégration dans le processus de reporting de l'entreprise

Enfin, une fois l'outil en place, l'outil devra permettre en plus de la production de l'indicateur de synthèse de :

- définir des objectifs sur cet indicateur dans le cadre du budget de l'entreprise
- formaliser un reporting analysant la performance et l'écart par rapport à l'objectif

- proposer des plans d’actions dès que la performance s’éloigne significativement de l’objectif fixé

Après avoir présenté le contexte de l’entreprise et les objectifs définis pour l’évaluation de la performance environnementale, nous allons maintenant présenter l’outil d’évaluation en se mettant l’accent sur le mode de calcul de l’indicateur de synthèse.

3 PRESENTATION DE L’OUTIL D’EVALUATION

A partir des indicateurs élémentaires (cf. 2.1), l’outil d’évaluation définit un indicateur de synthèse en se basant sur une procédure qui affecte les entités R_{ij} à des catégories conçues pour évaluer l’impact environnemental sur l’eau de la raffinerie R_i durant le mois j .

Nous présentons tout d’abord le principe de cet indicateur de synthèse puis la méthode d’affectation. Nous terminons en présentant les caractéristiques de l’outil d’évaluation retenu pour être l’objet d’une démarche de concertation.

3.1 Outil d’évaluation et indicateur de synthèse

Le parti a été pris de retenir une échelle verbale ordinale pour exprimer le résultat de la synthèse des divers indicateurs élémentaires. Cette échelle comporte cinq catégories (cf. figure 2) indexées par $k=1, \dots, 5$. Le nombre des catégories a été fixé à cinq pour pouvoir disposer de niveaux à la fois suffisamment détaillés pour rendre compte des évolutions (cf. figure 3) et suffisamment simples pour être compréhensibles par tous. Chaque catégorie doit représenter une situation concrète bien définie de chacun des sites étudiés. En particulier :

- mauvais doit correspondre à une situation demandant la mise en œuvre immédiate d’actions dont les résultats sont attendus à court terme ;
- médiocre doit être compris comme un signal incitant à la vigilance.

k=5 Mauvais	k=4 Médiocre	k=3 Correcte	k=2 Bon	k=1 Excellent
----------------	-----------------	-----------------	------------	------------------

Figure 2: Echelle ordinale à cinq catégories utilisée pour l’indicateur de synthèse

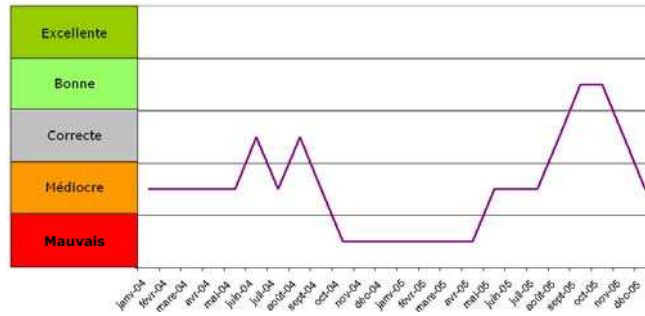


Figure 3: Illustration de la représentation graphique d'un indicateur de synthèse

Une échelle ordinale de ce type présente trois avantages par rapport à une échelle numérique :

- Elle est facile à appréhender, aussi bien en interne qu'en externe de l'entreprise.
- Elle limite les incompréhensions associées à une échelle numérique⁵ lorsque celle-ci n'est pas une échelle de rapport⁶ (ici, l'impact environnemental en catégorie indexée 4 n'est pas double de celui en catégorie indexée 2).
- Elle peut rendre compte des aspects locaux de la performance environnementale : des rejets comptabilisés en termes kg/jour peuvent être jugés bons dans un écosystème local et seulement médiocres dans un autre.

L'outil d'évaluation va donc consister à affecter chacune des entités R_{ij} à une unique catégorie k. Les grandes lignes de cette procédure d'affectation sont données ci-après.

3.2 Procédure d'affectation

La méthode ELECTRE TRI (cf. annexe) a été choisie⁷ comme étant la mieux appropriée pour opérer l'affectation. Elle a pour objet de déterminer la catégorie la mieux justifiée à laquelle il convient d'affecter chaque entité R_{ij} . Cette catégorie doit être telle que d'une part il existe une majorité suffisante (cf. annexe - section 5) d'indicateurs élémentaires (tenant compte de leurs poids) qui soient favorables à l'affectation de R_{ij} à la catégorie k et que, d'autre part, parmi la minorité des indicateurs élémentaires s'opposant à cette affectation, aucun d'eux ne mette son

⁵ Une échelle numérique n'est pas forcément une échelle de rapport mais est souvent perçue comme telle par des acteurs qui ont spontanément tendance à considérer les nombres comme des mesures de quantités [Shärlig - 1985]

⁶ L'échelle de rapport (ou échelle de quantité) est une échelle numérique dotée d'un zéro absolu (absence de quantité) et telle que les échelons que sont les nombres mesurent une quantité qui donne sens à leurs rapports [cf. glossaire dans Roy - 2000 p. 164 et 165] et [Martel & Roy - 2006]

⁷ Le lecteur qui souhaite comprendre les raisons technique d'un tel choix peut se reporté à [Roy & Bouyssou - 1993] et [Maystre & Pictet & Simos - 1994]

veto. Nous expliquons ci-après la façon dont cette méthode a été mise en œuvre et ce que signifient *poids* et *veto*.

Comme nous l'avons vu en section 1, l'impact environnemental sur un site donné dépend du polluant P_h considéré. Pour rendre ces impacts comparables (et ne pas leur faire dire plus qu'ils ne peuvent), ils ont été rapportés à des normes. Ces normes fixent les limites dans lesquelles doit se situer les rejets sur l'indicateur élémentaire g_h (en kg/j) pour qu'en se plaçant du seul point de vue du polluant P_h sur le site R_i son niveau d'impact puisse être qualifié d'« Excellent » ($k=1$), « Bon » ($k=2$), « Correcte » ($k=3$), « Médiocre » ($k=4$) ou « Mauvais » ($k=5$ - cf. figure 4). Ces normes sont notées $(n_{ih1}, \dots, n_{ih4})$ avec $n_{ih1} < \dots < n_{ih4}$ (n_{ihk} est la norme entre les niveaux d'impact k et $k+1$ pour le site i pour le polluant P_h). Ces normes sont exprimées en kg/jour en fonction des limites légales du polluant :

$n_{ihk} = \alpha_{ihk} * L_h(R_i)$ avec $L_h(R_i)$ limite légale du polluant P_h sur le site R_i et α_{ihk} pourcentage introduit pour être une donnée (cf. 3.3) de l'outil d'évaluation.

L'affectation va reposer sur la façon dont se comparent les quantités $g_h(R_{ij})$ à ces différentes normes. Pour éviter de faire jouer un rôle trop important à de petits écarts, ELECTRE TRI donne la possibilité d'introduire des seuils (cf. section 2 de l'annexe).

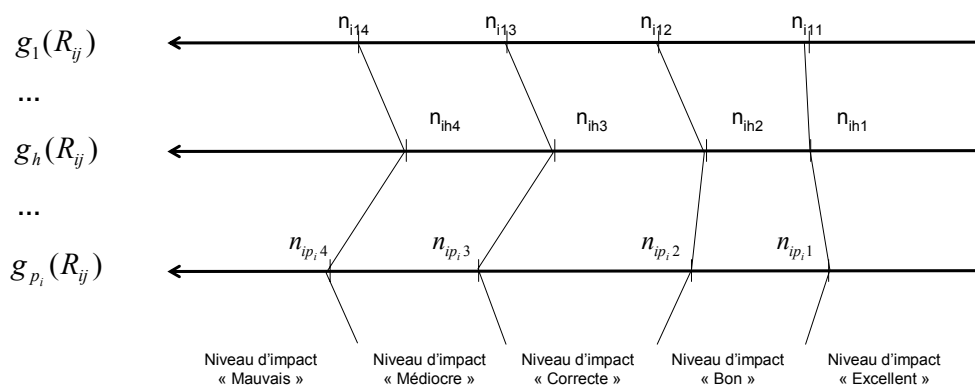


Figure 4 : Définition des normes et des niveaux d'impact associés

La méthode ELECTRE TRI donne la possibilité d'associer à chaque indicateur élémentaire un poids et un seuil de veto (cf. section 3 de l'annexe) afin de prendre en compte le fait que les différents polluants peuvent ne pas avoir le même impact environnemental sur un site donné.

Les poids permettent notamment de donner un ordre d'importance entre les différents polluants (ex : sur le site R_i , les rejets de phénol sont plus nocifs que ceux des MES). Les seuils de veto donnent, à chaque indicateur élémentaire, la possibilité de s'opposer à l'affectation d'une entité R_{ij} à une catégorie k même si tous les autres indicateurs élémentaires sont en accord avec cette affectation (ex : un rejet très fort en Hydrocarbures peut empêcher l'indicateur de synthèse d'être « Excellent » même si tous les autres indicateurs élémentaires ont un niveau d'impact « Excellent »).

Ainsi conçue dans son principe, l'outil d'évaluation a donné lieu à une démarche de concertation pour sa mise en place.

3.3 Caractéristiques Objet de la Concertation (COC)

Pour mettre en place cet outil d'évaluation, il reste à déterminer :

- COC n°1 : les indicateurs élémentaires retenus sur chacun des sites (liste des P_h retenus) ;
- COC n°2 : les normes associées à chaque indicateur élémentaire sur chaque site (valeurs des pourcentages α_{ihk}) ;
- COC n°3 : les valeurs des seuils d'indifférence et de préférence autour de chacune des normes.
- COC n°4 : le poids et le veto associés à chaque indicateur élémentaire.

Ces quatre séries de caractéristiques auraient pu être déterminées par l'équipe d'étude après consultation de quelques personnes compétentes. Pour les raisons exposées en section 1, il est apparu préférable d'utiliser ces caractéristiques comme objets de concertation (COC) non seulement pour que l'outil d'évaluation et l'indicateur soient bien adaptés mais aussi pour que les résultats fournis soient compris et acceptés par les différents acteurs concernés.

4 MISE EN PLACE ET DEROULEMENT DE LA CONCERTATION

La démarche de concertation intégrée que nous proposons s'organise autour des quatre COC (caractéristiques objet de la concertation). Cette section présente la façon dont cette concertation a été organisée selon quatre étapes puis détaille chacune de ces étapes.

4.1 Organisation de la concertation

Pour organiser cette concertation, nous proposons une démarche adaptée des méthodes classiques AMCD [Roy & Bouyssou – 1993] et [Froger & Oberti - 2002] :

- Etape n°1 – Cadrage des COC (caractéristiques comme objets de concertation - cf. 3.3)
- Etape n°2 – Discussion sur les COC avec les acteurs locaux
- Etape n°3 – Définition des COC pour l'ensemble des raffineries
- Etape n°4 – Mise en service de l'outil d'évaluation

Le déroulement de ces étapes a nécessité la mise en place de groupes de travail dont la composition est donnée tableau 1.

Etape du processus	Acteurs Internes	Acteurs Externes
Etape n°1	<ul style="list-style-type: none"> - Directeurs des services (acteurs centraux): - Hygiène / Sécurité / Env. - Exploitation - GSI / Contrôle de gestion + Equipe projet	<ul style="list-style-type: none"> - Organismes de l'Etat (DRIRE⁸)
Etape n°2	<ul style="list-style-type: none"> - Directeur de la raffinerie - Chef de service Environnement - Chef de service Production + Equipe projet	A terme (hors périmètre de l'étude actuelle) : <ul style="list-style-type: none"> - Collectivités locales (ex : mairies) - ONG locale - Association de riverains
Etape n°3	Idem Etape n°1	
Etape n°4	- Membres du comité de direction du Raffinage	Idem Etape n°2

⁸ Les DRIRE (Directions Régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement) ont pour mission de contrôler les activités industrielles susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement, ceci dans le cadre de la réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement. (source : <http://www.drire.gouv.fr/environnement/index.html>)

Tableau 1 : Description du groupe de travail

Ces groupes se sont en fait constitués sur la base du volontariat et leur représentativité a été validée à posteriori. Les premières discussions ont fait apparaître que pour assurer le bon déroulement de l'étape n°2, il valait mieux prendre des sites pilotes avec des acteurs capables de porter une démarche d'un nouveau type. Deux sites se sont portés volontaires et ils ont été jugés suffisamment représentatifs pour se limiter à ce nombre.

Pour accompagner toutes ces étapes, une équipe projet avait été montée au sein du service Hygiène / Sécurité / Environnement : 2 personnes en temps partiel accompagnées par un chercheur de Paris Dauphine.

Nous pourrions nous étonner de ne plus trouver d'acteurs locaux à partir de l'étape n°3. Comme nous le verrons ci-après, cela s'explique par le fait que les acteurs centraux sont les seuls à avoir une vision d'ensemble des sites et qu'un des objectifs fixés à l'outil d'évaluation était de pouvoir comparer les raffineries.

Une fois le groupe de travail constitué et les sites pilotes désignés, la démarche pouvait débiter.

4.2 Etape n°1 - Cadrage des COC

Le souci des acteurs centraux était que la concertation se déroule dans un cadre permettant de garantir la cohérence du résultat avec les objectifs de suivi du plan d'action « Eau Raffinage ». Les COC devaient être définies pour à la fois tenir compte des spécificités locales (ex : sensibilité de l'écosystème à un polluant spécifique) mais aussi présenter un socle commun suffisamment large pour permettre une comparaison des raffineries. Durant cette étape, une attention toute particulière a été portée sur le fait que ce cadrage ne devait pas verrouiller les débats mais les favoriser dans une logique constructive et de cohérence.

4.2.1 Choix des indicateurs élémentaires (COC n°1)

Il a été proposé de se limiter aux indicateurs élémentaires existants. Ils font d'une part l'objet d'une procédure formalisée (définition, modalité de reporting, existence d'un historique) et d'autre part sont connus des opérationnels.

4.2.2 Normes associées aux indicateurs élémentaires (COC n°2)

Les acteurs centraux ont tout de suite pris conscience que la définition des normes constituait un élément important car de ces normes que vont dépendre les objectifs de performance environnementale que l'entreprise va vouloir fixer. Ces normes pouvaient être déterminées en fonction de plusieurs paramètres [ISO 14031]:

- les exigences légales⁹ ;
- la performance passée et présente;
- les meilleurs codes, normes et pratiques reconnus;
- les données et informations relatives à la performance, élaborées par des organismes des secteurs industriels;
- les points de vue des acteurs externes;
- les recherches scientifiques.

Les acteurs centraux ont très rapidement réfléchi sur la pertinence à avoir des pourcentages α_{ihk} (cf. 3. 2) communs à tous les sites. Le tableau 2 présente les principaux arguments avancés dans ce sens.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> - Simplicité de compréhension et de mise en œuvre - Comparabilité entre les raffineries 	<ul style="list-style-type: none"> - Désavantage les raffineries les plus anciennes - Pas de flexibilités permettant de prendre en compte des spécificités locales
Opportunités	Risques
<ul style="list-style-type: none"> - Induire en interne au raffinage une réelle démarche de pilotage de la performance en central qui motiverait les acteurs terrain 	<ul style="list-style-type: none"> - Décourager les raffineries les moins performantes en rendant mal compte de leurs évolutions aussi minimales soient elles - Désintéresser la participation des parties prenantes externes dans la mesure où tous les jeux semblent déjà fait avec des normes qui arrivent du central

Tableau 2: Argumentaire vis à vis des α_{ihk} communs

⁹ Le respect des exigences légales est le minimum recherché de la part des entreprises. Mais la plupart du temps, les parties intéressées attendent plus [André – 06]

Afin de garantir la capacité de l'outil à pouvoir comparer les raffineries, les acteurs centraux ont proposé d'avoir des coefficients α communs à tous les sites qui seront désormais notés α_{hk} . Il faut noter cependant que les normes conservent un aspect local dans la mesure où elles dépendent de la limite légale $L_h(R_i)$ qui est spécifique à chacun des sites.

Dans ces conditions, les acteurs centraux ont proposé aux sites pilotes une logique de questionnement itératif pour la définition des normes associées aux indicateurs élémentaires (cf. figure 5).

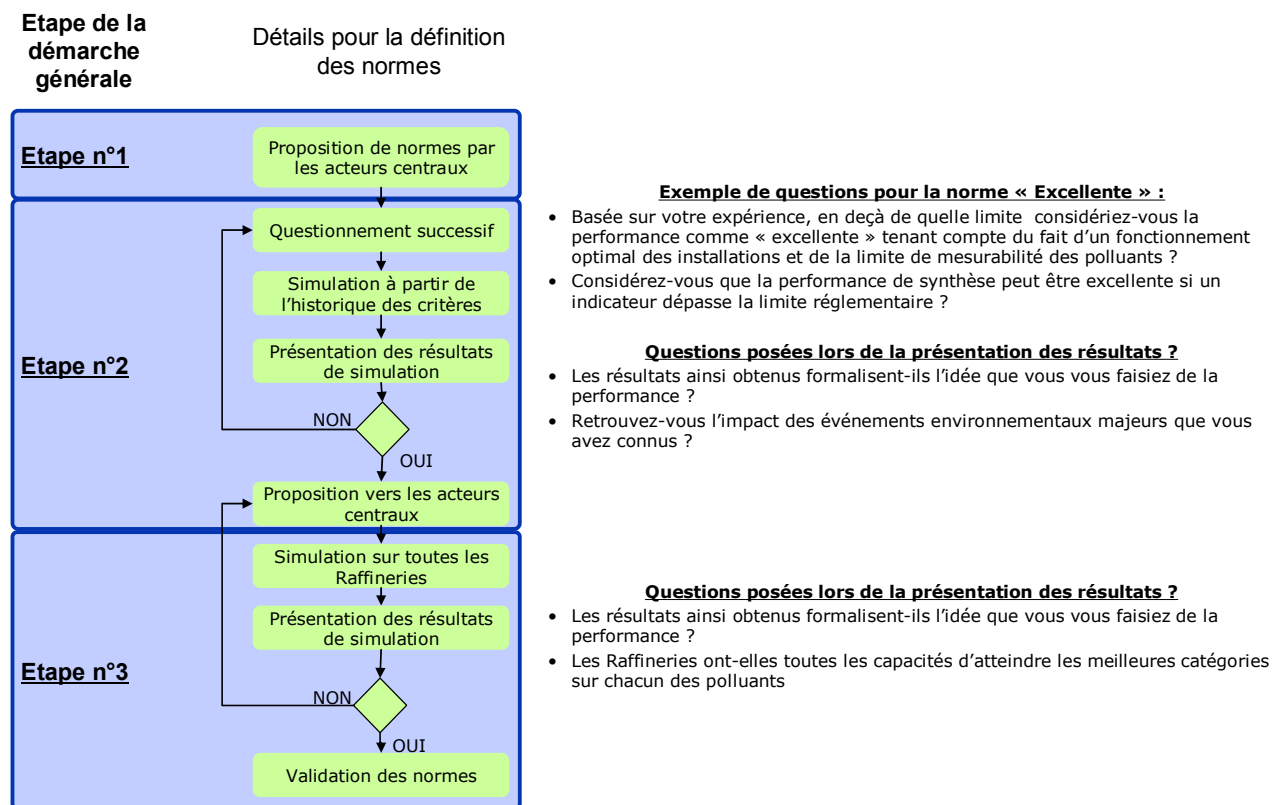


Figure 5 : questionnement itératif

4.2.3 Seuils d'indifférence et de préférence autour de chacune des normes (COC n°3)

Par mesure de simplicité, les acteurs centraux ont proposé de fixer un seuil d'indifférence à 3% de la norme légale du polluant et un seuil de préférence à 6%.

4.2.4 Poids et veto associés à chaque indicateur élémentaire (COC n°4)

Les normes sont exprimées en fonction des limites réglementaires. Dans la mesure où ces limites sont déterminées en fonction de la sensibilité de l'écosystème du site considéré [DRIRE-2006], le groupe de travail a considéré que ces limites rendaient compte de la dangerosité du polluant associé. En conséquence, l'équi-pondération (cf. annexe – section 3) a été proposée. Cette hypothèse a été confirmée par un représentant de l'agence des bassins de Seine Normandie.

En outre, le groupe de travail a demandé aux acteurs locaux des sites pilotes de fixer des seuils de veto.

Les quatre COC ainsi cadrées ont été proposées pour discussion aux acteurs locaux.

4.3 Etape n°2 – Discussion sur les COC avec les acteurs locaux

4.3.1 Choix des indicateurs élémentaires (COC n°1)

L'intérêt de choisir des indicateurs élémentaires existants a été confirmé. Les acteurs locaux ont passé en revue l'ensemble des polluants pour lesquels ils existaient des limites réglementaires locales et ont retenu uniquement ceux qui étaient liés à l'activité de la raffinerie soit 11 polluants pour le site n°1 et 7 pour le site n°2.

4.3.2 Normes associées aux indicateurs élémentaires (COC n°2)

Comme attendu, la détermination des normes a fait l'objet de nombreuses discussions. Très rapidement, dans la mesure où les normes dépendaient des limites réglementaires locales spécifiques à chacun des polluants, il n'est pas apparu nécessaire aux acteurs locaux d'avoir des coefficients α dépendant des polluants. Ces coefficients seront désormais notés α_k . Sur chacun des sites pilote, la démarche de questionnement itératif (cf. figure 5) a permis d'arriver relativement rapidement à une proposition (cf. figure 6.). Cette relative rapidité s'explique essentiellement par le fait que les acteurs réunis avaient des images relativement similaires sur les performances passées de leur raffinerie respective.

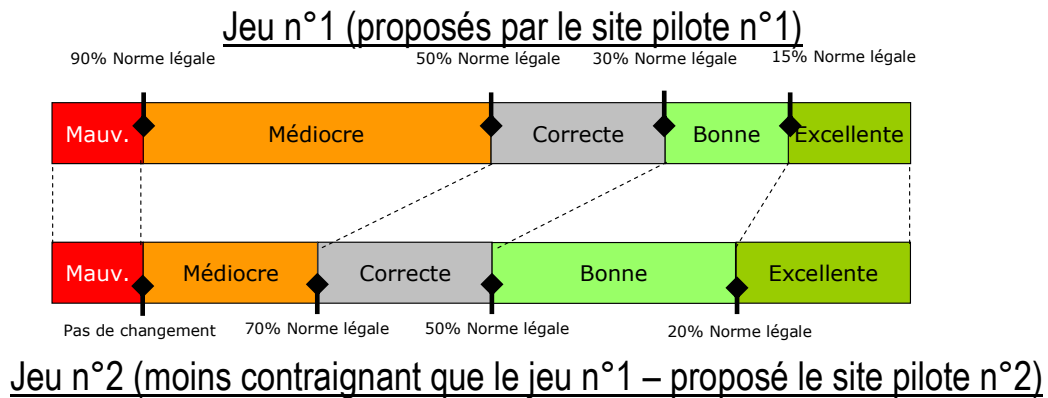


Figure 6 : Différents profils limites proposés par les sites pilotes

Ces deux jeux témoignent de perceptions localement différentes. Par exemple, les acteurs du site n°1 estiment qu’être à 70% de la limite légale témoigne d’une performance médiocre alors que pour les acteurs du site n°2 (raffinerie plus ancienne), cette même performance est perçue comme « correcte ». Il n’a donc pas été possible de trouver un consensus sur les normes entre les deux sites pilotes.

4.3.3 Seuils d’indifférence et de préférence autour de chacune des normes (COC n°3)

Les acteurs locaux n’ont pas remis en cause les propositions de seuils données par les acteurs centraux.

4.3.4 Poids et le veto associés à chaque indicateur élémentaire (COC n°4)

Les acteurs locaux ont confirmé l’option d’équi-pondération dans la mesure où les limites réglementaires rendent déjà compte de la dangerosité du polluant.

Concernant les seuils de veto, un consensus a été trouvé entre les deux sites pilotes (cf. figure 7).

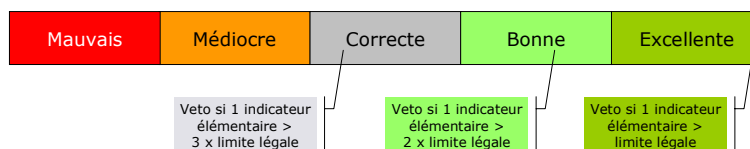


Figure 7: Seuils de veto proposés par les sites pilotes

A l’issue de cette étape n°2, les acteurs locaux ont soumis les résultats de leurs discussions aux acteurs centraux.

4.4 Etape n°3 – Définition des COC pour l'ensemble des raffineries

Si les deux premières étapes ont été suffisantes pour définir trois des quatre COC, cette troisième étape d'arbitrage s'est avérée nécessaire pour la définition des normes associées aux indicateurs élémentaires (COC n°2). Pour ce faire, une simulation a été conduite avec les deux jeux de normes pour l'ensemble des raffineries sur les années 2004 et 2005. La figure 8 illustre les résultats.

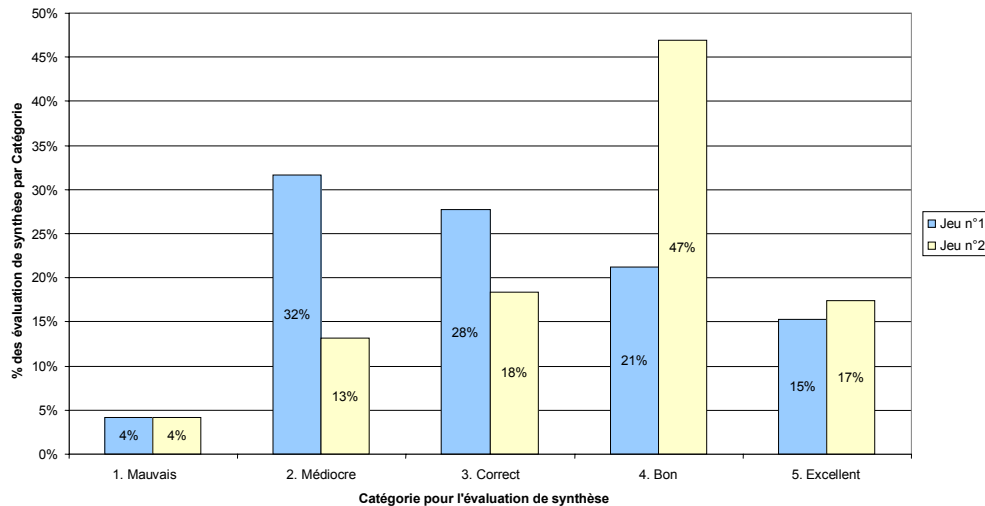


Figure 8 : Exemple de répartition des évaluations de synthèse par catégorie selon le jeu choisi

Nous remarquons sans surprise que le jeu n°2 engendre un décalage vers le haut pour l'évaluation des performances. Durant cette étape l'objectif n'était pas d'analyser si les performances sont bonnes ou médiocres mais plutôt de choisir le jeu témoignant le mieux de la perception d'ensemble qu'ont les acteurs centraux. En effet, ce sont les seuls à avoir la vision d'ensemble. Choisir le jeu n°1 conduira à estimer la performance globale comme insatisfaisante (« Médiocre » et « Correcte ») dans environ 60% des cas et comme satisfaisante (« Bon » et « Excellent ») dans seulement 40% des cas. Alors que choisir le jeu n°2 conduira à une évaluation inversée.

Cependant, le choix ne peut pas se faire sans avoir une vision au niveau de chaque indicateur élémentaire. En effet, le choix du jeu n°1 revient à fixer des objectifs plus ambitieux. Il reste donc à valider que ces objectifs sont atteignables par la majorité des sites. Dans le cas contraire, l'indicateur élémentaire risquerait de ne pas emporter l'adhésion des acteurs locaux. Nous pouvons voir que malgré une situation différente selon les polluants et les raffineries,

les niveaux d'impact les plus faibles (« Excellent » et « Bon ») du jeu n°1 peuvent, sauf cas très spécifiques, être atteints par l'ensemble des raffineries (cf. tableau 3).

	Polluant n°1	Polluant n°2	Polluant n°3	Polluant n°4	Polluant n°5	Polluant n°6	Polluant n°7
Site n°1	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Site n°2	54%	88%	33%	100%	100%	100%	97%
Site n°3	Sans Objet	88%	83%	58%	100%	100%	98%
Site n°4	Sans Objet	Sans Objet	100%	79%	63%	100%	60%
Site n°5	96%	38%	92%	92%	100%	96%	77%
Site n°6	100%	71%	100%	4%	96%	100%	68%
Site n°7	88%	17%	100%	29%	75%	100%	100%
Site n°8	46%	42%	92%	54%	79%	71%	45%
Site n°9	90%	8%	100%	8%	50%	96%	Sans Objet
Site n°10	50%	17%	100%	42%	63%	17%	Sans Objet
Site n°11	75%	13%	100%	50%	100%	100%	Sans Objet
Site n°12	46%	50%	29%	75%	63%	100%	83%

Légende :

Occurrence mesuré sur 2004 et 2005 (4% représente une occurrence sur ces deux années)

En vert : polluants dont plus de 75% (soit 18 occurrences mensuelles sur 2 ans) des niveaux d'impact sont jugés «Bon» ou «Excellent»

En rouge : polluants dont moins de 13% (soit 3 occurrences mensuelles sur 2 ans) des niveaux d'impact sont jugés «Bon» ou «Excellent»

Tableau 3: Illustration de la fréquence d'atteinte des niveaux d'impacts « Bon » ou « Excellent » par polluant et par raffinerie

Les acteurs centraux ont donc optés pour le jeu n°1. L'outil d'évaluation est désormais techniquement prêt pour sa mise en œuvre. L'ultime étape va consister en une validation officielle.

4.5 Etape n°4 – Mise en service de l'indicateur de synthèse

La validation en Comité de Direction du Raffinage est nécessaire pour donner toute sa légitimité à l'outil d'évaluation. Cette étape n'a pas encore débuté et devrait avoir lieu avant fin 2006.

Les acteurs centraux ont déjà insisté sur le fait que, une fois en place, cet outil doit pouvoir être utilisé dans un contexte contractuel entre les différents acteurs. Si la concertation est fondamentale dans la phase de mise en place, elle doit ensuite laisser place à un outil de conformation dont l'objectif est d'inciter les acteurs à adopter un type de comportement souhaité [Moison - 1997].

Le cas présent nous ayant permis de tester en grandeur nature notre outil, la section suivante synthétise les principaux enseignements tirés de cette expérience.

5 ENSEIGNEMENTS RETIRES POUR L’EVALUATION DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE

Au cours des recherches, nous avons très clairement perçu le fort intérêt qu’avait Total pour la mise en place d’indicateurs de synthèse lui permettant de piloter sa performance environnementale. Nous avons acquis la conviction que pour pouvoir jouer ce rôle, ces indicateurs (quels qu’ils soient) devaient:

- Donner lieu à une véritable concertation permettant la reconnaissance et l’appropriation des indicateurs de synthèse par les différents acteurs
- Reposer sur un outil opérant une synthèse qui prenne en compte les spécificités de la performance environnementale
- Etre apte à s’insérer dans l’organisation de l’entreprise pour pouvoir être utilisés sur le terrain et inciter les acteurs à atteindre des objectifs précis définis à l’avance.

Ces trois exigences ont conditionné la façon dont nous avons conduit la conception et la mise en place de l’indicateur « Impact environnementale sur l’eau ». Dans cette section, nous cherchons à dégager ce que l’on croit pouvoir en retirer pour l’évaluation de la performance environnementale.

5.1 Aptitude de la démarche à donner lieu à une véritable concertation

La démarche de mise en place (cf. section 4) a été ressentie comme un temps fort en termes de partage et de discussions constructives.

Côté partage, nous avons vu qu’au cours des discussions, de nombreux points de vue ont été échangés. L’enchaînement des différentes étapes (Propositions centrales – Analyses locales – Discussion entre central et local) a favorisé le partage en permettant aux acteurs locaux de débattre sur la base d’éléments tangibles issus des objectifs centraux et aux acteurs centraux de mieux comprendre les spécificités des sites. En effet, il était annoncé aux acteurs locaux que, sous réserve de respecter le cadrage des indicateurs, tout pouvait être remis en question et que si aucune proposition n’était faite en locale, ce serait la proposition du central qui serait adoptée.

En plus d'avoir initié de nombreux échanges, ces discussions sont apparues constructives et ont jusqu'alors permis d'arriver à des propositions concrètes dont voici quelques exemples :

- les acteurs locaux ont pris conscience que, d'une part, il était intéressant, pour chaque polluant, d'apprécier la valeur des rejets plutôt que le nombre de dépassements des limites réglementaires, et d'autre part, qu'il était souhaitable de mettre en place un pilotage de la performance ayant pour objectif de faire mieux que les limites réglementaires.
- les discussions sur les choix des normes associées aux indicateurs élémentaires ont fait l'objet de très nombreux échanges entre les différents acteurs à tous les niveaux. Durant ces échanges, chaque acteur a pu faire comprendre son point de vue dans la mesure où la concertation avait lieu sur des bases tangibles (proposition par les acteurs centraux). Ceci a permis d'aboutir à des résultats concrets : validation des normes associées aux indicateurs élémentaires.

En outre, l'aspect constructif des discussions a conduit à renforcer la dynamique au sein des équipes. En effet, la mise en place d'un indicateur d'un nouveau type avec une démarche novatrice a été source de motivation. Celle-ci s'est traduite notamment par la grande disponibilité des différents acteurs malgré des emplois du temps chargés.

Néanmoins il nous reste encore à tester la capacité de la démarche à générer des comportements analogues auprès d'acteurs externes.

5.2 Aptitude de l'outil à élaborer une synthèse tenant compte des spécificités locales

L'une des principales attentes des acteurs vis-à-vis de l'outil était sa capacité à élaborer un indicateur de synthèse qui ait un sens dans le contexte environnementale (prise en compte de multiples indicateurs et de spécificités locales). Les présentations des résultats aussi bien dans les raffineries qu'auprès des acteurs centraux ont été accueillies très favorablement. En effet, les résultats présentés ont permis aux participants de raccrocher leurs perceptions aux évolutions tangibles de l'indicateur de synthèse.

« Cet indicateur de performance retranscrit bien l'image que j'avais sur les 18 derniers mois »
a constaté le directeur Environnement d'un site pilote

Cet accueil très positif s'explique non seulement par le rôle qu'a joué la démarche de concertation (cf. 5.1) mais aussi par le fait que la méthode ELECTRE TRI s'est avérée adaptée à la problématique environnementale. Contrairement à la somme pondérée, la synthèse qu'elle opère porte seulement sur les aspects qualitatifs significatifs mis en évidence par les mesures quantitatives de rejet de polluants. Les poids ne sont pas ici des taux de substitutions [Martel & Roy 2006] devant traduire des équivalences entre quantités rejetées de différents polluants (ce qui n'aurait guère de sens) ; les poids ont ici une autre signification (cf. annexe – section 3). En outre, ELECTRE TRI interdit les formes de compensation permettant, par exemple, à un résultat « correcte » de devenir « bon » le mois suivant tout simplement parce que de petites améliorations sur la plus part des polluants viendraient compenser une dégradation sur un autre (ce qui pourrait se produire avec une synthèse reposant sur la somme pondérée).

Il nous reste encore à tester l'aptitude de l'outil à s'inscrire dans la durée et notamment à vérifier sa capacité à s'adapter aux évolutions de contexte.

5.3 Aptitude de l'outil à s'intégrer dans l'organisation de l'entreprise

Pour être utile, l'outil d'évaluation doit permettre d'éclairer les décisions en fournissant aux responsables de l'entreprise une information pertinente [Druker & al - 1999] et [Moisdon - 1997]. A ce titre, la mise en place de l'outil d'évaluation peut se heurter à certaines difficultés :

- L'utilisation d'indicateur de synthèse dans le domaine environnemental éveille, à priori, une certaine méfiance au sein des responsables. Effet, il semble que beaucoup d'entreprises ont essayées d'évaluer la performance en utilisant des sommes pondérées qui la plus part du temps ne permettaient pas de rendre compte de leur perception sans doute pour les raisons évoquées au 5.2.
- La communication d'un indicateur de synthèse au management est délicate. Elle va permettre de passer d'une situation où la perception d'ensemble était difficile à une situation où elle est très simple voire même trop simple. Le plus grand soin doit être apporté à cette synthèse afin qu'elle n'induisse pas une mauvaise perception et engendre la prise de mauvaises décisions.

- La mise en place d'indicateur de synthèse peut nécessiter d'ouvrir la concertation à des acteurs externes ; dans le cas présenté ici cela n'a pas eu lieu. Nous avons bien perçu les difficultés d'une telle ouverture. Il faut en premier lieu sélectionner des acteurs « constructifs » c'est-à-dire acceptant une approche compatible avec la raison d'être du site. En second lieu, l'entreprise doit accepter de s'ouvrir en toute transparence vis-à-vis de ces acteurs sans que la plus part du temps elle y voit un bénéfice à court terme.

Cette recherche nous amène à formuler quelques constations et suggestions qui sont de nature à faciliter la bonne insertion organisationnelle d'un indicateur de synthèse environnemental.

Premièrement, il apparaît nécessaire de bien expliquer l'outil d'évaluation. La démarche de concertation pour laquelle nous avons opté s'est avéré aussi un très bon vecteur d'explication (cf. 5.1).

Deuxièmement, dans la mesure où la mise en place d'un indicateur de synthèse apparaît comme un changement culturel profond, nous proposons de l'inscrire dans le cadre d'une démarche expérimentale et progressive. Dans notre cas, il se sera écoulé presque deux ans entre les premiers contacts et la présentation du dossier en comité de direction du Raffinage.

Troisièmement, concernant l'explication de la méthode ELECTRE TRI, plutôt que de donner des détails qui peuvent apparaître complexes aux non initiés (tels ceux présentés dans la dernière section de l'annexe), nous proposons de mener des simulations sur l'historique. Dans notre cas, elles ont permis de crédibiliser la méthode de calcul sur la base des résultats de la performance passée.

Quatrièmement, nous avons pu constater (comme cela a déjà été souligné [David - 2000], [Oberti & André – 2002] et [Roy - 1985]) le rôle tout à fait primordial que jouait l'équipe projet pour faciliter l'insertion organisationnelle de l'outil d'évaluation. Cette insertion organisationnelle est une étape longue et consommatrice d'efforts mais indispensable pour assurer la durabilité de l'indicateur.

CONCLUSION

Dans cet article, nous avons montré que, pour le cas spécifique présenté, l'outil d'évaluation proposé a permis une concertation aboutissant à un outil d'évaluation reconnu par les acteurs consultés. Cette reconnaissance devrait permettre de poser les bases d'un système d'évaluation s'inscrivant dans la durée c'est-à-dire utilisé sur le terrain pour piloter la performance environnementale et inciter les acteurs à atteindre des objectifs précis et définis à l'avance. Bien que cette concertation se soit limitée aux acteurs internes de l'entreprise, nous n'excluons pas que les COC (caractéristiques objet de la concertation) soient à l'avenir discutées avec certains acteurs externes. C'est dans ce contexte, qu'ont été débutées en parallèle du cas relaté, des démarches pour utiliser ce même outil d'évaluation dans le cadre d'un autre indicateur de synthèse faisant intervenir directement des acteurs externes.

ANNEXE : PRÉSENTATION SUCCINCTE DE LA MÉTHODE

ELECTRE TRI

1. Généralités

La présentation ci-après est uniquement destinée à apporter au lecteur le minimum d'informations nécessaires pour comprendre ce qu'apporte la méthode ELECTRE TRI dans le cas étudié. Cette méthode offre beaucoup d'autres possibilités qui ne seront pas évoquées ici. En outre, ni les fondements théoriques, ni le détail des formules ne seront exposés. Pour une présentation complète, nous renvoyons le lecteur à [Roy & Bouyssou – 1993]. Précisons que, depuis qu'elle a été élaborée (1992), cette méthode a donné lieu à beaucoup d'applications [Figueira *et al.* – 2005].

Rappelons (cf. 3) que l'indicateur de synthèse doit permettre d'évaluer l'impact environnemental sur l'eau d'entités notées R_{ij} : activité de la raffinerie R_i au cours du mois j . La méthode ELECTRE TRI est utilisée ici pour affecter chacune de ces entités à l'une des cinq catégories :

k=5 Mauvais	k=4 Médiocre	k=3 Correcte	k=2 Bon	k=1 Excellent
----------------	-----------------	-----------------	------------	------------------

Dans la prochaine section, nous introduisons un minimum de formalisme indispensable pour décrire l'information de base dont il faut opérer la synthèse. La section suivante traite de la façon dont ELECTRE TRI opère cette synthèse. Nous introduisons en section 4 le concept de profil limite et nous terminons en indiquant la façon dont il est utilisé dans la procédure d'affectation.

2. Indicateurs élémentaires et performances associées

Pour chaque raffinerie R_i , une série d'indicateurs élémentaires liés chacun à un polluant jugé pertinent pour apprécier l'impact environnemental sur l'eau au cours des mois successifs a été

introduite. Notons g_h l'indicateur élémentaire, encore appelé **critère**, associé au polluant P_h ($h = 1, \dots, p_i$, p_i : nombre des polluants retenus pour R_i). L'appréciation de l'impact repose sur le nombre de kg/jour de ce polluant émis au cours d'un jour moyen du mois j par R_i . Soit $g_h(R_{ij})$ cette quantité. Elle est appelée **performance** de R_{ij} selon le critère g_h . Plus la quantité $g_h(R_{ij})$ est faible et meilleure (moins dommageable) est la performance.

L'information dont il s'agit d'opérer la synthèse est caractérisée par :

$$g(R_{ij}) = \{g_1(R_{ij}), \dots, g_h(R_{ij}), \dots, g_{p_i}(R_{ij})\}.$$

$g(R_{ij})$ est appelé **vecteur-performance** de R_{ij} .

Considérons deux situations : dans la première, X , $g_h(R_{ij}) = x$; dans la seconde, Y , $g_h(R_{ij}) = y$.

1°) Si la différence $x - y$, bien que positive, est très faible, il ne paraît pas réaliste de considérer que l'impact environnemental sur l'eau du polluant P_h est à coup sûr moins dommageable dans la situation Y que dans la situation X . En effet, x et y découlent de mesures qui ne sont pas forcément exactes. En outre, ce sont des moyennes mensuelles de valeurs journalières qui peuvent varier plus ou moins au cours du mois. Enfin, la sensibilité de l'environnement au polluant P_h peut dépendre de facteurs externes (température, vitesse des courants, ...). Par définition, on appelle **seuil d'indifférence** l'écart maximum qui peut exister entre x et y sans que les dommages causés puissent être jugés significativement différents.

2°) Lorsque la différence $x - y$ dépasse le seuil d'indifférence d'une quantité très faible, on entre dans une zone d'ambiguïté dite de **préférence faible** : le dépassement est insuffisant pour que l'on puisse affirmer sans ambiguïté que le dommage causé par le polluant P_h conduit sans aucun doute à préférer la situation Y à la situation X . Par définition, on appelle **seuil de préférence** la valeur de la différence $x - y$ à partir de laquelle on juge qu'il n'y a plus d'ambiguïté. On entre alors dans une zone dite de **préférence stricte**.

3. Synthèse multicritère : crédibilité de l'affirmation YSX

Considérons à nouveau deux situations X et Y caractérisées cette fois par leurs vecteurs-performances respectifs :

$$\begin{aligned} & \{x_1, \dots, x_h, \dots, x_{p_i}\} \text{ pour } X, \\ & \{y_1, \dots, y_h, \dots, y_{p_i}\} \text{ pour } Y. \end{aligned}$$

Dans un premier temps, la méthode procède à ce que l'on appelle une agrégation multicritère. Elle consiste à opérer une synthèse des façons (éventuellement contradictoires) dont les situations X et Y se comparent séparément selon chaque critère g_h ($h = 1, \dots, p_i$). Ce jugement global est exploité dans un second temps (cf. section 5) pour procéder à l'affectation aux catégories. Dans ELECTRE TRI, le résultat de l'agrégation multicritère porte sur la crédibilité de l'affirmation « **la situation Y est au moins aussi bonne que** (c'est-à-dire préférée ou indifférente à) **la situation X** ». Cette affirmation est (dans la théorie) usuellement notée YSX . Sa crédibilité est caractérisée par un indice $\sigma(YSX)$ qui, par définition, varie de 0 (affirmation sans aucun fondement) à 1 (affirmation parfaitement bien fondée). Pour apprécier cette crédibilité, la méthode répartit l'ensemble des critères en trois groupes :

- *Premier groupe* : ensemble des critères qui concourent à valider sans ambiguïté l'affirmation YSX .
- *Second groupe* : ensemble des critères qui s'opposent sans ambiguïté à la validation de YSX .
- *Troisième groupe* : ensemble des autres critères.

Faisons observer que si, pour tous les critères, on fixe le seuil de préférence égal au seuil d'indifférence, le troisième groupe est vide.

La crédibilité $\sigma(YSX)$ n'est égale à 1 que si tous les critères sont dans le premier groupe. Elle est égale à 0 si et seulement si tous les critères sont dans le second groupe. Pour moduler cette crédibilité en dehors de ces cas extrêmes, la méthode fait intervenir d'une part des poids relatifs associés aux différents critères et, d'autre part, des possibilités de veto allouées à certains critères.

Le poids associé au critère g_h peut être vu comme le pouvoir de vote (nombre de voix) qui lui est attribué dans une procédure de vote dont l'objet est de décider si l'affirmation YSX doit ou non être validée. Son vote est comptabilisé avec la totalité de son pouvoir de vote lorsqu'il est dans le premier groupe mais seulement avec une fraction lorsqu'il est dans le troisième groupe. Lorsqu'il est dans le second groupe, il est clair qu'il ne vote pas en faveur de cette validation. Si un pouvoir de veto lui a été alloué, il peut contribuer à réduire la crédibilité de cette affirmation et même l'annuler lorsque la différence $y_h - x_h$ est par trop défavorable à y_h ($y_h - x_h \geq$ seuil de veto).

4. Profils limites des catégories

ELECTRE TRI n'est pas utilisée pour comparer directement les entités R_{ij} entre elles mais pour les comparer à des situations types appelées **profils limites**. Chaque profil limite sert à caractériser la frontière entre une catégorie et la catégorie immédiatement supérieure.

Rappelons (cf. 3.2) que, à chaque raffinerie R_i et à chaque polluant P_h , ont été associées des normes $n_{ih1}, n_{ih2}, n_{ih3}, n_{ih4}$ afin de délimiter, pour cette raffinerie et pour ce polluant, des niveaux d'impact « excellent », « bon », « médiocre », « mauvais ». Les intervalles ainsi définis sont pris en compte dans la méthode en tenant compte des seuils d'indifférence et de préférence et de façon qualitative : on ne considère pas que l'impact est divisé par deux lorsque le nombre de kg/jour l'est.

Par définition, on appelle, pour la raffinerie R_i , profil limite entre les catégories :

Excellent et bon : l'ensemble $\{n_{i11}, \dots, n_{ih1}, \dots, n_{ip,1}\} = N_{i1}$,

Bon et correct : l'ensemble $\{n_{i12}, \dots, n_{ih2}, \dots, n_{ip,2}\} = N_{i2}$,

Correct et médiocre : l'ensemble $\{n_{i13}, \dots, n_{ih3}, \dots, n_{ip,3}\} = N_{i3}$,

Médiocre et mauvais : l'ensemble $\{n_{i14}, \dots, n_{ih4}, \dots, n_{ip,4}\} = N_{i4}$.

Chacun de ces profils peut être vu comme le vecteur-performance d'une entité R_{ij} qui pourrait être située indifféremment dans l'une ou l'autre des deux catégories qu'il a pour objet de séparer. Plus généralement, il importe que ces profils soient conçus de telle sorte que, dans les cas d'unanimité très particuliers envisagés ci-après, l'affectation paraisse devoir être conforme à celle indiquée (compte tenu de la façon dont les catégories sont conçues et du rôle qui leur est dévolu). Si, pour chaque critère, la performance $g_h(R_{ij})$ est :

- au moins aussi bonne que la norme n_{ih1} , alors catégorie excellent,
- pire que la norme n_{ih1} mais au moins aussi bonne que la norme n_{ih2} , alors catégorie bon,
- pire que la norme n_{ih2} mais au moins aussi bonne que la norme n_{ih3} , alors catégorie correct,
- pire que la norme n_{ih3} mais au moins aussi bonne que la norme n_{ih4} , alors catégorie médiocre,
- pire que la norme n_{ih4} , alors catégorie mauvais.

Partant de principes logiques simples, ELECTRE TRI permet de définir la catégorie à laquelle il convient d'affecter chaque entité R_{ij} dans tous les autres cas où il n'y a pas cette unanimité des critères.

5. Procédure d'affectation aux catégories

Considérée seule, la performance $g_h(R_{ij})$ permet d'associer, à R_{ij} , la catégorie k ($k=1$ pour excellent, ..., $k=5$ pour mauvais) telle que :

La performance $g_h(R_{ij})$ est pire que la norme $n_{ih(k-1)}$ et au moins aussi bonne que la norme n_{ihk} .

Dans une conception très pessimiste, on pourrait songer à affecter R_{ij} à la plus mauvaise des catégories ainsi associées. Cette façon de faire est très réductrice puisque, même si la catégorie associée est excellent ou bon pour tous les critères sauf un, dès l'instant où, sur cet unique critère, la catégorie est médiocre ou mauvais, l'affectation finale devient médiocre ou

mauvais (et cela quel que soit le poids de ce critère). ELECTRE TRI a précisément été conçue pour remédier aux inconvénients de ce mode d'affectation.

Désignons ici par Y_{ij} la situation caractérisée par le vecteur-performance $g(R_{ij})$ et par X_{ik} celle définie par le profil limite N_{ik} ; $\sigma(Y_{ij}SX_k)$ traduit alors la crédibilité de l'affirmation « l'impact environnemental de R_{ij} n'est pas plus dommageable que celui caractérisé par le profil limite N_{ik} ». Cette crédibilité repose (cf. section 3 ci-dessus) sur la proportion des voix favorables que cette affirmation a reçu dans la procédure de vote, proportion éventuellement réduite par la prise en compte d'effets de veto. Pour décider si cette affirmation est ou non validée, la méthode fait intervenir un niveau λ ¹⁰ de majorité qui doit être atteint ou dépassé.

Sur ces bases, on examine successivement si :

l'affirmation $Y_{ij}SX_{i1}$ est validée. Si oui, R_{ij} est affecté en catégorie excellent (la procédure s'arrête) ;

sinon, on examine si l'affirmation $Y_{ij}SX_{i2}$ est validée. Si oui, R_{ij} est affecté en catégorie bon (la procédure s'arrête)

et ainsi de suite,..., ce qui peut conduire à examiner l'affirmation $Y_{ij}SX_{i4}$ qui, si elle n'est pas validée, conduit à l'affectation en catégories mauvais.

Faisons observer, pour terminer, que plus le niveau λ de majorité requis est élevé et plus la procédure est exigeante. Pour $\lambda = 1$ (unanimité), on retrouve le mode d'affectation très réducteur présenté au début de cette dernière section.

¹⁰ Dans le cas présenté, c'est la valeur par défaut 0,76 qui a été a priori conservée pour λ . Les résultats ayant été satisfaisants (cf. section 5), cette valeur n'a pas eue à être remise en question.

REMERCIEMENT

Les auteurs tiennent à adresser leurs plus vifs remerciements à E. Thiebaut ainsi qu'à D.Bouyssou qui ont bien voulu relire avec soins une première version de cet article. Leurs remarques et suggestions nous ont été fortes utiles pour mettre au point la version finale.

BIBLIOGRAPHIE

André S (2006) : Evaluation de synthèse ex post de la performance environnementale pour des sites industriels – cas des sites de l'entité raffinage de la société Total – Cahier du LAMSADE n°241 – www.lamsade.dauphine.fr

Bailly JP (1998) : Prospective, Débat, Décision Publique, Avis et Rapports du Conseil Economique et Social, Rapport n°16, publié au Journal Officiel de la République Française le 17/07/1998 - www.conseil-economique-et-social.fr

CEE (2001) : Commission européenne - Direction générale de l'emploi et des affaires sociales : Promouvoir un cadre européen pour la responsabilité sociale des entreprises Livre vert – <http://europa.eu/scadplus/leg/fr/lvb/n26039.htm>

CERES (1989) : Coalition for Environmentally Responsible Economies – Dix Principes de protection de l'environnement et de transparence - www.ceres.org :

Clivillé V (2004) : Approche systémique et méthodes multicritère pour la définition d'un système d'indicateur de performance – Mémoire de thèse - Université de Savoie – Septembre 2004.

David A (2000) : la recherche intervention, cadre général pour la recherche en management ? – publié dans les nouvelles fondations des sciences de gestion coordonné par A.David, A.Hatchuel et R.Laufer – Edition FNEGE

DRIRE (2006) : Réglementation pour la protection de l'eau des installations classées <http://www.drire.gouv.fr/environnement/index.html>

Druker P et al (1999) : Les systèmes de mesure de la performance de Peter F. Drucker, Robert G. Eccles, Joseph A. Ness, Thomas G. Cucuzza, Robert Simons, Antonio Dasilva, Christopher Meyer, Robert S. Kaplan et David P. Norton - Editions d'Organisation.

Faucheux S & Nicolai I (2004) : Quels indicateurs pour la responsabilité sociale des entreprises ? Une application à l'industrie de l'aluminium – Revue Gérer et Comprendre, n°76 – pp.42-54.

Figueira J *et al.* (2005): Multiple criteria decision analysis : state of surveys – edited by J.Figueira, S.Greco, P.Ehrgott – Springer

Froger G & Oberti P (2002) : Gouvernance et développement durable : l'aide multicritère à la décision participative - Revue sciences de la société « autour du développement durable » - n°57, octobre, pp. 57-74.

Guerin-Schneider L (2001): Introduire la mesure de performance dans la régulation des services d'eau et d'assainissement en France. Instrumentation et organisation. Thèse Gestion - Science de l'eau, Eaux et Forêt - ENGREF - <http://pastel.paristech.org/bib/archive/00000056/>

GRI (2002) : Sustainability Reporting Guidelines –
<http://www.globalreporting.org/guidelines/2002.asp>

GRI (2003) : Striking the balance Sustainable development reporting -
<http://www.globalreporting.org/guidelines/benefits.asp>

ISO 14031 (1999) : Norme Internationale « Environmental management — Environmental performance evaluation — Guidelines » - Numéro de référence ISO 14031:1999(F) © ISO 1999

Lebas M (1996) : Performance : Mesure et Management. Faire face à un paradoxe. in, Cazamian, P., Hubault, F. & Noulain, M. (dir). Traité d'Ergonomie. Éditions Octares, Toulouse.

Lorino P (2004) : Méthodes et Pratiques de la performance – Edition d'organisation

Martel JM et Roy B (2006) : Analyse de la signifiante de diverses procédures d'agrégation Multicritère, INFOR, Volume 43, Number 3, August 2005, 191-214.

Maystre LY, Pictet J et Simos J (1994) : Les méthodes multicritères ELECTRE, presses polytechniques et universitaires romandes

Moisdon JC (1997) : du mode d'existence des outils de gestion – Introduction – Edition Seli Arslam

Oberti P et André S (2002) : L'analyse multicritère de projets d'éducation à l'environnement : un outil de gouvernance participative en région corse – Acte de la 7^{ème} conférence biennale de la société pour l'économie écologique – Université du Centre, Sousse, Tunisie, 2002, 6-9 mars.

ONU (1992) : Action 21 – Document publié par les Nations Unies à la suite du sommet de Rio - A/CONF.151/26/Rev.1 - <http://www.un.org/french/ga/special/sids/agenda21/index.html>

Roy B (1985) : Méthodologie Multicritère d'aide à la décision – Economica

Roy B et Bouyssou D (1993) : Aide Multicritère à la décision : Méthodes et Cas – Economica

Roy B (2000) : l'aide à la décision aujourd'hui : que devrait-on en attendre ? – publié dans les nouvelles fondations des sciences de gestion coordonné par A.David, A.Hatchuel et R.Laufer - FNEGE – 2000

Schmidheiny S (1992) : Changing Course – A global business perspective on development and the environment – MIT Press 1992

Shärlig A (1985) : Décider sur plusieurs critères – Panorama de l'aide à la décision multicritère, presses polytechnique romandes

Total (2005) : Rapport Responsabilité Sociétal du Groupe Total pour l'année 2004 – www.total.com

WBCSC (2000) : Eco-efficiency measuring : a guide to reporting company performance - H.Verfaillie, R.Bidwell - World Business Council for Sustainable Development – <http://www.wbcsd.org/DocRoot/sB8NSMPNP52ho8GXunY6/MeasuringEE.pdf>

World Bank Group (1999) : Pollution Prevention and Abatement Handbook- Toward Cleaner Production - The World Bank Group in collaboration with the United Nations Environment Programme and the United Nations Industrial Development Organization - Washington, D.C - <http://lnweb18.worldbank.org/essd/envext.nsf/51ByDocName/PollutionPreventionandAbatementHandbook>