

INFORMATION TO USERS

This manuscript has been reproduced from the microfilm master. UMI films the text directly from the original or copy submitted. Thus, some thesis and dissertation copies are in typewriter face, while others may be from any type of computer printer.

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted. Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleedthrough, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send UMI a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

Oversize materials (e.g., maps, drawings, charts) are reproduced by sectioning the original, beginning at the upper left-hand corner and continuing from left to right in equal sections with small overlaps. Each original is also photographed in one exposure and is included in reduced form at the back of the book.

Photographs included in the original manuscript have been reproduced xerographically in this copy. Higher quality 6" x 9" black and white photographic prints are available for any photographs or illustrations appearing in this copy for an additional charge. Contact UMI directly to order.

UMI

**A Bell & Howell Information Company
300 North Zeeb Road, Ann Arbor MI 48106-1346 USA
313/761-4700 800/521-0600**



Université d'Ottawa • University of Ottawa

UNIVERSITÉ D'OTTAWA

Faculté des sciences sociales

Département de science économique

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT:

LE PROJET D'AMÉNAGEMENT DU BASSIN VERSANT DE
LA RIVIÈRE SAN JUAN EN RÉPUBLIQUE DOMINICAINE

Thèse de Maîtrise

Présentée par

Michel Chevalier

Supervisée par le professeur

Marcelle Genné

Michel Chevalier

Décembre 1996



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced with the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège sa thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-20910-5

À mes parents, Claude et Linda

Remerciements

Je tiens à remercier très sincèrement Madame le professeur Marcelle Genné d'avoir accepté de diriger cette thèse et suggéré cette piste de recherche. Ses vastes connaissances et sa riche expérience ont été pour moi une source constante d'inspiration et de stimulation. Je lui dois d'avoir éveillé mon intérêt pour l'économie environnementale et rendu possible des études supérieures dans ce domaine.

Ma reconnaissance va également à tous ceux et celles qui m'ont fourni des remarques, des suggestions et des informations utiles à l'élaboration de ce manuscrit. Plusieurs documents m'ont été gracieusement offerts par M. Nessim Ahmad, de l'IFAD, avec qui j'ai pu avoir quelques échanges forts instructifs. Mme Elisabeth Sadoulet, du département d'agro-économie de l'Université de Californie à Berkeley, a également consenti à me donner de précieuses informations le déroulement du projet étudié.

Je désire exprimer ma gratitude au personnel du département de Science Économique qui m'a apporté une aide technique et administrative fort appréciée. En particulier, je tiens à remercier l'adjointe à l'administration, Mme Luce Laviolette, les responsables successifs du programme de Maîtrise, MM. Mario Seccareccia et Serge Coulombe, ainsi que le directeur M. André Plourde.

Mes remerciements vont aussi aux membres de ma famille, à mes amis et camarades de classe qui m'ont supporté et encouragé tout au long de mes études.

SOMMAIRE

L'analyse économique des projets de développement doit désormais intégrer certaines exigences du développement durable. Ce dernier concept sous-tend une perspective environnementale et temporelle: ainsi, la méthode de décision privilégiée par la théorie économique – l'analyse coûts-bénéfices – doit être bonifiée par l'intégration des externalités environnementales et la prise en compte de l'équité intergénérationnelle. Dans cette thèse, l'auteur fait l'analyse économique d'un projet d'aménagement de bassin versant et suggère quelques outils qui permettent un rapprochement entre l'analyse coûts-bénéfices et le concept de développement durable. Dans un premier temps, la monétisation du principal impact environnemental des aménagements proposés, soit l'envasement du réservoir qui se trouve au coeur du bassin versant, se fera par la modélisation du processus d'érosion du bassin supérieur et de la sédimentation du réservoir. Dans un deuxième temps, et c'est là l'originalité de la démarche, un critère de « soutenabilité » sera appliqué à l'analyse coûts-bénéfices traditionnelle, de façon à ce que soit mesuré le potentiel d'équité intergénérationnel du projet.

Cette thèse est composée de quatre chapitres. Les trois premiers chapitres, théoriques, sont suivis de la présentation de l'étude de cas dans le dernier chapitre. On trouvera, à la fin, une bibliographie limitée aux ouvrages cités dans le texte et, en annexe, quelques tableaux qui feront le détail des calculs effectués.

Le premier chapitre propose une mise en contexte historique et théorique des relations qui se sont tissées entre la science économique et les disciplines se rapportant à l'environnement. Le concept de développement durable, formalisé vers la fin des années 80, est d'abord exposé dans sa perspective la plus large et ensuite réduit à une optique microéconomique. Le second chapitre met en place le cadre théorique nécessaire à l'analyse coûts-bénéfices et aborde le problème de la monétisation des externalités environnementales. Le troisième chapitre introduit les principales relations biophysiques à considérer lors de l'aménagement des bassins versants et propose quelques modèles qui simulent ces relations. Le dernier chapitre présente le projet PRODAS, soit le projet d'aménagement du bassin versant de la rivière San Juan de la Maguana en République Dominicaine. Les analyses financières et économiques y sont menées et des conclusions sur la rentabilité et la soutenabilité du projet sont présentées en fin de chapitre.

L'analyse économique – intégrant, par les modélisations utilisées, les externalités environnementales aux bénéfices privés dégagés des aménagements proposés – révèle une rentabilité fragile selon le critère traditionnel de la valeur actualisée nette. Cependant, le critère de soutenabilité tel que défini dans cette thèse révèle que le projet est soutenable et surtout profitable pour la génération qui suit la génération actuelle. La conclusion sur la rentabilité du projet n'est donc pas unique, mais jette néanmoins une perspective intéressante sur les résultats espérés du projet.

Mots clés

Développement durable, Analyse coûts-bénéfices, Aménagement de bassin versant

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
 CHAPITRE PREMIER: ÉCONOMIE, ENVIRONNEMENT ET DÉVELOPPEMENT DURABLE	 11
1.1 Économie et environnement	11
1.2 La notion de développement économique	25
1.3 Le développement durable	28
1.3.1 Concepts et définitions du développement durable	29
1.3.2 Les différentes approches du développement durable	32
<i>1.3.2.1 L'approche économique</i>	<i>33</i>
<i>1.3.2.2 L'approche écologique ou biophysique</i>	<i>38</i>
<i>1.3.2.3 L'approche socio-culturelle</i>	<i>41</i>
1.3.3 Développement durable: synthèse et principes d'application	43
1.3.4 La mise en opération du développement durable	49

CHAPITRE DEUXIÈME: ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE PROJETS ET ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES	54
2.1 L'analyse coûts-bénéfices (CBA)	58
2.1.1 L'optimum de Pareto	60
2.2 La valorisation économique de l'environnement	64
2.2.1 La valeur économique de l'environnement	65
2.2.2 La méthode basée sur les changements dans la production	69
2.2.3 L'application de la notion de développement durable à l'analyse coûts-bénéfices	71
2.2.4 Limites de l'analyse coûts-bénéfices et de l'évaluation environnementale	84
CHAPITRE TROISIÈME: L'AMÉNAGEMENT DES BASSINS VERSANTS	88
3.1 Les composantes biophysiques des bassins versants	90
3.1.1 La modélisation des fonctions environnementales	92
3.1.1.1 <i>Érosion des sols</i>	94
3.1.1.2 <i>Sédimentation</i>	101
3.2 L'aménagement des bassins versants	103
3.2.1 L'aménagement à usages multiples des bassins versants	105
3.2.2 Les relations entre les inputs et les outputs du système	106

3.2.2.1	<i>Les inputs</i>	108
3.2.2.2	<i>Les outputs et les relations techniques inputs-outputs</i>	109
3.2.3	La valeur économique des inputs et des outputs	110
3.2.3.1	<i>Analyse financière au niveau des exploitations agricoles</i>	111
3.2.3.2	<i>Analyse économique avec prise en compte des externalités</i>	114
3.2.4	Incertitude et tests de sensibilité	118
 CHAPITRE QUATRIÈME: LE PROJET DE DÉVELOPPEMENT AGRICOLE DE SAN JUAN DE LA MAGUANA (PRODAS)		 122
4.1	Le bassin San Juan de la Maguana – caractéristiques physiques et infrastructures	126
4.1.1	Caractéristiques biophysiques du bassin	127
4.1.1.1	<i>Climat et irrigation</i>	129
4.1.1.2	<i>Distribution des terres en fonction des précipitations et de la géomorphologie</i>	130
4.1.2	Irrigation et développement hydroélectrique du bassin San Juan	132
4.1.2.1	<i>Le réseau d'irrigation</i>	134
4.1.2.2	<i>L'exploitation hydroélectrique de la rivière San Juan</i>	135
4.2	Les conditions socio-économiques dans la région de San Juan	137
4.2.1	Pauvreté rurale	138

4.2.2 Typologie des agents économiques	140
4.2.2.1 <i>Les fabricants de charbon</i>	141
4.2.2.2 <i>Les petits exploitants et les travailleurs occasionnels du bassin intermédiaire</i>	143
4.2.2.3 <i>Les paysans itinérants du bassin supérieur</i>	144
4.2.2.4 <i>Les paysans du bassin intermédiaire ayant accès aux terres du bassin supérieur</i>	146
4.2.2.5 <i>Petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire</i>	147
4.2.2.6 <i>Les éleveurs de bétail</i>	149
4.2.2.7 <i>Petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire</i>	151
4.2.3 Conclusions relatives aux conditions économiques des agents	153
4.3 La production agricole actuelle de la région de San Juan	158
4.3.1 Les caractéristiques économiques et physiques des principales cultures	159
4.3.2 Analyse économique des conditions observées (situation <i>sans projet</i>)	164
4.3.2.1 <i>La zone du bassin supérieur</i>	164
4.3.2.2 <i>La partie nord du bassin intermédiaire</i>	166
4.3.2.3 <i>La partie sud du bassin intermédiaire</i>	168
4.4 Les grandes lignes du projet PRODAS	169
4.4.1 Les alternatives proposées par le projet	170
4.4.1.1 <i>Développement agricole intégré, côté nord du bassin intermédiaire ..</i>	171
4.4.1.2 <i>Développement agricole intégré, partie sud du bassin intermédiaire ..</i>	173
4.4.1.3 <i>Reboisement des terres privées du bassin supérieur pour fins commerciales</i>	174
4.4.1.4 <i>Reboisement avec arbres à café</i>	176
4.4.2 Équité intergénérationnelle et intragénérationnelle	177

4.5 Analyse économique des externalités	181
4.5.1 Érosion dans le bassin supérieur et durée de vie du réservoir Sabaneta	181
<i>4.5.1.1 Érosion produite dans les sous-régions du bassin supérieur:</i>	
<i>calibrage de l'équation USLE</i>	<i>182</i>
4.5.1.2 Érosion totale produite dans le bassin supérieur	185
4.5.1.3 Circulation de l'érosion dans le bassin supérieur et envasement du	
<i>réservoir</i>	<i>186</i>
4.5.1.4 Durée de vie du barrage selon les alternatives proposées par le projet ..	189
4.5.2 Évaluation économique des externalités en aval	190
4.5.3 Alternatives au projet et analyses de sensibilité	194
4.5.3.1 Aménagement alternatif du bassin supérieur	196
4.5.3.2 Analyses de sensibilité	199
<i>Productivité des sols</i>	<i>199</i>
<i>Facteur d'érosivité des sols (K)</i>	<i>201</i>
<i>Valeur économique du volume du réservoir</i>	<i>204</i>
4.5.3.3 Conclusions sur les analyses de sensibilité	206
4.6 Analyse économique finale et conclusions	209
4.6.1 Résultats économiques agrégés selon les hypothèses initiales	211
4.6.1.1 La soutenabilité économique du projet (équité intergénérationnelle)	
<i>selon les hypothèses initiales</i>	<i>213</i>
4.6.2 Résultats économiques agrégés selon les analyses de sensibilité	214
4.6.2.1 La soutenabilité économique du projet selon les hypothèses	
<i>des analyses de sensibilité</i>	<i>216</i>
4.6.3 Conclusions sur l'analyse économique	218

CONCLUSION	224
ANNEXE	231
BIBLIOGRAPHIE	264

LISTE DES TABLEAUX, FIGURES ET CARTES

Figure 1.1	Arbitrage entre les différentes approches du développement durable	46
Figure 2.1	Relation entre les valeurs économiques de l'environnement	67
Tableau 2.1	Taxonomie des différentes techniques d'évaluation	69
Figure 2.2	Revenu soutenable d'une exploitation agricole	80
Figure 2.3	Revenu intergénérationnel soutenable	81
Figure 3.1	Évolution de la productivité dans le temps, avec et sans projet	107
Tableau 3.1	Exemple d'inputs dans l'aménagement de bassins versants	109
Tableau 4.1	Détail du budget du projet PRODAS	125
Tableau 4.2	Conditions socio-économiques des fabricants de charbon de bois (bassin intermédiaire)	142
Tableau 4.3	Conditions socio-économiques des petits exploitants et des travailleurs occasionnels (bassin intermédiaire)	144
Tableau 4.4	Conditions socio-économiques des paysans itinérants (bassin supérieur)	145
Tableau 4.5	Conditions socio-économiques des paysans ayant accès aux terres du bassin supérieur (bassin intermédiaire)	147
Tableau 4.6	Conditions socio-économiques des petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire	149

Tableau 4.7	Conditions socio-économiques des éleveurs de bétail (bassin intermédiaire)	151
Tableau 4.8	Conditions socio-économiques des petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire	153
Tableau 4.9	Tableau récapitulatif des résultats de l'analyse coûts-bénéfices	219
Carte A4.1	Localisation du bassin versant de la rivière San Juan	232
Carte A4.2	Principales zones du bassin de la rivière San Juan	233
Carte A4.3	Emplacement du réservoir et du barrage Sabaneta	234
Carte A4.4	Réseau de canaux d'irrigation	235
Tableau A4.1	Distribution des terres dans les bassins supérieur et intermédiaire. bassin San Juan	236
Tableau A4.2	Données socio-économiques par type de familles	237
Figure A4.1	Rotation des cultures - séquences typiques dans les bassins supérieur et intermédiaires	238
Tableau A4.3	Analyse économique des séquences du bassin supérieur	239
Tableau A4.4	Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie nord	240
Tableau A4.5	Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie sud	241
Figure A4.2	Rotation des cultures - séquences suggérées dans les bassins supérieur et intermédiaires	242

Tableau A4.6	Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie nord	243
Tableau A4.7	Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie sud (avec projet)	244
Tableau A4.8	Analyse économique des séquences du bassin supérieur, forêts (avec projet)	245
Tableau A4.9	Analyse économique des séquences du bassin supérieur -- café (avec projet)	246
Tableau A4.10	Facteur d'aménagement agricole (<i>C</i>) en fonction des cultures	247
Tableau A4.11	Analyse de la distribution et de l'érosion des terres du bassin supérieur	248
Tableau A4.12	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres sans projet ...	249
Figure A4.3	Évolution de l'érosion selon les alternatives proposées	250
Tableau A4.13	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec projet ...	251
Tableau A4.14	Valeur économique de l'espace résiduel du réservoir -- situation sans projet	252
Tableau A4.15	Valeur économique de l'espace résiduel du réservoir -- situation avec projet	253
Tableau A4.16	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec la première alternative	254
Tableau A4.17	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec la seconde alternative	255
Tableau A4.18	Effet des variations de productivité. bassin intermédiaire partie nord ..	256

Tableau A4.19	Calcul de la sédimentation du réservoir selon les hypothèses retenues, situation sans projet	257
Tableau A4.20	Valeur économique de la sédimentation, situation sans projet	258
Tableau A4.21	Valeur économique de la sédimentation, situation avec projet	259
Tableau A4.22	Valeur du réservoir selon l'hypothèse H2, situation sans projet	260
Tableau A4.23	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres et des bénéfices financiers dégagés, situation sans projet	261
Tableau A4.24	Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres et des bénéfices financiers dégagés, situation avec projet	262
Tableau A4.25	Valeur économique totale du bassin supérieur selon la situation (sans projet, avec projet et alternatives) (RD\$ de 1993) ...	263

INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies, la problématique du développement économique a dû composer avec le nécessaire équilibre environnemental. De là est née la notion de développement durable, caractérisée par sa dimension temporelle: l'intégration économie-environnement a porté l'attention sur le problème de la soutenabilité¹ du système économique. Dans l'essence, cette perspective force la considération d'objectifs autres que celui de la croissance de la production, puisqu'une telle croissance peut se produire aux dépens des générations actuelles ou futures. Incidemment, la notion de développement durable dépasse largement la sphère économique, puisqu'elle contient nécessairement des considérations socio-culturelles et environnementales; il s'ensuit que l'arbitrage entre croissance, développement et environnement sera le plus souvent une affaire d'éthique. Le concept de développement durable est donc multidimensionnel et son application nécessite une intégration de plusieurs modèles intellectuels. D'un point de vue économique, il faudra considérer les notions d'équité et de préservation de l'environnement sans pour autant laisser tomber le principe traditionnel de maximisation.

Cependant, il n'est pas évident que le corpus théorique de l'économie néoclassique puisse fournir les outils nécessaires à cette multidimensionnalité. En fait, l'analyse au niveau des projet

¹ Nous avons choisi, tout au long de cette thèse, de parler de « soutenabilité » plutôt que de « durabilité », ce dernier terme étant communément destiné à qualifier des biens solides.

– qui nous intéresse plus particulièrement ici – sera confrontée à deux problèmes principaux: (i) la monétisation des externalités environnementales, condition *sine qua non* à leur intégration à l'analyse coûts-bénéfices; (ii) la mise en opération des exigences émanant de la notion de développement durable. Dans le premier cas, l'attribution d'une valeur aux biens et services environnementaux pourra parfois se faire de manière assez directe dans le cas où les effets environnementaux sont rattachés d'une manière ou d'une autre au système productif. La valeur de l'environnement peut également dépasser la valeur d'usage présente et certaines méthodes de valorisation de l'environnement ont été élaborées à cet effet. Cependant, ces dernières méthodes comportent de nombreuses difficultés, et dans certains cas, les résultats de la monétisation pourront s'avérer inutilisables. De plus, force est de constater que même monétisés, les biens et services environnementaux ne peuvent être considérés comme n'importe quel autre bien (irréversibilité, incertitude). C'est ainsi que les multiples méthodologies d'analyse économique de projets qui ont fait leur apparition dans les années 80, et qui proposaient en fait une extension des critères traditionnels aux impacts environnementaux, ont été graduellement remis en cause. La nouvelle perspective du développement durable n'a donc pas épargné cette branche de l'économie et les critères traditionnels de décision – tel celui de la positivité de la valeur actualisée nette – ont été remis en question.

L'évaluation économique de projet devra se faire, dans la réalité, par une appréciation partielle des externalités environnementales. Ainsi, une partie des impacts environnementaux d'un aménagement échapperont à l'analyse économique, et celle-ci devra, comme le suggèrent plusieurs auteurs, être complétée par d'autres méthodes de prise de décision (analyse multi-critères). Nous défendons donc l'idée que l'analyse économique traditionnelle, soit celle de la

comparaison des coûts et des bénéfices. doit être considérée comme un point de vue strictement économique et intégrée à d'autres formes d'analyses. Cette façon de faire est rendue nécessaire par le fait que la notion de développement durable ne peut être réduite à des termes exclusivement économiques.

Techniquement, l'analyse économique de projet se fait en deux étapes. En premier lieu, une analyse financière sera menée afin de mesurer la rentabilité des aménagements proposés du point de vue des agents. En second lieu, une analyse économique intégrera certaines dimensions qui sont hors du champ d'action des agents, comme la redistribution des revenus ou la prise en compte des externalités environnementales.

D'un point de vue financier, l'objectif sera de garantir l'acceptation des aménagements proposés par les agents visés. L'expérience passée – entre autres avec la Banque Mondiale – a révélé que le succès d'un projet dépendait du profit qu'il pouvait procurer aux agents. Sans une rentabilité rapide, les exploitants auront tendance à poursuivre leurs anciennes activités – le plus souvent insoutenables – et compromettre par le fait même la poursuite du projet. Il est donc nécessaire que soit respecté, dans l'évaluation du projet, un « critère d'acceptabilité » financière. Nous proposons, dans cette thèse, un double critère d'acceptabilité: celui, classique, de la positivité de la valeur actualisée nette, et un autre de soutenabilité, qui doit garantir le maintien de la rentabilité dans le temps. Dans le cas qui nous intéresse, le projet étudié propose une nouvelle gamme d'aménagements agricoles: le critère de soutenabilité sera respecté lorsque les valeurs actualisées nettes dégagées de chacun des cycles agricoles successifs seront croissantes ou maintenues constantes. En d'autres termes, il faudra qu'à chaque début de séquence agricole

(qui dure généralement quelques années). l'exploitant compte tirer un revenu au moins aussi important que ce qu'il a pu tirer des séquences précédentes. Cette façon de faire a le mérite de permettre une planification en terme de rentabilité des séquences, et non uniquement en termes de rentabilité financière annuelle. Ainsi, la rentabilité d'une séquence sera mesurée grâce à la comparaison des investissements effectués la première année et des fruits de ces investissements, qui s'étendront sur les quelques années subséquentes. La valeur actualisée nette calculée s'en trouve dès lors moins abstraite du point de vue des paysans, puisque l'horizon temporel est ramené à quelques années seulement. En outre, toutes les valeurs seront actualisées à un taux de 20% ce qui, selon plusieurs auteurs, est représentatif des préférences temporelles des agents individuels.

D'un point de vue économique, il faudra procéder à l'intégration des externalités environnementales et de certaines incidences socio-économiques comme la redistribution des revenus. En ce qui nous concerne, les externalités seront typiquement mesurées par les effets que les aménagements proposés induisent dans l'environnement (méthode dose-effet). Dans un projet d'aménagement de bassin versant, la principale externalité en jeu est l'envasement des canaux et des réservoirs, ce qui occasionne une perte de potentiel hydroélectrique, dans le cas où un barrage pourvu d'une centrale est installé, et une perte de potentiel d'irrigation en aval du réservoir. Encore une fois, l'emploi d'un double critère permettra la mesure de la rentabilité et de la soutenabilité économiques du projet proposé. La mesure de la rentabilité économique pourra être faite par l'intégration des valeurs financières et des valeurs estimées des externalités, dont les flux seront actualisés et comparés selon les critères habituels (cette fois, au taux d'actualisation généralement utilisé de 10%). La nouveauté se trouve encore une fois du côté de la mesure de la

soutenabilité: la durée totale du projet pourra être divisée en deux périodes relativement égales, dont les valeurs actualisées nettes dégagées pourront être comparées. De cette façon, un jugement pourra être porté sur ce que l'on pourrait appeler le « potentiel intergénérationnel » du projet. Bien sûr, le respect d'un tel critère ne saurait constituer une garantie d'équité intergénérationnelle, puisque dans la réalité, le projet risque d'être dévié de sa trajectoire initiale, pour diverses raisons. Par contre, le non-respect du critère proposé signifiera que l'équité intergénérationnelle est négligée dans la conception même du projet. Nous croyons que l'application d'un tel critère, même s'il souffre de certaines lacunes d'ordre théorique (comment, par exemple, peut-on juger des préférences des générations futures?) – qui sont, au demeurant, caractéristiques de la plupart des méthodes d'évaluation – constitue une appréciation valable de la qualité de la conception d'un projet.

La méthode proposée ci-dessus se distingue de plusieurs façons. D'abord par l'emploi de plusieurs critères à l'intérieur d'une même analyse coûts-bénéfices. Le résultat final ne saurait donc être unique: contrairement à la plupart des analyses coûts-bénéfices, cette méthodologie ne permettra pas de juger de la valeur d'un projet à l'aide d'un seul chiffre. Le résultat final sera plutôt constitué d'un tableau récapitulatif qui exposera, pour chaque alternative considérée, une série de résultats partiels. Nous pensons qu'une telle présentation traduit mieux l'esprit dans lequel nous avons décidé de placer l'analyse coûts-bénéfices. Celle-ci étant partielle, la pluralité des résultats et des prémisses utilisées permettra une plus grande souplesse lorsque viendra le temps d'intégrer les conclusions de notre analyse à d'autres types de prise de décision. L'utilisation de critères multiples a également été motivée par le fait que dans les projets

s'étendant sur une longue période, le critère traditionnel de la valeur actualisée nette positive calculée sur la durée totale du projet néglige les flux éloignés dans le temps. L'actualisation peut réduire les coûts et bénéfices futurs de telle façon qu'il devienne impossible de juger de la tendance future d'un projet. Or, dans le cas de l'aménagement des bassins versants, l'analyse doit nécessairement être effectuée sur une longue période – équivalente en fait à la durée de vie du barrage – et les bénéfices dégagés de ce type de projet ne seront jamais immédiats. La réduction de ces flux sous l'effet de l'actualisation ne peut donner qu'une image déformée des impacts réels du projet.

Une seconde caractéristique originale de la méthodologie proposée se trouve dans l'application de plusieurs taux d'actualisation. Suggérée par Dixon (1989), cette façon de faire répond à l'exigence de l'acceptabilité du projet par les agents. Comme on le sait, ceux-ci étant confrontés à la nécessité de survivre, ils appliquent inconsciemment un taux d'actualisation plus élevé dans la pondération qu'ils font des flux futurs. L'application d'un taux de 5% ou même de 10% dans le cadre des analyses financières ne saurait donc refléter adéquatement leurs préférences temporelles. Ainsi, nous avons placé le taux d'actualisation de l'analyse financière à 20%. En particulier, un tel taux est plus représentatif des taux d'intérêts exigés par les intermédiaires financiers. Le critère d'acceptabilité n'en sera que plus vraisemblable. D'un point de vue économique par ailleurs, des taux de 10% ou moins serviront de base à l'analyse: leur comparaison permettra de voir dans quelle mesure une variation des taux influera sur les résultats finaux. Rappelons qu'un taux uniforme de 10% est appliqué par la plupart des organisations internationales.

L'analyse coûts-bénéfices trouve son sens dans le lien solide qu'elle doit avoir avec la réalité – cela constitue à la fois une difficulté et une qualité. La méthode doit faire preuve de réalisme et pourra être jugée en fonction des résultats empiriques obtenus sur le terrain. C'est pourquoi nous préférons circonscrire le champ d'application de la méthode, plutôt que d'étendre celle-ci au point où la vraisemblance des résultats serait altérée. C'est dans cet esprit que fut développée cette thèse. L'objectif poursuivi n'est pas de fournir un point de vue final quant à la pertinence du projet qui sera étudié mais d'offrir de solides éléments de réflexion, partiels il est vrai, mais vraisemblables. Comme toute bonne démarche scientifique, l'éclairage ainsi jeté devrait soulever autant de questions qu'il fournira de réponses.

L'objet principal de l'étude est un projet d'aménagement d'un bassin versant situé dans la partie ouest de la République Dominicaine. Le projet propose l'aménagement intégré du bassin de la rivière San Juan, qui s'étend des terres de la Cordillère Centrale (Cordillera Central) jusqu'au bassin inférieur, où la rivière San Juan se jette dans le Yaque del Sur (voir Carte A4.1). Initié en 1992 par l'Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) et le Centro para Programas y Proyectos de Inversión (CEPPI), le projet a pour objectif premier d'augmenter les revenus des paysans vivant dans l'aire du bassin versant et de tester plusieurs méthodes d'aménagement des bassins: entre autres: (i) les méthodes de production agricoles et d'aménagement hydrologique (systèmes d'irrigation) du bassin; (ii) l'entretien à long terme des systèmes d'irrigation; (iii) les méthodes d'aménagement soutenable des bassins versants, dans une perspective environnementale.

Le projet présente un intérêt conceptuel évident: d'une part, il se propose d'augmenter et stabiliser les productivités privées des exploitations agricoles sur les deux tiers du bassin; d'autre part, il doit limiter l'érosion du bassin supérieur (en amont) afin d'augmenter les potentiels d'irrigation et de production hydroélectrique du barrage Sabaneta. Ces deux éléments sont assez bien définis géographiquement, puisque l'envasement du réservoir résulte de l'érosion se produisant en amont du barrage, partie au demeurant faiblement pourvue d'exploitations agricoles. D'un point de vue biophysique, la détermination des fonctions dose-effet est donc relativement simple, puisqu'elle consistera à calculer les taux d'érosion en fonction des cultures et des caractéristiques des sols du bassin supérieur et de modéliser le processus d'envasement du réservoir. Cet envasement du réservoir pourra ensuite être transposé dans la sphère économique, par la modélisation du comportement du réservoir (variations de niveaux) et la valorisation en termes monétaires du volume d'eau résiduel. Dans le cas du bassin versant de la rivière San Juan, de telles études ont été menées par l'INDHRI (Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos) et l'IFAD (International Fund for Agricultural Development) entre 1990 et 1992.

Outre la simplicité apparente des relations biophysiques et socio-économiques qui existent dans un bassin versant, l'intérêt principal du projet choisi se trouve dans son étendue temporelle. Bien que les analyses financières et économiques ne devraient pas idéalement se faire sur une période de plus d'une vingtaine d'années (Dixon, 1987), les aménagements de bassins versants ne peuvent être conçus que dans une perspective de long terme (une cinquantaine d'années). C'est la raison pour laquelle l'utilisation de critères traditionnels s'avère insuffisante et que l'addition de critères intertemporels nous a semblé tout-à-fait à propos pour ce type particulier de projet. Les études menées par l'IFAD semblaient suffisamment complètes, qualitativement et

statistiquement, pour pouvoir mener à terme les analyses financières et économiques. De plus, il sera possible de tester la solidité des résultats au regard de certains paramètres biophysiques et économiques.

La présente thèse est divisée en quatre chapitres. Le premier chapitre brosse un tableau des liens qui se sont tissés entre la science économique et les sciences naturelles. Un bref historique du développement parallèle des sciences naturelles et économiques sera suivi d'un exposé sur les notions de développement et de développement durable: nous dégagerons en fin de chapitre les conditions principales à la mise en opération de cette dernière. Dans le second chapitre, nous exposons la théorie économique sous-jacente à l'analyse économique de projets. Nous passerons ensuite en revue les principales techniques de monétisation des biens et services environnementaux. Dans le troisième chapitre, nous nous attardons aux aspects biophysiques de l'analyse d'un projet d'aménagement de bassin versant. Nous verrons comment s'effectue la modélisation biophysique de l'environnement – particulièrement les modèles se rapportant à l'érosion des sols et à l'envasement des réservoir – et nous expliquerons brièvement un modèle de monétisation des effets biophysiques attendus, à savoir la perte de volume utile d'un réservoir. Dans le quatrième chapitre enfin, nous exposons les grandes lignes du projet PRODAS. Dans un premier temps, l'analyse financière des séquences agricoles observées et suggérées par le projet sera effectuée. Dans un deuxième temps, nous passerons à l'évaluation biophysique et économique des externalités, et suggérerons des alternatives au projet proposé. Nous effectuerons également quelques analyses de sensibilité sur des variables-clé. Enfin, nous

procéderons à l'aggrégation des analyses financières et économiques et tireront les conclusions finales de notre analyse de projet.

CHAPITRE PREMIER

Économie, environnement et développement durable

1.1 Économie et environnement

Les interrelations entre l'activité économique et l'environnement font l'objet de questionnements depuis plus de deux siècles. Le lien intime qui unit l'écologie et l'économie, jusque dans ses racines étymologiques, en témoigne fort éloquemment.¹ Adam Smith lui-même puisait une partie de ses inspirations chez les naturalistes (Buffon, Linné, Réaumur) et ne cachait pas son admiration devant l'équilibre « providentiel » que présentait la nature. Les naturalistes de l'époque avaient en effet déjà remarqué que la concurrence entre les différentes espèces vivantes résultait en un équilibre écologique global et stable dans le temps. Alors que Carl von Linné

¹ Le biologiste allemand Ernst Haeckel est l'inventeur du terme écologie en 1866. « Par œcologie, écrivait-il, on entend le corps du savoir concernant l'économie de la nature – l'étude de toutes les relations de l'animal à son environnement inorganique et organique ». Tiré de: Vivien, F.D. (1994) *Économie et Écologie*. La Découverte, Paris.

louange cette « police de la nature » qui fait en sorte que chaque espèce animale ou végétale agit, involontairement, de façon à maintenir une certaine proportion entre toutes les espèces. Adam Smith reprend cette idée dans son exposé sur la concurrence des marchés. « Deux lévriers qui courent le même lièvre ont quelquefois l'air d'agir de concert, note Smith. Ce n'est toutefois l'effet d'aucune convention entre ces animaux, mais seulement celui du concours accidentel de leurs passions vers un même objet ».² Ainsi, à l'image de la nature – cette « guerre de tous contre tous » selon Linné – l'économie de marché trouve un équilibre par le jeu de la concurrence, dans lequel chaque agent s'emploie inconsciemment à l'atteinte d'un équilibre collectif, d'un ordre social spontané, tout en poursuivant des objectifs purement individuels. De même pour la disponibilité et la distribution des ressources: rien n'est inutile dans la nature, constate Linné, rien n'y est superflu, tout y a une place. « Dieu, déclare Linné, a voulu que n'importe quelle fonction soit accompagnée avec intérêt dans une juste proportion de travail et de gain ».³ On voit déjà se dessiner, dans l'évocation de la division du travail, un des thèmes majeurs de la *Richesse des Nations* d'Adam Smith. Cette parenté philosophique entre économie et écologie est plus qu'une simple analogie: Linné considérait déjà l'Humain comme étant un « animal à mamelles » faisant partie intégrante de « la grande chaîne des êtres ».⁴

Cette conception quasi intégrée de l'économie et de l'écologie trouvera écho chez plusieurs auteurs de la même époque. François Quesnay, ami du célèbre naturaliste Buffon, esquissait en 1758 son *Tableau économique* dans lequel il présente un schéma global de l'économie, illustrant la circulation des richesses entre les différentes classes sociales – ce que les

² Smith, A. (1776) *Recherches sur la Nature et les causes de la Richesse des Nations*. Gallimard, Paris, p.47.

³ Linné, Carl von (1760) *Équilibre de la Nature*, Librairie Philosophique J. Vrin, Paris, p. 117.

⁴ Ibid. p. 133.

économistes contemporains appelleraient un « modèle ». Quesnay étant médecin, il n'est pas étonnant de constater la ressemblance de son *Tableau* avec celle du schéma d'un être vivant, comme le note Frank Vivien (1994), d'autant plus que depuis les travaux de William Harvey (1628) sur la circulation du sang, il était courant à l'époque d'évoquer un corps social irrigué par les richesses pour décrire le système économique. Ce *Tableau* et les idées de Quesnay serviront aux physiocrates du XVIII^e siècle pour asseoir leur philosophie agricole. L'agriculture est considérée par ceux-ci comme étant particulière puisqu'intimement liée aux ressources et aux processus naturels, contrairement à l'activité industrielle. Ainsi, écrit le marquis de Mirabeau, « les troupeaux s'engraissent chaque jour au temps même de leur repos, ce qui ne peut être dit d'un ballot de soie ou de laine dans les magasins ».⁵ Les physiocrates croient qu'ainsi la terre fournit à l'homme davantage de valeur qu'il n'en investit en elle. Celle-ci mérite cependant ce que Mirabeau appelle des *avances*, que sont les investissements nécessaires à la préparation et la mise en état de produire: cette production moins les « avances » constituera un « produit net ». Les physiocrates perçoivent donc déjà les hommes dans leur rôle d'exploitants de la nature mais surtout dans leur assujettissement à un ordre naturel extérieur qui impose ses cycles et ses limites. La doctrine physiocratique trouvera son application pratique dans une des premières tentatives de gestion de l'environnement en 1766. Pierre Poivre et quelques associés s'embarquent alors pour l'île Maurice afin d'y contrer une surexploitation des ressources forestières et aquatiques. Poivre, conscient du désastre économique que représente cette exploitation, y impose son *Règlement économique sur le défrichement des terres et la conservation des bois* (1769).⁶ Jusqu'en 1810,

⁵ Mirabeau (1763) *Philosophie rurale*, cité dans Vivien, Op.cit. p. 18.

⁶ Poivre, P. (1797) *Oeuvres complètes*, Fuchs, Paris. Cité dans Vivien, op. cit. p. 20.

Poivre dirigera ce projet de protection environnementale, manifestation très claire de la prise de conscience du rôle de l'être humain dans son environnement.

Cette prise de conscience n'allait pas rester sans suites. Dès 1803, Malthus pousse davantage dans cette direction en posant les jalons de ce qui allait devenir le fameux « principe de population ». Les relations entre l'activité humaine et l'environnement commençant à être connues, il restait à savoir si la race humaine pouvait continuer indéfiniment à progresser ou si, au contraire, elle ferait un jour face à une limite infranchissable. Malthus opta pour la seconde hypothèse dans son *Essai sur le principe de population*; il y expose la contradiction à long terme que représente la progression géométrique de la population humaine alors que les ressources alimentaires ne progressent qu'arithmétiquement.⁷ La conjonction de ces deux faits conduit nécessairement à un équilibre naturel qui s'atteint par une régulation démographique, cette dernière se faisant grâce à un « frein destructif » (famines, maladies, guerres, etc.) ou par un « frein préventif » (contraintes morales, chasteté, etc.). Malthus, qui voit dans l'Histoire de l'humanité une confirmation de son principe du frein destructif, pousse le pessimisme jusqu'à croire en une fin de l'humanité; il y voit un commandement divin, donc une incontournable réalité.

Les idées de Malthus influenceront fortement la pensée économique de ses contemporains et successeurs: on le cite encore presque deux siècles plus tard. Il ne fait aucun doute que ses théories ont transporté la philosophie économique sur un autre terrain: la nature, pourvoyeuse inépuisable de ressources pour les physiocrates, représente désormais une prison pour l'aventure humaine, un point final à la course du progrès. Ricardo, sans être aussi pessimiste que Malthus,

⁷ Malthus, T. (1803) *Essai sur le principe de population*, Flammarion, Paris.

partage néanmoins l'idée de la finitude des ressources naturelles dans son *Principe de l'économie politique et de l'impôt* (1817). Il y explique l'aboutissement de la dynamique capitaliste vers un état stationnaire dans lequel les rentes (soit la différence entre les profits fixes des fermiers et les profits des propriétaires fonciers) tendent à s'amenuiser avec le temps, figeant éventuellement la masse de capital. Le capital devenu stationnaire, la population susceptible d'être employée avec ce capital se stabilisera elle aussi; le capitalisme trouvera ainsi, selon Ricardo, un état d'équilibre fixe, sans croissance économique mais se reproduisant perpétuellement. John Stuart Mill adoptera la même position, mais sans condamner cet état de fait: au contraire, il considère l'état stationnaire comme étant un idéal à atteindre, dans lequel « *there would be as much scope as ever for all kinds of mental culture, and moral and social progress; as much room for improving the Art of Living and much more likelihood of its being improved, when minds ceased to be engrossed by the art of getting on.* »⁸

Au XVIII^e siècle, l'impact de la révolution industrielle anglaise sur la pensée économique et politique est considérable. Il en naît un système philosophico-économique selon lequel l'organisation du travail et la production massive de biens de consommations sont les nouveaux buts de la société. L'industrialisation et la concentration des moyens qui en découle donne aussi à l'homme le pouvoir de « dominer » la nature, voire de « lui déclarer la guerre ». Cependant, cette guerre ne se jouera pas nécessairement en faveur de l'humanité. Ceux qui conçoivent les moteurs – au sens propre comme au sens figuré du mot – de la révolution industrielle, les ingénieurs, seront les premiers à mesurer les conséquences néfastes de leurs inventions. Sadi

⁸ Mill, J.-S. (1848) *Principles of Political Economy*, Oxford University Press, New York, rééd. 1994, p. 129.

Carnot, ingénieur pour qui « les machines à feu paraissent destinées à produire une grande révolution dans le monde civilisé », élabore une première formulation du principe d'entropie, connu aujourd'hui sous le vocable de *deuxième principe de la thermodynamique*.⁹

La révolution industrielle fut possible grâce à la transformation des moyens de production: les machines froides d'antan furent remplacées par des « machines à feu » plus performantes et économiques. À la différence des machines froides alimentées par une énergie qui se présente sous forme de flux naturels (courants d'air et d'eau), les machines thermiques sont alimentées par des stocks d'énergie fossile *épuisables*. Augustin Cournot écrit, en 1872, que « jusqu'à l'avènement de la machine à feu, l'homme avait à faire valoir un domaine » alors que, suite à la révolution industrielle « il a une mine à exploiter: et ces quelques mots suffisent pour indiquer sous quelle face nouvelle vont désormais se présenter les plus graves problèmes de l'économie sociale, ainsi que les conditions de vie historiques des peuples ».¹⁰ Cette inquiétude figurait quelques années auparavant dans l'ouvrage de Stanley Jevons, *The Coal Question*. La société anglaise de « l'âge du charbon », selon Jevons, ne devait pas faire long feu: « Le freinage de notre progrès doit devenir perceptible, écrit Jevons; le coût du combustible doit augmenter, peut-être en une génération, à un taux menaçant notre suprématie industrielle et commerciale. La conclusion est inévitable, notre état progressif et heureux aujourd'hui est une chose de durée limitée. »¹¹

⁹ Carnot, S. (1824) *Réflexions sur la puissance motrice du feu et sur les machines propres à développer cette puissance*, rééd. Vrin, Paris. Les découvertes de Carnot sur le principe d'entropie entraîneront ce que l'on appelle la « révolution carnotienne ».

¹⁰ Cournot, A. (1872) *Considérations sur la marche des idées et des événements dans les temps modernes*, Paris.

¹¹ Jevons, S. (1865) *The Coal Question*, MacMillan, Londres. Tiré de: Vivien, F.D. op. cit. p. 36.

La « machine à feu » consommatrice de stocks d'énergie n'impose pas seulement une pression inquiétante sur les ressources; ses rejets font aussi l'objet d'une attention particulière, surtout depuis la découverte du principe d'entropie de Carnot. Les rejets des machines thermiques doivent trouver un déversoir, qui n'est rien d'autre que l'atmosphère terrestre. Carnot avait compris que les machines thermiques devaient leur fonctionnement au différentiel de chaleur entre les « sources chaudes » des chaudières et des foyers et le « puits froid » que constituait l'atmosphère. Or le principe d'entropie stipule que les machines contribuent elles-mêmes à la réduction de ce différentiel et qu'ainsi, elles ne pourraient fonctionner éternellement. Carnot formalise ainsi, par un lien thermodynamique, la relation entre l'activité économique – industrielle – et l'écosystème terrestre. Cette idée sera développée davantage au XX^e siècle par les physiciens Pouillet, Tyndall et Arrhenius. Le XIX^e siècle se termine donc sur une nouvelle prise de conscience environnementale, caractérisée par son changement d'échelle: la perspective microcosmique des physiocrates, qu'étaient Poivre et ses collaborateurs, fait place à une vue planétaire et globale du système économico-écologique. La venue de la connaissance thermodynamique aura donc un impact majeur sur la place qu'occupe l'être humain dans l'univers. « L'homme et sa finitude, mentionnera Georgescu-Roegen plusieurs décennies plus tard, sont mis pour de bon au centre du monde. »¹²

Cette époque voit donc apparaître quelques penseurs qui se posent formellement la question de la viabilité des activités humaines dans l'écosystème terrestre. Au XX^e siècle pourtant, le peu de cas que fait la théorie économique néoclassique des problèmes

¹² Georgescu-Roegen, N. (1966) *Analytical Economics: Issues and Problems*, Harvard University Press, Cambridge.

environnementaux démontre que les découvertes des siècles précédents ne franchissent pas véritablement le gouffre qui sépare désormais écologie et économie. Ce que Vivien appelle « la fin de non-recevoir des courants de pensée économique dominants » est la conséquence de la direction idéologique que prend la science économique, mais aussi du peu d'urgence que présente la situation. On ne voit guère, au début du siècle, le jour où les ressources naturelles seront épuisées: quant à la pollution, ses effets sont limités et sa mesure est difficile. Toutefois, l'économie et l'écologie devaient bien se retrouver un jour, par la force des choses. Les problèmes environnementaux envisagés le siècle précédent ne sont plus, aujourd'hui, théoriques. Dès les années 60, plusieurs auteurs lançaient un avertissement (Mishan 1967, Boulding 1966) en démontrant les coûts éventuels de la croissance économique: cette idée fut reprise par les membres du *Club de Rome* dans leur controversé rapport *The Limits to Growth*.¹³ Le rapport fait état d'une baisse substantielle dans les réserves de ressources naturelles non-renouvelables et d'une hausse alarmante de la pollution atmosphérique. Les tendances de l'époque (début des années soixante-dix), formalisées dans des modèles économétriques sophistiqués développés pour l'occasion, font dire aux auteurs que l'économie mondiale devrait faire face à une crise environnementale dès le début du XXI^e siècle. Ainsi, avant que ne soit atteinte la « capacité de charge maximale » de l'écosystème terrestre, les auteurs du rapport suggèrent un arrêt de la croissance économique. Cette perspective avait déjà été donnée par Ehrlich, auteur de *The population bomb*, qui voyait dans la croissance démographique un problème insurmontable.¹⁴ Daly renchérit, en 1980, en prônant l'établissement d'une économie stationnaire à la Mill.

¹³ Mishan, E.J. (1967) *The Costs of Economic Growth*, Staple Press, London; le rapport du *Club de Rome* fut présentée par Meadows, D.H. et al. 1972, *Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*, Universe Books, New York.

¹⁴ Ehrlich, P. (1972) *The population bomb*, Ballantine Books, New York.

Le document de Barney *The Global 2000 Report to the President of the U.S.*, présenté en 1980, va dans le sens du rapport du Club de Rome en ce qui concerne les pressions exercées par l'économie mondiale sur l'environnement, sans toutefois aller jusqu'à réclamer un arrêt de la croissance.¹⁵ Cependant, une poursuite irrationnelle de celle-ci pourrait, selon les auteurs, mettre gravement en danger l'avenir de l'espèce humaine. Dans la même foulée, plusieurs études commandées par des institutions internationales remettent en question le dogme de la « croissance à tout prix »; parmi celles-ci, mentionnons la *World Conservation Strategy* (IUCN, 1981) et le fameux rapport de la Commission Brundtland *Our Common Future*, publié en 1987. La Commission constate l'impossible poursuite du régime économique actuel: à la détérioration déjà en cours de l'environnement s'ajoutent les perspectives plutôt sombres que laisse entrevoir la croissance démographique actuelle. Les pays industrialisés, selon la Commission, produisent et consomment à un rythme insoutenable pour la capacité d'assimilation des déchets de l'environnement, et les ressources naturelles sont surexploitées. Dans les pays en voie de développement, la pauvreté et la croissance démographique entraînent une dégradation sans précédent de l'environnement – cette dégradation induit à son tour encore plus de pauvreté. La Commission Brundtland rejoint ainsi les appréhensions de Barney (*Global 2000 Report to the President of the U.S.*), en ce qui concerne:

- la pauvreté massive à laquelle s'exposent nombre de pays, y compris les pays industrialisés;
- la croissance de la population, compte tenu de la capacité de charge maximale de l'écosystème terrestre;

¹⁵ Barney (1980) *Global 2000: Report to the President*, US Government Printing Office, Washington.

- l'effet de serre (réchauffement global causé par les gaz polluants) et les changements climatiques et atmosphériques (déplétion de la couche d'ozone);
- le dépérissement de l'environnement en général (déforestation, désertification, perte de biodiversité, pollution aquatique, etc.).

La Commission rappelle que la population devrait doubler d'ici 35 ans et probablement atteindre 15 à 20 milliards d'individus en l'an 2100, ce qui suppose une croissance au moins aussi importante de l'économie pendant la même période, ne serait-ce que pour maintenir le niveau de développement actuel. Or, ajoutent les auteurs du rapport, l'économie devra être de cinq à dix fois plus grande que celle d'aujourd'hui en l'an 2050 si l'on veut assurer un développement « acceptable » de l'ensemble de la planète.¹⁶

Devant l'évidence de l'« insoutenabilité » du régime économique en place, plusieurs tentatives de définition d'une « nouvelle économie » ont vu le jour. La plus notoire est sans doute celle de l'International Society for Ecological Economics (ISEE), groupe fondé en 1982 par quelques économistes dont Herman Daly. En proposant un nouveau paradigme, l'« économie écologique », les membres de l'ISEE souhaitent dépasser la perspective traditionnelle de l'économie environnementale, qui n'est rien d'autre qu'une « *application of conventional economics to problems of the environment* ». ¹⁷ ¹⁸ Ainsi, l'intégration des sciences économiques.

¹⁶ Par « développement acceptable », les auteurs entendent un développement plus équitable à l'échelle planétaire – c'est-à-dire un niveau de développement élevé pour les pays industrialisés actuels et un niveau de développement suffisant pour les pays en voie de développement.

¹⁷ Le terme *économie écologique* est la traduction littérale de *ecological economics*.

¹⁸ Costanza, R., Folke, C. (1994) *Ecological Economics and Sustainable Development*, Texte présenté dans le cadre du colloque international *The Operationalization of the Economics of Sustainability*, Manille, Philippines, 28-30 Juillet 1994. Le document est disponible sur Internet:

gopher: 'csf.Colorado.EDU:70/00/environment/authors/Costanza.Robert/manila_paper

environnementales et sociales pourrait contribuer davantage à la compréhension et à la gestion de l'écosystème terrestre – incluant l'être humain – qu'une simple transposition du modèle économique traditionnel à la problématique environnementale.¹⁹

En réaction à ces appels quelque peu révolutionnaires, de nombreuses objections se sont fait entendre. Dans les années 70, le prix Nobel Robert Solow critiquait sévèrement les remises en question de la théorie économique classique, entre autres dans *The Economics of Resources or the Resources of Economics*.²⁰ Solow souligne l'adaptabilité de l'économie de marché conférée par le mécanisme des prix. En effet, une ressource dont les disponibilités diminuent voit son prix monter: conséquemment la demande baisse et la recherche de substituts s'accélère. Éventuellement, si la quantité disponible de cette ressource tombe à zéro, le prix augmente à l'infini, ce qui met un terme à la demande. Mais à cet instant, il y a fort à parier, selon Solow, qu'une nouvelle technologie de remplacement existera et permettra la poursuite de la croissance économique. En fait, ce processus pourra se perpétuer tant que les ressources renouvelables pourront se substituer aux ressources non-renouvelables, ce qui est plus que vraisemblable, selon Solow. Ultimement, ajoute ce dernier, « *the world can, in effect, get along without natural resources* ».

Cette vision d'un monde sans ressources naturelles rejoint l'optimisme des classiques et des marxistes sur le potentiel du savoir humain: optimisme fondé sur le « mythe du progrès », qui s'incarne jusque dans des théories économiques concurrentes. Le pouvoir technologique

¹⁹ Les « sciences environnementales » évoquée ici comprennent l'ensemble des sciences naturelles.

²⁰ Solow, R. (1974) *The Economics of Resources or the Resources of Economics*. American Economic Review, 64, 2, 1-14.

laisse entrevoir la possibilité d'une croissance économique infinie – idée ardemment défendue par l'école néo-classique. D'ailleurs, comme le souligne Rees (1992), « *les économistes (de cette école de pensée) semblent croire non seulement à la possibilité d'une croissance matérielle continue, mais encore à sa nécessité axiomatique. (..) Cette 'obsession de la croissance est à l'origine d'un grand nombre d'écrits où la croissance exponentielle est considérée comme la norme'.* »²¹

Néanmoins, le débat sur la croissance et l'environnement, polarisé dans les années 70 entre ceux qui soutiennent la nécessité d'une croissance et les adeptes d'une croissance zéro, a fait place à une perspective plus nuancée par la suite. Car s'il ne fait aucun doute que la croissance ne peut être infinie, il n'en reste pas moins qu'un arrêt total de la croissance économique est illusoire et peu souhaitable, pour deux raisons. D'une part, on ne peut nier qu'un des principaux problèmes des pays en voie de développement soit justement le manque de croissance (Club de Rome, 1991). Les niveaux massifs de pauvreté atteints par ces pays ne peuvent être résorbés sans une extension de la taille de leurs économies. D'autre part, il nous apparaît aujourd'hui qu'une certaine complémentarité entre croissance et environnement est possible: le rapport de la Banque Mondiale *World Development Report 1992* nous en fournit de nombreux exemples.²² Mikesell (1992) mentionne que: « *Although the global supply of natural resources cannot be expanded, it is possible to increase their productivity by: a) increasing the*

²¹ Rees, W.E. (1992) *Économie, écologie et rôle de l'évaluation environnementale aux fins du développement durable*, in Jacobs, P., Sadler, B., *Développement durable et évaluation environnementale: perspectives de planification d'un avenir commun*, CEARC, Ottawa 1992. La phrase entre guillemets est de Georgescu-Roegen (1977).

²² World Bank (1992) *World Development Report 1992: Economy and the Environment*, Oxford University Press, New York.

*output of goods and services per unit of natural resource input; b) increasing the flow of natural resources per unit of capital stock (limited by biological growth rates); and c) increasing the end-use efficiency with which goods produced from natural resources yield services to the final user. It is also possible to increase natural resource inputs per unit of waste that must be assimilated.»*²³

Les ressources environnementales offrent donc une certaine marge de manoeuvre: toutefois, il faut signaler que l'augmentation de la productivité des ressources naturelles risque d'être limitée, pour plusieurs raisons. Premièrement, rien ne permet de croire que les progrès technologiques pourront compenser l'augmentation du volume de l'économie mondiale à long terme, ni même résoudre certains problèmes particuliers déjà existants, comme par exemple la détérioration de la couche d'ozone stratosphérique. Il existe donc une incertitude quant aux possibilités technologiques futures. Deuxièmement, les développements technologiques ne peuvent outrepasser les lois physiques et biologiques: l'augmentation du flux de ressources naturelles par unité de stock de capital est limitée, comme l'avoue Mikesell, par les taux de croissance biologiques. Il existe donc une limite supérieure à l'augmentation de la productivité du capital naturel. De même, le recyclage, la limitation des rejets ou les changements dans la composition des produits rejetés de façon à ce qu'ils soient plus facilement assimilables, comportent des limites. On ne peut tout recycler, ni tout transformer de façon à ce que les rejets soient entièrement assimilables – ne serait-ce qu'en regard des limites thermodynamiques. En troisième lieu, mentionnons que certains gains de productivité apparents (d'un point de vue

²³ Mikesell, R. (1992) *Economic Development and the Environment*, Mansell, London., p. 10.

économique) peuvent cacher des pertes de productivité d'un point de vue écologique. Dans le secteur agricole par exemple, des études démontrent que les « gains de productivité » enregistrés ces dernières décennies se sont fait grâce à l'apport d'engrais chimiques – au prix d'une baisse des rendements au niveau biophysique.²⁴ Par ailleurs, l'optimisme du *World Development Report 1992* mérite d'être nuancé: comme le souligne Dasgupta (1996), « *while finding do indicate that economic growth can be associated with improvements in some environmental indicators, they imply neither that economic growth is sufficient to induce improvement in general, nor that the environmental effects of growth may safely be ignored, nor, indeed, that the earth's resource base is capable of supporting indefinite economic growth. On the contrary, if the resource base were irreversibly degraded, economic growth itself could be at risk.* »²⁵

Le débat sur la complémentarité ou la substituabilité de la croissance et de la qualité environnementale fait donc apparaître la possibilité d'une croissance économique, mais limitée. Pearce (1989) en vient à la conclusion qu'un certain arbitrage (*trade-off*) doit être fait entre croissance et environnement, mais qu'il faut explorer les possibilités offertes par cette même croissance. Ainsi:

« In short the issue is often not whether we grow or not, but how we grow. Modern technology offers many examples of how to save resources and energy – modern information and information transmission technology alone have the potential for

²⁴ Norgaard. (?).

²⁵ Dasgupta, P. (1996) *The Economics of the Environment*. Proceedings of the British Academy, Volume 90. À paraître. Texte disponible sur Internet: <http://britac3.britac.ac.uk/pubs/keynes95/08sec7.html>.

*saving on fuels and pollution. Technology is not, however, a 'free gift' – it too comes with its own array of environmental problems. »*²⁶

1.2 La notion de développement économique

*« By 'development' I mean the qualitative improvement in the structure, design, and composition of physical stock and flows, that result from greater knowledge, both technique and of purpose. Simply put, growth is quantitative increase in physical dimensions; development is qualitative improvement of non-physical characteristics. »*²⁷ Daly (1993) pose ainsi les termes d'un développement économique qui, à la limite, peut s'effectuer sans croissance, *« just as the planet Earth's surface nor the flux of solar energy grows at a rate equal to the rate of interest! »*. En fait, la notion de développement économique est généralement associée à celle de croissance économique. Dans les années 70 cependant, il devint évident que la seule dimension de la croissance était insuffisante et que l'élargissement de la notion de développement était nécessaire. Certaines institutions multilatérales de développement, comme la Banque Mondiale et le PNUD (Programme des Nations Unies pour le développement), décidèrent de remplacer l'unique objectif de croissance par un ensemble d'objectifs sociaux et économiques, tels l'accès aux services de santé, à l'eau potable, à l'éducation; on mit l'accent sur l'élimination de la pauvreté et la redistribution des revenus.²⁸ Subséquemment, la prise de conscience des années 80 sur les

²⁶ Pearce, D. (1989) *Blueprint for a green economy*, Earthscan Publications Ltd, London, p. 22.

²⁷ Daly, H. (1993) *The economic growth debate: what some economists have learned but many have not*, op. cit.

²⁸ Voir à ce titre Squire et Van der Tak, *L'analyse économique des projets*, Economica, Paris, 1975.

dangers imminents de la dégradation de l'environnement a favorisé l'élargissement de la définition de développement: le « facteur environnemental » se trouve désormais au coeur de toute conception du développement.

Cependant, l'unanimité est loin d'être faite sur la définition précise du concept de développement économique. Il est admis que le développement constitue un changement menant à une amélioration ou un progrès: sa nature qualitative le distingue de la croissance, comme le mentionne Daly. Mais le débat reste ouvert sur la quantité et la nature des objectifs pris en compte. Selon Pearce, une société se développe économiquement lorsqu'elle présente les trois types de changements suivants:²⁹

- i) un progrès dans l' « utilité » ou le « bien-être » des individus;
- ii) la préservation des libertés existantes ou l'amélioration de celles-ci;
- iii) l'auto-estime et auto-respect;

L'amélioration du bien-être général des individus – ou de leur « utilité » – passe habituellement par l'augmentation du revenu réel par habitant, ce qui correspond à la définition classique du développement. Ici, Pearce ne rejoint pas la position radicale de Daly: même si la seule croissance est insuffisante à assurer le développement, celui-ci passe obligatoirement par la croissance dans certains cas, entre autres dans les pays sous-développés. L'augmentation du bien-être général se fait aussi par divers facteurs qualitatifs: l'amélioration de la qualité de l'environnement y contribue; de même que l'équité. Une société qui voit la partie la plus aisée de sa population s'enrichir aux dépens des plus pauvres n'est pas, selon la définition de Pearce, en développement. Les deuxième et troisième points de la définition de Pearce sont plus discutés.

²⁹ Pearce, D. (1989) *Blueprint for a green economy*, op. cit. p. 29.

Ils débordent en effet du domaine de l'économie et sont, en pratique, difficiles à cerner; de plus, l'arbitrage à faire entre, par exemple, une amélioration du revenu per capita et une perte des libertés individuelles est difficile et subjectif. Ces aspects du développement ont pourtant leur importance. Les libertés individuelles et collectives se réfèrent souvent aux problèmes de pauvreté, de sous-éducation, d'absence de mobilité. Le développement économique suppose une amélioration des compétences, des connaissances, des choix. Le troisième point consacre l'auto-estime et l'auto-respect comme partie intégrante du développement. Selon Pearce, « *a developing society is one in which a sense of independence is growing. It may be independence from domination by others or independence from the state* ». ³⁰

Les perspectives données par Daly et Pearce ont ceci d'intéressant qu'elles adoptent une structure vectorielle: le développement n'est plus un concept linéaire et « objectif »; il s'agit plutôt d'un corpus relativement souple et ouvert. Toutefois, les critères qualitatifs du développement tels que les « libertés individuelles » ou « l'auto-respect » resteront toujours fortement idéologiques, ce qui n'est pas sans causer de vifs débats. Dans le domaine du développement international, l'aide publique au développement fournie par les pays occidentaux s'appuie souvent sur des principes généraux, tels « l'esprit d'entreprise » ou la « démocratie », qui ne sont pas nécessairement partagés par certaines cultures. De plus, il fut souvent reproché aux pays occidentaux de souscrire à une définition du développement qui ne remet pas en cause leurs propres économies, qui continuent, bon an mal an, d'absorber 80% des ressources

³⁰ Pearce, D. (1989) op. cit. p. 30.

planétaires. Le débat sur une définition universelle du développement est donc loin d'être terminé.

1.3 Le développement durable

La poursuite simultanée des objectifs de croissance et de développement comporte une dimension temporelle: la croissance, l'équité, la justice sociale, le respect de la diversité culturelle doivent être promus de manière à ce que soit assuré le caractère durable, voire permanent, de leur réalisation. Cette perspective amène un ensemble de contraintes supplémentaires et une série d'arbitrages à faire entre développement présent et futur. Dans les pays en voie de développement par exemple, nous devons satisfaire les besoins immédiats – souvent vitaux – des populations sans hypothéquer les possibilités de développement futur. Ce dilemme est particulièrement épineux dans le secteur agricole.

Le concept de développement durable se veut multidisciplinaire et ses ramifications s'étendent bien au-delà des domaines de la science économique et de la sociologie. D'ailleurs, le concept s'est d'abord fait connaître dans sa dimension écologique, apparaissant comme une solution au cul-de-sac de la croissance économique. D'un point de vue environnemental, il apparaît que l'exploitation excessive de certaines ressources naturelles risque de se faire aux dépens des générations futures. Par ailleurs, il est à peu près certain que la détérioration actuelle de l'environnement joue déjà un rôle dépressif sur certains aspects de l'économie et du social; de plus, les conséquences de cette détérioration sont inévitables. Comme l'a démontré le *World*

Development Report de 1992 (World Bank). le cycle pauvreté-dégradation de l'environnement-pauvreté est déjà bien réel dans certaines parties du monde. De toute évidence, une baisse de la qualité ou de la production environnementale affecte davantage les populations pauvres que les riches. La dégradation de l'environnement se trouve donc au coeur de la mise en oeuvre du « développement » tel que nous l'avons défini au chapitre précédent.

Le développement doit donc s'appuyer sur deux axes: celui de l'équité entre les populations du temps présent, ou équité intragénérationnelle, ce qui fait partie de notre concept de développement; et celui de l'équité intergénérationnelle, selon laquelle «*..(the) future generations should be left no worse off than current generation* » (Tietenberg, 1984).³¹ Le concept de développement durable s'inscrit dans une tentative de cerner et de formaliser ce problème.

1.3.1 Concepts et définitions du développement durable

La Commission Brundtland de 1987, qui sert de référence quasi-universelle aujourd'hui, définissait ainsi le terme de développement durable:

« Sustainable Development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within it two key concepts: i) the concept of 'needs', in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given; and ii) the idea of limitations

³¹ Tietenberg, T. H. (1984) *Environmental and Natural Resource Economics*, Scott, Foresman, & Co, Glenview, Illinois, p. 33.

*imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet present and future needs. »*³²

L'idée selon laquelle nous devons répondre aux besoins des générations actuelles sans compromettre les besoins des générations futures soulève plusieurs interprétations (Hanley 1993, Pearce 1989).³³

- i) la consommation ne doit pas diminuer dans le temps;
- ii) l'utilité ne doit pas diminuer dans le temps;
- iii) le stock de capital total, comprenant un stock de capital manufacturier et un stock de capital naturel, ne doit pas diminuer dans le temps;
- iv) le stock de capital naturel ne doit pas diminuer dans le temps.

Les deux premières interprétations font directement allusion à la définition de la Commission Brundtland: consommation et utilité sont assimilés, dans la théorie économique courante, à la satisfaction des besoins. La première interprétation (i), fidèle à la tradition néo-classique, suppose que seule la consommation individuelle doit être prise en compte dans la notion de développement durable. D'un certain point de vue, cette version semble incomplète au regard des diverses définitions du développement vues précédemment. La seconde interprétation (ii) souffre de la même carence; de plus le concept d'utilité est difficile, voire impossible à mesurer et la prise en compte des fonctions d'utilité des générations futures reste problématique. Les troisième (iii) et quatrième interprétations (iv) visent à contourner cette difficulté en portant

³² World Commission on Environment and Development (WCED) (1987) *Our Common Future*. New York, Oxford University Press, p. 43

³³ Hanley, N., Spash, C. (1993) *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, London; Pearce, D. (1989) *Blueprint for a green economy*, op. cit. p. 34

l'attention sur les stocks de capitaux et non sur l'utilité. Cela laisse aux générations futures la possibilité de dégager l'utilité de ces stocks comme bon leur semblera – l'utilité est donc ici potentielle.

La différence entre ces deux dernières interprétations se situe dans la condition posée sur le capital naturel. La troisième interprétation maintient que le capital total doit être constant, c'est-à-dire que la diminution du capital naturel a peu d'importance s'il est remplacé par une augmentation du capital manufacturier. La quatrième interprétation met l'accent sur le capital naturel: chaque génération doit disposer d'un environnement naturel comparable, ce qui interdit toute substitution entre les capitaux naturels et manufacturiers. Cette dernière proposition repose sur le fait que la substituabilité des capitaux manufacturier et naturel n'est pas automatique dans la réalité, contrairement à ce que laisse croire l'image véhiculée par la tradition économique classique. De plus, une approche « écologique » populaire consiste à défendre une certaine éthique environnementale, ce qui accentue davantage la distinction entre capital naturel et manufacturier. Il faut aussi souligner, en ce qui concerne les différences dans les interprétations du développement durable, les préoccupations divergentes des auteurs. Comme le mentionne Pezzey (1992), les néoclassiques s'intéressant davantage à la croissance des pays développés, leur attention s'est naturellement portée sur l'exploitation des ressources non-renouvelables, domaine dans lequel on peut remarquer un fort degré de substitution technologique. Par contre, les pays en voie de développement présentent des économies largement dépendantes des ressources renouvelables – qui fournissent nourriture, abris, vêtements. Une détérioration marquée de ces ressources peut avoir un effet beaucoup plus grave dans ces pays que dans les pays industrialisés, d'où l'importance d'un maintien du stock de capital naturel.

Nous verrons plus loin que l'interprétation de la notion de développement durable n'est pas indépendante du contexte dans lequel elle sied. La variété des objectifs et des contraintes chapeautés par cette notion font du développement durable un concept caméléon; cela explique sans doute l'apparente confusion qu'affiche la littérature qui y est consacrée. La notion de développement durable est certes solidement ancrée sur quelques principes fondamentaux, mais elle est néanmoins indissociable de son contexte d'application – ce dernier aspect étant souvent négligé par les théoriciens. Par ailleurs, la notion de développement durable est approchée par différents modèles intellectuels, ce qui apporte une richesse considérable au concept, mais n'aide en rien sa simplification. Nous verrons ci-dessous les trois principales approches, en mettant l'accent sur les points communs qui peuvent s'en dégager.

1.3.2 Les différentes approches du concept de développement durable

À la lumière de ce qui précède, force est de constater que les nombreuses interprétations du développement durable, si elles rendent le concept intellectuellement riche, compliquent néanmoins la construction d'une définition opérationnelle. Il suffit pour s'en convaincre de jeter un coup d'oeil sur les quelques cinquante définitions du développement durable exposées par Pezzey (1993) dans *Sustainable Development Concepts*, qui montrent bien le manque de consensus à cet égard.³⁴ Les définitions sont généralement trop larges et les divergences s'accroissent à mesure que l'on s'approche d'un cadre plus « normatif ».

³⁴ Pezzey, J. (1992) *Sustainable Development Concepts*, World Bank Environment Paper no2, Washington, World Bank Publications.

D'une manière générale, le concept de développement durable a été approché de trois façons: par l'économique, le biophysique, le socio-culturel. Nous exposons ci-dessous les grandes lignes de ces approches, non dans l'intention d'établir une définition « intégrée » du développement durable, mais dans le but plus modeste de proposer une analyse économique qui tienne compte de l'éclairage jeté par les autres disciplines scientifiques.

1.3.2.1 L'approche économique

Nous avons déjà évoqué les objectifs de la science économique dans notre définition du développement présentée précédemment. Le point de vue général soutenu par le modèle économique actuel sera celui de la croissance, même si ces dernières décennies, cet objectif s'est trouvé nuancé au profit de considérations sociales (équité, justice, etc.). Plus spécifiquement, le but de l'économiste sera de trouver le meilleur moyen d'assurer un revenu – ou la satisfaction d'un « bien-être » – maximal, compte tenu d'un stock donné de ressources naturelles. L'économiste recherche avant tout l'efficacité, et c'est essentiellement par un critère d'optimalité dans l'emploi des ressources qu'il jugera de différentes alternatives de développement.

La théorie économique actuelle s'appuie sur la logique des marchés. Tout bien ou produit est indexé, évalué et distribué selon les forces décentralisées (du moins en apparence) du marché – l'étude des mécanismes de ces marchés constitue le cadre de travail de l'économiste contemporain. Ce cadre théorique s'avère parfois insuffisant, surtout lorsque vient le temps d'apprécier des fonctions environnementales, ou de respecter des exigences éthiques telles la

distribution ou encore la redistribution des revenus. Dans ce dernier cas, des tentatives d'intégration du critère d'équité intragénérationnelle à l'analyse coûts-bénéfices ont été faites dans les années 70 (Van der Tak, 1975); de même, les nouveaux indicateurs de développement humains seront éventuellement appelés à remplacer les actuels PIB/habitant comme mesure de bien-être national (voir l'IDH du PNUD). En ce qui concerne les fonctions environnementales, leur intégration à la logique économique passera par leur monétisation, le prix étant l'élément central de toute analyse appuyée sur une logique de marchés.

Un aspect crucial de l'analyse économique est la formalisation des fonctions environnementales par le concept de *stock* de capital naturel. La définition classique du capital naturel présente celui-ci comme étant l'ensemble des biens et services fournis par l'environnement, dont l'être humain peut retirer une utilité. Les ressources naturelles font partie du capital naturel, tout comme la capacité d'absorption des déchets de l'environnement, les cycles biochimiques, la diversité génétique des écosystèmes ou simplement la beauté d'un paysage. Le capital naturel n'est donc pas défini de manière uniquement quantitative, mais il comporte une dimension qualitative.

En théorie économique classique, le capital total représente la somme des capitaux, c'est-à-dire $K = K_m + K_h + K_n$, où K_m est le capital manufacturier, K_h le capital humain et K_n le capital naturel. C'est l'équation sur laquelle s'appuie une bonne partie des modèles de développement durable.³⁵ Nous avons déjà mentionné plus haut qu'une des interprétations du développement durable était le maintien, dans le temps, de ce stock de capital total. Cette

³⁵ Pour une revue des principaux modèles de développement durable, voir Pezzey, J. (1992) *Sustainable Development Concepts: An Economic Analysis*, World Bank Environmental Papers no. 2. Voir aussi Faucheux, S., Noël, J.-F. (1995) *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris.

condition autorise, en fait, une réduction du capital naturel jusqu'à un niveau extrêmement bas, voire – selon l'idée de Solow – jusqu'à zéro, le capital humain ou manufacturier pouvant compenser la perte encourue. Ainsi, la consommation ne décroît jamais: « *this result can be interpreted as saying that an appropriately defined stock of capital – including the initial endowment of resources – is being maintained intact, and that consumption can be interpreted as the interest on that patrimony* » (Solow, 1986).³⁶ Cette idée n'est pas partagée par Pearce et al (1989), qui soutiennent que le stock de capital naturel devait être maintenu constant. Cette approche plus rigide du développement durable se base sur plusieurs constatations. La première est que *les capitaux humain et naturel sont difficilement substituables en pratique*. Plusieurs fonctions assurées par les écosystèmes ne peuvent être assurées par la technologie, du moins dans un proche avenir. Par exemple, on ne peut substituer à la détérioration de la couche d'ozone stratosphérique une technologie de compensation dans le cadre actuel des connaissances. Il est donc nécessaire de protéger certains écosystèmes contre toute détérioration. Une seconde constatation est que *l'incertitude quant aux développements technologiques futurs ne nous permet pas d'entreprendre une détérioration mesurée, de façon précise, de l'environnement*. Si la technologie peut, dans certain cas, nous permettre d'augmenter la substituabilité des capitaux naturel et humain, nous ne pouvons être *certain*s de ses futurs développements. La troisième constatation est que la substitution des capitaux humain et naturel, même si elle était possible, serait limitée par les phénomènes d'*irréversibilité*. Un écosystème peut atteindre rapidement un point de non-régénération: de surcroît, ce seuil est souvent inconnu. Quatrième constatation: *les pauvres sont davantage affectés par une mauvaise qualité environnementale que les riches*. Dans

³⁶ Solow, R. (1986) 'On the Intergenerational allocation of natural resources'. *Scandinavian Journal of Economics*, 88(1), 141-149.

les pays sous-développés. l'environnement représente souvent un milieu de vie. L'environnement pourvoie les communautés en nourriture, abris, outils, vêtements: la qualité de cet environnement est déterminante pour leur qualité de vie. De leur côté, les riches ont davantage de moyens de lutter contre les effets d'une mauvaise qualité environnementale.

Comme nous pouvons le constater, les arguments présentés ci-dessus forcent la discrimination entre les capitaux manufacturiers et naturels. Même dans l'hypothèse où la constance du capital naturel ne pourrait être maintenue, il est clair que la « consommation » de ce capital ne peut se faire selon les règles qui s'appliquent aux autres formes de capital. Comme le fait remarquer Markandya (1992), il appert que les variations de niveau du capital naturel ne sont pas symétriques, comme c'est le cas pour les deux autres formes de capitaux.

La détermination du stock de capital naturel pose cependant un problème fondamental, qui est celui de sa mesure. D'une part, ce capital doit être identifié et quantifié en termes physiques: ensuite, ces données physiques doivent être « valorisées », autrement dit, anthropomorphisées ou traduites en termes de valeur (monétaires en ce qui nous concerne) selon l'étalon donné par le système socio-économique. La première étape est donc exclusivement aux mains des spécialistes des sciences naturelles (biologistes, physiciens, chimistes, etc.); cependant, l'économiste doit tenir compte des limites que présentent ces sciences ainsi que de la forme des résultats. La biodiversité, par exemple, est une notion bien définie par les biologistes, cependant ces derniers ne sont guère préoccupés *a priori* par la recherche de valeurs quantitatives, et ne peuvent prétendre à une connaissance parfaite de leur objet d'étude. Les limites de ce qui constitue

l'ensemble du capital naturel resteront donc toujours imprécises. ce qui induit un biais fondamental dans l'évaluation subséquente du stock.

À cela s'ajoute la difficulté qu'éprouve la science économique à intégrer des données biophysiques à son propre corpus théorique. Les outils permettant la valorisation des données environnementales comportent leur lot de difficultés techniques et théoriques, dont nous discuterons le détail au chapitre deux; mais même si ce n'était le cas, il serait permis de douter de la pertinence d'une agrégation – sous le dénominateur commun qu'est la monnaie et sans laquelle on peut difficilement opérer l'analyse économique – de différents éléments biophysiques. Comme le demandent ironiquement Hanley et Spash (1992), peut-on additionner une baleine à un kilomètre cube d'atmosphère? En fait, le capital naturel présente une hétérogénéité difficilement manoeuvrable par les théories économiques actuelles.

C'est la raison pour laquelle les théoriciens de la science économique ont aménagé cette porte de sortie qu'est l'utilisation d'indicateurs. Les indicateurs permettent la définition d'un cadre à l'intérieur duquel peut se mouvoir l'analyse économique. Les indicateurs se présentent souvent sous forme d'inventaires ou de ratios (par exemple, on évaluera la proportion de couvert forestier par rapport à la surface du pays, ou encore le taux de monoxyde de carbone dans l'air) et servent principalement à la surveillance de l'état de l'environnement à un niveau global – ou national. Il est possible d'observer, par ces indicateurs, la direction et la vitesse de la transformation de l'environnement. Ces indicateurs serviront à l'élaboration de critères; l'analyse économique cherchera dès lors à optimiser l'exploitation des ressources à l'intérieur des balises ainsi posées. À titre expérimental, plusieurs pays ont institué de nouvelles mesures de comptes nationaux (Bartelmus (1994) propose un EDP – Environmentally-adjusted net Domestic Product;

la Banque Mondiale publie depuis 1994 un indicateur de développement tenant compte des « richesses naturelles ») qui intègrent ces indicateurs – notamment la France et la Norvège.

1.3.2.2 L'approche écologique ou biophysique

Les contraintes environnementales déjà envisagées il y a deux siècles et se manifestant aujourd'hui sont, en grande partie, à l'origine de la notion de développement durable. D'un point de vue global, ces contraintes sont définies par la capacité de charge maximale de la biosphère. Cette capacité de charge représente, par exemple, la quantité maximale de ressources pouvant être extraites de la lithosphère et de l'hydrosphère, ou les capacités maximales d'absorption de polluants de l'atmosphère. Elle est déterminée, d'une part, par la taille de la biosphère et, d'autre part, par des mécanismes biophysiques tels les principes thermodynamiques. Ces principes empêchent une augmentation infinie de l'extraction et de la production, donc de la productivité (Mikesell 1992). Incidemment, la croissance économique est théoriquement limitée, à moins que l'on ait éventuellement recours à des ressources extra-planétaires.

Plus concrètement, l'approche biophysique permet de définir le cadre à l'intérieur duquel peut opérer le système socio-économique. Munasinghe (1995) mentionne que la « *sustainability from a biophysical perspective is linked to the idea that the dynamic processes of the natural environment can become unstable as a result of stresses imposed by human activity.* »³⁷ La stabilité des écosystèmes est ici l'objectif premier. Cette stabilité n'assure pas nécessairement le maintien de l'intégrité des systèmes: ces systèmes ont en effet une certaine capacité à absorber un

³⁷ Munasinghe, M., Mc Neely, J. (1995) 'Key concepts and Terminology of Sustainable Development', in *Defining and Measuring Sustainability*, The United Nations University and The World Bank, Washington DC, pp 18-56.

stress exogène. Par exemple, la stabilité des fonctions assurées par une forêt ne dépend pas, jusqu'à un certain point, de la taille de la forêt. C'est ici qu'apparaît la notion de résistance d'un écosystème. Cette résistance est évidemment altérée au-delà d'un niveau de détérioration donné: lorsqu'une population vivante ou un écosystème est incapable d'assurer le maintien de ses fonctions métaboliques (dans la mesure où l'on peut parler de métabolisme pour un écosystème), il risque de franchir un seuil d'irréversibilité – un point de non-retour. Ce seuil d'irréversibilité étant la plupart du temps inconnu, la prudence commande une attention particulière lors de la mise en exploitation d'une ressource.

Ce que l'on appelait autrefois les « ressources naturelles vivantes » est aujourd'hui regroupé sous le terme « biodiversité ». Facteur-clé dans la résistance des écosystèmes, la biodiversité est définie par le UNDP comme étant « *the genetic, taxonomic, and ecological variability among living organisms; this include the variety and variability within species, between species, and of biotic component of ecosystems* ». ³⁸ La conservation de la biodiversité se trouve au coeur de l'approche biophysique du développement durable puisque (Munasinghe et al. 1995): ³⁹

1. elle supporte les systèmes productifs actuels;
2. les valeurs futures de la biodiversité sont incertaines (les besoins futurs sont incertains, de même que les fonctions assurées par cette biodiversité);

³⁸ United Nation Environmental Program (1992): Intergovernmental Negotiating Committee for a Convention on Biological Diversity.

³⁹ Munasinghe, M., McNeely, J. (1995). Op.cit. p.28.

3. notre compréhension des écosystèmes est insuffisante pour pouvoir bien mesurer les impacts que peut avoir une diminution de la biodiversité.

Sur ce dernier point, mentionnons qu'en agriculture par exemple, la venue d'un virus peut ravager des plantations entières lorsque celles-ci dépendent toutes de la même espèce. Il importe alors d'avoir « en stock » des espèces résistantes à la maladie, sans quoi la destruction des récoltes peut résulter en une catastrophe alimentaire. De plus, la valeur biotechnologique potentielle de la biodiversité (industrie pharmaceutique, industrie agro-alimentaire, etc.) est considérable.

La « durabilité » d'un point de vue biogéophysique ne s'attarde pas seulement au monde du vivant. L'exploitation des ressources naturelles non-renouvelables, tels les minéraux et les énergies fossiles, fait aussi l'objet d'une attention particulière. Les pays industrialisés, nous l'avons vu, sont davantage préoccupés par l'utilisation de ce type de ressources, étant donné la dépendance qu'affichent leurs économies envers celles-ci. L'augmentation de la productivité dans l'utilisation de ces ressources, c'est-à-dire de l'efficacité à retirer les fruits de leur exploitation, peut laisser croire que l'on pourrait éventuellement diminuer les stocks jusqu'à des niveaux infimes. Cependant, nous avons vu que les principes thermodynamiques ne permettent pas l'augmentation infinie de cette productivité: par ailleurs il a été démontré par Pearce (1989) qu'un stock peut être réduit presque à zéro avant que ne s'enclenchent dans l'économie les mécanismes de substitution ou d'augmentation de la productivité. Les pays qui consomment massivement des ressources non-renouvelables se trouvent également aux prises avec de graves problèmes de pollution qui peuvent déséquilibrer les écosystèmes.

Aux termes de ce qui précède, l'approche biophysique permet essentiellement de tirer trois principes, exprimées ainsi par Daly (1991):

- le taux d'exploitation d'une ressource renouvelable ne doit pas excéder son taux de régénération naturel;
- le taux d'exploitation d'une ressource non-renouvelable ne doit pas excéder le taux de développement de substituts renouvelables;
- le taux d'émission des pollutions ne doit pas excéder les capacités d'assimilation de l'environnement.

Malgré la logique élémentaire qui sous-tend ces principes, on ne saurait se méprendre quant à la difficulté de leur mise en opération. Les taux de régénération naturels, les taux de développement de substituts renouvelables et les capacités d'assimilation de l'environnement sont autant de mesures fort complexes à effectuer, et il est toujours plus facile de juger du respect de ces principes *a posteriori* qu'*a priori*.

1.3.2.3 L'approche socio-culturelle

La distribution inéquitable des richesses à l'échelle mondiale est non seulement persistante, mais va en s'accroissant.⁴⁰ Cette situation entraîne bien sûr une disparité dans le bien-être général des populations: les systèmes de santé sont, dans bien des pays, inexistantes:

⁴⁰ Statistique spectaculaire s'il en est une, le PNUD dévoilait récemment que les 358 familles les plus riches de la planète possèdent autant d'avoirs que les 40% de la population mondiale les plus pauvres, soit 2,5 milliards d'individus.

idem pour les systèmes d'éducation: famines, guerres, épidémies sont le lot d'une grande partie de la population mondiale. À l'intérieur même des pays industrialisés s'installe une pauvreté persistante, symptôme d'une exclusion sociale grandissante que semblent incapables d'enrayer les systèmes économiques de ces pays. Conséquence d'une concentration systématique des richesses et du pouvoir, l'on retrouve davantage de riches dans les pays sous-développés, davantage de pauvres dans les pays riches.

Cette tendance à la concentration du pouvoir et des richesses est bien sûr insoutenable à long terme. L'équité intragénérationnelle – c'est-à-dire l'équité au sein d'une même génération – se trouve donc au coeur de la notion de développement durable, et ce de deux manières. D'abord, la notion d'équité fait partie intégrante de la définition du développement, tel que nous l'avons vu au chapitre précédent. Ensuite, nous avons déjà remarqué que la qualité environnementale affecte différemment les diverses classes sociales. Toute action ou décision mettant en jeu la qualité environnementale doit donc tenir compte de la répartition inégale des effets sur la population et, incidemment, tenter d'apporter des mesures correctives.

Le concept de développement durable répond aussi à une éthique d'équité intergénérationnelle; c'est d'ailleurs un des principaux points d'appui de la notion de développement durable. Il s'agit dès lors de maximiser un bien-être sur plusieurs générations dans le temps, et non plus sur les générations du temps présent seulement. Tout comme le critère d'équité intragénérationnelle, le critère d'équité intergénérationnelle est strictement éthique; en effet, l'approche socio-culturelle s'appuie sur un ensemble de valeurs, d'idéologies et de philosophies qui sont en principe partagés par une majorité. Il est permis de penser que c'est le

cas des concepts de justice sociale, des droits des individus et des générations futures, du respect de la diversité culturelle.

Les aspects socio-culturels du développement durable sont, on s'en doute, les plus susceptibles de controverse, comme nous l'évoquions dans les pages précédentes. Loin de faire l'unanimité, les valeurs sous-entendues dans plusieurs modèles de développement sont trop souvent le symbole d'une division idéologique Nord-Sud. Les pays du Tiers-Monde reprochent encore aux pays occidentaux leur attachement sans nuances aux doctrines consuméristes et productivistes de l'économie de marché, non sans raison. Une partie du problème se trouve du côté de la modélisation économique même: pendant longtemps, les considérations éthiques ont rebuté nombre d'économistes, qui voyaient dans ces concepts autant de corps étrangers à la rationalité de l'économie de marché. La pensée économique évolue cependant; déjà dans les années 70, Van der Tak intégrait la distribution des revenus à l'analyse économique de projets. En vérité, la plupart des propositions éthiques mentionnées ci-dessus sont incontournables et vont bien au-delà du simple jugement de valeur. Un bon exemple est donné par Norgaard (1984), qui voit dans la diversité culturelle un facteur déterminant pour la survie et la résistance aux chocs de l'espèce humaine, tout comme l'est la biodiversité pour la survie d'un écosystème.

1.3.3 Développement durable: synthèse et principes d'application

Les différents points de vue évoqués ci-dessus ne sont pas nécessairement complémentaires, ni parfaitement substituables. Malgré cela, il est possible de relever quelques

idées persistantes dans la littérature et d'isoler ainsi les dénominateurs communs à la plupart des interprétations. Julia Gardner (1992) recense les diverses versions de la notion de développement durable élaborées depuis le rapport de la Commission Brundtland. Elle retrace huit principes, qui peuvent être considérés, selon ses propres termes, comme « *des objectifs, des critères, des conditions préalables, des caractéristiques, des éléments, des paramètres ou des lignes directrices souhaitables de développement durable* »⁴¹. Ces principes se divisent en deux parties: les principes *notionnels* et les principes *d'application*. « *Les principes notionnels reposent sur des valeurs et proposent des buts en matière de prise de décisions. Ils constituent les objectifs fondamentaux des approches d'évaluation, de planification et de gestion des ressources propres au développement durable. Les principes d'application décrivent la structure, le contexte et les processus liés à la prise de décisions, autant de mécanismes nécessaires à l'atteinte du développement durable* ».⁴²

Les principes notionnels, au nombre de quatre, nous sont déjà connus. Le premier principe est celui de la *satisfaction des besoins de l'homme*. Ce principe, critiqué pour son anthropocentrisme par les écologistes et certains tenants de la *deep ecology*, reste néanmoins au centre de toute décision d'ordre économique. Le second principe est celui du *maintien de l'intégrité écologique*. Par maintien de l'intégrité écologique, Gardner comprend « *le maintien des processus écologiques essentiels et des systèmes vitaux, la préservation de la diversité génétique et la recherche d'utilisations durables des espèces et des écosystèmes*. ». Fait

⁴¹ Gardner, J. (1992) *Neuf aveugles, un éléphant: un premier examen de l'évaluation environnementale et des processus connexes en regard du développement durable*, in Sadler, B. Jacobs, P. *Développement durable et évaluation environnementale: perspectives de planification d'un avenir commun*. Conseil Canadien de la Recherche sur l'évaluation environnementale, Ottawa.

⁴² Gardner, J. (1992) op. cit. p. 42.

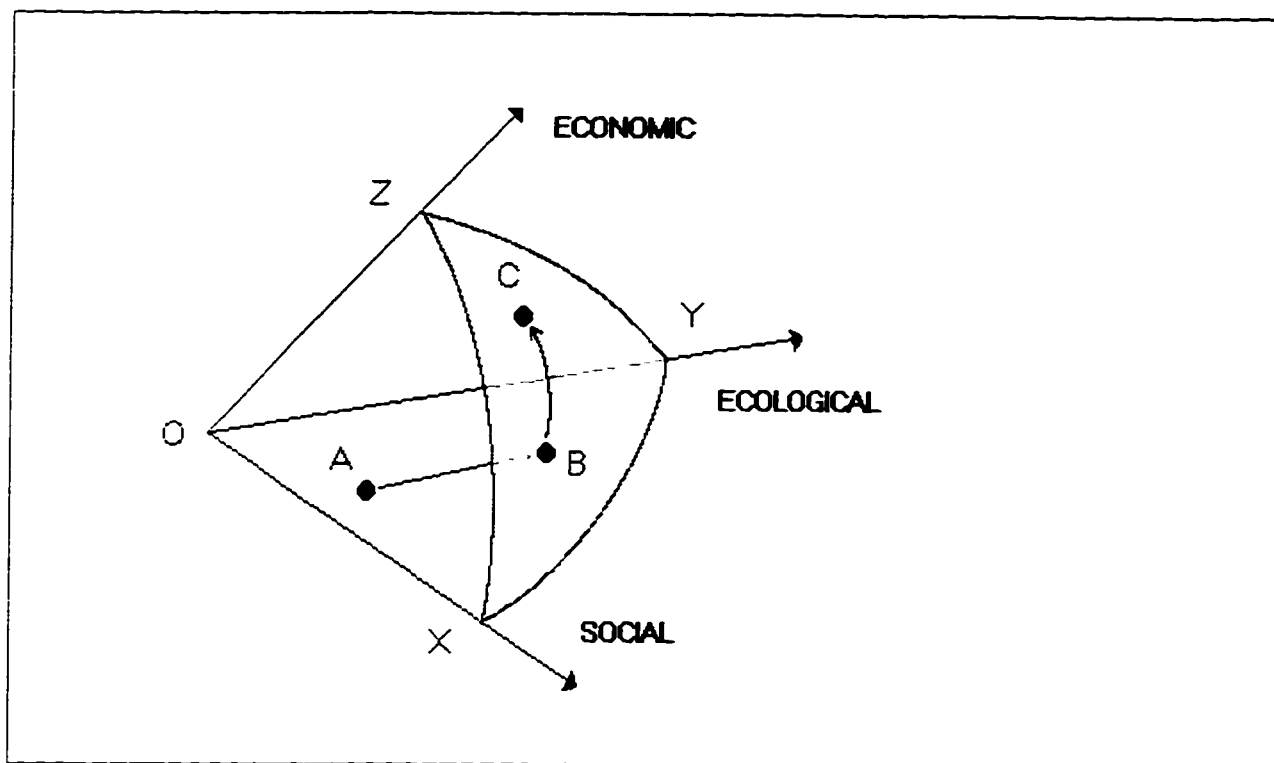
important à mentionner. cette définition met l'accent sur le maintien des « processus écologiques », et non sur celui d'un état statique quelconque de la nature. Le troisième principe concerne *l'équité et la justice sociale*, que l'on retrouve déjà dans la définition que Pearce (1989) fait du développement. Le quatrième principe a trait à *l'autodétermination sociale et la diversité culturelle*, ce qui rejoint un courant désormais populaire dans la littérature sur le développement durable.

Il paraît évident que de ces quatre principes émerge une philosophie du développement élargie: par ailleurs, la fusion des différentes approches n'est pas sans difficultés. Sadler et Jacobs (1992) font ressortir quatre hypothèses « découlant d'une perspective systématique du développement durable »:⁴³

1. Cette perspective systématique souligne la nécessité d'envisager le développement dans un cadre plus large que la vision étroite de l'économie néo-classique ou orthodoxe;
2. Des difficultés d'ordre analytique se présentent lorsque les buts ne peuvent être atteints simultanément. De même, la multiplicité des modèles intellectuels sollicités pose des difficultés de synthèse;
3. La durabilité du développement « exige des compromis au regard des priorités concurrentielles et interdépendantes, tant entre celles-ci qu'à l'intérieur de chacune d'elles »;
4. La perpétuation des systèmes naturels constitue une condition inéluctable du développement durable.

⁴³ Sadler, B. Jacobs, P. (1992) *Développement durable et évaluation environnementale: perspectives de planification d'un avenir commun*, Conseil Canadien de la Recherche sur l'évaluation environnementale, Ottawa.

Figure 1.1 - Arbitrage entre les différentes approches du développement durable



source: Munasinghe, M. (1992), *Environmental Economics and Sustainable Development*, World Bank

La Figure 1.1 schématise l'arbitrage qui doit s'effectuer entre les différentes disciplines pour concevoir et appliquer la notion de développement durable. La situation à éviter se trouve au point A, où toutes les possibilités d'amélioration ne sont pas épuisées; dans ce cas, une meilleure gestion des diverses approches permettra l'atteinte du point B, situé sur la « surface » extérieure. De là, tout mouvement autour du point B s'effectue par un arbitrage entre les différentes disciplines. Cet arbitrage ne peut se faire, comme le souligne Munasinghe (1992), que par un « *pluralistic and social framework that, among other things, facilitates the exchange of informations between dominant and hitherto disregarded groups in order to identify less material*

and pollution intensive paths for human progress ».⁴⁴ De telles consultations et échanges d'informations ne peuvent être efficaces qu'à l'intérieur d'un cadre d'analyse préétabli. L'analyse multi-critères, par exemple, constitue une alternative à l'analyse purement économique en ce qu'elle peut traiter plusieurs modèles intellectuels, dont les structures et objets d'études diffèrent. L'analyse multi-critère permet, en principe, la maximisation d'un objectif multiple sous des contraintes qui le sont tout autant. Le ou les objectifs et les contraintes peuvent ainsi être de natures différentes: par exemple, alors que l'analyse économique (coûts-bénéfices) ne peut se faire qu'à partir de variables quantitatives, l'analyse multi-critères permet la prise en compte de variables qualitatives. Ce type d'analyse peut permettre, outre l'intégration de diverses approches, de circonscrire l'application d'une approche particulière. C'est surtout dans cette optique que nous présentons ici l'analyse coûts-bénéfices, dont nous verrons les limites théoriques et techniques.

Peu importe les résultats de ce type d'analyse, certains principes d'application de la notion de développement durable peuvent être identifiés. Gardner (1992) en énumère quatre, retrouvés fréquemment dans la littérature⁴⁵. Le premier est *la recherche de buts*. L'établissement d'objectifs doit respecter les principes notionnels déjà énumérés et s'inscrit dans la multi-objectivité de la notion de développement durable, étant donné les différentes approches vues ci-dessus. Ainsi, ajoute Gardner, « *les décisions sont fondées sur l'analyse d'une vaste gamme*

⁴⁴ Munasinghe, M. (1992) *Environmental Economics and Sustainable Development*, World Bank, Washington DC, p. 4.

⁴⁵ Le paragraphe suivant reprend les propos de: Gardner, J. (1992) *Neuf aveugles, un éléphant: un premier examen de l'évaluation environnementale et des processus connexes en regard du développement durable*, op. cit. pp. 45-47.

*d'options et inspirées de la convergence des intérêts des individus et de la société ».*⁴⁶ Un second principe stipule que les *méthodes d'analyse du développement durable doivent être relationnelles ou axées sur les systèmes*. La connaissance des relations entre les divers systèmes, économiques, socio-culturels et biophysiques est indispensable pour l'application éclairée du développement durable. Si l'on se réfère au schéma de la Figure 1.1, une amélioration des connaissances à ce niveau peut non seulement faciliter le déplacement le long de la surface externe, mais aussi contribuer à atteindre cette surface (par le passage de A à B par exemple). La connaissance des systèmes eux-mêmes (leurs dynamiques intérieures, leurs intrants et extrants) est aussi à favoriser. Une telle approche systémique s'est d'ailleurs développée dans plusieurs domaines scientifiques, tant biophysiques que sociologiques.⁴⁷ Un troisième principe d'application se trouve dans la nature *adaptive* des stratégies de développement durable. Ces stratégies doivent faire preuve de souplesse: d'une part par la possibilité de les reformuler en fonction des risques ou des conditions imprévues se présentant en cours de route; d'autre part, au regard des contextes d'application différents. Ce dernier point rejoint la remarque de Pezzey (1992) sur les préoccupations divergentes des auteurs dans leurs définitions du développement durable. Une telle définition, et à plus forte raison son application, ne peut être la même dans un pays industrialisé et dans un pays en voie de développement; elle est aussi sujette à des variations à l'intérieur d'un même environnement économique, selon le caractère local ou global de l'application. Ce principe suggère une hétérogénéité des définitions et des modes d'application.

⁴⁶ Gardner, J. (1992) op. cit. p. 45.

⁴⁷ L'approche *réductionniste*, dont l'influence a largement débordé du domaine des sciences naturelles, révèle de plus en plus son caractère contraignant. L'étude des écosystèmes nous a fait réaliser l'importance d'une approche *systémique*: au-delà de la somme des parties et de leurs interrelations, le *tout* est un ensemble supporté par l'énergie et l'information. Voir à ce sujet: Perry, D.A. (1995) *Forest Ecosystems*, The John Hopkins University Press, London.

de sorte qu'une formulation précise et définitive du concept de développement durable n'est guère justifiée. Le quatrième principe d'application exige une *interactivité des approches organisationnelles* du développement durable. Ainsi, toujours selon Gardner, « *la conception interactive d'une organisation favorise la collaboration interdisciplinaire d'experts, la synthèse de stratégies aux secteurs ou systèmes de gestion entre eux.* »⁴⁸ Cette interactivité se facilite par des stratégies de décision telles l'analyse multi-critères.

1.3.4 La mise en opération du développement durable

Ces conclusions nous amènent à considérer les possibilités d'opérationnalisation du concept de développement durable. C'est là la partie la plus difficile et, de l'avis de Markandya (1992), « ... *there is no agreed operational definition of sustainable development at present. Apart from indicating a preference for conservation and being against the destruction of natural habitats, it would appear then to have little to offer.* »⁴⁹ Si la littérature abonde en effet sur le concept de développement durable, on ne peut en dire de même en ce qui a trait aux tentatives de mise en pratique de cette notion. À cet effet, il convient d'ajouter quelques nuances supplémentaires qui s'inspirent directement du troisième principe d'application vu ci-haut. Les stratégies de développement durable seront, comme nous l'avons mentionné, adaptées au contexte dans lequel elle doivent être appliquées. En premier lieu, il faut donc distinguer les différents niveaux auxquels peut s'appliquer la stratégie, soit: au niveau des individus, ménages,

⁴⁸ Gardner, J. (1992), op. cit. p. 46.

⁴⁹ Markandya, A. (1992) *Criteria for sustainable agricultural development*, in Markandya, A., Richardson, J., *Environmental Economics: A Reader*, St-Martin's Press, New York.

entreprises: au niveau des communautés, des régions ou des institutions: au niveau national: enfin, au niveau international. Les stratégies de développement durable appliquées à ces différents niveaux risquent d'être différentes; comme le fait justement remarquer Hardaker (1996), « *the attainment of sustainable development at a global or national level does not require the sustainable development of all sub-systems* ». ⁵⁰ Par exemple, il peut sembler raisonnable, à un niveau national ou international, de poser un critère de développement durable « à la Pearce » visant à assurer la constance du capital naturel. Cependant, comme l'affirme Pearce lui-même, ce critère peut être intenable au niveau des ménages, particulièrement dans les pays en voie de développement où les individus font parfois face à une situation de survivance. Les objectifs des ménages ne sont pas les mêmes que les objectifs d'une nation ou de l'ensemble de l'humanité; les échecs répétés des dernières années dans des projets de développement agricole montrent bien à quel point la divergence d'objectifs peut être déterminante pour la viabilité d'un projet. ⁵¹ En second lieu, le principe d'adaptation fait en sorte que différentes méthodes de décisions devront être considérées. L'analyse économique n'est pas toujours la meilleure approche: des méthodes alternatives peuvent apporter une souplesse nécessaire à l'application du développement durable dans la pratique. Ainsi, l'adaptation au contexte dans lequel doit se faire l'analyse passera parfois par le choix d'une méthode ou de critères de décision.

D'un point de vue microéconomique, celui qui nous intéresse, le succès ou l'échec d'un projet de développement sera souvent lié à son « acceptabilité » par les agents individuels. Ceux-

⁵⁰ Hardaker, B. (1996) *Use of farm-level information in policy making and planning for SARD*, document préparé pour la Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Farming Systems Consultants, Rome.

⁵¹ Voir à ce sujet: Schramm, G., Warford, J. (1991) *Environmental Management and Economic Development*, The John Hopkins University Press, Washington DC..

ci doivent être incités à préserver l'ensemble du système, ce qui constitue un défi de taille pour les gestionnaires lors de la mise en opération d'un projet « soutenable ». Un projet – ou un nouveau système d'exploitation agricole dans le cas particulier que nous allons étudier ici – sera acceptable par les exploitants s'il génère des profits dans un laps de temps relativement court. De surcroît, ces profits devront être supérieurs ou égaux à ceux qui sont déjà enregistrés. Sans quoi, les agents retourneront tout naturellement à leurs anciennes habitudes, qui sont insoutenables. Il faudra dès lors respecter une critère de rentabilité financière et une soutenabilité des revenus pour les ménages. Une analyse financière sera menée spécifiquement pour évaluer ces aspects de l'établissement du projet. Les critères classiques de la valeur actualisée nette positive (nous les exposerons en détails au chapitre deux) ou du taux de rendement interne supérieur aux coûts d'opportunité du capital seront utilisés à cet effet. En ce qui concerne la soutenabilité des revenus, il sera possible, comme nous le verrons, d'adapter les critères classiques de rentabilité à un cadre intertemporel.

D'un point de vue régional, l'évaluation économique d'un projet doit intégrer les externalités environnementales. L'intégration de ces externalités est, rappelons-le, une condition essentielle à l'application du développement durable à ce niveau. À cet effet, il existe un écart notable entre la théorie et la pratique: dans la réalité, l'évaluation des projets sera souvent faite sur la base des analyses financières, auxquelles ont aura ajouté certains coûts ou bénéfices pour prendre en compte – partiellement – les impacts environnementaux. Le plus souvent, les impacts environnementaux seront mesurés par leurs effets sur les productions ou les revenus; plus rarement, des méthodes basées sur la révélation des préférences des « consommateurs » seront utilisées. C'est surtout au niveau régional que seront employées ces méthodes de valorisation

économique. puisque c'est à ce niveau que se manifestent la plupart des effets de la détérioration de l'environnement. De surcroît, c'est au niveau régional qu'apparaissent les possibilités de « compensation » environnementale. En effet, certaines pertes environnementales dans une sous-région pourront être « compensées » par une amélioration des conditions dans une autre sous-région. Il ne saurait être question d'un tel mécanisme au niveau des exploitants qui, souvent, sont confrontés à la nécessité de survivre; une perspective régionale ouvre donc une marge de manoeuvre qui peut être fort utile dans la planification du développement d'une région.

Dans la mesure où les externalités environnementales sont prises en considération, où la redistribution des revenus peut être assurée et où l'ensemble des objectifs sociaux peuvent être intégrés à un mécanisme d'arbitrage ou de décision, il devient dès lors possible d'appliquer le concept de développement durable dans la pratique. Il est toutefois évident que plusieurs des dimensions que comporte ce concept ne peuvent être intégrées à l'analyse économique (lire: monétisés) et que leur considération devra passer par d'autres sphères théoriques. Il en va ainsi d'une grande partie des externalités environnementales et de certains indicateurs sociaux (nombre d'écoles dans une région, accès à l'eau potable, etc). De plus, une méthode de choix unicritère (à un seul critère) telle l'analyse coûts-bénéfices peut être inefficace dans des situations où se multiplient les conflits d'intérêts, les jugements de valeurs portant sur l'économique, le social, le politique ou l'environnemental. C'est pourquoi l'analyse économique – essentiellement quantitative – sera idéalement complétée par des indices ou des appréciations qualitatives; en d'autres termes, elle devra être intégrée à d'autres processus de prise de décision, faisant appel à de multiples critères. Sans entrer dans le détail, on peut dire que l'analyse multicritère résulte de deux constatations (Faucheux et al. 1995): « (i) *l'optimisation en fonction de tous les critères à la*

*fois ne peut donner aucune solution; (ii) les relations de préférence ou d'indifférence ne sont d'aucune utilité dans ce contexte car elles ne permettent plus de choix univoque dès lors que les critères deviennent multiples. »*⁵²

La mise en opération du développement durable exige donc une souplesse et une multidimensionnalité des méthodes de choix et des critères de décision, à l'image du concept de développement durable lui-même. L'analyse économique semble, à cet égard, limitée. Outre la difficulté technique que pose l'intégration de certaines fonctions environnementales et sociales au corpus théorique néoclassique, il faut souligner le fait que l'analyse économique échoue lorsque vient le temps d'intégrer une composante subjective au processus de décision. Comme le soulignent Faucheux et al. (1995), l'absence d'une telle composante « *entraîne inévitablement une certaine rigidité qui empêche (l'évaluation économique) d'adhérer parfaitement à la complexité des situations qu'elle entend traiter et d'en rendre compte convenablement* ». ⁵³

L'analyse économique se présente dès lors comme une analyse partielle, nécessaire mais insuffisante. C'est avec cette perspective que nous entreprendrons, dans cette thèse, l'analyse économique d'un projet d'aménagement de bassin versant. Loin de prétendre à une intégration de l'ensemble des externalités environnementales, nous proposerons l'application de la rationalité économique à quelques phénomènes mesurables: ainsi, nous faisons le pari qu'une analyse partielle mais valable est préférable à une analyse prétendument exhaustive mais dont la validité reste contestable. Cette approche est, croyons-nous, la meilleure possible dans les circonstances.

⁵² Faucheux, S., Noël, J.-F. (1995) *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris, p. 235.

⁵³ Faucheux, S. et al. (1995) op. cit. p. 236.

CHAPITRE DEUXIÈME

Évaluation économique de projets et analyse coûts-bénéfices

L'évaluation économique de projets sert essentiellement à comparer les avantages et les coûts des actions entreprises dans le cadre d'un projet en utilisant les outils fournis par la théorie économique. En règle générale, la théorie économique du bien-être servira de base théorique à l'analyse des coûts et des bénéfices, bien qu'il existe des méthodes d'évaluation concurrentes. La « méthode des effets » fait partie de cette dernière catégorie: se basant sur le modèle d'input-output de Léontieff, elle propose la prise en compte de *tous* les effets d'un projet, qu'ils soient directs, indirects, induits, positifs ou négatifs.¹ Ces effets se matérialisent sous forme de variation dans les valeurs ajoutées en amont et en aval du projet; de plus, la méthode permet une

¹ On l'appelle aussi « méthode française »; elle fut développée par M. Chervel et M. LeGall pour le Ministère français de la Coopération et du Développement. Voir Chervel, M., LeGall, M. (1977) *Manuel d'évaluation économique des projets – la méthode des effets*, Ministère de la Coopération et du Développement, Paris. Voir aussi: Chervel, M. (1987) *Calculs économiques publics et Planification*, Publisud, Paris.

appréciation des distorsions économiques que peut induire le projet dans l'économie d'une région ou d'un pays. Cette méthode s'est imposée dans plusieurs pays africains, particulièrement ceux de la francophonie. À l'opposé, l'analyse coûts-bénéfices s'appuie sur une assise théorique fort développée – la théorie néoclassique du bien-être – et cherche à mesurer l'enrichissement net des facteurs de production d'un pays, c'est-à-dire des gains salariaux, des rentes, des profits, des intérêts et des variations des surplus des consommateurs. Les coûts sont constitués des coûts d'opportunité des facteurs de production utilisés. Il est nécessaire, dans cette approche, d'établir des prix de référence: d'une part en raison des inévitables distorsions dans les prix des biens faisant l'objet d'échanges internationaux; d'autre part, parce que plusieurs biens et services, n'étant pas « correctement » estimés sur les marchés intérieurs, doivent être réévalués. Soulignons que ces distorsions comprennent les biens et services difficilement monétisables, comme les biens environnementaux.

Une première étape de l'évaluation économique consistera donc à choisir l'approche qui convient le mieux aux contextes sociaux, culturels, institutionnels, politiques et économiques en place. Mais surtout, il est nécessaire de tenir compte des particularités des deux méthodes. Alors que la méthode coûts-bénéfices par prix de référence est d'abord conçue pour l'analyse microéconomique, la méthode des effets est, par nature, macroéconomique. L'utilisation de cette dernière est généralement justifiée par les distorsions économiques régionales ou nationales que produit le projet analysé; de même, les outils dont elle se sert nécessitent l'utilisation de variables et d'informations macroéconomiques (tableaux d'échange interindustriels, ou TEI). En ce sens, la méthode des effets semble plus appropriée pour l'évaluation de projets de grandes dimensions. À plus petite échelle en effet, l'emploi des TEI peut mener à des erreurs d'estimation. Par

surcroît, son applicabilité est souvent conditionnelle à la planification (par l'État ou tout autre institution politique ou économique), tandis que la méthode des prix de référence est théoriquement opérationnelle même dans une économie qui présente des distorsions marquées (Martin 1991). Dans l'ensemble donc, la méthode des prix de référence semble plus pratique et adaptable – c'est sans doute la raison pour laquelle elle est plus largement employée que sa concurrente, notamment dans les institutions multilatérales. Sa popularité tient sans doute, également, à son coût d'opération relativement bas, si on la compare à la méthode des effets.

L'analyse coûts-bénéfices n'est cependant pas sans lacunes. Au niveau de sa base théorique, elle est souvent attaquée pour le manque de réalisme des prémisses sur lesquelles elle repose. La concurrence pure et parfaite – contexte dans lequel sied la théorie – n'est pas de ce monde et l'analyse doit donc se faire en situation de non-optimalité parétienne. De plus, le critère de l'optimalité parétienne est étroit: il ne tient pas compte des effets de redistribution des revenus et ignore les bénéfices et les coûts qui ne sont pas économiquement identifiables. Les économistes ont développé, ces dernières années, de multiples accommodements théoriques destinés à contourner ces difficultés; nous aborderons ce sujet dans la première section. Par ailleurs, une autre série de problèmes se pose au niveau de l'opérationnalisation. Comme nous l'avons déjà mentionné, les prix du marché ne reflètent pas toujours les coûts d'opportunité réels de l'économie ou les coûts sociaux, d'où l'emploi de prix de référence. À cet égard, la plus grande difficulté à laquelle font face les économistes est sans doute l'appréciation des fonctions environnementales. L'approche néoclassique à ce problème s'appuiera sur la notion d'« effet externe ». L'effet externe est défini, au sens large, comme étant tout effet non comptabilisé par le

système économique: en l'occurrence, l'économie de marché. Comme chacun le sait, l'allocation des ressources dans une économie de marché se fait grâce à un système de prix, celui-ci assurant une gestion efficace des ressources. Or, certains biens et services environnementaux ne sont pas inclus dans ce cadre de référence – ils sont exclus du marché de par leur nature « publique », leur abondance apparente (auquel cas leur prix est nul) ou tout simplement par l'ignorance de leur existence. Par exemple, l'atmosphère terrestre fournit toute une gamme de services vitaux aux êtres humains, mais pour lesquels n'existe aucun marché. L'air n'appartient à personne, les bénéfices qu'il procure sont collectifs. Il ne coûte rien à l'automobiliste de polluer l'atmosphère: pourtant, les coûts associés à la pollution atmosphérique sont bien réels: augmentation des frais médicaux suite aux dommages causés à la santé, baisse de la productivité des écosystèmes entraînant des pertes de revenus, hausse des frais de restauration des bâtiments, etc.

La solution naturelle à ce problème se trouve dans l'intégration de l'effet externe par l'application de prix de référence. Ces prix visent à traduire la valeur « réelle » des biens fournis par l'environnement. Prise dans le sens que lui confère la théorie économique néoclassique, cette valeur est purement subjective, en ce sens qu'elle s'appuie sur l'utilité qu'elle fournit aux individus. Concrètement, cela signifie que l'analyse économique repose sur un amalgame de préférences individuelles (préférences dont les individus sont censés être les meilleurs juges) qui doivent nécessairement trouver leur expression dans un ensemble de prix. Cela soulève plusieurs interrogations: d'abord, la souveraineté de l'individu, fondement de l'analyse économique contemporaine, n'est pas sans susciter quelques critiques quant à ses fondements éthiques et idéologiques. Ensuite, la valorisation de l'environnement par l'individu suppose que celui-ci soit

bien informé, ce qui n'est pas automatique. Enfin, la méthode néoclassique pose des problèmes d'aggrégation, bien connus des spécialistes de l'économie publique.

En somme, la difficulté tient à la superposition de différents modèles intellectuels: la théorie néoclassique du bien-être est mal adaptée aux réalités biophysiques de l'environnement. Il s'agira donc de voir dans quelle mesure les questions soulevées ci-dessus compromettent la validité de la valorisation économique de l'environnement. Nous aborderons plus explicitement ce thème à la troisième section du présent chapitre.

Sans entrer dans le détail la théorie du bien-être qui sous-tend l'analyse coûts-bénéfices, nous exposons dans la section suivante les grandes lignes du modèle parétien et les modifications qu'il convient d'y apporter afin de l'adapter au monde réel. Nous aborderons ensuite la question de l'évaluation environnementale proprement dite: nous verrons comment se redéfinit la notion de valeur dans un contexte environnemental et nous nous pencherons sur la question de la monétisation des fonctions environnementales dans une optique d'intégration à l'analyse coûts-bénéfices. Nous verrons, en fin de chapitre, de quelle façon peut s'adapter le cadre de l'analyse coûts-bénéfices à la notion de développement durable.

2.1 L'analyse coûts-bénéfices (CBA)

L'analyse des investissements et des impacts économiques, sociaux et environnementaux qu'ils engendrent peut se faire de plusieurs façons. Comme nous l'avons mentionné au chapitre

précédent. l'analyse multi-critère est le plus souvent indiquée pour l'application du développement durable; cependant, nous nous attardons ici à l'approche économique – donc plus étroite – de ce concept. Rappelons que l'analyse économique ne doit pas se poser en solution finale: elle ne se justifie que dans un cadre beaucoup plus large et ouvert aux différentes disciplines scientifiques (ou aux cultures intellectuelles). L'analyse économique a donc un rôle précis à jouer. celui d'évaluer les possibilités d'exploitation d'une ou de plusieurs ressources et, dans une moindre mesure, de la redistribution des revenus.² L'analyse coûts-bénéfices, comme son nom l'indique, se base sur une comparaison des coûts et des bénéfices. Elle comporte, de manière générale, un critère d'acceptation relativement simple: un projet sera accepté si le bien-être de la société est amélioré, c'est-à-dire si les bénéfices sociaux (tels que définis par la société) sont supérieurs aux coûts sociaux. Cependant, cette simplicité n'est qu'apparente; les notions économiques de coûts et bénéfices sociaux sont, dans la réalité, difficiles à cerner. D'une part, la détermination de ce que constitue un coût ou un bénéfice n'est pas toujours évidente, particulièrement en ce qui a trait aux incidences environnementales. D'autre part se posent des problèmes de quantification, essentiellement pour deux raisons:

- i) certain effets sont difficilement quantifiable par leur nature, par exemple les effets sur l'environnement d'un projet;
- ii) la valeur de ces effets, fournie par le système économique, est habituellement biaisée. Le cas des externalités en est un bon exemple.

² La question de la redistribution des revenus est traditionnellement exclue de l'analyse économique de type CBA. Nous verrons plus loin les tentatives d'intégration de cet aspect dans ce que l'on appelle le *social* ou l'*extended CBA*.

À ces difficultés concrètes s'ajoute, comme nous l'avons déjà mentionné, une série de problèmes théoriques reliés à l'application (l'opérationnalisation) de la théorie du bien-être. Cette théorie, vitale à tout économiste néoclassique, a comme pierre angulaire la notion d'optimum de Pareto. Le critère de Pareto est classiquement défini comme suit: *une situation optimale est atteinte s'il n'y a plus moyen d'améliorer le sort d'un agent économique sans nuire à d'autres agents*. Ce critère ne peut se satisfaire qu'en situation de concurrence parfaite, sur des marchés sans distorsions, sans externalités et dans lesquels les agents pratiquent le marginalisme.³ Son application dans le monde réel est, à toutes fins pratiques, impossible. Le critère de Pareto a fait l'objet, ces dernières années, d'une série d'ajustements afin de l'adapter à la réalité; nous verrons dans les paragraphes ci-dessous quelques implications théoriques de ces changements.

2.1.1 L'optimum de Pareto

L'optimum de Pareto est le résultat théorique d'une parfaite efficience dans l'affectation des ressources, lorsque les ressources en question sont transigées dans un cadre économique de concurrence parfaite. Cet équilibre « naturel » se produit automatiquement, étant donné les fonctions objectifs des agents de l'économie (ménages et entreprises) et la « rationalité » apparente de leur comportement dans la poursuite de leurs objectifs. Ce comportement des agents au regard de leur fonction objectif se résume, dans la théorie néoclassique, à une maximisation: (i) de l'utilité pour les individus; (ii) du profit pour une entreprise.

³ Par exemple, lorsque les entreprises ajustent les prix de leurs outputs au coût marginal et engagent leurs facteurs de production de la même façon. Des études empiriques démontrent que ce n'est souvent pas le cas. Voir à ce sujet Martin, F., *Évaluation des projets publics*, Presses de l'Université de Montréal 1994.

L'utilisation de l'optimum de Pareto comme critère d'évaluation de projets ou d'états de la société pose deux difficultés principales:⁴

- a) l'optimum de Pareto poursuit un objectif unique;
- b) cet optimum est difficilement applicable dans le monde réel.

Voyons en quoi consistent ces difficultés.

- a) L'optimum de Pareto est utile à la poursuite d'un seul objectif social: l'allocation optimale des ressources. Les multiples objectifs susceptibles d'être poursuivis par la société, tels la redistribution des revenus, la protection de l'environnement, les objectifs éthiques et moraux, sont exclus de l'analyse parétienne. L'intégration d'objectifs autres que l'efficience divise les économistes en deux groupes: un premier groupe est en faveur du maintien de l'intégrité de la théorie parétienne, quitte à faire usage de contraintes matérialisant les préoccupations de la société; un second groupe suggère l'utilisation d'un optimum de Pareto transformé, intégrant, par exemple, l'équité dans la distribution des revenus.
- b) L'applicabilité de l'optimum de Pareto dans le monde réel n'est guère possible, vu les nombreuses conditions théoriques nécessaires à l'atteinte de cet optimum. Plusieurs de ces conditions ne se vérifient pas dans la réalité; ce sont, par exemple (Little et Mirrlees 1975): (i) le marginalisme et la tarification marginale; (ii) la concurrence pure et parfaite; (iii) la constance du stock de facteurs de production; (iv) la capacité d'atteindre des outputs où les conditions de production sont à rendement constant, et cela avant d'avoir atteint des situations monopolistiques; (v) la non-existence d'externalités; (vi) l'insatiabilité des consommateurs et l'absence de

⁴ Les lignes suivantes reprennent l'exposé de: Martin, F., *Évaluation des projets publics*, op. cit. pp 1-3 et suivantes.

solutions en coin dans les productions: (vii) l'absence de tarifs douaniers: (viii) la négligence de la distribution des revenus; (ix) la présence d'une solution unique au sens du « first best » du modèle parétien; (x) la souveraineté des consommateurs; (xi) l'absence de taxes indirectes et d'impôts sur le revenu.⁵

Si les conditions d'application décrites ci-dessus rendent impossible la réalisation d'un optimum de premier rang (en anglais « first best »), le cadre d'analyse parétien est néanmoins modifiable, et la mise en oeuvre de corrections appropriées est possible. Le cadre d'analyse ainsi corrigé permet l'obtention d'un optimum de second rang (en anglais « second best »). L'optimum de second rang n'est pas inférieur à l'optimum de premier rang: il ne diffère que par les moyens entrepris pour l'atteindre. Par exemple, certaines des conditions de réalisation énumérées ci-dessus peuvent être corrigées de la façon suivante:

(v) le problème des externalités est classiquement réglé par des techniques d'internalisation. Par exemple, la création de marchés virtuels permet la monétisation de fonctions environnementales. Un autre exemple se trouve dans la théorie des biens publics, dont la règle d'optimum de premier rang parétien se trouve transformée (l'optimum classique étant donné par $TmT = TmS_1 = TmS_2$; la solution adaptée aux biens publics par $TmT = TmS_1 + TmS_2$; où TmT représente le taux marginal de transformation, TmS le taux marginal de substitution, les individus étant au nombre de deux, 1 et 2);

⁵ Mirrlees, J.A., Little, I.M.D. (1975), *Project Appraisal and Planning for Developing Countries*, Heinemann Educational Books, London, p. 18; voir aussi: Martin, F., op. cit pp. 1-7 - 1-9.

(vii) les tarifs douaniers sont source de distorsions dans les prix. Ceux-ci peuvent être corrigés par des coefficients de conversion (Little et Mirrlees 1975) ou une prime de change sur les produits faisant l'objet d'un commerce international (Gittinger 1985);

(viii) le problème de la redistribution des revenus est plus épineux, puisque théoriquement, il existe autant de solution parétiennes que de façons de redistribuer les revenus. Cependant, lorsque cette redistribution est spécifiée *a priori*, l'optimum de Pareto est possible.

Ces corrections à la mécanique parétienne peuvent ne pas aller dans le bon sens. Il a été démontré par R.G. Lipsey et K. Lancaster (1956) que « *if certain constraints within the economic system prevent some of the Pareto conditions from holding, then, given these constraints, it generally will not be desirable to have the optimum conditions elsewhere* ».⁶ Il se peut donc que les corrections effectuées à certaines variables économiques nous éloignent de l'optimum. Cette objection est cependant théorique car, selon Martin (1994), « *les tenants de l'utilisation du critère de Pareto restreignent leur champ d'analyse à des projets relativement petits, de sorte que ce qui est pertinent, c'est l'équilibre partiel. Par conséquent, en autant que la région de l'économie générale où se situe le projet est approximativement efficace, un projet efficace augmente l'efficacité de l'économie en général.* »⁷ Le critère de Pareto, lorsque qu'appliqué dans le cadre de l'optimum de second rang, reste donc valide pour l'évaluation économique des projets.

⁶ Lipsey, R.G., Lancaster, K., (1956), 'The General Theory of Second Best', *Review of Economic Studies* 56(24) pp. 11-32.

⁷ Martin, F. (1994), op. cit. p. 1-16.

En résumé, les économistes croient l'application du critère de Pareto possible en se basant sur les arguments suivants (recueillis par Martin, 1994):

- le cadre d'équilibre partiel reste valide; l'argument du théorème général de l'optimum de second rang n'étant pertinent qu'en équilibre général;
- la prise en compte des substituts et compléments immédiats permet d'intégrer les effets qui pourraient menacer l'atteinte d'un optimum de Pareto;
- en pays développés, les mécanismes des marchés tendent vers l'optimum;
- en pays développés, la distribution des revenus est acceptable:⁸
- il existe des techniques pour corriger les distorsions créées par les monopoles et les impôts gouvernementaux;
- ce qui est inconnu peut être ignoré.

L'analyse avantages-coûts est donc théoriquement valide moyennant les corrections nécessaires sur les prix et la prise en compte des externalités.

2.2 La valorisation économique de l'environnement

Comme nous l'avons mentionné au chapitre précédent, la réalité environnementale échappe en grande partie aux systèmes socio-économiques actuels. En théorie, la présence d'effets externes empêche l'atteinte de l'optimum parétien, et peut même nous en éloigner. La

⁸ Nous devons tenir compte de ces deux dernières remarques dans l'analyse des projets dans des pays en voie de développement.

solution économique passera nécessairement par l'internalisation des effets externes, en attribuant une valeur à ceux-ci.

L'effet externe est un phénomène extérieur à l'échange marchand et n'est donc pas affublé d'un prix. C'est précisément cette absence de signal-prix qui occasionne la non-optimalité: la théorie économique suggère donc la monétisation des effets non estimés, ou le réajustement des prix de certains biens et services mal évalués. Nous assistons, depuis deux décennies, à la multiplication des méthodes d'évaluation, qui ont pour dénominateur commun la « révélation » des préférences individuelles. Grâce à des méthodes de plus en plus sophistiquées, il est théoriquement possible de monétiser, par exemple, un paysage ou la vie humaine – pour autant que soient exclus les arguments éthiques. Les méthodes généralement exposées dans la littérature sont fidèles aux postulats néoclassiques, en ce sens que les prix environnementaux sont tous évalués sur la base des préférences individuelles. La valorisation économique de la nature passera par l'aggrégation de ces préférences. Il semble cependant que la popularité de ces méthodes semble se limiter aux sphères académiques; elles sont peu utilisées dans l'ensemble, probablement en raison des coûts élevés que nécessite leur mise en opération; de plus, leur validité est contestée. En pratique, la plupart des évaluations économiques de projets utilisent donc les prix du marché, qui s'approchent théoriquement des coûts d'opportunité.

2.2.1 La valeur économique de l'environnement

La valeur économique totale, assise sur une théorie subjective de la valeur, représente la somme des avantages conférés aux agents d'une économie. Concrètement, cette valeur est

départagée en valeur d'usage et valeur de non-usage (Munasinghe 1992, OCDE 1994; voir Figure 2.1). La valeur d'usage peut être divisée en valeur d'usage directe et indirecte – ce que l'on pourrait appeler la valeur d'usage effective – et en valeur d'option. La valeur de non-usage se résume souvent à la valeur d'existence. La valeur économique totale s'exprime donc comme suit:

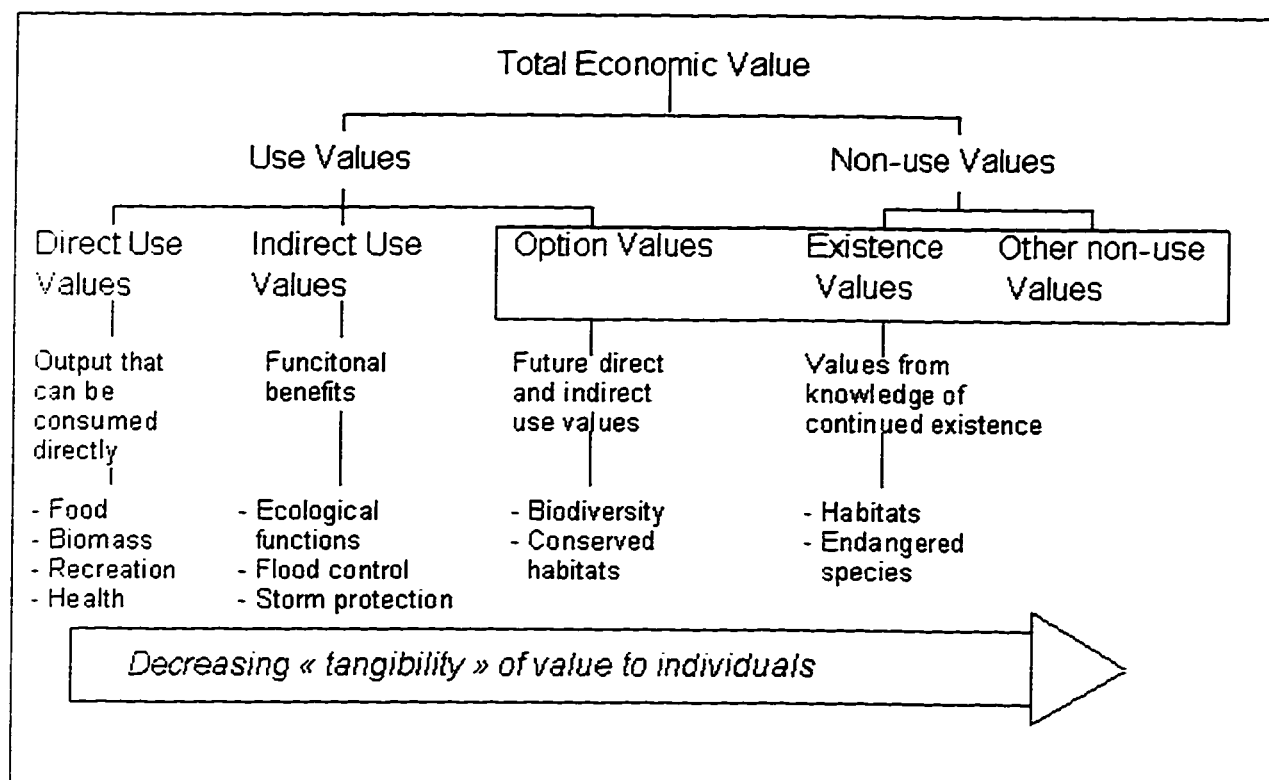
$$\boxed{\begin{array}{c} \text{VALEUR ÉCONOMIQUE} \\ \text{TOTALE} \end{array}} = \boxed{\begin{array}{c} \text{VALEUR D'USAGE} \\ \text{EFFECTIF} \end{array}} + \boxed{\begin{array}{c} \text{VALEUR} \\ \text{D'OPTION} \end{array}} + \boxed{\begin{array}{c} \text{VALEUR} \\ \text{D'EXISTENCE} \end{array}}$$

où:⁹

- *la valeur d'usage directe* est déterminée par la valeur sur les marchés et est observable par la production et la consommation;
- *la valeur d'usage indirecte* inclut les biens et services fournis par les fonctions environnementales, lorsque ceux-ci supportent le système productif ou la consommation;
- *la valeur d'option* est la valeur que les individus attachent à la possibilité de pouvoir user des biens et services environnementaux dans le futur;
- *la valeur d'existence* exprime une valeur intrinsèque de l'environnement. Cette valeur se veut non anthropocentrée (Krutilla 1967).

⁹ Les lignes suivantes sont une adaptation de: Munasinghe, M. (1992), op. cit. p. 21.

Figure 2.1 - Relation entre les valeurs économiques de l'environnement



source: Munasinghe, M. (1992), *Environmental Economics and Sustainable Development*, op. cit. p. 22.

Nous pourrions ajouter à ce schéma la valeur de quasi-option (Arrow et Fisher 1974), « destinée à mesurer le bénéfice que la société retire des informations supplémentaires qui apparaissent lorsque la consommation d'un élément naturel est reportée dans le temps. »¹⁰ Cette valeur est liée à l'incertitude inhérente à la connaissance des fonctions assurées par l'environnement.

¹⁰ Vivien, F.D. (1994), op. cit. p. 52.

Assurément, l'estimation des valeurs devient plus problématique à mesure qu'augmente le degré d'abstraction des valeurs d'usage ou de non-usage. Alors que les valeurs d'usage sont relativement faciles à estimer par des méthodes basées sur les marchés conventionnels, l'estimation des valeurs d'option ou d'existence devra se faire par des techniques plus sophistiquées. Les valeurs d'option et d'existence, par exemple, devront généralement être estimées par la construction ou la déduction de marchés artificiels. Ces dernières techniques cherchent à mesurer directement la disposition à payer (CAP) du consommateur, tandis que dans le cas des valeurs d'usage direct et indirect, des méthodes basées sur les coûts d'opportunités seront le plus souvent appliquées.

Le but de l'évaluation est de « *déterminer quelle est (ou pourrait être) l'amélioration ou la dégradation du bien-être des individus qui résulterait d'une modification de la qualité de l'environnement.* » (O.C.D.E. 1994). Il s'agit en fait de déduire un marché des « révélations » que font les consommateurs, soit par leurs actions (sur des marchés existants ou non), soit, dans certains cas, par les réponses qu'ils fournissent à des sondages. Les marchés conventionnels peuvent parfois fournir suffisamment de données pour que l'on puisse procéder à une évaluation; dans d'autres situations, les marchés peuvent être implicites, comme dans le cas des coûts de

Tableau 2.1 - Taxonomie des différentes techniques d'évaluation

	Marchés conventionnels	Marchés implicites	Marchés construits
Méthodes basées sur le comportement actuel des individus	Effets sur la production Effets sur la santé Coûts de protection Coûts de prévention	Coûts de trajet Différentiels de salaires Droits de propriété Biens similaires échangés sur les marchés	Marchés artificiels
Méthodes basées sur le comportement potentiel des individus	Coûts de remplacement Projets de compensation		Méthode d'évaluation contingente Autres

source: Munasinghe, M. (1992), op. cit. p. 25.

transport. Enfin, l'absence de marchés conventionnels ou d'indices permettant la révélation de marchés implicites forcera la création de marchés artificiels, essentiellement grâce aux sondages. Les techniques d'évaluation peuvent ainsi être classifiées sous trois rubriques: les techniques relevant de marchés conventionnels; celles relevant de marchés implicites; enfin, les techniques basées sur des marchés construits. Nous pouvons voir, dans le tableau Tableau 2.1, un résumé de ces techniques.

2.2.2 La méthode basée sur les changements dans la production

Ces méthodes basées sur les marchés conventionnels utilisent l'information disponible sur les marchés concernés; cependant, les prix fournis par les marchés devront parfois être modifiés. Des « prix de référence » sont en effet nécessaires lorsque les marchés présentent des distorsions sensibles; ces prix sont surtout utilisés dans l'évaluation des salaires, lorsque ceux-ci ne reflètent pas les coûts d'opportunité présents dans l'économie.

Dans tout projet, il existe un lien à déterminer entre les impacts environnementaux des investissements initiaux et les changements observés *ex post* dans la production. Dans certains cas où ladite production est échangée sur les marchés, il sera possible de traduire les impacts environnementaux en termes monétaires et d'intégrer ainsi les résultats à l'analyse coûts-bénéfices. L'analyse coûts-bénéfices consiste dès lors à estimer (ou extrapoler) les flux financiers ou économiques dans le temps et à les comparer à une situation « sans projet ». En ce sens, la *méthode basée sur les changements dans la production* constitue une extension directe de l'analyse coûts-bénéfices conventionnelle.

Cette méthode comporte cependant quelques difficultés, la principale étant l'évaluation des effets biophysiques liés à la mise en place du projet. Bien que cet aspect ne soit pas du domaine de l'économie, il souligne la nécessité d'une perspective multidisciplinaire: nous verrons dans les chapitres suivants qu'une bonne partie du travail de l'évaluation consiste à établir une chaîne de causes-à-effets où économie et environnement sont intimement liés. Les liens de causalités ainsi trouvés serviront aussi bien à la détermination d'une situation « sans projet ». L'évaluation de la situation sans projet peut nécessiter, sinon une bonne collecte préalable des données, l'établissement d'une zone de contrôle qui servira de base de comparaison. Soulignons qu'on ne saurait confondre une situation « sans projet » – qui évolue dans le temps au même titre qu'une situation « avec projet » – et une situation « avant projet », c'est-à-dire une portrait statique qui ne comporte aucune dimension temporelle. Nous reviendrons sur ce point au chapitre troisième.

2.2.3 L'application de la notion de développement durable à l'analyse coûts-bénéfices

L'intégration de la notion de développement durable à l'analyse coûts-bénéfices a fait l'objet de nombreux débats depuis le rapport Brundtland. Un tel mariage peut sembler téméraire, vu l'étroitesse des moyens et des objectifs dont dispose l'analyse coûts-bénéfices. Essentiellement, la littérature économique tente d'attaquer le problème par les deux bouts: d'une part, elle suggère l'élargissement de l'analyse coûts-bénéfices à une multiplicité d'objectifs; d'autre part, elle propose la circonscription de la notion de développement durable à des objectifs assimilables par l'analyse économique. Cette dernière tentative s'inscrit dans un courant plus traditionnel, soit celui de saisir les réalités environnementales par des concepts économiques – la notion de capital naturel, évoquée au chapitre précédent, est un bon exemple. Le premier cas s'apparente plutôt aux élargissements de l'analyse coûts-bénéfices proposés dans les années '70, en ce qui a trait à la redistribution des revenus.¹¹ Comme le fait remarquer Hanley (1995), il est néanmoins nécessaire de poser une définition opérationnelle du développement durable.¹²

Pearce et al. (1989) proposent l'élargissement du cadre traditionnel de l'analyse coûts-bénéfices, en suggérant que la « soutenabilité » devait s'appliquer aux stocks de capital naturel. L'analyse coûts-bénéfices suit dès lors le cheminement habituel, sauf en ce qui concerne les coûts et les bénéfices, qui se trouvent étendus aux impacts environnementaux. Ainsi, l'analyse coûts-bénéfices se résume d'ordinaire par:

¹¹ Voir, entre autres, Little Mirrlees (1975).

¹² Hanley, N. (1995) 'The Role of Environmental Valuation in Cost-Benefit Analysis', in *Environmental Valuation, New Perspectives*, Willis, K.G., Corkindale, J.T. eds, Cab International, Wallingford, p. 50.

$$(B - C) > 0 \quad (2.1)$$

ce qui exprime, après actualisation des flux, un bénéfice net positif. La prise en compte des dommages environnementaux dans l'analyse coûts-bénéfices est simplement représentée par:

$$(B - C - E) > 0 \quad (2.2)$$

où le dommage environnemental E est soustrait du bénéfice brut $B - C$. Prise sous cette forme, cette équation permet un dommage environnemental s'il est compensé par les bénéfices – ce qui peut être, on l'a vu, insuffisant à assurer le développement durable. La durabilité s'assurera grâce aux contraintes: nous pouvons supposer que tout investissement doive se faire à condition que les dommages environnementaux soient nuls ou négatifs (bénéfices environnementaux). En fait, comme le mentionne Pearce (1989), cette contrainte « *applied at the level of each project (...) would be stultifying. Few project would be feasible. At the programme level, however, (...) it amounts to saying that netted out across a set of projects (programme), the sum of individual damages should be zero or negative.* »¹³ Cette remarque illustre bien la difficulté d'appliquer le concept de développement durable à un niveau local (pour chaque projet). Une soutenabilité stricte exigerait, par exemple, que le dommage environnemental E_i causé par le projet i soit nul ou négatif pour toute période de temps (par exemple une année). Si l'on relâche quelque peu cette contrainte, nous pouvons poser comme condition une soutenabilité sur toute la durée du projet:

¹³ Pearce, D. et al. (1989) op. cit. p. 59.

de cette façon, la contrainte de soutenabilité s'appliquera sur la valeur actualisée des dommages engendrés (durabilité faible). Il va sans dire que de telles contraintes peuvent difficilement être satisfaites et que peu de projets pourrait voir le jour s'ils étaient soumis à cette règle.

Par contre, l'exigence de soutenabilité pour un ensemble de projet est chose faisable si les effets des projets néfastes pour l'environnement sont compensés par des projets d'amélioration environnementale. Dans ce cas, la contrainte faible de développement durable se présente comme suit:

$$\sum_j \text{VAN}(A_j) \geq \sum_i \text{VAN}(E_i) \quad (2.3)$$

où $\text{VAN}(A_j)$ représente la valeur actualisée des avantages A obtenus du projet de « compensation » j et $\text{VAN}(E_i)$ la valeur actualisée des désavantages E occasionnés par un projet i . Une condition de durabilité stricte devient:

$$\sum_j A_{jt} \geq \sum_i E_{it} \quad \forall t \quad (2.4)$$

où la compensation doit s'effectuer sur chaque période de temps t . Cette proposition de Pearce – qui admet implicitement une violation de la règle (2.2) pour certains projets – implique en fait une procédure d'optimisation double. Les projets néfastes pour l'environnement seraient traités par les procédures classiques de maximisation des bénéfices, tandis que les projets de compensation devraient être évalués selon une règle différente, étant donné la nature des bénéfices qu'ils procurent. À cette difficulté s'ajoute celle de la mesure des coûts et bénéfices

environnementaux et, comme le fait remarquer Tisdell (1993). « *Pearce and co-authors do not distinguish clearly between environment and natural capital stock* »¹⁴ Tisdell donne l'exemple de la pollution sonore, qui n'affecte pas le stock de capital tout en diminuant la qualité environnementale.

Le schéma présenté ci-dessus doit bien sûr être considéré comme une ébauche et peut prêter le flanc à plusieurs critiques. En fait, Pearce et ses collègues tentent, par le jeu des contraintes, d'éviter le problème du choix d'un taux d'actualisation. Cette méthode de Pearce est conceptuellement séduisante, mais laisse néanmoins entier le problème de l'évaluation environnementale: comme l'affirme Pearce lui-même, elle ne saurait se justifier dans un cadre partiel, où la sélection des impacts environnementaux à prendre en compte ne pourrait être qu'arbitraire. Par ailleurs, la prise en compte de toutes les valeurs associées aux biens et fonctions environnementales (valeurs d'option et d'existence) conduirait au rejet de tout projet faisant usage du capital naturel. Ainsi donc, cette méthode est limitée aux projets de grandes dimensions: d'autre part, est elle contrainte par la nécessité de refléter certaines valeurs environnementales. Au reste, il est intéressant de noter que de l'aveu de Pearce lui-même, sa méthode n'a jamais été appliquée.¹⁵

En cadre partiel subsiste la possibilité de restreindre la définition du développement durable, du moins dans une perspective d'intégration à l'analyse coûts-bénéfices. L'analyse économique peut ainsi se présenter comme une méthode d'évaluation s'adressant exclusivement

¹⁴ Tisdell, C. (1993), *Environmental Economics: Policies for Environment Management and Sustainable Development*, Edward Elgar, Cambridge, p. 124.

¹⁵ Correspondance personnelle (février 1996).

aux aspects économiques d'un projet – une partie des questions environnementales et sociales pouvant être laissées à d'autres types d'analyse, comme l'analyse multi-critère. Dès lors, l'analyse coûts-bénéfices devra répondre aux critères traditionnels de (i) l'efficacité dans l'allocation des ressources (optimum parétien); (ii) l'équité dans la distribution des ressources (équité intragénérationnelle); et au critère additionnel de (iii) la « soutenabilité » (équité intergénérationnelle). Ce troisième critère peut se satisfaire, comme nous venons de le voir, par la mise en place de projets de compensation (qui visent à maintenir constant un stock de capital naturel); à défaut de quoi, il est possible d'envisager un fonds intergénérationnel (opéré par le prélèvement de taxes sur les générations actuelles) qui assurerait aux générations futures un niveau de bien-être au moins équivalent à celui des générations actuelles. Si cette idée est rejetée par bon nombre d'économistes dont Pearce, puisqu'elle suppose la substitution des capitaux naturel et manufacturier, est elle néanmoins plus facile à appliquer à un niveau microéconomique. La dégradation environnementale que cette approche autorise peut être tempérée par l'utilisation – sous forme de contraintes – de « seuils de sécurité » (*safe minimum standards*). Ainsi, à l'intérieur d'un cadre prédéfini par les connaissances biophysiques du milieu, il serait possible d'opérer une évaluation et une planification économique de projet sans devoir respecter la lourde contrainte du maintien du stock de capital naturel. Dans ce cas, il s'agit clairement d'un modèle de « soutenabilité faible », mais, comme le fait remarquer Van Pelt (1993), « *a compromise solution might be to apply 'strong' policies to essential environmental attributes, and 'weak' policies to attributes of lesser importance.* »¹⁶

¹⁶ Van Pelt, M.J.F. (1993) 'Ecologically sustainable development and project appraisal in developing countries' in *Ecological Economics*, 7, 19-42.

En réalité, la difficulté à respecter la contrainte de soutenabilité est directement associée aux variables incluses dans l'analyse. Par exemple, la contrainte de soutenabilité peut être appliquée aux stocks de ressources non-renouvelables, aux flux produits par les ressources renouvelables, au niveau de production des ressources en général, au niveau de revenu, voire au niveau d'utilité. La contrainte la plus forte se trouve bien sûr dans le maintien des stocks de capital naturel: la plus faible revient au maintien du niveau d'utilité. Synthétiquement, nous pouvons présenter les contraintes de soutenabilité de la façon suivante:¹⁷

Maintien du stock de ressources renouvelables et non-renouvelables	K_N
Maintien de l'output produit par les ressources renouvelables	$R(K_N)$
Maintien du niveau de production des ressources en général	$Q(K_N, K_H)$
Maintien du niveau de revenu	$Y(K_N, K_H, wL)$
Maintien du niveau d'utilité	$U(K_N, K_H, wL; \text{valeur d'existence, loisir})$

Le maintien du stock de ressources non-renouvelables K_N ne laisse aucun choix; par contre, le maintien d'un certain niveau de production R des ressources renouvelables autorise la substitution technologique. Le maintien du niveau de production des ressources en général est plus souple, puisqu'il autorise la substitution complète entre les capitaux humain et naturel. En règle générale, c'est la contrainte que l'on tente de respecter dans les projets de développement agricoles. Le maintien du niveau de revenu représente une contrainte encore plus faible, puisque cette fois une augmentation des salaires peuvent compenser la dégradation environnementale; à

¹⁷ Voir à ce sujet: de Janvry, A., Sadoulet, E., Santos, B. (1993) *Project Appraisal for Sustainable Rural Development: Notes for IFAD's Operational Guidelines*, Technical Advisory Division, IFAD, Rome.

l'extrême, le maintien du niveau d'utilité peut se faire par la substitution entre la qualité environnementale et tout ce qui procure un certain niveau d'utilité.

Le choix de la contrainte à appliquer dépend en partie de l'échelle géographique du projet analysé. À un niveau global (ou international), la contrainte de soutenabilité peut être plus sévère, puisque les possibilités de substitutions sont plus grandes. Ainsi, il est possible que l'environnement d'une région particulière se dégrade pendant que celui d'une autre région s'améliore: de cette façon, le stock de capital naturel total peut rester inchangé au niveau global malgré la diminution d'une partie de ce stock à un niveau régional. Le même raisonnement peut s'appliquer à la gestion des unités agricoles: à l'intérieur de la zone délimitée par un projet, une unité agricole peut, en quelque sorte, « détériorer » l'environnement si d'autres sous-régions sont maintenues intactes ou sont améliorées. Pour l'ensemble d'un projet prenant place dans une aire géographique relativement limitée, il est donc possible d'aménager une certaine souplesse à l'intérieur d'un cadre plus rigide à un niveau supérieur. Cette idée d'une compensation inter-régionale se rapproche de celle de Pearce et al. (1989), sans toutefois en épouser la forme.

En règle générale, l'évaluation de projets agricoles nécessitera soit une contrainte de soutenabilité du troisième type, c'est-à-dire le maintien du niveau de production des ressources naturelles, ou du quatrième type, c'est-à-dire le maintien du niveau de revenu associé au capital naturel. Cela se justifie, dans les pays en voie de développement, par le fait que la priorité est à l'éradication de la pauvreté chez les classes paysannes: le maintien de l'intégralité du stock de capital naturel pourrait, dans cette situation, se faire aux dépens du développement humain. D'autre part, compte tenu de la « rationalité » propre aux individus, le projet proposé doit être

financièrement acceptable pour les agents visés, surtout lorsque les institutions en place ne disposent pas d'un pouvoir de contrôle efficace sur les populations.

Une telle approche doit bien sûr être envisagée avec prudence. À long terme, la priorité donnée aux niveaux de revenus peut occasionner une dégradation de l'environnement – et cela est d'autant plus vrai que tout calcul de flux économiques à un taux d'actualisation de 10% revient à limiter l'horizon de l'évaluation à au plus une cinquantaine d'années.¹⁸ Aussi grands soient-ils, les coûts futurs seront donc négligés dans l'évaluation économique d'un projet. Il sera donc nécessaire d'établir au départ le type de capital naturel sur lequel doit se faire l'analyse économique, c'est-à-dire de définir les limites à l'intérieur desquelles le jugement économique doit être porté. Par exemple, Van Pelt (1992) appuie l'idée de la compensation monétaire entre les générations (par suite d'une dégradation de l'environnement), en autant qu'en soient exclues les fonctions environnementales non-substituables. C'est là qu'intervient la nécessité, évoquée au premier chapitre, de procéder à l'analyse multi-critère: celle-ci permettra l'identification du capital naturel à préserver, quitte à ce que la conservation ne soit pas *économiquement* justifiée, du moins dans l'état actuel des connaissances. Le prix de la conservation d'une aire protégée, un parc national, par exemple, pourra néanmoins être évalué et inclus dans l'analyse économique.

L'approche de la soutenabilité des revenus permet d'envisager la compensation intergénérationnelle par l'imposition d'une taxe aux générations actuelles. Les revenus prélevés pourraient être transmissibles aux générations futures par la mise en place d'un fonds, investi,

¹⁸ À un taux d'actualisation de 10%, les coefficients d'actualisation baissent rapidement à 0,092 pour la 25^e année, et à 0,009 pour la 50^e année. En d'autres termes, 100\$ dans cinquante ans compteront pour 90 sous dans l'analyse économique d'un projet.

idéalement, dans le capital naturel.¹⁹ La compensation par taxation peut aussi être appliquée à des fins d'équité intragénérationnelle: d'une part, la mise en place du projet favorisera certains groupes sociaux plutôt que d'autres; d'autre part, la distribution spatiale des avantages et désavantages d'un projet est rarement homogène. Le transfert de fonds par taxation, en tant que partie intégrante du projet (bien qu'elle ne soit indépendante de l'aspect institutionnel), constitue dès lors une solution complémentaire au maintien d'une partie du capital naturel.

Le calcul du prélèvement d'un fond ou d'une taxe intra et intergénérationnelle est centré sur ce que l'on appelle le « revenu soutenable ». Nous pouvons voir dans la Figure 2.2 la distribution initiale du revenu tiré d'une exploitation agricole quelconque. À mesure que la fertilité du sol diminue, le revenu d'exploitation baisse; la valeur actualisée de la séquence de revenus, au temps $t = 0$ et au taux d'actualisation r est exprimée par $VAN(y_t)$. Pour toute valeur actualisée de revenus, il existe en tout temps un revenu constant tel que:²⁰

$$\bar{y} = r \text{ VAN}(y_t) \quad (2.5)$$

ce qui représente le revenu soutenable.²¹ Afin de maintenir une constance du revenu, les exploitants auront donc à épargner un montant $y_t - \bar{y}$ avant le temps t^* et à récupérer le montant $\bar{y} - y_t$ du temps t^* à l'infini. Dans la figure 2.2, le montant prélevé avant le temps t^* équivaut à l'aire A tandis que les subsides retirés après ce temps sont représentés par l'aire B. Pour un taux

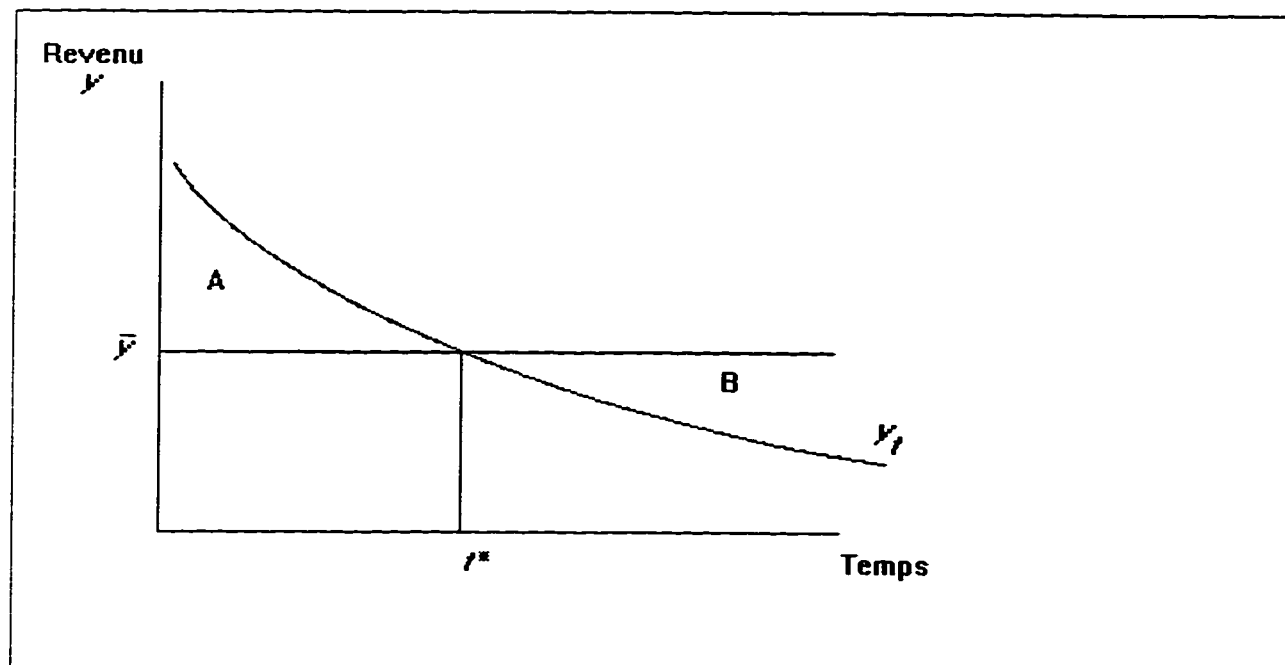
¹⁹ L'investissement en capital naturel est sans doute la meilleure façon de s'assurer que le fonds est transmis d'une génération à l'autre, étant donné le caractère risqué des investissements en capital manufacturier ou liquide.

²⁰ Les lignes suivantes reprennent l'exposé de De Janvry et al. (1995).

²¹ En temps continu, la valeur actualisée nette du revenu $\bar{y}$ est donnée par: $VAN(\bar{y}) = \int_0^{\infty} \bar{y} e^{-rt} dt = \bar{y} / r$.

d'actualisation r donné. $VAN(A) = VAN(B)$. Les exploitants s'assurent ainsi d'un revenu soutenable et constant à long terme, malgré la perte de productivité des sols.

Figure 2.2 - Revenu soutenable d'une exploitation agricole



source: De Janvry, A., Sadoulet, E. (1995).

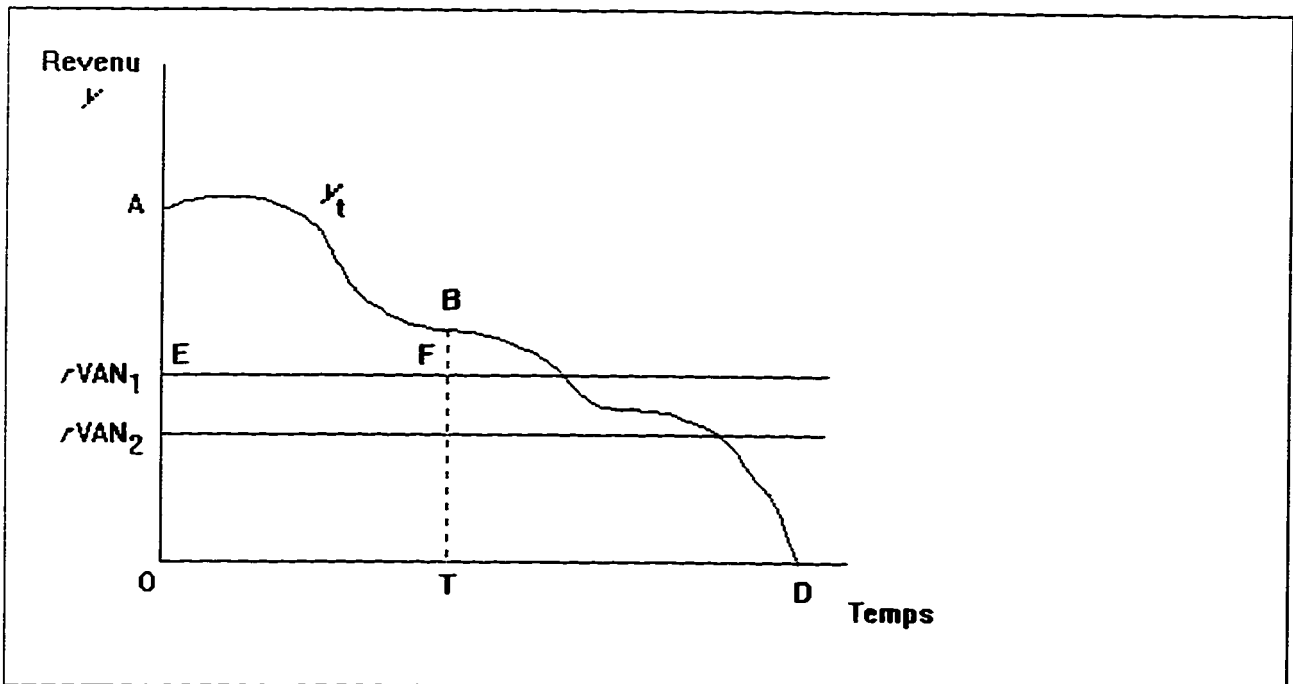
La perspective de pouvoir niveler les revenus intergénérationnellement et intragénérationnellement par des transferts de fonds ouvre la voie à un nouveau type de critère de soutenabilité. DeJanvry et Sadoulet (1995) suggèrent une double évaluation économique en deux points dans le temps.²² Ainsi, la durée du projet peut être divisée sur la base des générations qui seront affectées – généralement deux, si l'on considère qu'une génération équivaut, *grosso modo*, à une période de vingt-cinq ans. Le critère de soutenabilité consistera à comparer les valeurs

²² De Janvry, A., Sadoulet, E., Santos, B. (1995) 'Project Evaluation for Sustainable Rural Development: Plan Sierra in the Dominican Republic' in *Journal of Environmental Economics and Management*, 28, 134-35.

actualisées nettes, dégagées par le projet, qui reviennent à chaque génération. La procédure pourra se dérouler comme suit:

- i) calcul de la valeur actualisée nette VAN_1 , incluant le capital naturel, telle que perçue par la première génération;
- ii) calcul de la valeur actualisée nette VAN_2 , incluant le capital naturel, telle que perçue par la seconde génération au temps T ;
- iii) définition de la contrainte de soutenabilité, telle que $VAN_2 \geq VAN_1$, c'est-à-dire que la valeur actualisée du programme économique proposé soit au moins aussi grande pour la seconde génération que pour la première.

Figure 2.3 - Revenu intergénérationnel soutenable



source: De Janvry, A., Sadoulet, E. (1995)

La Figure 2.3 illustre l'évolution irrégulière des revenus dans le temps; ces revenus tendent à diminuer avec les pertes de productivité. Au temps $t = 0$, la valeur actualisée nette de l'ensemble du projet est égale à la valeur actualisée nette de l'aire OAD ($VAN_1 = VAN(\text{aire OAD})$). Au temps $t = T$, la VAN_2 sera égale à la $VAN(\text{aire TBD})$. Le revenu total qui revient à la première génération (avant le temps T) est constitué de la différence entre les deux valeurs. c'est-à-dire:²³

$$Y_1 = VAN(\text{aire OABT}) = VAN_1 - e^{-rT} VAN_2 \quad (2.6)$$

Afin de respecter la contrainte $VAN_2 \geq VAN_1$, la première génération aura à payer une taxe définie par:

$$VAN_1 = VAN_2 + e^{rT} (\text{taxe}) \quad (2.7)$$

où r est le taux d'intérêt moyen en vigueur lors du dépôt des taxes par la première génération. La valeur actualisée nette du projet perçue par la première génération restera inchangée, tandis que la valeur actualisée perçue par la seconde génération au temps T sera augmentée de e^{rT} (taxe). Ainsi, la taxe payée par la première génération sera de:

²³ Nous supposons que l'exploitant ne peut vendre les immobilisations en fin de projet, donc que la seule valeur générée par le projet est celle des revenus d'exploitation.

$$\text{taxe} = e^{-rt} (\text{VAN}_1 - \text{VAN}_2) = \frac{e^{-rt}}{r} (\bar{Y}_1 - \bar{Y}_2) \quad (2.7a)$$

Après le paiement d'une telle taxe, le revenu disponible pour la première génération sera de:

$$Y_1 = \text{VAN}_1 - e^{-rt} \text{VAN}_2 - \text{taxe} = (1 - e^{-rt}) \text{VAN}_1 \quad (2.8)$$

La méthode proposée ci-dessus, faut-il le rappeler, est valable à un niveau local (exploitants agricoles ou familles paysannes). Au niveau régional ou national, le critère de soutenabilité est trop faible pour assurer une réelle protection du capital naturel. En effet, cette méthode suppose implicitement qu'il est possible de transiger l'environnement contre un placement financier; de fait, elle répond à la contrainte de faisabilité financière pour les exploitants. Les gestionnaires du projet, ou les institutions qui en assureront le suivi, auront cependant le choix des investissements à effectuer: ceux-ci devront préférablement se faire sous forme de capital naturel. Le capital naturel n'est pas sujet aux fluctuations de l'économie; son rendement est relativement stable et l'utilité retirée de certaines fonctions environnementales risque de se maintenir au cours du temps.

2.2.4 Limites de l'analyse coûts-bénéfices et de l'évaluation environnementale

Nous avons déjà évoqué à maints reprises, au cours des pages précédentes, les problèmes reliés à l'évaluation de l'environnement. D'une manière générale, les critiques adressées à l'analyse coûts-bénéfices et à l'évaluation environnementale seront de deux ordres:

- (i) au niveau des fondations de l'analyse coûts-bénéfices ou de l'économie néoclassique, plusieurs rejettent dès l'abord les prétentions en ce qui concerne l'intégration de l'environnement;
- (ii) d'un point de vue technique, les méthodes de monétisation des biens et services environnementaux présentent divers problèmes de fond.

La perspective rationnelle et utilitaire qu'a la science économique sur l'environnement fut maints fois décriée par nombre d'environnementalistes. La science économique perçoit en effet l'environnement comme étant un stock de ressources dont la seule valeur se trouve dans sa consommation. Cette approche anthropocentrique est inhérente à l'école néoclassique: celle-ci propose un développement théorique essentiellement appuyé sur la notion de souveraineté de l'individu, source des préférences individuelles, mais aussi de la rationalité qui sous-tend la mécanique permettant l'atteinte d'un équilibre entre production et consommation. C'est en posant ce cadre mécaniste et utilitaire que certaines fonctions environnementales apparaîtront comme étant des « externalités » qu'il faudra « internaliser » pour fins d'analyse ou pour l'atteinte d'un nouvel équilibre qui tiennent compte de ces fonctions. Cette façon de faire suscite toutefois quelques interrogations. En premier lieu, il ressort de la théorie subjective de la valeur que certains biens environnementaux, à prime abord inutiles ou inconnus, n'auront aucune valeur.

Dans ce contexte, l'équilibre économique, même dans l'hypothèse où l'économie en question intégrerait le maximum d'externalités environnementales, peut « tout de même conduire à la catastrophe » environnementale (Dasgupta, 1995). D'un point de vue analytique, il appert que les analyses effectuées devront se faire, le plus souvent, dans un cadre partiel, et que l'analyse économique ne saurait ainsi constituer à elle seule une analyse complète. En second lieu, le subjectivisme pose un problème d'information: même dans les cas où les fonctions environnementales apparaissent utiles au consommateur, la valeur qui leur est attribuée sera dépendante de la quantité et de la qualité de l'information donnée. Ce problème est particulièrement aiguë lorsque vient le temps d'évaluer les biens environnementaux par sondage – le niveau d'information à donner aux sondés afin qu'ils puissent définir leurs valeurs risque d'être arbitraire. En troisième lieu, la valorisation de l'environnement par la théorie économique néoclassique peut paraître réductionniste. Dans le cas des écosystèmes par exemple, l'écologie – comme la physique – nous enseigne que le tout est davantage que la somme des parties: les approches écologiques réductionnistes des dernières années font aujourd'hui place à des approches systémiques, mieux à même de rendre compte de la réalité. Une telle approche a été rendue nécessaire, en écologie, parce que l'atomisation de la nature limitait notre compréhension de celle-ci. Or, la science économique doit réduire l'environnement en éléments qui peuvent être valorisés: elle appréhendera la nature comme étant une série de fonctions, et s'en tient par le fait même à une approche réductionniste. Cela pose problème lorsqu'on considère qu'une bonne partie des fonctions environnementales – telles que définies par la science économique – ne peuvent être évaluées indépendamment de leur contexte. Une bactérie se nourrissant de bois mort assure la décomposition des déchets organiques et la formation d'humus dans un boisé: cette

même bactérie soulève l'ire des citoyens lorsqu'ils constatent le pourrissement de leur balcon. En fait, l'évaluation d'une bactérie ne peut porter sur la bactérie uniquement; elle ne pourra se faire que sur un ensemble, que l'évaluateur devra arbitrairement délimiter. Un quatrième problème vient du fait que le consentement à payer d'un individu (CAP) tel que défini plus haut est dépendant de son niveau de revenu. Ce problème est particulièrement épineux lorsque les évaluations sont faites dans un pays en voie de développement, où les écarts de revenu – et les préoccupations des habitants – présentent de grandes divergences. En dernier lieu, la monétisation des biens et services environnementaux n'en élimine pas moins les contraintes d'aggrégation et de substitutions (même s'ils sont de valeurs égales, on peut douter qu'un kilomètre cube d'atmosphère puisse être remplacé par une douzaine de poissons rouges). d'irréversibilité et d'incertitude quant à la reproduction des fonctions environnementales.

C'est en s'appuyant sur ces constatations que plusieurs économistes et environnementalistes rejettent d'emblée la valorisation économique de l'environnement. Une position plus nuancée est cependant partagée par la majorité des chercheurs: même si la valorisation de l'environnement comporte des difficultés, elle reste néanmoins nécessaire et peut faire de l'analyse coûts-bénéfices un puissant outil de décision. Dans la mesure où l'analyse coûts-bénéfices est considérée comme étant un point de vue particulier – celui de l'économie – faisant partie d'un processus de décision hiérarchiquement supérieur (comme l'analyse multicritères), l'utilité d'une telle méthode reste bien réelle. De plus, l'amélioration des techniques de monétisation vues dans les sections précédentes permet un certain optimisme quant à la validité et à la légitimité de l'analyse coûts-bénéfices. Cependant, les problèmes reliés aux techniques

d'évaluation de l'environnement ne doivent pas être sous-estimés, et doivent toujours être présents dans l'esprit des évaluateurs. Ces techniques, nous l'avons vu, comportent toutes des failles, notamment en ce qui concerne la collecte des données, la mesure et l'interprétation de celles-ci, la validité des mesures obtenues ou la difficulté de les intégrer à l'analyse coûts-bénéfices. Les gestionnaires d'un projet seront toujours les mieux placés pour juger des méthodes à utiliser et des limites concrètes de celles-ci. Car en fin de compte, la crédibilité d'une évaluation économique sera souvent une question de bon sens.

CHAPITRE TROISIÈME

L'aménagement des bassins versants

La littérature anglo-saxonne définit généralement le « watershed » comme « *a topographically delineated area that is drained by a stream system, that is, the total area above some point on a stream or river that drains past that point. The watershed is a hydro-logic unit often used as a physical-biological unit and a socio-economic-political unit for the planning and management of natural resources.* »^{1 2} Le bassin versant est donc un système caractérisé à la fois par ses limites géographiques, à l'intérieur desquelles se trouvent la presque totalité des composantes et par la présence d'un réseau hydrologique dont les ramifications s'étendent sur l'ensemble du système. Typiquement, le bassin versant présente une dénivellation quasi régulière, de sorte que, sauf exception, l'eau s'écoule de l'amont vers l'aval en se concentrant

¹ Le terme « watershed » est généralement traduit par « bassin versant », alors que le bassin hydrographique se rapporte à une unité plus vaste, le « river basin ».

² Brooks, K.N., Ffolliott, P.F., Gregersen, H.M., Thames, J.L. (1991) *Hydrology and the Management of Watersheds*, Iowa State University Press/Ames, Ames, p. 10.

progressivement dans le talweg.³ Le bassin versant constitue un sous-ensemble du bassin hydrographique, ce dernier, plus étendu, couvrant la totalité du réseau hydrologique.

La simplicité apparente de « l'unité logique » que constitue le bassin versant en fait un concept largement utilisé. La circonscription géographique du système facilite l'identification et la gestion des composantes biophysiques et socio-économiques. La littérature présente habituellement le bassin versant comme étant une entité biophysique alimentée, d'un côté, par une série d'inputs et rejetant, à « l'autre extrémité », une quantité donnée d'outputs. Une telle simplification est facilitée par la réalité du système naturel, dans lequel on peut remarquer une directivité des relations biophysiques qui y prennent place, et dont les inputs (précipitations et condensation) et les outputs (écoulements et déversements d'eau) sont clairement partagés. Lorsque placée dans un cadre socio-économique, la conceptualisation du bassin hydrographique suit une même logique. Le modèle économique distingue les agents selon leur emplacement géographique (qu'ils soient en amont ou en aval) et pose une asymétrie dans relations économiques, comme en témoigne l'habitude de placer les externalités environnementales en aval du système. Cette dernière supposition n'est pas dénuée d'ambiguïté, comme nous le verrons plus loin.

Le bassin versant est également un milieu de vie qui peut englober une ou plusieurs communautés. En règle générale, ces communautés seront entièrement comprises dans l'aire géographique du bassin; de plus, elle sont aisément identifiables puisque leurs modes de vie sont souvent intimement liés aux conditions biophysiques typiques rencontrées dans les bassins

³ Talweg: ligne joignant les points les plus bas d'une vallée.

versants. Ces communautés exploiteront le bassin sur deux niveaux, soit local (agriculture) et régional (exploitation hydroélectrique des rivières, systèmes d'irrigation). Dans ce dernier cas, les dernières décennies ont vu apparaître diverses technologies permettant l'aménagement de vaste bassins hydrographiques, ce qui a ouvert la voie à de multiples possibilités. Il est aujourd'hui pensable de remodeler – littéralement – le paysage d'un bassin et de l'adapter aux besoins du jour. Grâce aux systèmes d'irrigation étendus, à la mise en place de réservoirs, de digues, de barrages, les bassins hydrographique s' « aménagent » désormais selon les objectifs poursuivis. Ceux-ci sont généralement de trois ordres: (i) le problème de la rareté de l'eau, tant dans les pays développés que dans les pays sous-développés, sera résolu par la mise en place de systèmes d'irrigation; (ii) l'exploitation énergétique des rivières s'avère une alternative économique aux autres formes d'énergie; d'un point de vue agricole enfin, (iii) la stabilisation des sols augmente les rendements et prévient les catastrophes. En fait, ces trois aspects sont souvent reliés biophysiquement et feront partie d'une approche d' « aménagement intégré » du territoire.

3.1 Les composantes biophysiques des bassins versants

Géographiquement, le bassin versant s'étend sur un espace défini par le réseau hydrologique, lequel est dessiné par la géomorphologie du terrain. Le territoire couvert par un bassin versant peut être grossièrement représenté comme un réceptacle qui recueille l'eau en provenance de l'atmosphère et qui déverse une égale quantité d'eau en un point précis (rivières, mers, océan), à la façon d'un entonnoir. L'eau s'écoule à travers les dépressions géologiques du

terrain, par gravité, formant ainsi des canaux de tailles diverses qui se concentrent en aval. Le réseau hydrographique présente donc une configuration différente en amont et en aval. C'est la raison pour laquelle le bassin versant est souvent présenté comme un ensemble de deux sous-systèmes: un bassin supérieur en amont (upstream); un bassin inférieur en aval (downstream). Il est également possible de définir une zone intermédiaire, dont les caractéristiques biophysiques empruntent aux deux autres zones. Dans la pratique, l'élément séparateur de ces deux sous-systèmes est souvent identifié à un barrage – ce qui peut sembler arbitraire, mais tout de même justifiable: de par sa fonction, le barrage profite de la différence biophysique naturelle entre les deux sous-systèmes.

La géomorphologie du terrain d'un bassin versant est fort variée. Dans les zones supérieures, le terrain sera généralement accidenté et montagneux, peu irrigué. Ces zones présentent aussi les plus fortes variations climatiques et les terres les moins fertiles; elles sont habituellement couvertes de forêts et peu accessibles, les densités de sont faibles. Elles sont néanmoins d'une grande importance, puisqu'elles agissent comme réceptacle et recueillent l'eau venant de l'atmosphère. Une mauvaise gestion des zones supérieures d'un bassin versant peut avoir des conséquences dévastatrices sur les zones peuplées en aval; les coupes à blanc et la construction de routes sont causes de nombreux cas d'inondations et de glissements de terrains. L'agriculture dans les endroits montagneux se fait au prix d'une érosion accélérée, et est difficilement soutenable à long terme.

Les zones inférieures des bassins versants peuvent présenter une géomorphologie très variée. On y retrouve habituellement la plus grande partie des populations rurales et urbaines.

Les terres sont mieux arrosées et plus fertiles qu'en amont: en outre, le terrain est habituellement moins accidenté et se prête mieux à l'agriculture. Dans plusieurs pays en voie de développement cependant, les zones inférieures des bassins versant sont si densément peuplées que la capacité de charge maximale de l'environnement est presque atteinte: la fertilité des sols décline, l'irrigation est insuffisante et, dans les cas extrêmes, la désertification s'installe. Le facteur humain joue donc un rôle déterminant sur les caractéristiques biophysiques des zones inférieures et intermédiaires. La nature des sols et le couvert végétal peuvent y être transformés par des siècles d'agriculture, des années d'arrosages de pesticides, d'herbicides et d'engrais chimiques; les capacités récentes de l'humain à transformer son environnement influent sur la typologie des canaux, des lacs, des rivières, et même sur la géomorphologie du terrain. En somme, la caractérisation biophysique de ces zones est indissociable des activités humaines qui y prennent place.

3.1.1 La modélisation des fonctions environnementales

Les canalisations d'eau et la nature des sols sont, du moins d'un point de vue socio-économique, les plus importantes. Les sols sont une préoccupation majeure pour tout exploitant agricole: leur santé a une influence directe sur les rendements agricoles et, par le fait même, sur la qualité de vie des agents qui en dépendent. Le gestionnaire d'un projet de bassin versant accordera donc une attention toute particulière aux caractéristiques et aux comportements des sols, à plus forte raison lorsque ceux-ci voient leur équilibre changé par les aménagements

humains. Ces aménagements peuvent produire des transformations chimiques ou physiques considérables.

Des perturbations dans les processus hydrologiques décrits dans la section précédente peuvent affecter à divers degrés les processus d'érosion et de transport des sédiments. La dynamique des sols est également dépendante de la nature du couvert végétal. Le gestionnaire du projet doit donc faire les liens appropriés entre les transformations de l'environnement physique imposées par l'homme (formation de réservoirs, détournements de rivières, transformation du couvert végétal, etc.) et les conséquences qui peuvent se manifester dans la sphère économique. Dans l'exemple que nous étudierons, l'envasement du réservoir d'un barrage a une influence directe sur sa durée de vie et sur la quantité d'énergie produite, ce qui change la valeur économique du barrage.

3.1.1.1 Érosion des sols

L'érosion des sols est le processus par lequel des particules de terre sont délogées puis transportées par l'eau ou les vents. Il existe trois type d'érosion, chacun caractérisé par la taille des « particules » en jeu ou par la vitesse du processus érosif:

- l'érosion de surface (reptation), lente, est caractérisée par le déplacement de particules fines;
- la solifluxion, plus rapide, met en jeu des masses plus volumineuses. Sa dynamique peut être considérablement changée par les transformations apportées par l'humain;
- les mouvement de masse, caractérisés par le déplacement rapide de grandes masses; ces mouvements peuvent s'avérer catastrophiques.

Nous ne nous attarderons ici qu'aux deux premières formes d'érosion.

Les facteurs qui occasionnent ces deux formes d'érosion sont multiples; ils peuvent néanmoins être classés en deux catégories. Les forces actives constituent une première catégorie: elles sont générées par des facteurs climatiques: précipitations, température et vents. La seconde catégorie est constituée des forces « passives », que sont les caractéristiques biophysiques du milieu. Les principales forces passives sont la nature des sols, la topographie, le couvert végétal et non-végétal.

- Parmi les *forces actives*, les précipitations sont sans doute les plus importantes. Par transmission d'énergie cinétique, les précipitations désagrègent et délogent les particules qui se trouvent à la surface des sols. Les écoulements générés par ces précipitations transportent ensuite les particules vers d'autres réceptacles, initiant ainsi un lent processus de diffusion.

Les vents sont un autre élément que l'on peut considérer comme force active. Ils délogent, par impact, les particules fines se trouvant en surface du sol. La vitesse des vents et leur durée détermine l'effet total. Un troisième élément faisant partie des forces actives est la température. Les variations de température entraînent des expansions et des contractions périodiques des sols, ce qui les déstabilise à terme. Cela rend les sols plus fragiles et plus susceptibles d'être érodés par les autres éléments actifs.

- Les *forces passives* sont représentées par les caractéristiques biophysiques du milieu. La nature des sols constitue un des facteurs les plus importants à considérer lorsque vient le temps de calculer un taux d'« érosivité ». Les sols présentent diverses propriétés (granularité, stratification, porosité, perméabilité, humidité, susceptibilité au gel, etc.) qui influent les mécanismes d'érosion; nous verrons comment sont pris en compte ces propriétés dans les calculs d'érosion des sols. Par ailleurs, la topographie du milieu joue un rôle fort important. La pente d'un terrain influence directement les taux d'érosion et la production sédimentaire. L'orientation d'une pente détermine l'exposition du sol aux forces actives climatiques; le degré et la longueur de la pente influenceront sur la vitesse de diffusion et d'évacuation des particules fines. Un troisième élément faisant partie des forces passives est le couvert, végétal ou non-végétal. Le couvert végétal joue un rôle d'interception et protège ainsi le sol des précipitations et des vents. De plus, le réseau de racines produit par le couvert végétal assure le maintien du sol, particulièrement dans les pentes. Le couvert non-végétal joue, pour sa part, essentiellement le même rôle d'interception que le couvert végétal.

Un des défis posés au gestionnaire d'un bassin versant est le calcul de l'érosion des sols. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'érosion des sols occasionne des coûts et des bénéfices économiques qui doivent être pris en compte dans l'évaluation économique. Comme point de départ, il sera nécessaire de distinguer les facteurs inaltérables (par l'homme) des facteurs qui le sont. Les facteurs climatiques – c'est-à-dire les forces actives d'érosion des sols – sont généralement inchangeables, tandis que certaines forces passives sont transformables – et parfois involontairement transformées – par des aménagements humains.⁴ Nous savons, par exemple, que l'aménagement des terrains et des unités agricoles n'est pas sans conséquences sur les taux d'érosions. En effet, les pratiques agricoles (incluant l'agroforesterie) peuvent induire la sédimentation de multiples façons:

- la coupe des arbres par des moyens mécaniques est beaucoup plus néfaste que la cueillette manuelle (coupe des arbres ou récolte des branches à la scie). La machinerie lourde a un effet déstabilisant et déstructurant sur les sols;
- les transformations du couvert végétal ont aussi un effet déstructurant sur les sols et changent les taux d'érosion de surface;
- les activités de terrassement (retournement de la terre, compactage, nivellement) sont autant de facteurs déstabilisants;
- l'irrigation peut aussi contribuer à l'accélération de l'érosion des sols.

⁴ Il semble y avoir certaines exceptions à cette règle. Au Québec, la société Hydro-Québec a tenté la monétisation des émissions de gaz carbonique, produites par la décomposition du bois submergé, dans l'atmosphère. Vu les immenses étendues boisées inondées par les réservoirs hydroélectriques québécois, ces émissions de gaz sont estimables. Cependant, les changements climatiques inférés par l'activité humaine sont, en général, si difficiles à mesurer que leur prise en compte dans l'analyse économique d'un projet risque d'être non-significative. cf: Laframboise, D., Michaud, L. (1995). *La Monétisation des externalités de la filière hydroélectrique au Québec*. Rapport final. Vice-Présidence Environnement, Hydro-Québec, p. 94.

Nous pouvons constater que l'utilisation de machinerie lourde, généralement promue par des impératifs économiques, n'est pas sans conséquences biophysiques. Une perte de productivité des sols se traduit directement en termes économiques, de même que l'envasement des réservoirs des canaux d'irrigation. En ce sens, les activités manuelles (souvent traditionnelles) sont à considérer, même si elles s'avèrent *a priori* moins efficaces.

Il est théoriquement possible d'établir un lien entre le remplacement d'une forêt par une plantation quelconque et les débits d'eau enregistrés dans les canaux ou les taux de sédimentations présents dans les réservoirs. Le gestionnaire d'un bassin versant aura donc intérêt à calculer les conséquences des aménagements proposés par le projet, et ce à long terme. L'exercice est donc prévisionnel: le gestionnaire utilisera des relations déjà observées par ailleurs pour établir les prévisions d'érosion des sols et d'envasement des réservoirs.

La méthode la plus couramment utilisée pour prévoir l'érosion des sols s'appuie sur l'équation USLE (Universal Soil Loss Equation). L'USLE est une relation empirique dont les bases furent jetées en 1965: plus de dix mille unités agricoles/années furent observées par les chercheurs de l'USDA Agricultural Research Service⁵, ce qui permit l'établissement d'une relation relativement fiable entre les diverses composantes étudiées. En 1978, l'USLE fut améliorée afin de tenir compte des précipitations.

L'équation USLE s'établit comme suit:⁶

$$A = R K (LS) C P \quad (3.1)$$

⁵ United States Department of Agriculture (USDA).

⁶ Cette définition et les suivantes sont tirées de Brooks et al., op. cit.

où A = pertes de sol en tonnes/unité de surface; R = facteur d'érosivité des précipitations pour une aire spécifique, exprimé par un indice d'érosion moyenne; K = facteur d'érosivité des sols pour une surface spécifique; LS = facteur topographique, constitué d'un indice de longueur et d'un indice d'inclinaison de la pente, où L est le ratio entre la perte de sol d'une pente de longueur donnée et la perte de sol d'une pente de 72.6° sous les mêmes conditions, et S est le ratio entre la perte de sol d'une pente d'inclinaison donnée et la perte de sol d'une pente de 9% sous les mêmes conditions; C = facteur d'aménagement agricole, exprimé par la perte de sol sous l'aménagement proposé et la perte de sol sous la même terre en jachère; finalement, P = facteur de contrôle d'érosion, exprimé par le ratio de la perte de sol sous aménagement anti-érosif et la perte de sol sous culture normale. Les termes de l'équation sont déterminés empiriquement, bien qu'ils soient déduits par diverses équations dont nous ne nous ne ferons pas le détail dans ces pages.^{7 8}

Soulignons que C et P sont des facteurs technologiques qui peuvent être changés: c'est sur ces deux variables que l'aménagement du territoire joue. Les autres variables, soit R , K , L et S , sont données par les conditions du milieu.

Le facteur d'aménagement agricole C constitue une intégration de plusieurs facteurs affectant l'érosion, dont le couvert végétal et non-végétal, le type de sol et de surface et, bien sûr,

⁷ La variable K est typiquement déterminée par:

$$100K = 1.2917 [2.1 m^{1/4} 10^{-4} (12 - w) + (3.25 (x - 2) + 2.5 (y - 3))],$$

où: m = pourcentage de sable et de poussière.
 w = pourcentage de matière organique.
 x = indice de structure du sol.
 y = indice de perméabilité.

⁸ La variable LS est donnée par:

$$LS = 3.34 [(L/72.5)^5 (65.41 \sin \theta + 4.56 \sin \theta + 0.065)],$$

où: L = longueur de la pente.
 θ = angle de la pente.

l'aménagement des terres. Ce terme comprend, d'une part, l'influence du couvert végétal (le dais de feuillage) sur l'érosion par précipitations et, d'autre part, l'effet du réseau de racines sur le maintien du sol. Il existe cependant peu de relations empiriques fiables à cet effet; de plus, la valeur de C n'est pas constante dans le temps, au point où elle change de façon saisonnière. Il existe plusieurs façons de mesurer C : en règle générale, C est isolé à partir de l'équation USLE – ce qui implique le calcul des toutes les autres variables. Dans certains cas particuliers, il est possible d'obtenir C par l'estimation de ses composantes. C est donnée par:

$$C = \frac{1}{E} \sum_{e=1}^E EI_e SLR_e \quad (3.2)$$

où: E = période sur laquelle s'étend le cycle agricole;

EI = indice d'érosion mensuelle due aux précipitations pour la région;

SLR = ratio entre la perte de sol sous aménagement agricole et la perte de sol sans aménagement agricole.

Ces termes sont déterminés empiriquement par diverses études agronomiques – la USDA a établi certaines de ces variables pour de nombreux projets, dont le projet étudié en seconde partie de cette thèse.

La détermination de P , variable indépendante, est plus aléatoire. Il ne saurait être question d'utiliser une valeur mesurée sur un autre aménagement – solution couramment utilisée dans la

mesure de C . Le gestionnaire devra appuyer ses estimations sur son propre jugement; en l'absence de tentatives « artificielles » de retenue des sols, la valeur de P sera fixée à 1.

L'équation USLE est modifiable et adaptable à diverses situations. Une modification courante est le remplacement de C et de P par un seul facteur d'aménagement agricole; cette modification se présente souvent lors d'aménagements forestiers.⁹ Un autre type de modification peut se faire afin de tenir compte des différentes topologies présentes dans le bassin versant. Par exemple, la variable R , qui représente le facteur d'érosivité des précipitations, peut être décomposée afin d'obtenir une approximation plus fine des quantités de sédiments qui seront déposés dans les canaux, et ce pour chaque sous-bassin versant. Il est dès lors possible de calculer la production de sédiments pour chaque section du bassin. L'équation modifiée (MUSLE) se présente dès lors comme suit:

$$X = a (Qq)^b K LS C P \quad (3.3)$$

où: Q = quantité totale d'eau en surface;

q = flux de ruissellements maximum;

K, LS, C, P restent les mêmes que dans l'équation USLE standard.

L'eau présente en surface Q est fonction des précipitations (en millimètres) et des « pertes » par infiltration. Ces pertes dépendent de la nature du sol et du couvert végétal, comme

⁹ Voir Brooks, op. cit. p. 147.

c'est le cas pour les variables K et C . Le flux de ruissellement maximum dépend de la quantité totale d'eau de surface dans le sous-bassin (Q multiplié par la surface du sous-bassin) et d'un facteur de conduction présenté par les ruisseaux. La quantité totale de sédiments déversés dans le réservoir est donnée par la somme des livraisons de sédiments de chaque sous-bassin. L'utilité de cette méthode tient dans l'appréhension géographique de la production de sédiments; cette méthode reconnaît, en fait, que la sédimentation est inégalement distribuée dans le bassin versant. La sédimentation d'un réservoir est donc fonction de la localisation des sources de sédimentation et du réseau de ruisseaux: par exemple, une source de sédimentation qui se trouve près du réservoir est plus « néfaste » au réservoir qu'une source éloignée.

3.1.1.2 *Sédimentation*

Les sédiments sont le produit de l'érosion: ils sont constitués des particules de sol arrachées des terres et s'accumulent principalement dans les dépressions de terrain, dans les canaux – ruisseaux, rivières et lacs – ou dans les plaines, lorsque celles-ci sont inondées. L'évacuation de sédiments vers la mer ou l'océan, donc en dehors du bassin versant, représente moins de 25% de l'érosion se produisant sur les versants. La production sédimentaire, nous l'avons vu, peut se mesurer par la méthode USLE: cependant, une fraction seulement des sols érodés se retrouve sous forme de sédiments dans les canaux ou dans le réservoir. C'est à ce dernier que les gestionnaires de l'aménagement s'intéresseront. L'acheminement de l'érosion vers le réservoir s'appelle le SDR (Sediment Delivery Ratio). Ce taux est calculé empiriquement. Les sédiments mettent plusieurs années à parcourir les terres avant d'être évacués dans les

réservoirs: conséquemment, il faut prévoir une augmentation asymptotique du SDR dans le temps. À court terme, le SDR peut être faible; à long terme cependant, il faudra calculer une augmentation notable de ce ratio.¹⁰

L'intérêt pour la sédimentation tient dans le fait que celle-ci diminue, d'une part, le volume d'eau disponible dans le réservoir (par envasement) et, ce faisant, la durée de vie du barrage. La durée de vie du barrage sera égale au temps requis pour que les sédiments remplissent une partie du réservoir: plus précisément, le barrage ne sera plus opérationnel lorsque le niveau des sédiments aura atteint la prise d'eau alimentant la centrale électrique. En vertu de ce qui précède, et en posant A comme étant la quantité de sédiments émise annuellement par l'amont du bassin, la quantité de sédiments q_s qui atteindra le réservoir à une année t quelconque sera donnée par:

$$q_s = A_j a r^{t-j} \quad (3.4)$$

et le volume accumulé de sédiments se trouvant dans le réservoir à l'année t sera donné par:

$$V_t = \sum_{i=1}^t v_i = \sum_{i=1}^t \sum_{j=i_0}^i k A_j a r^{i-j-1} \quad (3.5)$$

où: V_t = volume accumulé dans le réservoir;

¹⁰ Le SDR présentera donc une progression de la forme $a + ar + ar^2 + \dots + ar^{t-1} = \frac{a(1-r^t)}{1-r}$

v_t = volume de sédiments atteignant le réservoir à l'année t ;

$k = 1.3$, soit le facteur de conversion en m^3 (dont nous verrons l'utilité en seconde partie);

A_j = volume de sédiments émis par l'amont à l'année j ;

t_0 = année initiale (au moins 12 ans avant le début de la durée de vie utile du barrage).

La dernière année d'opération du barrage T se trouvera au point $V_T = V_0$.

3.2 L'aménagement des bassins versants

Les sections précédentes font état des différentes caractéristiques biophysiques et chimiques des bassins versants. L'aménagement des bassins versants est multidisciplinaire: le gestionnaire doit nécessairement composer avec la réalité biophysique du milieu et les multiples objectifs et contraintes (sociales et économiques) posés par la notion élargie du développement. L'aménagement des bassins versants constitue, à cet égard, un formidable banc d'essai pour la mise en pratique du développement durable. La nature même du bassin versant force la gestion intégrée des ressources à un niveau microéconomique: la négligence d'un ou de plusieurs « acteurs » de la dynamique du bassin (processus biophysiques, dynamiques sociales et économiques, environnement) peut entraîner des conséquences immédiates et facilement identifiables sur l'ensemble du système. Cela est dû en partie à la circonscription physique du système: les causes et les effets sont souvent localisés; leur mécanique est relativement simple et connue. Par exemple, le déboisement d'un versant de montagne a un effet immédiat sur l'érosion

des sols, qui à leur tour influenceront sur la valeur économique d'un barrage situé en aval (par envasement). À l'opposé, le déboisement d'une forêt tropicale quelconque entraîne des effets économiques diffus, spatialement et temporellement (fixation de l'azote, pertes de biodiversité, etc.), ce qui rend l'évaluation économique difficile et fournit peu d'incitation à l'intégration des effets environnementaux dans l'évaluation.

Les multiplicités techniques et théoriques propres à l'aménagement des bassins versants peuvent sembler fortement contraignantes; cependant, il ne faut pas oublier le potentiel qu'offre ses multiples usages. Le bassin versant, nous l'avons vu, peut être exploité pour ses forêts, ses terres agricoles, son potentiel hydroélectrique, ses ressources aquatiques, les facilités de transport qu'il fournit, etc. Le gestionnaire dispose donc d'un certain degré de liberté. La multiplicité des usages comporte deux dimensions: d'une part, elle réfère à l'utilisation que l'on peut faire d'une région donnée, compte tenu des ressources en présence; d'autre part, elle réfère aux multiples utilisations que l'on peut faire d'une même ressource. Dans le premier cas, il s'agira d'évaluer les combinaisons possibles d'exploitation des ressources dans une région donnée. Les relations entre les ressources naturelles devront être analysées (ces relations peuvent être complémentaires, indépendantes, ou concurrentes). Dans le second cas, il s'agira de déterminer la meilleure utilisation possible d'une ressource. Ces deux aspects de l'utilisation des ressources en place doivent idéalement être combinés dans un exercice d'optimisation: la pratique impose cependant des contraintes qui peuvent apparaître économiquement « non-optimales ».

3.2.1 L'aménagement à usages multiples des bassins versants

L'exigence de développement durable implique que l'optimisation se fasse sur un horizon temporel étendu. Cela suppose un arbitrage supplémentaire dans l'utilisation des ressources: celles-ci ne pourront être mis à contribution de manière simultanée. Par ailleurs, la nature même des projets d'aménagement de bassins versants oblige la prise en compte d'au moins une génération future: la durée de vie d'un barrage s'étend sur plusieurs décennies, et cette durée influe, par actualisation, sur la valeur économique du barrage.

La mise en place d'un régime à usages multiples peut se faire, essentiellement, de trois façons:¹¹

- par l'utilisation concurrente et continue de plusieurs ressources naturelles en même temps sur un même espace;
- par l'alternance ou la rotation dans l'utilisation des ressources sur un même espace;
- par la division spatiale (géographique) des utilisations, le bassin présentant dès lors une mosaïque d'unités d'exploitations, chacune étant utilisée au meilleur escient.

Ces trois options d'aménagement peuvent être combinées de façon à assurer l'exploitation optimale des ressources, selon les objectifs du gestionnaire. Cependant, le gestionnaire aura à identifier les interrelations entre les différents types d'aménagement: comme nous l'avons déjà mentionné, l'exploitation d'une ressource a une influence directe sur le reste du système et.

¹¹Ffolliott, P. F., Brooks, K. N. (1986) « Multiple use: achieving diversified and increased income within a watershed management framework, in *Strategies, approaches and systems in integrated watershed management*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Paris, p. 115.

conséquemment, sur les rendements d'exploitation des autres ressources. Certains types d'exploitations peuvent en effet avoir un impact négatif sur d'autres exploitations, et il est du ressort du gestionnaire d'appliquer les pondérations nécessaires à la poursuite des objectifs. L'aménagement à usages multiples implique donc une connaissance des interrelations entre les différentes parties du système, c'est-à-dire des liens entre les actions entreprises par les exploitants et les impacts que ces actions suscitent sur l'environnement (naturel, social et économique). Ainsi, l'aménagement des bassins versants nécessitera:¹²

1. l'identification et la mesure des productions assurées par les ressources naturelles, agricoles, humaines ou techniques, et ce pour chaque alternative d'exploitation envisagée;
2. l'identification et la mesure des bénéfices et des coûts associés à chacune des alternatives;
3. la prise en compte des externalités, généralement associées aux impacts se produisant en dehors du système aménagé.

Les deux premiers points font ressortir le fait qu'il faudra lier les informations données par les analyses biophysiques aux analyses économiques. Les deux prochaines sections seront consacrées à ce problème. Nous reviendrons plus loin sur la question des externalités.

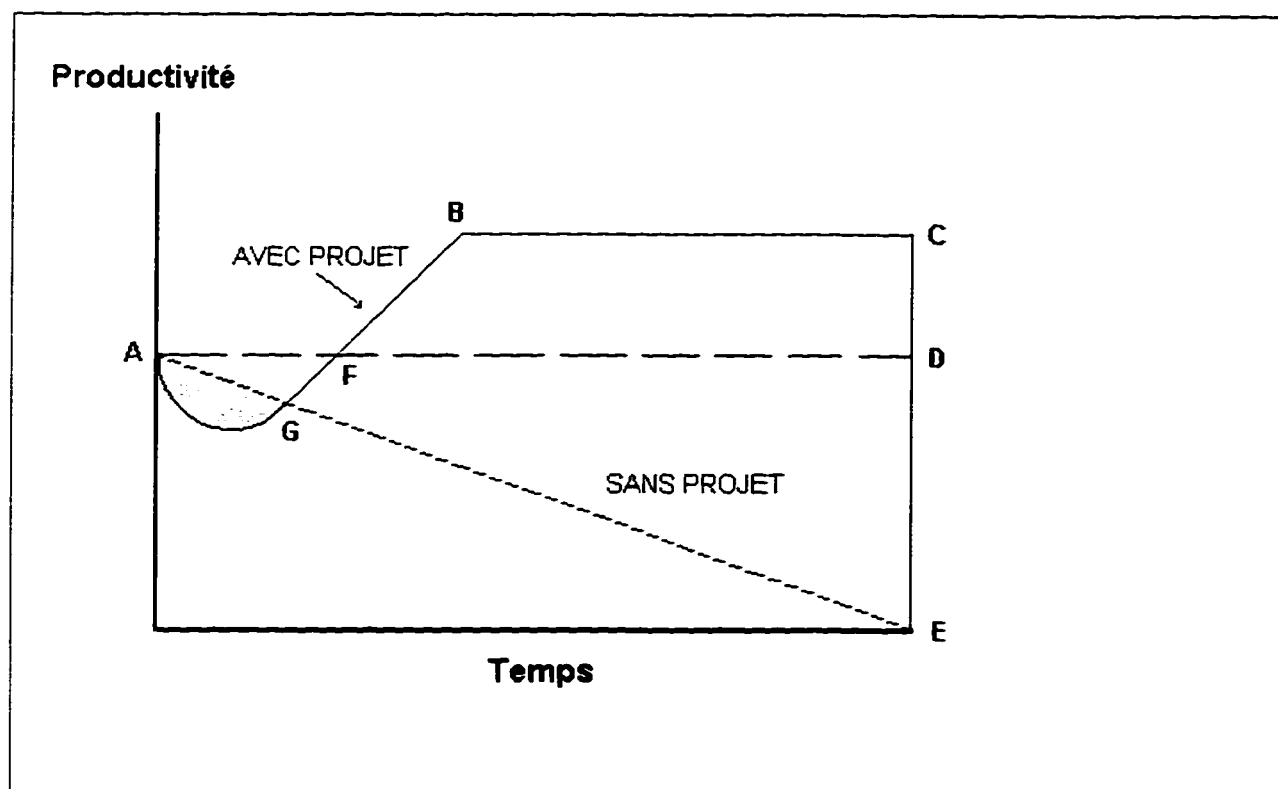
3.2.2 Les relations entre les inputs et les outputs du système

La première préoccupation du gestionnaire d'un bassin versant sera d'établir des liens entre les aménagements ou pratiques proposées (inputs) et les effets de ces activités (outputs). Ces variables sont mesurées dans un cadre « avec et sans projet »; une réduction de la

¹² Op. cit. p. 118.

sédimentation, par exemple, réfère à la différence entre les niveaux de sédimentation sans le projet et avec le projet, ces niveaux étant bien sûr déduits par calcul. Il convient ici de faire deux remarques. La première est que la situation « sans projet » n'est pas équivalente à la situation « avant projet ». Comme nous pouvons le voir dans la Figure 3.1 (FAO87), une simple extrapolation de la situation « avant projet » est ici représentée par le trait AD; or, la situation « sans projet » nous montre, dans ce cas hypothétique, une baisse de productivité continue dans le temps, représentée par le trait

Figure 3.1 -- Évolution de la productivité dans le temps, sans et avec projet



source: FAO (1987), op. cit. p. 21.

AE. La mise en place d'un projet peut générer des pertes à court terme (illustrées par la chute initiale de la productivité), auquel cas le calcul exact des bénéfices nous fournirait l'aire GBCE, et non l'aire FBCD, comme pourraient conclure les gestionnaires s'appuyant sur la situation « avant projet ». Une seconde remarque a trait à la valorisation des outputs générés par les aménagements. On ne saurait calculer le bénéfice associé au gain de capacité du réservoir sans d'abord considérer les besoins humains en eau. En effet, dans l'hypothèse où ceux-ci ne dépasseraient pas la capacité du réservoir sans projet, le surplus en capacité dégagé serait sans valeur, puisqu'inutile au développement. Comme le soulignent Gregersen et al. (1987), *« benefits are changes in goods and services to which one can attach human value. Humans do not put value on soil losses avoided, but rather on what those avoided losses mean in terms of, for example, food losses avoided. »*¹³ Il sera donc question des besoins « couverts » par la capacité nouvelle.

3.2.2.1 Les inputs

Les inputs sont pris dans une perspective socio-économique; ils sont constitués par les activités – nouvelles ou en cours – prescrites dans le cadre de l'aménagement. Ces inputs sont donc des coûts. Ils peuvent être classés, *grosso modo*, en cinq catégories (ici nous suivons Gregersen et al. (1987)): les inputs reliés à la main-d'oeuvre, à l'équipement, à la terre, aux matériaux primaires, aux infrastructures (voir Tableau 3.1).

¹³ Gregersen, H. M., Brooks, K. N., Dixon, J. A., Hamilton, L. S. (1987) *Guidelines for economic appraisal of watershed management projects*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, p. 21.

Tableau 3.1 - Exemple d'inputs dans l'aménagement de bassins versants

Catégorie d'inputs	Exemples – description
Main-d'oeuvre	– gestionnaires des ressources; – ingénieurs et hydrologistes; – travailleurs spécialisés; – travailleurs non-spécialisés; – formation et entraînement de spécialistes.
Équipement	– ensemble des équipement nécessaires à la construction et à l'entretien; – calendrier des besoins et activités.
Terres	– zonage des terres agricoles selon leur usage potentiel; – détermination des aires à être protégées; – détermination des aires susceptibles de recevoir un traitement particulier.
Matériaux bruts	– matériaux utilitaires (essence, énergie, etc.); – bois (construction, infrastructures, etc.); – autres matériaux de construction; – eau
Infrastructures	– habitations, routes, autres infrastructures non incluses dans le projet même.

source: Gregerson et al. (1987).

3.2.2.2 Les outputs et les relations techniques inputs-outputs

Comme nous l'avons déjà mentionné, les outputs sont nécessairement mis en relation avec les inputs. Les mesures du changement doivent être effectuées à la marge puisqu'il s'agit, lors de la mise en place d'un projet, de mesurer l'augmentation marginale d'un output y que produit la hausse d'un input x . Par ailleurs, les relations techniques établies entre les divers éléments de l'écosystème (pris dans le sens large du terme) ne sont pas immédiatement utilisables pour fins d'analyse économique. Les outputs biophysiques doivent être « traduits » ou adaptés en des termes mesurables pour l'économie. Il faut donc établir un deuxième niveau hiérarchique dans

les relations techniques entre les inputs et les outputs. Concrètement, cela signifie que les variables biophysiques estimées devront trouver leur pendant en termes économiques. L'étude empirique des relations entre ces variables devrait permettre l'estimation de fonctions de productions qui sont familières à l'analyse économique. Ces fonctions peuvent présenter la forme concave classique due aux rendements décroissants; le gestionnaire pourra dès lors s'adonner aux calculs d'optimisation prescrits selon les circonstances et éviter toute surutilisation des ressources (Gregersen et al. 1987).

3.2.3 La valeur économique des inputs et des outputs

En termes économiques, un bénéfice perdu est un coût et un coût évité est un bénéfice, comme le rappellent Gregersen et al. (1987). C'est de cette symétrie que découle le concept de coût d'opportunité, si utile dans l'évaluation économique des bassins versants. Comme le mentionnent encore Gregersen et al., les bénéfices d'un projet d'aménagement de bassin versant destiné à prévenir les pertes d'eau emmagasinée dans le réservoir peuvent être évalués en se servant des coûts de dragage évités. En ce qui nous concerne, les coûts d'envasement du réservoir seront estimés en termes de perte de potentiel hydroélectrique: l'électricité « perdue » sera évaluée grâce au prix de l'électricité produite par une source alternative (centrale au charbon, au gaz ou centrale nucléaire). Cette dernière catégorie de coûts et de bénéfices n'entrera en jeu que dans le cadre de l'analyse économique, c'est-à-dire lors de l'évaluation des externalités du projet. À un niveau inférieur (conceptuellement), l'analyse financière d'un projet

d'aménagement de bassin versant suivra les règles désormais traditionnelles (du moins théoriquement) de l'analyse économique de projets dans les pays en voie de développement.

3.2.3.1 Analyse financière au niveau des exploitations agricoles

L'aménagement des bassins versants se fait habituellement de concert avec le développement rural de la région. Les inputs et les outputs d'un projet agricole sont bien connus: le Tableau 3.1 énumère l'essentiel des inputs nécessaires au fonctionnement des aménagements agricoles. Dans le cas que nous allons étudier, la plupart des biens sont produits et consommés localement, ce qui autorise l'utilisation des prix du marché observés. De surcroît, les calculs de rentabilité financière servent avant tout aux agents privés, et leurs décisions seront facilitées par l'utilisation des prix environnants. Les résultats de l'analyse financière permettront ainsi de juger si les aménagements proposés sont acceptables pour les exploitants (paysans, familles), ce qui est primordial dans le succès d'un projet.

Pour certaines variables cependant (comme les salaires), il sera nécessaire d'établir des taux de référence. La main-d'oeuvre engagée peut être payée de multiples façons (troc, nourriture, échange de services) et il faut dès lors établir les taux de rémunération équivalents. Une distinction reste également à faire entre la main-d'oeuvre engagée et familiale: dans ce dernier cas, les bénéfices financiers de la famille seront donnés par la différence entre le coût de la main-d'oeuvre engagée (nourriture comprise) et le coût de la main-d'oeuvre familiale (le plus souvent, la nourriture seulement).

Dans les projets de développement agricoles dont les bénéfices s'étendent sur plusieurs décennies, le taux d'actualisation peut jouer un rôle primordial dans l'évaluation financière. Sans revenir sur la discussion du chapitre deux concernant les taux d'actualisation, il convient de souligner que ce taux sera différent des taux privés d'intérêts auxquels font face les producteurs. Dans la plupart des pays en voie de développement, les taux chargés par les banques ont peu à voir avec le coût d'opportunité du capital. Par exemple, ces taux devraient refléter, dans une certaine mesure, les rendements sur les investissements agricoles (Pagiola 1995). En République Dominicaine par exemple, les taux chargés par la Banco Agricola varient entre 16% et 48%, ce qui dépasse nettement les rendements agricoles. De surcroît, la Banco Agricola ne prête qu'à une partie des exploitants, pour des raisons que nous énumérerons au chapitre quatre, ce qui oblige les exploitants négligés à emprunter sur le marché noir, où les taux d'intérêts annuels dépassent les 100%. Par ailleurs, nous savons qu'une partie de la population étant en situation de survie, le poids accordé à l'avenir s'en trouve d'autant réduit. Cela donne à penser qu'un taux d'actualisation plus élevé devrait dès lors être utilisé. Le taux généralement utilisé par des organismes bilatéraux comme la Banque Mondiale est fixé à 10%; cependant, comme le mentionne Dixon (1989), « *(a) formal economic analysis may show a positive net present value of an activity when analyzed using a 8 or 10 percent discount rate; the farmer's own analysis may show a negative NPV using his own implicit 25 percent discount rate* ». ¹⁴ Dixon suggère l'utilisation de taux d'actualisations différents pour l'analyse privée (financière) et publique (économique). Bien que peu commune, cette différenciation des taux d'actualisation a le mérite de respecter une réalité souvent négligée dans l'analyse économique de projet. C'est la raison

¹⁴ Dixon, J. A. (1989) 'Multilevel Resource Analysis and Management: The Case of Watershed', in Schramm, G. et al. (1989) op. cit. p. 192.

pour laquelle nous emploierons, dans l'analyse financière des séquences agricoles, un taux maximum de 20%. En ce sens, nous nous en tiendrons aux avenues tracées dans plusieurs études de cas de projets de conservation des sols: étant donné l'impatience temporelle des premiers intéressés, les agriculteurs, un projet bénéfique trouvera une justification d'autant plus solide à leurs yeux si le taux d'actualisation utilisé correspond à leur perception des rendements. Cela n'empêche pas, par ailleurs, l'utilisation d'un taux d'actualisation moins élevé – 10% – pour l'analyse économique de l'ensemble du projet.

L'analyse financière d'un projet doit aussi mesurer la soutenabilité des revenus dans le temps. À cet effet, plusieurs modèles ont été élaborés. Dans le cas des projets agricoles, nous utiliserons le modèle intertemporel vu au chapitre deux, avec taux d'actualisation de 20%, pour mesurer l'acceptabilité des séquences suggérées. Les séquences seront acceptables lorsqu'elles généreront une valeur actualisée nette positive pour la séquence; elles seront soutenables lorsque la valeur actualisée nette de chaque séquence sera égale ou supérieur à la valeur actualisée nette de la séquence précédente, et ce pour une période donnée. Rappelons que du point de vue financier, il n'est guère question de prendre en compte les externalités générées par le projet, à moins que celles-ci n'influent directement sur la production. Cela pourrait être le cas, par exemple, d'une baisse de la productivité résultant de l'érosion des sols. Cette question ne sera pas abordée ici cependant, étant donné que les relations impliquées sont fort complexe et, la plupart du temps, mal comprises.

3.2.3.2 *Analyse économique avec prise en compte des externalités*

Outre les éléments de l'analyse financière (augmentation de la productivité des sols et de la production des denrées), l'analyse économique traitera de certains bénéfices qui peuvent apparaître comme étant « externes » pour les agents privés. Les principaux bénéfices considérés dans le cas de l'aménagement des bassins versants sont reliés à la conservation des sols: l'érosion peut entraîner une baisse de la productivité des sols et produit une sédimentation du ou des réservoirs en aval. Cette sédimentation entraîne des coûts, qui peuvent être mesurés en termes de perte de potentiel hydroélectrique ou de potentiel d'irrigation. Dans le projet que nous étudierons au chapitre suivant, nous nous attarderons plus spécifiquement à ces deux derniers coûts; il faut mentionner que la relation entre l'érosion et les pertes de productivité des sols est mal connue et nécessite une étude chimique et physique poussée des sols (Lutz et al., 1995).

Une fois les flux d'érosion et de sédimentation déterminés (par les relations vues à la section 3.1.3), il faut en estimer la valeur économique. L'envasement du réservoir occasionne la perte de volume exploitable par le centrale et par le système d'irrigation. Dans le premier cas, il faudra évaluer la valeur d'un mètre cube d'eau. Comme la valeur économique du barrage dépendra du volume d'eau qu'il retient, on peut écrire $y = p_v (V_0 - V_t)$, où p_v est la valeur économique annuelle générée par un mètre cube de volume dans le réservoir, V_0 est le volume d'exploitation initial du barrage, et V_t est le volume de sédiments accumulés dans le réservoir. Il faut mentionner qu'un mètre cube de volume dans le réservoir n'est pas équivalent à un mètre cube d'eau par année, puisque chaque mètre cube apparaît et disparaît plusieurs fois par année.

étant donné les variations dans les précipitations et les modes d'opération du réservoir. C'est la raison pour laquelle l'utilisation d'un modèle sera nécessaire pour estimer le volume annuel d'eau d'irrigation et le flux d'hydroélectricité générés par un mètre cube d'espace dans le réservoir.

Comme le rappellent Gregersen et al. (1987), la valeur nette du barrage sera donnée par les bénéfices de son opération moins les bénéfices que pourrait produire une source alternative. Comme il n'existe pas d'alternative abordable dans le cas de l'irrigation, le bénéfice sera calculé en termes de changements dans la productivité des sols. Dans le cas de l'hydroélectricité, l'alternative la plus courante dans les pays en voie de développement est la production d'électricité par des centrales à l'huile (ou au pétrole).

La valeur p_e de l'hydroélectricité générée est déterminée par les coûts de production d'une même quantité d'énergie à partir d'une source alternative, en ce qui nous concerne une centrale à l'huile. Comme l'huile est importée, le coût de production de cette forme d'électricité est dépendant du taux de change en vigueur:

$$p_e = p_e^s e \quad (3.6)$$

où p_e est le coût de production de l'électricité, p_e^s le coût de production de cette électricité en dollars américains, et e le taux de change.

La valeur de l'eau d'irrigation est plus difficile à déterminer. Cette valeur, p_i , peut être mesurée par la différence dans les productivités qu'affichent les terres humides et les terres

sèches. Dans le cas qui nous intéresse, les cultures de riz peuvent servir d'étalon.¹⁵ Ainsi, la valeur de l'eau d'irrigation peut être écrite comme suit:

$$p_i = a(p_r \Delta q - \Delta c) \quad (3.7)$$

où a est la surface susceptible d'être irriguée avec un m^3 d'eau, p_r est le prix du riz, Δq est l'augmentation de la production causée par l'irrigation, et Δc est l'augmentation des coûts de production par hectare entraînés par l'amélioration de l'irrigation. Encore une fois, étant donné que les inputs et le riz sont échangeables sur les marchés internationaux, les variables p_r et Δc seront fonction du taux de change:

$$p_i = a(ep_r^s \Delta q - e\Delta c^s) \equiv p_i^s e \quad (3.8)$$

où p_r^s et Δc^s représentent le prix du riz et la variation des coûts en dollars américains, respectivement, et e est le taux de change.

À partir des expressions (3.6), (3.7) et (3.8), on peut calculer la valeur économique d'un mètre cube d'eau dans le réservoir:

$$p_v = w_i p_i + w_e p_e = (w_i p_i^s + w_e p_e^s) e \equiv p_v^s e \quad (3.9)$$

¹⁵ Les cultures de riz sont généralement utilisées pour évaluer les différences de productivité entre les terres sèches et humides.

Cette valeur ne peut être évaluée directement, puisque les modes d'opération des barrages, des centrales, des systèmes d'irrigation, ainsi que les variations dans les précipitations font en sorte que chaque mètre cube d'eau d'un réservoir « apparaît » et « disparaît » plusieurs fois dans une même année. En d'autres termes, le volume d'eau du réservoir n'est pas constant; il est donc nécessaire de recourir à un modèle dynamique pour mesurer la valeur d'une unité de volume. Sans faire le détail des multiples modèles utilisés et créés expressément pour ces situations, mentionnons que le MODSIM, élaboré par l'Université du Colorado, est sans doute le plus employé. Ce modèle fut d'ailleurs utilisé dans l'étude de la valeur économique de certains réservoirs en République Dominicaine, ce qui a permis la transposition de certains paramètres au cas plus spécifique du bassin San Juan.

Le coût d'opportunité total du mètre cube d'eau étant calculé, il ne reste qu'à comptabiliser les flux économiques temporels. La valeur actualisée nette du projet pourra dès lors être déduite par les équation habituelles, en comparant les flux avec et sans projet. Dans un premier temps, les bénéfices générés par le barrage seront données par:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \delta^t p_r (V_0 - V_t) - C \quad (3.10)$$

où δ est le taux d'actualisation, et C rassemble les coûts d'opération et d'amortissement. La valeur nette du projet sera donnée par la différence entre les bénéfices actualisés générés le projet et les bénéfices d'opération du barrage sans projet:

$$\Delta VAN = \sum_{t=1}^T \delta^t p_r (V_0 - V_t) - \sum_{t=1}^{T'} \delta^t p_r (V_0 - V'_t) - \Delta C \quad (3.11)$$

où: T et T' représentent la durée de vie du barrage avec et sans projet;

V_t et V'_t représentent les volumes de sédimentation avec et sans projet;

δ est le taux d'actualisation;

ΔC est le différentiel de coûts d'opération du réservoir.

La comptabilisation des données sera facilitée par l'utilisation d'un chiffrier électronique. Notons que le terme des coûts peut facilement être calculé séparément: en fait, il s'agira de différencier le total des coûts en toute fin d'analyse.

3.2.4 Incertitude et tests de sensibilité

Dans tout projet d'investissement ou de développement, l'incertitude quant à l'avenir peut occasionner de grandes erreurs. Particulièrement dans le cas des bassins versants, cette incertitude est importante, car l'évaluation nécessite le calibrage de fonctions biophysiques. La modélisation de ces fonctions peut comporter divers biais: de plus, les modèles utilisés sont souvent alimentés

par des données provenant d'analyses similaires effectuées en d'autres lieux. Comme le mentionnent Gregersen et al. (1987), l'incertitude est généralement le fait de quatre éléments: (i) les relation biophysiques input-output peuvent être déterminées dans une certaine mesure, mais comportent des processus aléatoires et ne sont pas toujours comprises parfaitement; (ii) les données biophysiques sont souvent incomplètes et d'une fiabilité limitée; (iii) les données socio-économiques sont encore plus incertaines (les prix, la demande, la démographie); (iv) certains facteurs institutionnels ou politiques peuvent influencer fortement sur la valeur d'un projet, voire sur sa faisabilité.

Le traitement de l'incertitude se fait habituellement par les analyses de sensibilité. Ces analyses peuvent procurer une information qualitative intéressante, à savoir la « solidité » des résultats obtenus compte tenu de la variance de certaines variables-clés. Si les résultats finaux fluctuent fortement lorsqu'une variable est changée, il peut dès lors être nécessaire de pousser les investigations sur la variable en question ou de changer certains aménagements de façon à limiter l'incertitude. En général, le traitement de l'incertitude suivra donc trois étapes, à savoir: (i) l'identification des variables-charnière susceptibles d'influer fortement sur les résultats finaux; (ii) les tests de sensibilité, ou l'évaluation quantitative des relations entre les variables-charnières et les résultats finaux; (iii) les suggestions sur les modification à apporter au projet ou sur les recherches supplémentaires à effectuer.

L'identification des variables susceptibles de changer les résultats d'un projet est souvent le fait d'une intuition de la part des gestionnaires. Comme nous l'avons écrit plus haut, deux types de variables sont à examiner: les variables biophysiques et les variables socio-économiques.

Dans le premier cas, les doutes se tourneront naturellement vers les variables constituantes des modèles utilisés (USLE, envasement des réservoirs, précipitations, etc.). Il suffit de songer que la variable K de l'équation USLE, par exemple, peut facilement varier entre 0,15 et 0,70; le rapport entre les mesures d'envasement d'un réservoir peut donc être de trois pour un dans certains cas, avec l'effet que l'on imagine sur la valeur finale d'un projet d'aménagement de bassin versant.¹⁶ Chacune des variables de l'équation USLE est à son tour dépendante d'une multitude d'inputs biophysiques dont les variances sont souvent très grandes. Dans le second cas, plusieurs variables économiques peuvent complètement changer les paramètres d'évaluation d'un projet. Les prix, les taux de change, les valeurs de référence (particulièrement en ce qui concerne les valeurs environnementales), sont autant de source d'incertitude. Le coût d'opportunité d'un mètre cube d'eau dans un réservoir, par exemple, nécessite l'emploi de modèles forts complexes dont la fiabilité fait l'objet de nombreux débats.¹⁷ L'identification de toutes ces variables est essentiellement une question de jugement: il n'existe aucune méthode systématique pour ce faire; par ailleurs, chaque type de projet comporte des faiblesses communes qui méritent l'attention.

Une fois les variables-charnières identifiées, il faut faire les tests de sensibilité. Ces analyses consistent à mesurer l'ampleur des changements, sur le résultat final, qu'induit la fluctuation d'une variable donnée. Le type d'analyse le plus simple consiste à refaire tous les calculs selon des fluctuations choisies, le plus souvent, intuitivement. Il est possible de pousser les mesures jusqu'à évaluer les probabilités des fluctuations proposées; cependant, de telles

¹⁶ Selon Gregersen et al., les taux de sédimentation des réservoirs sont constamment sous-estimés. Gregersen, H. M., et al (1987), op. cit. p. 84.

¹⁷ Mentionnons, à cet effet, les nombreux débats qui font rage sur certains forums publics du WWW. Voir les groupes de nouvelles (newsgroups) de la Ecological-Economics Society et du Modelling Institute, Norway (Dynamic Systems Mailing List).

mesures doivent être appliquées avec suspicion, étant donné l'introduction conséquente de nombreuses sources d'incertitude.

Les résultats de l'analyse de sensibilité permettront de juger des faiblesses d'un projet ou de son évaluation. Il peut s'avérer, par exemple, qu'un projet risque la non-rentabilité économique si une fluctuation mineure d'un des paramètres se produit. Les gestionnaires pourront dès lors prendre deux types de mesure. La plus simple consiste à pousser les études sur la variable en question, afin de diminuer l'incertitude liée à la méconnaissance de la variable. Lorsque cela est insuffisant ou inapplicable, il faudra proposer des aménagements visant à diminuer l'incertitude reliée à la variable. Par exemple, la taille d'un projet pourra être changée, des mini-projets compensateurs pourront être proposés (reboisement dans le cas d'une incertitude liée aux paramètres d'érosion des sols), les échéanciers pourront être réévalués. Évidemment, toute reformulation d'un projet nécessitera une réévaluation de la totalité des coûts et des bénéfices.

CHAPITRE QUATRIÈME

Le projet de développement agricole de San Juan de la Maguana (PRODAS)

Le projet de développement agricole de San Juan de la Maguana, en République Dominicaine, a été initié en 1992 par l'Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) et le Centro para Programas y Proyectos de Inversión (CEPPI). L'objectif premier de ce projet est d'augmenter les revenus des paysans vivant dans l'aire du bassin versant et de tester plusieurs méthodes d'aménagement des bassins; entre autres: (i) les méthodes de production agricoles et d'aménagement hydrologique (systèmes d'irrigation) du bassin; (ii) l'entretien à long terme des systèmes d'irrigation; (iii) les méthodes d'aménagement soutenable des bassins versants, dans une perspective environnementale. L'évaluation du projet a été confiée

à une mission conjointe de la Banque Inter-américaine de Développement (BID) et de l'International Fund for Agricultural Development (IFAD).¹

Le projet propose l'aménagement intégré du bassin versant de la rivière San Juan, qui s'étend des hautes terres de la Cordillère Centrale (Cordillera Central) jusqu'au bassin inférieur, où la rivière San Juan se jette dans le Yaque del Sur (voir Carte A4.1). Cette région supporte une importante production agricole et contient de nombreuses richesses naturelles. Cependant, les ressources sont mal utilisées par la population locale, l'une des plus pauvres du pays. Le revenu moyen des habitants de la région est nettement inférieur à la moyenne nationale et le taux de chômage est élevé et persistant; dans certaines régions du bassin, les habitants ont tout juste de quoi survivre. L'analphabétisme est le lot de la plus grande partie de la population; rares sont les familles qui bénéficient de l'eau courante et de latrines. Ces dernières années, une baisse des taux de mortalité conjuguée à une hausse des taux de natalité a accéléré la croissance démographique, ce qui induit une pression supplémentaire sur l'environnement. La situation risque donc de s'aggraver. Jusqu'à tout récemment, le gouvernement dominicain permettait le défrichage de nouvelles terres afin de subvenir aux besoins grandissants de la population. Une déforestation accélérée du bassin s'en est suivie, ainsi qu'une détérioration générale de la qualité des terres et une baisse de la production agricole; plusieurs nouvelles unités d'exploitation agricoles ont pris place sur les pentes fortement inclinées des hautes terres du bassin, ce qui ne peut être productif plus que quelques années. Incidemment, une étude précédente estimait les pertes en sol à 81

¹ La plupart des données utilisées dans ce chapitre se trouvent dans: International Fund for Agricultural Development (1993) *San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment*, Technical Advisory Division, Rome.

tonnes/hectare dans les hautes terres et à 108 tonnes/hectare dans la partie intermédiaire du bassin, où les exploitations agricoles sont plus nombreuses.² Outre les pertes de productivité agricole que cela suppose, l'envasement subséquent du réservoir risque de réduire la durée de vie du barrage Sabaneta, destiné à soutenir un vaste réseau d'irrigation et à fournir de l'hydroélectricité. Conçu pour opérer pendant 72 ans, le barrage pourrait être totalement envasé d'ici 24 ans.³ À moyen terme donc, non seulement la production électrique du barrage et les systèmes d'irrigations qu'il alimente sont menacés, mais les risques d'inondation augmentent.

Le 3 juillet 1993, l'IDB décidait de débloquer des fonds totalisant 48 millions US\$, qui s'ajoutent aux 12 millions US\$ fournis par l'IFAD et le Gouvernement dominicain. Le prêt accordé par l'IDB et l'IFAD devra être remboursé sur une période de 40 ans, avec une période de grâce de 10 ans et un taux d'intérêt de 2% plus 1% de frais de service. L'Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INDRHI) assume la direction du projet. La plus grande partie du budget sera consacrée aux travaux publics nécessaires à l'amélioration des infrastructures: la performance et la sécurité du barrage Sabaneta seront améliorés et les systèmes d'irrigation étendus. Une autre partie des fonds sera consacrée aux activités reliées à la réduction de la pauvreté (amélioration des productions agricoles, éducation, aménagement divers, etc.). Le détail du budget est présenté dans le Tableau 4.1.

² Instituto Inter-Americano de Cooperación para la Agricultura (1992) *Proyecto Desarrollo Agrícola Sostenible en San Juan de la Maguana: PRODA*. Santo Domingo: Centro de Programas y Proyecto de Inversion, IICA.

³ Ibid.

Tableau 4.1 - Détail du budget du projet PRODAS

1. Infrastructure hydraulique (29\$) a) Amélioration de la performance et de la sécurité du barrage Sabaneta (10,7\$); b) Irrigation et drainage de la rive gauche du bassin inférieur (15,4\$); c) Irrigation et drainage de la rive droite du bassin inférieur (2,9\$)
2. Développement agricole (9,7\$) a) Développement technologique afin d'accroître la productivité agricole (8,5\$): i) recherche appliquée pour le développement de nouvelles technologies (2,5\$); ii) transferts technologiques (2,3\$); iii) techniques d'agroforesterie et de conservation des sols (3,7\$). b) attribution des terres (droits de propriété) (1,2\$)
3. Reboisement du bassin supérieur et développement rural du bassin intermédiaire (3,8\$) a) Reboisement et création d'un parc national (1,5\$); i) projet pilote de reboisement de 1850 ha dans le bassin supérieur (1,2\$); ii) protection du parc national (0,3\$); b) Développement rural du bassin intermédiaire (2,3\$) i) petits projets destinés à améliorer l'accès à l'eau; ii) amélioration de l'accès aux routes; iii) investissements en santé rurale, amélioration de l'accès à l'eau potable.
4. Développement institutionnel (2,5\$) a) Éducation (0,9\$); b) Promotion des organisations rurales (1,3\$); i) éducation pour l'amélioration des organisations; ii) appui légal et administratif; iii) éducation générale; iv) analyse et initiatives de mise en marché; v) amélioration de l'accès au crédit institutionnel. c) Renforcement de l'INDRHI (0,3\$).

source: San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment; Inter-American Development Bank, site WWW, <http://ww2.iadb.org/apr/dr903e.htm>.

Ce programme d'investissement vise donc le développement de la région, tant dans ses organisation que dans ses ressources physiques et humaines. Brièvement, les retombées espérées du projets peuvent être énumérées de la façon suivante:⁴

- augmentation de la productivité des exploitations agricoles;
- augmentation des revenus chez les familles exploitant les unités agricoles (environ 5000);
- réduction de la pauvreté en général;
- réduction des coûts d'entretien des infrastructures à long terme;
- amélioration de l'efficacité dans l'usage de l'eau et des systèmes d'irrigation;
- réduction de l'usage de pesticides;
- renforcement du rôle du secteur privé dans la gestion des exploitations agricoles;
- réduction des subventions gouvernementales;
- initier une stratégie nationale de gestion intégrée des bassins hydrographiques.

4.1 Le bassin de San Juan de la Maguana – caractéristiques physiques et infrastructures

Le projet PRODAS est d'abord destiné à enrayer la pauvreté dans les bassins supérieur et intermédiaire par l'augmentation de la productivité agricole et l'aménagement intégré de l'ensemble du bassin. Afin de bien cerner le problème, il sera utile, dans un premier temps, de caractériser les différentes régions du bassin selon certaines variables biophysiques déterminantes pour la formulation de l'analyse (section 4.1.1). La section 4.1.2 décrit les tentatives actuelles de

⁴ *Agricultural Development Program in San Juan*, fichier HTML, <http://ww2.iadb.org/apr/dr903e.htm>, site WWW de la Banque interaméricaine de développement.

développement des infrastructures destinées à améliorer l'exploitation des ressources hydrauliques.

4.1.1 Caractéristiques biophysiques du bassin

Le bassin hydrographique de la rivière San Juan sied dans le sud-ouest de la République Dominicaine, à quelques kilomètres de la frontière haïtienne. Le bassin a une superficie de 123 600 hectares et supporte une population de 175 000 habitants, dont 52% (91 000) vivent dans les zones rurales. La ville de San Juan absorbe la plus grande partie de la population urbaine. Le bassin peut être divisé en trois zones géographiques qui diffèrent par leurs caractéristiques géologiques, hydrologiques et écologiques (se référer à la Carte A4.2):

(1) La zone du *bassin supérieur*, d'une superficie de 44 470 hectares, est montagneuse et accidentée: ses hauts plateaux et ses vallées profondes sont parcourus par de multiples rivières qui viennent alimenter la rivière San Juan. Outre le fait qu'elle alimente en eau de la totalité du bassin, cette zone produit aussi une grande quantité de sédiments qui s'accumulent dans le réservoir du barrage Sabaneta, situé en aval. La partie orientale du bassin supérieur est occupée par le parc national José del Carmen Ramirez, qui s'étend sur une superficie de 21 680 hectares. Malgré la protection théorique dont il jouit, le parc est en partie découvert de ses forêts en raison des coupes illégales et des conditions climatiques: la forêt ne couvre que 12 000 hectares du parc. La population du bassin supérieur est clairsemée: seulement 700 familles y vivent, pour un total de 4000 paysans; la densité de population – hors du parc – est de 0,18 habitant/km². Cette

statistique cache cependant le fait que la population varie fortement selon les saisons, puisque plusieurs agriculteurs itinérants (qui proviennent principalement de la zone intermédiaire du bassin) viennent périodiquement défricher des terres et y faire paître leurs troupeaux. Malgré sa faible densité, la population exerce donc une grande pression environnementale dans la zone du bassin supérieur:

(2) D'une superficie de 58 350 hectares, le *bassin intermédiaire* constitue la plus importante région du bassin, tant géographiquement que démographiquement. Plus de 49 000 paysans y vivent et y pratiquent une agriculture intensive. Le bassin intermédiaire est divisé en deux zones distinctes: une zone se trouvant directement au nord du bassin inférieur, bien irriguée et riches en ressources agricoles, couvrant une superficie de 44 300 hectares; une autre au sud du bassin inférieur, couvrant 14 040 hectares, caractérisée par la pauvreté de ses sols et de faibles précipitations. L'agriculture commerciale est pratiquée dans la partie nord; cependant, l'inégale distribution des terres pousse certains paysans à défricher toujours plus au nord, vers le bassin supérieur: la terre est surutilisée malgré sa qualité et l'abondance des précipitations. Dans la partie sud, l'agriculture est souvent pratiquée sur des pentes raides, ce qui pose un problème similaire à celui que l'on trouve dans le bassin supérieur. Les populations se trouvant dans l'extrême sud – où les précipitations sont rares et les terres de piètre qualité – sont dans une situation d'extrême pauvreté; de surcroît, elles vivent essentiellement de la fabrication du charbon de bois, ce qui n'est pas sans causer une pression sur l'environnement. L'érosion des sols du bassin intermédiaire ne contribue pas à l'envasement du réservoir Sabaneta, puisque celui-ci se trouve en amont, mais envase les canaux d'irrigation et de drainage en aval; il en résulte un

comportement imprévisible des rivières et des crues. ce qui cause des glissements de terrains et augmente la fréquence des inondations dans la vallée (Yaque Valley). La densité moyenne de population dans les deux aires décrites ci-dessus est d'environ 0,84 habitants/km²;

(3) Le *bassin inférieur*, bien irrigué, a une superficie de 20 780 hectares et supporte une population de 37 000 paysans; la densité de population y est de 1,78 habitants/km². Cette zone est la plus riche en ressources agricoles et contient la presque totalité de la population urbaine. La pauvreté dans cette zone est directement reliée au fort taux de chômage (16,7% chez les hommes et 40.2% chez les femmes; 34.9% chez la population rurale), donc à la faiblesse de l'activité industrielle urbaine et aux minces occasions, pour les citoyens, de travailler dans le secteur agricole. Celui-ci emploie des travailleurs quatre mois par année et encore, le moment fort des récoltes ne réussit pas à employer la totalité des chômeurs.

Comme nous l'avons déjà mentionné, le projet PRODAS se concentre uniquement sur les zones des bassin supérieur et intermédiaire, quoique les effets du projet devraient s'étendre au bassin inférieur.

4.1.1.1 *Climat et irrigation*

Le climat de la région de San Juan est relativement stable. En 1931 et 1980, les températures mensuelles moyennes variaient entre 22,4°C en janvier et un maximum de 26,5°C en août, pour une moyenne annuelle de 24.9°C. Par contre, les précipitations ne présentent pas la

même régularité temporelle et varient selon les régions. Les précipitations annuelles ont oscillé pendant la période 1968-1989, entre 288.6 mm (1976) et 1127,4 mm (1979), pour une moyenne de 697.0 mm et un coefficient de variation de 29,5%. La distribution mensuelle des précipitations présente des coefficients de variations similaires; les précipitations peuvent passer de 7 mm en février à 156 mm en août. Plus de 85% des précipitations annuelles se font pendant la saison humide, soit d'avril à octobre, la saison sèche s'étendant de novembre à mars.

Le comportement imprévisible des précipitations a bien sûr un impact sur l'aménagement des exploitations agricoles. Les systèmes d'irrigation sont donc d'une grande importance, puisqu'ils constituent dès lors un moyen de régulariser les apports d'eau. Pourtant, seulement 15% des surfaces cultivées sont pourvues d'un système d'irrigation dans le bassin intermédiaire: un des buts du projet sera d'étendre la surface irriguée. Les systèmes d'irrigation permettront aussi d'uniformiser, dans une certaine mesure, la distribution spatiale de l'eau. Les précipitations sont inégalement distribuées sur l'aire du bassin et l'irrigation peut pallier à la pauvreté des apports d'eau dans certaines sous-régions. Les précipitations détermineront aussi les taux d'érosion des surfaces, qui doivent être pris en compte lors de l'aménagement d'un bassin versant.

4.1.1.2 Distribution des terres en fonction des précipitations et de la géomorphologie

Comme nous l'avons vu au chapitre trois, l'érosion des sols dépend principalement des précipitations et de la géomorphologie du terrain. Afin de faciliter la stratégie d'aménagement du bassin, il sera utile de diviser le bassin selon le facteur d'érosivité des précipitations. Le facteur R

de l'équation USLE, vue au chapitre précédent, mesure l'énergie cinétique de l'érosion de surface (reptation).⁵ Dans le bassin supérieur, ce facteur d'érosivité varie entre 1400 et 600; dans le bassin intermédiaire, il varie entre 600 et 200. Cet écart entre les facteurs s'explique par la différence des taux de précipitations: le bassin supérieur est bien arrosé, ce qui n'est pas le cas du bassin inférieur.

Un peu plus de 73% de la surface du bassin supérieur présente un fort facteur d'érosivité, alors que 26% affiche un facteur moyen. De plus, les pentes fortes et moyennes représentent 83% de la surface. Dans le bassin intermédiaire, 47% de la superficie présente un faible facteur d'érosivité, alors que les dénivellations faibles et moyennes représentent 89% de la surface. Cependant, il ne faudrait pas sauter trop vite aux conclusions: malgré le fait que ces données suggèrent une forte érosion potentielle dans le bassin supérieur, elle négligent le fait que la majeure partie de l'activité agricole se trouve dans le bassin intermédiaire. En effet, la quasi-totalité du bassin supérieur est utilisée pour fins de pâturage (48%) ou couverte de forêts (45%). Le parc national, qui contient la plus grande partie des forêts, se trouve sur des pentes moyennes: par contre, nous pouvons constater qu'une trop grande partie des pâturages et des cultures se trouvent sur les dénivellations fortes, ce qui laisse présager un problème d'érosion. La superficie du bassin intermédiaire est dominée par les pâturages (37%) et les cultures (34%). Les pentes fortes sont surtout utilisées pour le pâturage, quoique la majeure partie des pâturages se trouve sur les pentes moyennes; la forêt se trouve en grande partie dans des aires à faible dénivellation.

⁵ L'énergie cinétique est donnée par la multiplication de la masse par la vitesse: cette énergie est ensuite évaluée sur une période de temps déterminée, par exemple 30 minutes. Voir: Brooks, K. N. et al. (1991). Op. cit. p. 142.

Ces typologies des régions du bassin laissent entrevoir le type de problème qu'auront à résoudre les gestionnaires. Les quelques données physiques mentionnées ci-dessus justifient déjà, à elles seules, une réallocation des aménagements agricoles présents. Elles soulignent surtout le fait que les comportements individuels des paysans, s'ils sont justifiés dans leur cadre de référence microéconomique, vont néanmoins à l'encontre de la réalité biophysique macrocosmique du bassin versant. Cette réalité biophysique est habituellement altérable par la mise en place d'infrastructures; en ce qui nous concerne, et c'est aussi le cas pour la majorité des développements dans les bassins versant, ces infrastructures visent à améliorer l'irrigation et l'exploitation des ressources hydroélectriques. Toutefois, nous verrons que le potentiel de ces infrastructures n'est pas complètement épuisé par l'utilisation qu'en font les habitants de la région.

4.1.2 Irrigation et développement hydroélectrique du bassin San Juan

Le barrage de Sabaneta constitue l'élément-clé de l'exploitation des ressources hydriques de la région. Il supporte, d'une part, un réseau d'irrigation constitué de quatre canaux principaux situés en aval, alimentant au total 14 700 ha; d'autre part, il chapeaute une centrale hydroélectrique d'une puissance installée de 6.35 MW (voir Carte A4.3 en annexe). La construction de ce barrage a débuté en 1976, au coût de 40 millions US\$ (dollars de 1981). Le réservoir du barrage couvre 642 km² et offrait, en 1981, un volume de retenue⁶ de 76,6 millions

⁶ Le volume de la retenue est compté du fond du lit jusqu'au niveau maximal d'exploitation, c'est-à-dire jusqu'au niveau maximum auquel un plan d'eau peut monter en exploitation normale. cf: Hydro-Québec (1994).

m³ d'eau sur une capacité totale de 95.754 millions m³: la surface du réservoir se trouve à un niveau de 644 m au-dessus du niveau de la mer.

Le barrage de Sabaneta est une structure en terre d'environ 70 m de haut, dont les niveaux minimum et maximum d'exploitation se trouvent à 612 et 644 m respectivement. La crête du barrage se trouve à 652 m au-dessus du niveau de la mer. Un évacuateur de crues prend place à 644 m: la prise d'eau acheminant le courant jusqu'aux turbines se trouve à 611 m. Des études récentes ont réévalué le volume de la retenue à 66,3 millions de m³, la diminution de volume étant essentiellement dûe à l'envasement du réservoir. Plus exactement, un total de 10.311 millions de m³ de sédiments se sont accumulés dans le réservoir en 10,92 années d'opération: l'envasement se fait donc au rythme de 944 231 m³ par année. Les calculs démontrent que la vie utile du barrage est sérieusement compromise par cet envasement rapide. À ce rythme, le niveau de vase sera de 611 m au-dessus du niveau de la mer – soit le niveau de la prise d'eau – en l'an 2022. La durée de vie du barrage est donc estimée à 40,94 années. Ces calculs contrastent avec les calculs effectués par une étude précédente, qui évaluait la durée de vie du barrage à 84 ans. Ce résultat était basé sur l'hypothèse que le barrage pourrait opérer jusqu'à ce que les sédiments occupent 80% du volume utile initial du réservoir, ce qui est une hypothèse valable normalement. Cependant, la prise d'eau du barrage Sabaneta est relativement basse, ce qui fait en sorte que la vase aura atteint le niveau de l'entrée d'eau après avoir rempli le réservoir à 50% seulement.

4.1.2.1 Le réseau d'irrigation

Le réseau d'irrigation du bassin San Juan est soutenu par quatre canaux principaux: le José Joaquín Puello, le San Juan, le Hato del Padre, et le Guanito-San Juan (voir Carte A4.4 en annexe):

- le *José Joaquín Puello* prend source dans la rivière San Juan, tout juste en aval du barrage Sabaneta. Le canal a une longueur de 25 km et une pente moyenne de 0,38%. Sa capacité originale est de 8.0 m³/s. De son point d'ancrage, le canal se dirige vers le sud-ouest jusqu'à proximité du village de Pedro Corto, situé à la ligne de démarcation séparant les bassins versants du Yaque del Sur et d'Artibonito. De là, le canal se divise en deux canaux secondaires, le Pedro Corto et le Las Charcas. Le Pedro Corto se dirige vers l'ouest et irrigue une bonne partie de la zone d'emprise du canal José Joaquín Puello. L'eau usée est ensuite déversée dans le bassin d'Artibonito adjacent; elle est donc évacuée du bassin de San Juan. Le Las Charcas se dirige vers le sud-est et irrigue la plus grande partie de la zone d'emprise du canal José Joaquín Puello; l'eau usée se déverse dans la rivière Arroyo Loro, un affluent de la rivière San Juan. Ce canal irrigue une surface totale de 8 764 ha.
- le canal *San Juan* prend source à une dizaine de kilomètres en amont de la ville de San Juan. Le canal se dirige vers le sud-est, sur la rive gauche de la rivière San Juan, en direction de la rivière Jinova, un affluent de la rivière San Juan. La surface irrigée par ce canal est d'environ 3074 ha.

- le canal *Guanito-San Juan* prend sa source à l'intersection de la rivière San Juan et du ruisseau Rancho García, situé sur la rive droite de la rivière San Juan. Ce canal irrigue une superficie de 943 ha; les eaux usées retournent dans la rivière San Juan.
- enfin, le *Hato del Padre*, en opération depuis seulement trois ans, prend source dans la rivière San Juan un peu au sud de la prise du canal San Juan. Sa capacité est de 4,25 m³/s et il irrigue une surface totale de 1 862 ha.

Le réseau d'irrigation est, dans l'ensemble, en mauvaise condition. Le réseau est peu efficace compte tenu des attentes initiales; plusieurs canaux ont besoin de réparation et de nettoyage. L'efficacité des canaux est altérée par un envasement rapide, dû à l'érosion des sols du bassin intermédiaire, et par la pousse d'herbes semi-aquatiques qui envahissent rapidement les embouchures. De plus, les glissements de terrains détruisent périodiquement les structures destinées à protéger les canaux. Cette diminution de l'efficacité des canaux n'est pas sans conséquences sur la vallée Yaque, aux prises avec de fréquentes inondations.

4.1.2.2 *L'exploitation hydroélectrique de la rivière San Juan*

Le développement hydroélectrique ultérieur du bassin supérieur de San Juan est à l'étude. Le gouvernement prévoit la construction éventuelle de six barrages supplémentaires, qui abriteront des mini-centrales hydroélectriques d'appoint. Une étude de préfaisabilité a

recommandé la construction immédiate de trois de ces barrages, soit le Hondo Valle, le La Hilguera, et le Los Jaiminez. Ces trois projets sont tous situés sur la rivière San Juan. Ces barrages procureront une valeur supplémentaire à l'ensemble du bassin versant, que ce soit en termes d'électricité produite ou de diminution de la sédimentation au niveau du réservoir du barrage Sabaneta.

Le projet Hondo Valle se trouve vers l'est en amont du barrage Sabaneta. Un barrage-poids⁷ de 67 m de haut fait de 133 000 m³ de roche compactée devrait fournir 28,3 MW d'électricité. Le réservoir devrait avoir une superficie de 160 km² et un volume de retenue de 9,4 millions de m³. Un système de galeries de diversion des sédiments permettra l'opération du barrage pendant 50 ans; l'entrée d'eau est également protégée par des digues, de façon à ce que les sédiments ne l'atteigne jamais. Ainsi, la centrale pourra être opérée même lorsque le réservoir sera complètement rempli.

Le barrage La Hilguera, un barrage-poids de 37 m de hauteur, retiendra un réservoir de 196 km² d'un volume de 1,1 million m³. La centrale, au niveau du sol, fournira un maximum de 31 MW. En aval prendra place le barrage Los Jaiminez, de 35 m de hauteur, qui retiendra un réservoir d'un volume de 1,4 million de m³. Une centrale de surface procurera, au maximum, 12,7 MW d'électricité.

⁷ Barrage dont la stabilité est assurée par le poids même du barrage. cf: Hydro-Québec, op. cit.

Une étude hydrométrique des précipitations et des écoulements portant sur les vingt-cinq dernières années a permis l'évaluation de la capacité de trois barrages. Il a été établi que les trois centrales devraient fournir 35 MW de puissance pendant six heures par jour, pendant 95% de l'année. Le processus de sédimentation des réservoirs est sensiblement le même que pour le réservoir Sabaneta; cependant, le taux de rétention des sédiments est beaucoup plus bas. Cela est dû en partie au fait que le ratio écoulement d'eau/capacité du réservoir est très élevé, ce qui fait rapidement circuler les sédiments. Les durées de vie calculées des barrages sont donc relativement longues, soit de 50 ans pour les barrages Hondo Valle et Los Jaimirez, et de 10 ans pour le La Hilguera.

4.2 Les conditions socio-économiques dans la région de San Juan

Comme nous l'avons déjà mentionné en introduction de ce chapitre, le projet PRODAS vise essentiellement à augmenter la production agricole de la région afin de contrer l'extrême pauvreté dans laquelle se trouvent les habitants. Cette pauvreté est à la fois la source et la conséquence d'une mauvaise gestion des ressources environnementales. Ces trois facteurs – productivité agricole, pauvreté, pression environnementale – ne peuvent être qu'appréhendés de façon globale: une partie du travail consistera à en mesurer l'ampleur et à identifier les liens se tissant entre eux.⁸ La présente section décrit l'état actuel des conditions socioéconomiques présentes dans le bassin de San Juan. Après un bref survol de quelques indicateurs de pauvreté

⁸ Le travail d'identification se trouve dans: IFAD (1993) *San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment*, op. cit.

(section 4.2.1), nous dresserons dans la sous-section 4.2.2 une typologie des agents économiques de la région. Nous reviendrons en fin de section pour brosser un tableau général des conditions socioéconomiques du bassin (section 4.2.3).

4.2.1 Pauvreté rurale

Malgré l'abondance de richesses naturelles dont dispose la région, le bassin de la rivière San Juan présente une pauvreté généralisée et persistante. Le bassin se trouve dans l'une des régions les plus pauvres du pays et, selon l'IFAD, souffre de la négligence du gouvernement central, comme beaucoup de régions limitrophes à la République d'Haïti.⁹ Les bassins supérieur et intermédiaire de la rivière affichent les plus haut taux de pauvreté de l'Ouest du pays.

La pauvreté du bassin se manifeste de plusieurs façons. D'abord par une distribution inégale des terres: le recensement de 1976 montre que 69,2% des fermes disposent de moins de 3 hectares de terres; incidemment, toutes ces fermes ne couvrent que 14,9% de la surface cultivable du bassin (voir Tableau A4.1). Le recensement de 1981 donne un portrait plus précis de la situation en chiffrant la répartition des très petites exploitations. Il appert que 35,1% des fermes font moins d'un hectare dans le bassin intermédiaire et que 18,8% d'entre elles se rangent dans la catégorie des 2 à 3 hectares. Les fermes de plus de 10 hectares ne représentent que 11,9% du total alors qu'elles couvrent 71,2% de la surface totale disponible. Ces statistiques démontrent une répartition fort inégale des terres et témoignent de ce que l'on pourrait appeler une

⁹ Op. cit. p. 2-9.

« marginalisation spatiale » d'une bonne partie de la population. De grand propriétaires terriens possèdent ou contrôlent la majeure partie du territoire; les parcelles qui restent – il est facile d'imaginer que ce ne sont pas les meilleures terres – vont à la majorité économiquement défavorisée de la population. De fait, 79,1% des familles ne dépassent pas le seuil de la pauvreté rurale, fixé par l'IFAD à 5 hectares de terres cultivables par famille.

Certains indicateurs sociaux illustrent aussi la pauvreté particulière à laquelle fait face la région. Le recensement de 1981 démontre que la taille des familles est beaucoup plus grande dans la région de San Juan que dans le reste du pays, 60,5% des familles de la région de San Juan comptant plus de cinq personnes alors que la moyenne nationale affiche un taux de 50,8%.¹⁰ En outre, alors que 17,4% des familles dominicaines de cinq personnes et plus disposent de 2 chambres ou moins pour se loger, ce taux est de 36% dans la région de San Juan; 19,2% des familles de 7 personnes ou plus ont tout juste deux chambres pour se loger. La population présente un sérieux problème d'éducation, 68,7% des individus n'ayant pas complété une scolarité de niveau primaire; le taux d'analphabétisme est de 52%. Les services de santé sont minimaux – un médecin pour 6000 habitants – avec seulement trois cliniques rurales pour l'ensemble du bassin. Plus de 40% des enfants souffrent de malnutrition.

Les infrastructures sont très peu développées: la plupart des habitations n'ont pas l'eau courante ni l'électricité. Les routes sont raboteuses et rendent difficile l'accès au bassin intermédiaire: le bassin supérieur n'est accessible qu'à dos d'âne. Cela complexifie d'autant les stratégies de protection et d'exploitation de la forêt.

¹⁰ Ces statistiques et les suivantes sont tirées de: IFAD(1993), op. cit. p. 2-10; Rodriguez, F. et al. (1992) *Organización Social para el Desarrollo: Informe Final*, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

4.2.2 Typologie des agents économiques

Pour fins d'analyse économique, il était nécessaire de dresser une typologie des agents habitant le bassin. À cet effet, une enquête fut conduite en 1993 dans les bassins intermédiaires et supérieurs auprès de 80 familles.¹¹ Des experts de l'INDRHI ont complété le tableau par leur connaissance de la région et par des analyses précédentes effectuées dans le cadre du projet PRODAS.

Étant donné sa faible taille, l'échantillon du sondage n'a pas été choisi aléatoirement. De plus, le sondage vise à dresser un portrait des familles les plus défavorisées – visées par le projet – et néglige volontairement les familles mieux nanties et les grands propriétaires terriens. Les entrevues ont donc été menées spécifiquement auprès des petits propriétaires et des paysans. Les sections suivantes proposent une typologie des habitants des bassins supérieur et intermédiaire: les sept types de familles paysannes identifiées serviront de base à l'analyse économique. Étant donné la diversité des types de familles, des indicateurs descriptifs côtoient les indicateurs quantitatifs.

4.2.2.1 *Les fabricants de charbon de bois*

Les fabricants de charbon de bois vivent dans la partie sud du bassin intermédiaire. Les conditions biophysiques de cette partie du bassin, aride et pauvre en terres arables, laissent peu d'alternatives aux habitants de la région. Ceux-ci vivent essentiellement de la fabrication du

¹¹ Les entrevues furent conduites par l'INDRHI avec l'assistance de Jacobo Colón (SEA-INDRHI), Antonio Espinal (Plan Sierra) et Rafael Pineda (Plan Sierra).

charbon et du travail temporaire sur les quelques exploitations agricoles qui se trouvent vers la vallée. Les hommes vont à la forêt pour couper et brûler le bois; le charbon est alors vendu par les femmes dans les banlieues de San Juan. La coupe du bois est une activité illégale et les coupeurs sont passibles d'emprisonnement.

Le niveau d'éducation est très bas, étant donné l'absence d'école dans cette région (voir Tableau 4.2). La situation semble toutefois meilleure chez les enfants que chez leurs parents, compte tenu du fait qu'une partie des enfants peut se permettre d'aller à l'école à l'extérieur de la région, luxe que ne pouvaient se payer les générations précédentes. Il semble toutefois que plus les enfants sont éduqués, plus ceux-ci ont tendance à émigrer en ville ou vers d'autres régions. Ils fuient l'extrême pauvreté qui sévit dans cette région: la plupart des gens ne peuvent manger trois repas par jour, et plusieurs enfants souffrent de malnutrition. Les maisons sont faites de briques de terre et ont des toits en feuilles de palmier. Aucune d'entre elles n'a de latrines, ni d'électricité. L'accès à l'eau potable est problématique.

Les deux principales sources de revenus sont la vente de charbon et le travail occasionnel dans les plantations. L'emploi agricole procure en moyenne 50 RD\$ par jour pendant 70 jours par année. Les femmes font l'aller retour entre San Juan et les hauteurs du bassin une à deux fois par semaine: chaque voyage peut rapporter 40 RD\$. Ces activités sont interrompues lorsque les gardes forestiers patrouillent la région.

Même si les familles interviewées semblent conscientes du fait que leurs activités ne peuvent être soutenues à moyen terme (la cueillette de bois rendant la forêt de plus en plus clairsemée), elles doivent néanmoins assurer leur survie. La fabrication de charbon leur apparaît

comme étant la seule alternative. À long terme, la communauté des fabricants de charbon devra trouver d'autres moyens de subsistance ou disparaître. D'ailleurs, l'émigration des jeunes vers d'autres régions est massive: sur une moyenne de douze enfants, une famille verra cinq d'entre eux émigrer.

Tableau 4.2 - Conditions socio-économiques des fabricants de charbon de bois (bassin intermédiaire)

Indicateurs sociaux	- <i>nombre moyen d'enfants par famille:</i>	6,7 (entre 1 et 17 enfants)
	- <i>analphabétisme:</i>	<i>Enfants</i> 33% chez les filles 14% chez les garçons; <i>Parents</i> 66% chez les femmes; 45% chez les hommes
Avoirs/ressources par famille	- <i>terres:</i>	petites terres sans titres de propriété
	- <i>capital humain:</i>	2 adultes
	- <i>bétail:</i>	2 vaches; 3 chèvres; 1 mouton; 8 oiseaux de basse-cour; 3 cochons; 5 animaux divers
Sources de revenus	- <i>revenu annuel moyen par famille</i>	900 US\$
	- <i>revenu annuel moyen per capita</i>	180 US\$
	Le travail occasionnel sur les exploitations agricoles fournit environ 30% du revenu total (pendant les mois de novembre et février); les ventes de charbon 70%.	
Contraintes économiques sur les familles	Les familles n'ont aucun accès au crédit, si ce n'est l'aide occasionnelle des amis. La moitié des familles ne disposent pas d'une mule pour transporter le charbon jusqu'à San Juan; celui-ci est transporté à pied par les femmes.	
Évolution des familles	- <i>taille moyenne de la famille des parents:</i>	12,3 personnes
	- <i>membres de la famille engagés dans des activités agricoles:</i>	5,7 personnes
	- <i>membres de la famille émigrés en ville:</i>	4,8 personnes
	- <i>nombre d'enfants:</i>	6,7 enfants
	- <i>nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:</i>	1,4 enfant

source: San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment, 1993 p. 5-22

4.2.2.2 Les petits exploitants et les travailleurs occasionnels du bassin intermédiaire

Ces individus sont répartis dans les deux principales zones du bassin intermédiaire; leur niveau de pauvreté est similaire à ceux rencontrés chez les fabricants de charbon. Leurs revenus sont principalement assurés par le travail salarié occasionnel dans les grandes exploitations agricoles. Ce travail peut être effectué huit mois par année, de novembre à février, en avril et mai, puis en août et en septembre. Une partie du revenu est aussi tirée de la production agricole. Selon la grandeur des terres, un paysan peut assurer, par l'agriculture, entre 0 et 50% de son revenu annuel.

Le niveau d'éducation est faible. Les enfants travaillent aux champs dès l'âge de 12 ou 13 ans, et les familles les plus pauvres ne peuvent se permettre d'envoyer leur enfants à l'école. Le taux d'analphabétisme semble stable d'une génération à l'autre, variant entre 26,1% et 33,3% chez les hommes et 33,3% et 39,3% chez les femmes (Tableau 4.3).

Les conditions de vie sont aussi pénibles chez les petits exploitants que chez les fabricants de charbon. Les maisons sont faites de terre battue et couvertes d'un toit de feuilles de palmiers; elles disposent généralement d'une seule chambre, sans installations sanitaires ni eau à proximité. Les femmes et les enfants passent habituellement de deux à trois heures par jour à recueillir et transporter l'eau; le bois de cuisson est transporté par des mules.

Les tendances actuelles de la production agricole ne permettent pas de croire à une amélioration des conditions de vie décrites ci-dessus: selon les habitants de la région, la productivité a baissé de 50% depuis la dernière génération. Bien que l'émigration ne semble pas poser problème pour l'instant, elle pourrait croître dans les prochaines années.

Tableau 4.3 - Conditions socio-économiques des petits exploitants et des travailleurs occasionnels (bassin intermédiaire)

Indicateurs sociaux	- nombre moyen d'enfants par famille:	5,1
	- analphabétisme:	<i>Enfants</i> 39,3% chez les filles 26,1% chez les garçons; <i>Parents</i> 33,3% chez les femmes; 33,3% chez les hommes
Avoirs/ressources par famille	- terres:	0,5 à 2 hectares par famille
	- capital humain:	2 adultes
	- bétail:	0,2 vaches; 4,5 oiseaux de bassecour; 0,1 cochon.
Sources de revenus	- revenu moyen par famille:	1000 US\$
	- revenu moyen per capita:	185 US\$
	La production agricole fournit environ 25% des revenus. Le travail salarié occasionnel sur les fermes fournit 62%, les activités diverses (activités marchandes, travail des femmes, etc.) 13%.	
Contraintes économiques sur les familles	Le crédit sur la production agricole est problématique. Les prêts sont généralement effectués entre amis. Les intermédiaires dans la vente contrôlent les marchés des pois chiches et du maïs; ces revendeurs offrent des prix très bas pour ces produits.	
Évolution des familles	- taille moyenne de la famille des parents:	15 personnes
	- membres de la famille engagés dans des activités agricoles:	11 personnes
	- membres de la famille émigrés en ville:	2 personnes
	- nombre d'enfants:	5 enfants
	- nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:	0,3 enfant

source: Ibid. p. 5-23

4.2.2.3 Les paysans itinérants du bassin supérieur

Malgré les vastes terres sur lesquelles ils se trouvent, les paysans du bassin supérieur sont pauvres et vivent dans de pénibles conditions. Les régions du bassin supérieur sont isolées du fait de l'absence de routes menant à la vallée, ce qui constitue une entrave aux échanges commerciaux. De plus, l'accès à l'éducation est pratiquement inexistant, ce qui explique les forts taux d'analphabétisme observés (voir Tableau 4.4).

Les paysans tirent principalement leurs revenus de leurs terres – souvent publiques – en cultivant des fèves et des pois chiches. De plus en plus de paysans sont cependant attirés par l'élevage, étant donné la tendance à la baisse de la productivité agricole; par ailleurs, la possession d'animaux facilite l'accès au crédit puisque ceux-ci sont utilisés comme garantie de prêt.

Tableau 4.4 - Conditions socio-économiques des paysans itinérants (bassin supérieur)

Indicateurs sociaux	- <i>nombre moyen d'enfants par famille:</i>	5
	- <i>analphabétisme:</i>	<i>Enfants</i> 66% chez les filles 50% chez les garçons; <i>Parents</i> 75% chez les femmes; 33% chez les hommes
Avoirs/ressources	- <i>terres:</i>	5 à 200 hectares par famille
	- <i>capital humain:</i>	2 adultes
	- <i>bétail:</i>	10 vaches; 30 oiseaux de basse-cour. 0,3 cochons; 5 animaux divers.
Sources de revenus	- <i>revenu annuel moyen par famille:</i>	2000 US\$
	- <i>revenu moyen per capita:</i>	250 US\$
	La production agricole fournit environ 90% du revenu annuel, tandis que l'élevage contribue pour 10%.	
Contraintes économiques sur les familles	Comme les animaux sont utilisés comme garantie de prêt, seuls les paysans disposant de bétail ont accès au crédit. Le taux d'intérêt exigé se situe entre 10% et 20% mensuellement. Les coûts de transport comptent pour une grande partie des coûts de production (environ 45%), puisque les paysans ont à transporter eux-même leur production jusqu'au barrage Sabaneta.	
Evolution des familles	- <i>taille moyenne de la famille des parents:</i>	8 personnes
	- <i>membres de la famille engagés dans des activités agricoles:</i>	7 personnes
	- <i>membres de la famille émigrés en ville:</i>	1 personne
	- <i>nombre d'enfants:</i>	5 enfants
	- <i>nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:</i>	3 enfants

source: Ibid. p. 5-24

4.2.2.4 Les paysans du bassin intermédiaire ayant accès aux terres du bassin supérieur

Ces familles paysannes vivent généralement dans les villages qui reposent au pied des montagnes du bassin intermédiaire et possèdent des terres dans le bassin supérieur. Une grande partie de ces familles fut déplacée lors de la construction du barrage Sabaneta; on leur donna des terres dans le bassin intermédiaire en guise de dédommagement. Cependant, les paysans ont continué à cultiver les pentes de la partie nord du bassin intermédiaire et les collines du bassin supérieur.

Le niveau d'éducation est relativement élevé dans ce groupe et la grande majorité des paysans peuvent lire et écrire (voir Tableau 4.5). Tous les enfants vont à l'école et 10% des filles et 20% des garçons se rendent au niveau intermédiaire (école secondaire). Les conditions de vie sont relativement bonnes, avec des maisons construites de bois ou de briques, disposant d'au moins deux chambres. Presque 70% des maisons ont des latrines; l'eau courante est disponible dans la partie nord, ainsi que l'électricité.

Toutes les familles ont des terres dont la superficie peut varier de 125 à 190 hectares. Elles disposent généralement de 3 à 6 hectares de terres dans le bassin intermédiaire et de 10 hectares dans le bassin inférieur; le reste se trouve dans le bassin supérieur. Ces terres permettent entre autres la culture du café, qui fournit parfois jusqu'à 40% des revenus.

Même si la productivité des terres semble relativement stable, les incendies sont devenus un fléau ces dernières années. Cela est dû en partie au défrichage accéléré (en mettant le feu), symptôme d'une pression environnementale accrue.

Tableau 4.5 - Conditions socio-économiques des paysans ayant accès aux terres du bassin supérieur (bassin intermédiaire)

Indicateurs sociaux	- nombre moyen d'enfants par famille:	7,8
	- analphabétisme:	Enfants 2,5% chez les filles 2,2% chez les garçons; Parents 13,6% chez les femmes; 0% chez les hommes
Avoirs/ressources	- terres:	3 à 190 hectares, moyenne de 23 ha.
	- capital humain:	3,3 adultes
	- bétail:	8,5 vaches; 2,5 chèvres; 7,1 oiseaux de basse-cour; 1,5 cochons; 2,1 animaux divers.
Sources de revenus	- revenu annuel moyen par famille:	3600 US\$
	- revenu annuel moyen per capita:	600 US\$
	De 50% à 70% du revenu est assuré par l'agriculture, dont 20 à 40% est tiré de la culture du café. L'élevage représente entre 10% et 20% des revenus d'une famille.	
Contraintes économiques sur les familles	Le crédit constitue une contrainte sévère pour les agriculteurs. Un tiers des familles bénéficient de prêts de la Banque Agricole à un taux d'intérêt annuel variant entre 18% et 48%. Un tiers des paysans obtiennent du crédit chez les marchands; un autre tiers obtiennent du capital chez les prêteurs privés, qui chargent un intérêt variant entre 10% et 15% par mois.	
Évolution des familles	- taille moyenne de la famille des parents:	7 personnes
	- membres de la famille engagés dans des activités agricoles:	3,3 personnes
	- membres de la famille émigrés en ville:	2,5 personnes
	- nombre d'enfants:	7,8 enfants
	- nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:	1,8 enfant

source: Ibid. p. 5-25

4.2.2.5 Petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire

Ces paysans de la partie nord du bassin intermédiaire vivent principalement de l'agriculture. Leur niveau moyen d'éducation relativement élevé, lorsqu'on le compare aux autres groupes (voir Tableau 4.6). La région possède une école, et presque 10% des élèves se rendent au niveau intermédiaire (l'équivalent de l'école secondaire). Les conditions de vie sont

aussi beaucoup plus faciles pour ce groupe. La communauté dispose de services de santé. Les maisons sont coiffées de toits de zinc et sont peintes; certaines ont un plancher de bois. Presque 80% des maisons disposent de latrines; la majorité ont plusieurs chambres. Quelques habitations ont l'électricité.

Le revenu moyen de la région est de 510 US\$ et varie entre 200 US\$ et 1000 US\$. Deux facteurs influent considérablement sur le revenu: l'irrigation et la possession de bétail. L'agriculture fournit la majeure partie de ce revenu, l'autre partie étant assurée par l'élevage. La productivité agricole décroît cependant: on estime que la production actuelle atteint 50% de celle de la génération précédente.

Tableau 4.6 - Conditions socio-économiques des petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire

Indicateurs sociaux	- nombre moyen d'enfants par famille: 6,7 enfants
	- analphabétisme: <i>Enfants</i> 5% chez les filles 4% chez les garçons; <i>Parents</i> 27,6% chez les femmes; 12,5% chez les hommes
Avoirs/ressources	- terres: 4,3 hectares en moyenne
	- capital humain: 3 adultes
	- bétail: 5,7 vaches; 5,5 chèvres; 3,5 moutons; 19 oiseaux de basse-cour; 4,3 cochons; 2,4 animaux divers.
Sources de revenus	- revenu annuel moyen par famille: 2940 US\$
	- revenu annuel moyen per capita: 513 US\$
	De 60 à 100% du revenu est assuré par l'agriculture; l'élevage peut fournir jusqu'à 25% de ce revenu. Les activités non-agricoles peuvent constituer jusqu'à 30% du revenu (commerce, fabrication de fromage, etc.).
Contraintes économiques sur les familles	La moitié des paysans ont accès au crédit par la Banque Agricole pour les pois chiches et les fèves. Les prêts sont remboursés lors de la récolte. Plusieurs paysans transportent eux-mêmes leur production jusqu'à Santo Domingo, ce qui suppose des frais de transport élevés.
Evolution des familles	- taille moyenne de la famille des parents: 6,8 personnes - membres de la famille engagés dans des activités agricoles: 3,1 personnes - membres de la famille émigrés en ville: 3,7 personnes - nombre d'enfants: 6,7 enfants - nombre d'enfants qui devraient rester dans la région: 2,4 enfants

source: Ibid. p. 5-26

4.2.2.6 Les éleveurs de bétail

Les éleveurs de bétail font partie des familles les plus riches des bassins intermédiaires et supérieurs. L'éducation est relativement bonne, puisque que toute la population est alphabétisée et que 50% des enfants se rendent aux niveaux intermédiaires (voir Tableau 4.7). Les conditions de vie sont de loin supérieures à celles que l'on retrouve dans les autres parties du bassin: les maisons sont grandes (2 ou 3 chambres), disposent de latrines et de l'eau courante; l'électricité

est souvent fournie par des génératrices. La plupart des éleveurs ont des motocyclettes ou des camions *pick-up*.

La culture du riz, des fèves et de divers tubercules fournit une partie du revenu des éleveurs. Cependant, la plus grande composante du revenu se trouve être l'élevage de bétail. En plus des produits de la vente, les familles consomment elles-mêmes une partie de leur bétail et des produits de l'élevage (lait, oeufs, fromage, etc.).

Le crédit est limité – de meilleures conditions de crédit pourraient permettre le développement d'infrastructures qui amélioreraient la productivité – mais les éleveurs peuvent utiliser leurs animaux comme réserves de ressources. Les animaux sont d'ailleurs utilisés comme garanties pour les prêts effectués auprès de la Banque Agricole ou des autres créditeurs.

Tableau 4.7 - Conditions socio-économiques des éleveurs de bétail (bassin intermédiaire)

Indicateurs sociaux	- <i>nombre moyen d'enfants par famille:</i>	3,75
	- <i>analphabétisme:</i>	<i>Enfants</i> 0% chez les filles 0% chez les garçons; <i>Parents</i> 0% chez les femmes; 0% chez les hommes
Avoirs/ressources	- <i>terres:</i>	environ 10 hectares
	- <i>capital humain:</i>	2 adultes
	- <i>bétail:</i>	22 vaches; 20 chèvres; 11 moutons; 21 oiseaux de basse-cour; 3 cochons; 3,3 animaux divers.
Sources de revenus	- <i>revenu annuel moyen par famille:</i>	4200 US\$
	- <i>revenu annuel moyen per capital:</i>	900 US\$
	De 40 à 60% du revenu est assuré par l'agriculture: l'élevage fournit les proportions inverses.	
Contraintes économiques sur les familles	L'accès au crédit constitue une contrainte pour la plupart des familles, mais est tout de même relativement facile étant donné la possibilité de garantir les prêts par du bétail. Le taux d'intérêt consenti par la Banque Agricole est de 24% annuellement.	
Evolution des familles	- <i>taille moyenne de la famille des parents:</i>	8,5 personnes
	- <i>membres de la famille engagés dans des activités agricoles:</i>	2,5 personnes
	- <i>membres de la famille émigrés en ville:</i>	2,5 personnes
	- <i>nombre d'enfants:</i>	3,75 enfants
	- <i>nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:</i>	2,3 enfants

source: Ibid. p. 5-27

4.2.2.7 Petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire

Les petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire ne disposent pas d'aussi grandes terres que les éleveurs; c'est pourquoi leur survie dépend essentiellement de l'agriculture.

Le niveau d'éducation est relativement élevé, surtout chez les enfants: environ 10% de ceux-ci atteignent les niveaux intermédiaires (Tableau 4.8). Les conditions de vie sont supérieures à la moyenne du bassin. Les maisons sont contruites de bois et couvertes de toits de

zinc: elles disposent de deux chambres et la moitié d'entre elles ont des latrines. L'eau est accessible grâce à la présence d'aqueducs qui prennent source dans la rivière San Juan.

L'agriculture constitue la principale source de revenu de ces petits propriétaires. La vente de fève, de coriandre, de patates douces fournit la presque totalité des revenus. Le reste est gagné par l'élevage de chèvres et de moutons.

La productivité agricole décroît fortement cependant; il semble que la production ait chuté de 50% dans les vingt-cinq dernières années. Cette baisse de productivité a poussé nombre de jeunes à quitter la région vers de meilleurs lieux: cette émigration constitue une menace pour la communauté.

Tableau 4.8 - Conditions socio-économiques des petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire

Indicateurs sociaux	- nombre moyen d'enfants par famille:	7,3
	- analphabétisme:	Enfants 0% chez les filles 0% chez les garçons; Parents 25% chez les femmes; 15% chez les hommes
Avoirs/ressources	- terres:	4,3 hectares par famille en moyenne
	- capital humain:	2 adultes
	- bétail:	2,7 vaches; 6,3 chèvres; 6 moutons; 18 oiseaux de basse-cour; 3 cochons; 1,3 animaux divers.
Sources de revenus	- revenu annuel moyen par famille:	2380 US\$
	- revenu annuel moyen per capita:	440 US\$
	De 75 à 100% des revenus prennent source dans l'agriculture; l'élevage peut fournir entre 0 et 15% des revenus, les emplois temporaires de construction entre 0 et 20%.	
Contraintes économiques sur les familles	La principale contrainte est le manque d'accès au crédit. Seulement une famille de la région a pu bénéficier d'un prêt de la Banque Agricole. Par ailleurs, les intermédiaires contrôlent une partie du marché des produits agricoles et maintiennent les prix très bas.	
Evolution des familles	- taille moyenne de la famille des parents:	11 personnes
	- membres de la famille engagés dans des activités agricoles:	4 personnes
	- membres de la famille émigrés en ville:	5 personnes
	- nombre d'enfants:	7,3 enfants
	- nombre d'enfants qui devraient rester dans la région:	1 enfant

source: Ibid. p. 5-28

4.2.3 Conclusions relatives aux conditions économiques des agents

Le Tableau A4.2 en annexe fournit un aperçu des conditions économiques qui prévalent sur l'ensemble du bassin. Pris ensemble, les deux bassins comptent 8010 familles pour 48 650 habitants: 4280 de ces familles sont pauvres, c'est-à-dire qu'elles disposent d'un revenu familial inférieur à 28 000 RD\$ (1 US\$ = 12.5 RD\$; une famille est composée de six personnes en

moyenne). Les petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire représentent 44,9% de la population totale; les petits propriétaires de la partie sud 21,8%. Avec 60 familles, les fabricants de charbon sont les moins nombreux et les plus pauvres: la totalité de la population est sous le seuil de la pauvreté. Les plus riches sont les éleveurs de bétails, qui ne représentent que 5% de la population. Le bassin supérieur ne compte que 700 familles, mais il faut souligner la présence occasionnelle de 500 familles qui viennent du bassin intermédiaire pour cultiver des terres. Ainsi, la pression environnementale dans le bassin supérieur est beaucoup plus grande que ce que la population en place pourrait laisser croire.

Les niveaux d'éducation dans les sept communautés identifiées sont bas, sauf en ce qui concerne les éleveurs et les petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire. Souvent, les régions ne disposent pas d'écoles et les familles pauvres n'ont pas les moyens d'envoyer leurs enfants étudier ailleurs. Cependant, il semble *a priori* que les taux d'analphabétisme diminuent avec les générations – la question reste à savoir si la capacité à lire et à écrire se maintient pendant la vie adulte. Par ailleurs, les conditions de vie semblent difficiles pour la majeure partie de la population du bassin. L'accès à l'eau est problématique dans la plupart des communautés, ce qui fait perdre beaucoup de temps aux femmes et aux enfants qui doivent transporter l'eau, la plupart du temps à pied. L'électricité est un luxe; les familles s'éclairent au gaz et font cuire leur aliments avec du bois de cuisson. Les hommes comme les femmes peuvent prendre jusqu'à une journée et demie par semaine pour recueillir le bois, qui se trouve incidemment de plus en plus loin des localités.

Les principales sources de revenus dans les bassins sont l'agriculture, le travail salarié occasionnel et l'élevage de bétail. Le travail occasionnel sur les terres – effectué principalement par les petits exploitants et les paysans sans terres – procure un salaire uniforme de 50 RD\$ par jour dans toute la région. Les mois de novembre à février, d'avril, mai, août et septembre sont les périodes où l'emploi est à son plus haut niveau; malgré cela, la mise en culture et les récoltes ne suffisent pas à fournir de l'emploi à tous, et cela est particulièrement vrai lorsqu'il y a sécheresse.

L'agriculture fournit la majeure partie des revenus. Les principaux produits cultivés sont les fèves, les pois chiches et le maïs. Les fèves et les pois chiches sont surtout destinés à la vente, tandis que le maïs sert à nourrir les animaux. Les patates douces, le manioc et quelques variétés de courgettes sont aussi cultivés. Moins profitables que les fèves, ces cultures sont néanmoins plus sûres puisque plus résistantes aux variations climatiques. La coriandre est cultivée dans la partie sud du bassin; d'ailleurs, cette région de la République Dominicaine fournit en coriandre presque tout le pays. Le riz est aussi cultivé dans les zones très irriguées du bassin, près de la rivière San Juan. Le riz est habituellement consommé sur place, mais peut constituer un revenu d'appoint dans les temps difficiles. Quelques familles riches, principalement les éleveurs, cultivent le café dans la partie nord du bassin intermédiaire ou dans le bassin supérieur. Le café est presque exclusivement destiné à la vente et constitue l'une des denrées les plus payantes pour les exploitants.

L'utilisation d'engrais chimiques change quelque peu les paramètres de rentabilité et de risque pour les exploitants et pousse ceux-ci à pratiquer la monoculture. Ces engrais conviennent bien aux fèves, qui deviennent dès lors la culture la plus profitable. Les fèves sont cependant sensibles aux sécheresses et doivent être cultivées de pair avec une autre plante potagère. Le

maïs n'est pas profitable en monoculture, que ce soit avec ou sans l'utilisation d'engrais chimique. Le manioc semble être profitable, mais est principalement utilisé pour la consommation des familles. Les pois chiches sont généralement cultivés avec d'autres plantes afin de minimiser les risques; cela limite cependant l'emploi d'engrais chimiques.

Facteur-clé dans toute exploitation agricole, le crédit est généralement difficile d'accès pour les paysans. La Banque Agricole (Banco Agrícola) exige des terres en garantie des prêts, ce qui limite l'accès aux propriétaires les mieux nantis, et charge un taux d'intérêt annuel situé entre 16% et 48%. Le taux moyen est de 24%. Les prêts doivent être remboursés dans l'année qui suit: à cette condition difficile à remplir s'ajoute nombre de formalités administratives coûteuses en temps et en argent. Le crédit informel est assuré par les *prestamistas*, soient les intermédiaires et les marchands. Ceux-ci exigent habituellement un animal pour garantir le prêt. Le taux d'intérêt exigé se situe entre 10% et 25% mensuellement.¹² Les *prestamistas* peuvent donner un crédit sous forme de semences, auquel cas le remboursement est exigé à la récolte. Comme une partie de la population du bassin ne dispose d'aucun animal, l'accès au crédit, même à des taux d'intérêts faramineux, leur est interdit. Dans l'ensemble, la possession ou non d'un animal créera deux classes de paysans, les uns ayant accès au crédit et pouvant gérer leur production, les autres étant dépourvus de tout apport en capital et ne pouvant compter que sur eux-mêmes. Les coûts du crédit empêchent aussi la mise en pratique d'une gestion efficace – et soutenable – des sols, même chez les paysans qui y ont accès. Ces derniers n'ont aucun intérêt à emprunter plus que le

¹² Un taux mensuel de 10%, non-composé, est l'équivalent d'un taux annuel de 120%.

strict minimum qui leur permettra de survivre, et sont même incités à exploiter au maximum leurs terres sans égards pour les générations à venir.

En plus de contrôler une partie du marché du crédit, les intermédiaires de distribution et de vente des produits agricoles contrôlent les marchés agricoles. À San Juan, ils vendent à prix fort les denrées qu'ils paient à rabais dans les régions. Les paysans ont peu de pouvoir de négociation envers les intermédiaires. Ces derniers sont souvent incontournables, puisqu'ils disposent des facilités nécessaires à l'entreposage des denrées agricoles; de plus, les coûts de transports élevés empêchent les producteurs d'aller vendre eux-même leur production en ville. La vente des produits agricoles constitue donc une contrainte importante pour la plupart des producteurs, les coûts de transport pouvant représenter jusqu'à 45% des coûts de production.

Une autre constatation peut être tirée des données précédentes: la pression environnementale s'accélère alors que croît la population et les besoins en ressources. La forêt a décliné ces dernières décennies, de même que la productivité de certaines cultures. Les effets économiques et sociaux se font déjà sentir: les fabricants de charbon doivent aller de plus en plus loin pour se procurer le bois à cuire; sur la plupart des terres, la durée de la jachère a dû être réduite de 4-5 ans à un an. Dans le bassin supérieur, plusieurs fermes sont bordées d'arbres fruitiers, qui jouent le rôle de repères identifiant les propriétés. Les arbres fruitiers ont l'avantage de produire quelques denrées supplémentaires pour la consommation. Ces plantations sont cependant insuffisantes pour assurer la préservation et la productivité des sols, ou pour avoir un effet quelconque sur le cycle hydraulique. Il existe un intérêt certain pour la plantation d'arbres

fruitiers dans le bassin intermédiaire, mais le manque d'accès au crédit à long terme, d'assistance technique et de marketing empêche les agriculteurs d'aller de l'avant.

4.3 La production agricole actuelle de la région de San Juan

Comme nous l'avons vu, la production agricole constitue l'essentiel des revenus gagnés par les familles dans les deux bassins. L'éradication de la pauvreté passe nécessairement par une augmentation de la productivité agricole, productivité qui ne cesse de décliner depuis quelques années. Le projet PRODAS vise principalement à augmenter cette productivité par une meilleure gestion de l'ensemble des ressources du bassin, dans une perspective régionale. Nous avons déjà constaté, à la section 4.1.1.2, que l'emplacement des cultures était déficient et pouvait donner lieu à d'éventuelles pertes de productivité. L'extrapolation dans le temps des coûts et des bénéfices du régime actuel nous montrera en effet qu'il est impossible de soutenir la production – et les revenus – à long terme, et ce dans les deux bassins. Dans cette section, nous verrons plus en détail quels sont les facteurs qui déterminent le choix des agriculteurs dans l'exploitation de leurs terres: nous verrons ensuite en quoi ont consisté ces choix dans les bassins intermédiaire et supérieur (section 4.3.1). La section 4.3.2 propose une analyse économique des séquences observées actuellement dans les bassins, autrement dit, l'analyse de la situation *sans projet*.

4.3.1 Les caractéristiques économiques et physiques des principales cultures

Nous avons vu que les principales cultures du bassin San Juan sont le riz, le maïs, les fèves, les pois chiches, le manioc, les patates douces et la coriandre; le riz est nécessairement cultivé sur les terres fortement irriguées de la vallée et la coriandre est produite sur les collines du sud du bassin intermédiaire. La monoculture est peu courante et se fait principalement sur les terres irriguées: les terres arrosées naturellement s'y prêtent moins et sont plus risquées, ce qui pousse les paysans à pratiquer la pluriculture.

Les principaux facteurs déterminants dans le choix des cultures par les familles paysannes sont la rentabilité, le risque et diverses contraintes économiques telles le potentiel de commercialisation, l'assistance technique et les facilités d'entreposage. L'arbitrage entre ces divers facteurs se fait habituellement sur la base d'une longue expérience des familles en agriculture. Sans minimiser l'importance de cette expérience, force est de constater que les familles ne font pas toujours le bon choix, ne serait-ce qu'en raison du cadre microéconomique – local – sur lequel se fondent leurs décisions. De surcroît, l'horizon temporel de ce cadre est limité à une génération, voire quelques années, ce qui occasionne inmanquablement un problème de soutenabilité, comme nous le verrons dans la section 4.3.2.

Le taux de profit d'une culture est difficile à évaluer, vu l'inconstance spatiale et temporelle des variables qui la définissent. Les taux de profits peuvent subitement changer d'une année à l'autre par l'effet de la température, ou par les variations dans les prix internationaux. La rentabilité s'évalue généralement par l'analyse des coûts de production, ceux-ci étant évalués sur une échelle nationale (Gittinger, 1985). Cependant, les coûts de production évalués à l'échelle

nationale ne reflètent pas toujours la réalité des petits propriétaires terriens d'une région. Le même raisonnement s'applique à l'évaluation du risque (financier et productif) et des contraintes économiques associées aux cultures. Partant de ce fait, les auteurs du rapport de mission du projet PRODAS (1993) se sont servis du sondage sur les ménages pour élaborer des indices de rentabilité et de risque. Diverses contraintes physiques et économiques ont aussi été évaluées.

Les résultats montrent une bonne rentabilité moyenne pour la coriandre, quoique cette plante ne soit cultivée que dans la partie sud du bassin intermédiaire. Les fèves et les patates douces semblent profitables pendant une années normale; leur culture peut se faire dans les régions arrosées naturellement, sans irrigation. La culture la moins profitable est le maïs.

Le risque est généralement associé à la résistance des cultures aux variations de température, et plus particulièrement à la sécheresse. Les ménages ont systématiquement identifié les fèves et le maïs comme étant les cultures les plus vulnérables à la sécheresse; les pois chiches sont les plus résistants. Les données sur la variation de productivité des différentes cultures au cours des années peuvent aussi donner une idée du risque qui leur est associé. Alors que la productivité des pois chiches est relativement stable depuis une vingtaine d'années, celle des patates douces et du manioc a connu de fortes variations pendant la même période. Ces données correspondent *grosso modo* aux observations faites par les agriculteurs. Un autre facteur de risque se trouve être la variabilité dans les prix. Bien que le gouvernement dominicain ait longtemps supporté les prix des denrées alimentaires, les politiques mises en place n'ont pu stabiliser efficacement les cours. Le gouvernement exerce toutefois une influence indirecte par le jeu des restrictions aux importations et aux exportations. La variabilité des prix a deux

composantes: la variabilité saisonnière et les variations annuelles. Les variations saisonnières des prix suivent habituellement un tracé prévisible, quoique les conditions d'entreposage et les cycles agroécologiques d'une année particulière peuvent causer des surprises. Néanmoins, le facteur de risque le plus important reste la variabilité annuelle des prix. Les statistiques agricoles fournies par le FAO montrent que les prix ont fortement varié au cours des dernières années.¹³ Le prix de la coriandre semble particulièrement sensible; le prix des fèves et des pois chiches démontre également une forte variabilité.

Parmi les facteurs qui doivent être pris en compte dans le choix d'une culture figure la capacité d'entreposage, qui dépend du caractère périssable ou non d'une denrée. Alors que les semences de maïs et de coriandre sont livrées sèches, il n'en va pas de même pour les autres denrées. Les patates douces et le manioc sont fortement périssables et leur livraison sur les marchés, de même que l'approvisionnement en semences, dépend des facilités d'entreposage. Ces facilités ne sont pas à la portée des agriculteurs, qui deviennent dès lors dépendants des intermédiaires. Ces derniers contrôlent donc les marchés – et les prix – ce qui ajoute au risque et constitue une contrainte pour les producteurs.

Le crédit peut constituer une autre importante contrainte à la production. Comme nous l'avons vu, l'accès au crédit est fort limité, surtout aux petits exploitants. La Banque Agricole ne prête qu'aux propriétaires les mieux nantis, tandis que le crédit informel – coûteux – n'est pas accessible aux petits exploitants qui ne disposent pas d'un animal en guise de garantie de prêt. Le

¹³ FAO Stat Database, voir note précédente.

crédit est nécessaire, entre autres, pour l'achat et l'entreposage de semences. Pour certaines denrées, le producteurs pourra simplement se servir d'une partie de la récolte précédente comme semences; cependant, certaines denrées ne peuvent être conservées sans les infrastructures adéquates. Les fèves, par exemple, ne peuvent être conservées plus que quelques semaines; les producteurs ont donc besoin de crédit pour obtenir les semences à chaque nouvelle saison. Les semences de coriandre sont particulièrement chères et leur obtention nécessite également un financement extérieur. La contrainte posée par le manque de crédit est donc particulièrement forte dans ces deux derniers cas.

Au regard de ce qui précède, il n'est pas étonnant de constater que les producteurs agricoles aient choisi de diversifier leurs productions de façon à maximiser les profits, mais aussi à minimiser les risques tout en tenant compte des contraintes auxquelles ils doivent faire face. Si l'on fait exception de la coriandre, cultivée exclusivement dans la partie sud du bassin intermédiaire, du riz, cultivé dans les zones irriguées de la vallée, et du café présent seulement dans le bassin supérieur, toutes les autres cultures sont dispersées à travers la région. Nous pouvons identifier, dans les deux bassins, quatre type de pluricultures:

i) la production pour l'autoconsommation: le système « conuco » : dans les petites exploitations de moins d'un hectare, la combinaison typique est faite de patates douces, de pois chiches et de manioc. Ces denrées ne nécessitent aucun crédit et sont directement consommables par les familles:

ii) la production diversifiée: le système « sancocho » : les familles disposant de terres de 1 à 2 hectares de superficie cherchent à cultiver leur terres pour leur propre consommation, mais aussi pour la vente et pour nourrir le bétail. Étant donné leur grande rentabilité, les fèves et la coriandre sont généralement utilisés pour la vente, tandis que les animaux sont nourris de maïs. La nourriture familiale est assurée par la culture de patates douces, de pois chiches et de manioc: la vente de fèves permet l'achat de riz;

iii) la production spécialisée: les fermes commerciales : les fermes plus grandes, entre 2 et 10 hectares, présentent des combinaisons de cultures beaucoup plus spécialisées. Dans le bassin supérieur, les combinaisons de pois chiches, de fèves, de maïs et de courges sont monnaie courante. Dans la partie nord du bassin intermédiaire, les trois principaux types de combinaisons sont: (i) les fèves et le maïs; (ii) les patates douces et les pois chiche; (iii) les pois chiches, les patates douces et le maïs. La partie sud du bassin intermédiaire est caractérisée par la culture de coriandre, à laquelle sont ajoutées celles des pois chiches et du maïs;

iv) grandes fermes commerciales : ces fermes étant orientées vers le profit, la culture des fèves et de la coriandre sont dominants. Des plantations de café sont observées dans le bassin supérieur et l'on remarque quelques exploitations de patates douces.

4.3.2 Analyse économique des productions observées (situation *sans projet*)

Nous analysons dans les paragraphes suivants la rentabilité et la soutenabilité des séquences actuelles dans les trois principales zones du bassin versant (bassin supérieur, bassins intermédiaires nord et sud). Il s'agit de mesurer et d'extrapoler les bénéfices nets sur une période d'une quarantaine d'années, en tenant compte des pertes de productivité des sols prévues pendant cette période. Les séquences agricoles observées sont présentées en annexe à la Figure A4.1.

Comme nous l'avons mentionné au chapitre précédent, la soutenabilité d'un régime agricole, à l'intérieur d'une même zone, sera évaluée en comparant les valeurs actualisées des séquences telles que perçues au début de chaque séquence. Autrement dit, chaque début de séquence sera une année 0. Nous retrouverons ainsi l'évolution de la valeur actualisée nette des séquences à travers une période d'environ 45 ans. Étant donné que les séquences agricoles sont de durées différentes, il n'est évidemment pas question de comparer les différentes régions entre elles: le but de l'exercice est d'évaluer la soutenabilité et la rentabilité financière des systèmes en place.

4.3.2.1 *La zone du bassin supérieur*

Comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, les cultures du bassin supérieur sont le fait de familles paysannes itinérantes qui ne disposent pas de droits de propriété sur les terres qu'elles cultivent. L'absence de ces droits et l'abondance de terres arables incitent les paysans à pratiquer des cultures rapides et à laisser ensuite la terre utilisée en jachère pendant

quelques années. Ils peuvent alors poursuivre leurs cultures sur d'autres terres – qui appartiennent à l'État – pour éventuellement revenir sur les anciennes terres une fois celles-ci reposées. Les familles ont l'habitude de planter quelques arbres fruitiers sur les terres en jachère, ce qui assure leur emprise sur le terrain; sans quoi, la terre est considérée comme abandonnée et peut être utilisée par d'autres familles. C'est cette loi tacite qui régularise la distribution des terres depuis nombre d'années dans le bassin supérieur.

Le Tableau A4.3 en annexe présente l'analyse coûts-bénéfices d'une séquence typique du bassin supérieur.¹⁴ La géomorphologie du bassin supérieur ne permet pas la culture intensive des terres, puisque les fortes dénivellations de terrain occasionnent une érosion rapide des sols; il s'ensuit d'importantes pertes de productivité. La première année, les paysans ensemencent et cultivent pois chiches (P), fèves (F), courges (C) et maïs (M). La deuxième année est consacrée à la seconde récolte de pois chiches; les fèves, les courges et le maïs sont réensemencés la troisième année. Suite à ce second cycle, une période de jachère d'environ deux ans permet aux terres de récupérer une partie de leur productivité perdue. Un cycle typique dure donc six ans.

Une terre nouvellement défrichée rapporte un certain profit pour les paysans. La première année, il s'en dégagera un bénéfice d'environ 2836 RD\$/ha. Ainsi, la valeur actualisée du premier cycle de culture, calculée au taux d'actualisation de 10%, s'élèvera à 4018 RD\$/ha. La valeur actualisée des cycles subséquents diminuera rapidement cependant. La productivité agricole baisse d'environ 7% entre les premières et les secondes semences d'un même cycle et.

¹⁴ Les données nécessaires à l'analyse coûts-bénéfices sont fournies dans: IFAD (1993) *San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment*, op. cit.

malgré une récupération d'environ 2% pendant la période de jachère, la productivité diminuera de façon marquée d'un cycle à l'autre. Dans les vingt premières années, les pertes de productivité atteindront 20%. Comme nous pouvons le voir dans le Tableau A4.3, la valeur actualisée nette des séquences agricoles sera négative dès le quatrième cycle de production, soit vers la 19^e année d'exploitation, et ce peu importe le taux d'actualisation utilisé.

Un des facteurs de rentabilité important dans le bassin supérieur est le coût de la main-d'oeuvre. Nous pouvons constater que la main-d'oeuvre engagée représente 58% des coûts lors des première et troisième années des cycles. Dans les calculs présentés en annexe, nous supposons que la moitié de la main-d'oeuvre est engagée au coût journalier de 50 RD\$, plus un repas qui coûte environ 25 RD\$. Le coût d'opportunité de la main-d'oeuvre non engagée est de 25 RD\$.¹⁵

4.3.2.2 *La partie nord du bassin intermédiaire*

La partie nord du bassin intermédiaire est bien arrosée et ses terres sont fertiles. Les cultures y sont intensives, avec de courtes périodes de jachère d'environ six mois (entre les récoltes et les semailles) et un système de rotation rapide des cultures (voir Tableau A4.4 en annexe).

Typiquement, le cycle dans le bassin intermédiaire débute par la culture de pois chiches (P), de patates douces (D) et de maïs (M) la première année. Une seconde production a lieu la

¹⁵ Les coûts de main-d'oeuvre ont été estimés sur la base des données du Plan Sierra: De Janvry, A., Sadoulet, E. (1994) *Project Appraisal for Sustainable Rural Development: Some Notes for IFAD*, Staff Working Paper no 17, IFAD.

deuxième année. puis une partie des terres est laissée en jachère la troisième année tandis que s'effectue une seconde récolte de pois chiches. Le cycle recommence la quatrième année.

La culture des patates douces est intensive en capital: la location d'un camion est requise pour le plantage: le labour et le transport des récoltes requièrent un animal. Même si l'ensemencement se fait à partir de patates germées provenant de la récolte antérieure, les dépenses totales nécessaires pour la production sont élevées. Ainsi, les premières années de culture présentent un bénéfice net moins élevé que celui retiré des cultures du bassin supérieur (voir Tableau A4.4 en annexe). Cependant, les profits sont mieux répartis dans le temps et se réaliseront sur les vingt premières années; les pertes commencent à apparaître à dès la 21^e année. Cela est dû au fait que les pertes de productivité ne sont pas aussi nettes dans le bassin intermédiaire que dans le bassin supérieur: le déclin de la fertilité des sols sera de 4% lors d'une seconde culture dans un même cycle; la période de jachère permet une récupération de l'ordre de 1.5%. La valeur actualisée des cycles de production sera négative à partir du 8^e cycle, soit 22 ans après le début de l'exploitation.

Cette analyse coûts-bénéfices ne tient pas compte d'un fait important: la pression démographique sur le milieu est beaucoup plus intensive dans le bassin intermédiaire que dans le bassin supérieur. Au mieux, la soutenabilité des production agricoles sera telle que présentée ci-dessus: vraisemblablement, les productions des prochaines années seront encore moins durables.

4.3.2.3 *La partie sud du bassin intermédiaire*

En partie à cause des faibles précipitations, les cycles de cultures observés dans la partie sud du bassin intermédiaire s'étendent sur sept ans (Figure A4.2). La coriandre y est cultivée pour la revente, mais aussi parce qu'elle est plus résistante à la sécheresse que les fèves. La coriandre a une courte période de croissance de deux mois, ce qui permet l'alternance avec le manioc. La principale culture demeure celle des pois chiches, qui sont ensemencés trois années de suite avant que la terre ne soit laissée en jachère pendant presque trois ans.

Malgré le fait que les coûts d'exploitation sont relativement bas dans cette région, la marge de profit reste mince étant donnés les faibles revenus supplémentaires que procurent la coriandre (cultivée deux ans sur sept), le maïs et le manioc. La première année d'exploitation, une famille paysanne verra son bénéfice se chiffrer à 200 RD\$; la quatrième année d'exploitation sera la plus profitable, avec un maximum de 880 RD\$. Ces résultats déclineroient avec le temps, compte tenu d'une perte de productivité observée de 4% par année pour les trois premières années du cycle: la jachère permet un gain de productivité général d'environ 3%. Malgré une bonne récupération de la productivité, la faible rentabilité affichée au départ engendre une valeur actualisée nette négative dès le deuxième cycle, c'est-à-dire vers la 14^e année d'exploitation (voir Tableau A4.5 en annexe).

En conclusion, les productions observées dans les bassins intermédiaire et supérieur ne sont rentables qu'à très court terme. Compte tenu des baisses rapides de productivité observées dans la plupart des sous-régions du bassin, les systèmes actuels ne peuvent être maintenus plus

d'une vingtaine d'années. Il apparaît donc nécessaire d'introduire de nouvelles pratiques d'exploitation et de conservation des sols. Les systèmes proposés doivent toutefois être rapidement profitables aux paysans, sans quoi les régimes actuels prévaudront. Le projet PRODAS consistera donc, d'une part, à implanter des systèmes agricoles susceptibles d'améliorer la soutenabilité et, d'autre part, à augmenter rapidement les taux de profits des systèmes agricoles. Nous abordons cette question dans la prochaine section.

4.4 Les grandes lignes du projet PRODAS

Comme nous l'avons déjà mentionné en début de chapitre, le projet PRODAS propose l'aménagement intégré du bassin de la rivière San Juan par la mise en place d'un réseau d'infrastructures (d'irrigation et hydroélectriques), pierre angulaire du développement rural et agricole de la région. Sur les 45 millions de dollars alloués au projet par l'IFAD et la BIRD, une trentaine de millions servira à l'amélioration technique du barrage Sabaneta et à la construction de canaux d'irrigation destinés à alimenter en eau les bassins intermédiaires et inférieurs. Le développement agricole de la région (développement technologique destiné à améliorer la productivité), ainsi que le jalonnement et la distribution des terres aux paysans constitue l'essentiel du budget restant, soit une dizaine de millions de dollars. Enfin, 1,5 million de dollars seront consacrés au reboisement et à la protection d'un parc national situé dans le bassin supérieur, et 2.5 millions au développement institutionnel.

Les initiatives prises dans le cadre du projet peuvent être classées en deux catégories: les activités de transition, ponctuelles, et les activités permanentes, dont les coûts et les bénéfices vont s'échelonner sur plusieurs décennies. Les activités de transition concernent surtout l'amélioration des infrastructures hydrauliques (barrage et systèmes d'irrigation) et des sols. Ces activités comprennent aussi la distribution des droits de propriété des terres aux paysans. Les activités permanentes consistent essentiellement à assurer le développement rural de la région (agriculture et agroforesterie). À cet effet, nous exposons dans la section 4.4.1 les différentes alternatives proposées par le projet PRODAS.

4.4.1 Les alternatives proposées par le projet

Le projet PRODAS vise à améliorer la production et les revenus tirés des terres des bassins intermédiaire et supérieur par les paysans. L'analyse économique présentée ci-dessous s'attardera donc essentiellement à évaluer le bénéfice privé que peuvent retirer les populations des changements proposés. Encore une fois, la soutenabilité des revenus sera mesurée par la comparaison des valeurs actualisées nettes de chacune des séquences agricoles; nous verrons également dans quelle mesure le projet améliore la situation des populations les plus pauvres du bassin.

Le projet propose quatre nouveaux systèmes de production agricole: deux se trouvent dans le bassin intermédiaire (rives nord et sud) et deux dans le bassin supérieur (reboisement) (voir Figure A4.2 en annexe). Ces transitions ne poursuivent pas les mêmes objectifs: alors que l'élimination de la pauvreté est prioritaire dans le bassin intermédiaire, l'érosion des sols sera la

principale préoccupation des gestionnaires dans le bassin supérieur. De par sa position géographique en effet, le bassin supérieur alimente en sédiments le réservoir Sabaneta, ce qui génère de forts coûts externes, comme nous le verrons dans une section ultérieure. Néanmoins, les systèmes proposés dans le bassin supérieur visent une certaine rentabilité financière, condition nécessaire à la soutenabilité du système.

Une partie des informations requises par l'évaluation financière et économique des séquences proposées ont été recueillies par sondage; le reste a été déduit par analogie avec un autre projet presque identique prenant place dans la vallée du Ciabo. Le Plan Sierra, un projet d'aménagement de bassin hydrographique, fut initié en 1979 et poursuit essentiellement les mêmes objectifs que le projet PRODAS.¹⁶ Plusieurs des caractéristiques biophysiques et économiques mesurées dans le cadre du projet Sierra sont facilement transposables au projet PRODAS, étant donné la proximité géographique des régions et la similitude des conditions socio-économiques et biogéophysiques en présence. Toutefois, il est évident que la validité des données pourrait être améliorée: une unité de recherche s'adonne présentement à diverses mesures dans l'aire du bassin de la rivière San Juan. Le travail d'analyse présenté ci-après donne donc une première approximation des avantages et des coûts privés pouvant être retirés du projet.

4.4.1.1 Développement agricole intégré, côté nord du bassin intermédiaire

Dans la partie nord du bassin intermédiaire, le système actuellement en place est profitable mais non soutenable à long terme. Le projet PRODAS propose une séquence agricole

¹⁶ De Janvry, A., Sadoulet, E., Santos, B. (1995) 'Project Evaluation for Sustainable Rural Development: Plan Sierra in the Dominican Republic', *Journal of Environmental Economics and Management* 28, p 135-154.

de 4 ans, avec la culture de fèves, de pois chiches, de maïs et de courges les trois premières années: la quatrième année, les terres sont laissées en jachère, sauf en ce qui concerne les quelques parcelles de terrains où poussera une seconde culture de pois chiches. Les patates douces sont donc éliminées au profit du manioc, des courges et des fèves. La culture de ces dernières sera rendue possible par l'enrichissement du sol (engrais, fumier, méthodes de conservation des sols). Les fèves étant fort profitables, leur vente assurera l'absorption des coûts supplémentaires reliés à l'amélioration des sols, et ce dès la première année. Par rapport à la séquence typique observée, la culture du maïs sera réduite du quart environ.

La productivité des sols, bien qu'inférieure à la moyenne nationale (0,40 tonne/ha pour les fèves, contre une moyenne nationale de 0.56 tonne/ha.), sera grandement améliorée par rapport au système d'origine. La production devrait rester constante les trois premières années, puis croître lentement jusqu'au troisième cycle de production. À la 17^e année, la différence de productivité entre l'ancien et le nouveau système devrait, selon les données estimées par PRODAS, être de 21% supérieure.

Le calcul de la rentabilité et de la soutenabilité financière du système est donné au Tableau A4.6 en annexe. Comme on peut le voir, les dépenses totales sont plutôt élevées les trois premières années. Ces dépenses sont cependant compensées par une hausse significative des revenus dès la première année: la transition entre les deux systèmes ne produit donc aucune baisse de rentabilité pour les producteurs. Les profits augmentent rapidement par la suite, jusqu'à un maximum d'environ 14 000 RD\$/ha. Le système semble également soutenable à long terme: à chaque nouvelle séquence de quatre ans, les paysans peuvent espérer retirer au moins autant de

la séquence à venir que des séquences précédentes. Le calcul des valeurs actualisées est fait sur chacun des 12 cycles agricoles que comporte la période d'évaluation de 45 ans. Au taux d'actualisation de 20%, la valeur actualisée de la première séquence de quatre ans est de 12 110 RD\$/ha: elle grimpe rapidement jusqu'à 30 000 RD\$/ha dès le cinquième cycle. La valeur actualisée nette du système, évaluée sur 45 ans et à un taux d'actualisation de 20%, est de 32 217 RD\$/ha, ce qui se compare favorablement aux 5400 RD\$/ha dégagés des séquences actuellement présentes dans la partie nord du bassin intermédiaire.

4.4.1.2 Développement agricole intégré, partie sud du bassin intermédiaire

Le Tableau A4.7 en annexe présente l'analyse économique de la séquence recommandée par le projet dans la partie sud du bassin intermédiaire. Comparativement à la partie nord, le versant sud présente des pentes plus prononcées, ce qui suppose des coûts de conservation des sols plus élevés. De surcroît, la pluviosité est relativement basse: la mise en jachère doit donc être plus fréquente afin d'éviter l'assèchement rapide des sols. Ainsi, la séquence agricole proposée sera de trois ans plutôt que quatre: les deux premières années seront consacrées à la culture de pois chiches, de maïs, de fèves, de courges, de manioc et de coriandre; la troisième année sera consacrée à la mise au repos des terres et à la culture limitée de pois chiches. Encore une fois, la culture de fèves sera la principale source de revenus et permettra de dégager les profits nécessaires à la poursuite des activités.

Comme nous pouvons le constater, les dépenses totales du système proposé sont très élevées et ne sont pas compensées par une augmentation suffisante des revenus les premières années. La première année de chaque cycle de trois ans sera toujours la moins profitable, étant donné les investissements nécessaires en semences et la production plus faible des cultures. Une fois le système stabilisé, c'est-à-dire vers le quatrième cycle de production, les revenus deviennent assez substantiels pour couvrir les dépenses et le système s'avère financièrement soutenable. La valeur actualisée nette du système, évaluée sur 45 ans à un taux de 20%, sera de 1115 RD\$/ha, contre 175 RD\$/ha pour le système actuel.

4.4.1.3 Reboisement des terres privées du bassin supérieur pour fins commerciales

Le reboisement du bassin supérieur revêt une grande importance pour la soutenabilité économique et biophysique de l'ensemble du bassin. Le projet PRODAS prévoit la création et la protection d'un Parc National d'environ 20 000 hectares, ce qui devrait assurer une érosion contrôlée des sols et, incidemment, prolonger la durée de vie du réservoir Sabaneta. Rappelons que seulement 12 000 hectares du parc sont boisés, et que cette superficie tend à diminuer d'année en année sous les pressions d'une population en pleine croissance. Même si la totalité du parc pouvait être boisée et protégée, il apparaît qu'une telle mesure ne serait pas encore suffisante. L'envasement du réservoir et les pertes de productivité observés jusqu'à présent laissent penser qu'un reboisement à grande échelle du bassin reste le seul moyen d'améliorer la situation. C'est pourquoi les concepteurs du projet insistent pour reboiser la partie qui se trouve en dehors du

Parc, c'est-à-dire les quelque 22 000 hectares actuellement exploités – de manière anarchique – par les paysans.

Le reboisement des terrains hors-parc ne pourra être assuré à long terme que par la mise en place d'un système financièrement rentable pour les exploitants. À défaut de quoi, les mêmes forces qui tendent actuellement à dégrader la forêt – les coupes illégales, la négligence de l'état général de la forêt par les populations locales, le défrichage des bois à des fins agricoles – continueront d'agir et s'imposeront d'elles-mêmes avec le temps. Les populations locales doivent donc trouver un intérêt privé à préserver les boisés, même si l'objectif plus général est la préservation du capital naturel de l'ensemble du bassin.

S'appuyant sur l'exemple du Plan Sierra, le projet PRODAS propose donc un schéma de gestion commerciale des forêts. La plantation de pins *Pinus Occidentalis*, avec une période de rotation d'une quarantaine d'années, devrait produire environ 7 m³ de bois par année. La production totale d'une période de rotation sera donc de 280 m³. Les coûts et bénéfices reliés à l'exploitation du système sont décrits au Tableau A4.8 de l'annexe. La première année sera consacrée à la plantation des arbres, ce qui coûtera 4 900 RD\$; divers travaux d'entretien et de vérification seront effectués les seconde et troisième année, ce qui engagera des dépenses de 1025 RD\$ et de 425 RD\$ respectivement. Une surveillance minimale sera assurée tout au long de la croissance des arbres, au coût annuel de 50 RD\$. Trois coupes seront effectuées au cours de la première période de rotation, soit aux années 14, 22 et 30, avant la récolte finale en l'an 40. Nous pouvons constater que les coûts de transport absorbent une grande partie des dépenses, étant donné la difficulté d'accéder aux hautes terres du bassin supérieur.

Même si l'analyse économique révèle un taux de rendement interne de 8,6%, l'investissement n'est guère profitable vu les taux d'intérêts chargés par les banques commerciales de la République Dominicaine (environ 27%). Le système ne sera donc profitable que s'il est accompagné de subventions ou de plans d'emprunt avantageux pour les propriétaires. Nous ne traiterons pas de cette question ici.

4.4.1.4 Reboisement avec arbres à café

Le bassin supérieur contient plusieurs plantations de café (environ 1000 ha) dont la performance peut être probablement améliorée. Des plantations bien conçues peuvent contribuer à la stabilité des sols et appuyer ainsi le programme de reboisement du parc et des zones d'exploitation commerciales. Les plantations de café proposées dans le cadre du projet PRODAS seront appuyées au départ par la culture de diverses denrées, dans le but d'amortir les coûts reliées à la transition. La première année, du manioc, des fèves et du maïs seront ensemencés et récoltés. Plusieurs type d'arbres seront également mis en terre (bananiers, caféiers et autres feuillus). Ce schéma se poursuivra la seconde année et dès la troisième année, il sera possible de récolter les premiers grains de café. La culture du café se poursuivra les années subséquentes et constituera la seule récolte, exception faite de celle des coeurs de palmier tous les neuf ans.

Le Tableau A4.9 en annexe expose les flux de dépenses et de bénéfices du système proposé. Les coûts de la transition sont particulièrement élevés la première année, étant donné l'achat des arbres, des semences et des fertilisants, auxquels il faut ajouter la main-d'oeuvre. Ces frais sont rapidement résorbés cependant et le revenu ultérieur financièrement soutenable.

Les gains associés au système proposé ne sont pas uniquement financiers. En réduisant l'érosion, le reboisement avec des caféiers comporte des gains externes qui se traduisent par une réduction de l'envasement du réservoir. Ces gains seront calculés dans la section 4.5.

4.4.2 Équité intergénérationnelle et intragénérationnelle

Nous avons déjà effleuré, dans les sections précédentes, la question de l'équité intergénérationnelle. En fait, il est plus juste de parler d'équité intertemporelle, ce qui évite la définition arbitraire de ce qu'est une « génération ». Il est évident, à la lecture des résultats des analyses économiques effectuées ci-dessus, que la distribution intertemporelle des revenus est meilleure sous le projet PRODAS qu'elle ne l'était dans la situation sans projet. Dans le bassin intermédiaire en particulier, là où se trouvent la plupart des habitants de la région, les pertes de revenus appréhendées devraient être évitées. D'un point de vue financier, donc privé, les paysans voient en effet chaque nouvelle séquence agricole au moins aussi rentable que la précédente: ce critère « d'acceptabilité » est, croyons-nous, essentiel au maintien des séquences proposées. Si l'on se place dans une perspective économique, donc plus globale, nous pouvons chiffrer le différentiel de revenus espérés pour les deux parties (nord et sud) du bassin intermédiaire.^{17 18} Pour la période qui nous intéresse, c'est-à-dire la période débutant en 1993 et se terminant en l'an 2030 (38 ans), nous pouvons comparer les revenus générés entre 1993 et 2011 aux revenus

¹⁷ Le cas du bassin supérieur sera abordé à la section 4.6, étant donné la nécessaire prise en compte des externalités dans l'évaluation économique des séquences proposées.

¹⁸ Puisqu'il n'est plus question d'évaluer l'acceptabilité des séquences, le taux d'actualisation utilisé sera, cette fois, de 10%.

généérés entre 2012 et 2030 (soit deux périodes égales de 19 ans). Dans la partie sud du bassin intermédiaire, la situation sans projet montre qu'un revenu actualisé net moyen (à un taux d'actualisation de 10%) de -382 RD\$/ha sera généré pendant la première période de 19 ans, alors que le revenu espéré pour la période suivante tombe à -5993 RD\$/ha.¹⁹ La situation sans projet est donc déficitaire pour les deux générations, comme il fallait s'y attendre puisque le même calcul appliqué sur l'ensemble de la période montre un déficit de 777 RD\$/ha. Le projet PRODAS porte les valeurs intertemporelles à 12 728 RD\$/ha et 38 596 RD\$/ha respectivement, ce qui détonne sur la situation sans projet, puisque cette fois les séquences sont profitables. Le différentiel apporté par le projet montre un écart notable: ainsi, la mise en place du projet procurera un avantage net supplémentaire de 13 110 RD\$/ha aux exploitants de la première période et de 44 589 RD\$/ha pour les exploitants de la seconde période. Les avantages de la mise en place d'un tel projet sont donc beaucoup plus grands pour la « génération » suivante. Dans cette perspective, la soutenabilité des revenus générés par le projet ne fait donc aucun doute, du moins sur la période considérée. La même analyse peut être conduite pour la partie nord du bassin, où plus de 3600 familles vivent de l'agriculture. La situation sans projet montre des revenus de 8228 RD\$/ha pour la première génération et de -3564 RD\$/ha pour la seconde. Le projet porte ces revenus à 65 382 RD\$/ha et à 102 572 RD\$/ha pour les première et seconde génération respectivement. Ainsi, la valeur ajoutée du projet se chiffre à 57 154 RD\$/ha pour la première génération et à 106 136 RD\$/ha pour la seconde génération. L'avantage net procuré par le projet est donc spectaculaire dans la partie nord du bassin intermédiaire, tant du point de vue de la rentabilité que de la soutenabilité.

¹⁹ Étant donné que les superficies totales cultivées ne sont pas précisées dans le rapport, nous devons effectuer les comparaisons sur la base du revenu moyen par hectare.

L'évaluation de l'équité intragénérationnelle (distribution des revenus sur l'ensemble du bassin intermédiaire) est théoriquement plus complexe. Étant donné le manque de données permettant une analyse exhaustive des flux de revenus entre les divers agents du bassin, nous nous contenterons ici de faire quelques constatations d'ordre général. En vertu des données du paragraphe précédent, il semble que les paysans de la partie nord du bassin intermédiaire profitent davantage du projet que les paysans de la partie sud. Si l'on s'en tient à la première génération de paysans, soit celle qui exploite le bassin pendant la période 1993-2011, nous pouvons voir que les revenus moyens par hectare que procure le projet sont beaucoup plus grands pour les occupants du nord que pour ceux du sud. Le paysan du sud verra la rentabilité de ses terres passer de -382 RD\$/ha à 12 728 RD\$/ha. Dans la partie nord, le paysan voit cette rentabilité augmenter considérablement, de 8228 RD\$/ha à 65 382 RD\$/ha. Comme la taille moyenne des exploitations est sensiblement la même (voir Tableau A4.2 de l'annexe), l'enrichissement du paysans du nord est de loin supérieur; de surcroît, ce dernier bénéficiait déjà d'une exploitation financièrement rentable. Le projet porte la valeur des exploitation de la partie sud à 12 728 RD\$/ha, ce qui est à peine plus que les 8228 RD\$/ha dégagés dans la partie nord alors qu'aucun projet n'est en place. En ce qui concerne la période 1993-2011 donc, il y lieu de s'interroger sur la distribution des avantages générés par le projet. L'analyse de la seconde période (2012-2030) donne la même perspective. Encore une fois, les exploitants du nord profitent largement du projet avec un avantage net de 106 136 RD\$, tandis que les exploitants du sud voient la rentabilité de leurs terres augmenter de 44 589 RD\$.

Cette analyse constitue bien sûr une appréciation imparfaite. D'une part, il aurait fallu analyser les séquences agricoles au niveau des exploitants et voir dans quelle mesure les revenus tirés de leurs exploitations contribuent à les placer au-dessus du seuil de la pauvreté. Une telle précision financière est inaccessible ici, étant donné le manque de données disponibles sur les micro-exploitations. D'autre part, une partie de la distribution des revenus du bassin dépend de la prise en compte des externalités considérées, à savoir l'effet de l'envasement du réservoir Sabaneta sur le potentiel hydroélectrique et sur les volumes d'eau d'irrigation dans les bassins intermédiaire et inférieur. Dans ce dernier cas, une étude complète aurait exigé une évaluation des effets des variations des volumes d'eau d'irrigation sur les productions du bassin intermédiaire: au moment où cette thèse fut écrite, aucune étude de la sorte n'avait été faite. Une étude précise de la redistribution des avantages du projet aurait donc exigé l'intégration complète des flux intragénérationnels sur l'ensemble du bassin. Nous verrons à cet effet que les rentabilités privées dégagées dans le bassin supérieur (nous savons déjà que les cultures proposées par le projet ne sont pas financièrement rentables) jouent un rôle primordial dans la distribution spatiale des revenus et que, théoriquement du moins, le bassin supérieur est financièrement sacrifié au profit des avantages économiques globaux et des avantages financiers des bassins intermédiaire et inférieur.

4.5 Analyse économique des externalités

La principale externalité environnementale du projet est l'envasement du réservoir Sabaneta. Cet envasement est le produit de l'érosion se produisant dans le bassin supérieur, d'où l'importance d'une gestion serrée des activités de reboisement dans cette partie du bassin. Pour fins d'analyse, l'envasement du réservoir sera décomposé en trois phénomènes distincts: (i) l'érosion des sols; (ii) la diffusion des sédiments jusqu'au réservoir; enfin (iii) le processus d'accumulation des sédiments dans le réservoir. L'évaluation économique de l'envasement ne pourra se faire qu'au terme d'une modélisation de chacune de ces composantes. L'objectif sera la détermination de la perte de volume exploitable du réservoir: la quantité d'eau ainsi perdue pourra être valorisée en termes de perte de potentiel hydroélectrique et de volume d'irrigation. La première partie de cette section (4.5.1) expose les modélisations biophysiques communément utilisées dans l'analyse de projet d'aménagement de bassin versant, modélisations dont nous avons déjà exposé la théorie au chapitre trois. Nous aborderons dans la seconde partie (4.5.2) l'évaluation économique proprement dite.

4.5.1 Érosion dans le bassin supérieur et durée de vie du réservoir Sabaneta

La détermination de l'envasement du réservoir Sabaneta s'effectuera en quatre étapes. La première étape consiste à calculer l'érosion des sols du bassin supérieur. Comme le bassin supérieur présente différentes topologies et conditions biophysiques des sols, il sera important de calibrer l'équation USLE en fonction des caractéristiques des sous-régions. La plupart des

variables biophysiques sont estimées à partir d'études déjà effectuées dans d'autres régions de la République Dominicaine; encore une fois, les données fournies par le projet Plan Sierra, qui se trouve géographiquement sur l'autre versant de la Cordillère Centrale, seront fort utiles. D'autres données pourront être tirées d'un projet d'aménagement en cours dans le réservoir Bao et dans la région d'El Naranjal, à San José de Ocoa.²⁰ Dans une seconde étape, il faudra procéder à l'aggrégation des résultats obtenus dans la première étape, afin de déterminer la quantité totale d'érosion produite dans le bassin supérieur. En tenant compte de l'évolution appréhendée de l'utilisation des terres du bassin, il sera possible d'extrapoler l'érosion totale générée par les terres du bassin dans le temps. Une troisième étape consistera à calculer la circulation de l'érosion produite vers le réservoir Sabaneta, donc l'input de sédiments dans le réservoir. Enfin, lors d'une quatrième étape, nous quantifierons l'envasement du réservoir et calculerons la durée de vie du barrage.

4.5.1.1 Érosion produite dans les sous-régions du bassin supérieur: calibrage de l'équation USLE

L'équation USLE, dont les termes sont décrits au chapitre trois, s'établit comme suit:

$$A = R K (LS) C P \quad (3.1)$$

²⁰ Voir à ce sujet: Hernández, J. A. (1995) 'Economic and Institutional Analysis of Soil Conservation Practices in the Dominican Republic', in *Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean*, op. cit. pp 89-97.

Le terme R représente le facteur d'érosivité des précipitations pour une aire spécifique. Selon les chiffres fournis par la USDA (1980), les valeurs de R dans le bassin supérieur peuvent être divisées en trois différentes classes: les valeurs les plus faibles se trouvent entre 200 et 600, pour une moyenne de 476; les valeurs moyennes entre 600-800, pour une moyenne de 700; enfin, les valeurs supérieures se trouvent dans l'intervalle 800-1400, pour une moyenne de 989.²¹

Le facteur K , soit le facteur d'érosivité des sols pour une aire spécifique, a été estimé par les analystes du projet PRODAS grâce à une typologie pré-établie des sols. L'obtention de valeurs précises aurait nécessité une étude exhaustive du territoire; les valeurs utilisées sont donc approximatives. Généralement, ces valeurs sont de 0,2 pour les sols volcaniques, 0,3 pour les sols calcaires et de 0,5 pour les sols composés d'alluvions. Dans le cadre du projet PRODAS, les valeurs utilisées sont de 0,3 pour les couverts forestiers et les pâturages, de 0,25 pour la jachère et de 0,4 pour les sols cultivés.²²

Le facteur LS est aussi appelé le facteur topographique: il combine un indice de longueur et un indice d'inclinaison de pente. Dans le cas qui nous intéresse, les données du facteur LS ont été estimées par l'analyse topographique de la région (PRODAS. Diagnostico Biofisico). Les résultats se présentent comme suit:

²¹ Ces valeurs sont tirées de: United States Department of Agriculture (USDA), Soil Conservation service (1980) *Universal Soil Loss Equation*, San Juan, Puerto Rico; Secretaria de Estado de Agricultura (1981) *Manual de Planes de Conservación de Suelos y Aguas*, Santo Domingo, République Dominicaine; cités dans IFAD (1993) *San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic*, op cit.

²² Ces valeurs de K ont pu être déduites grâce aux mesures de l'érosion observée du bassin supérieur (IFAD 1993). Les valeurs attribuées aux pâturages et aux zones cultivées correspondent à ce qui a été utilisé dans le projet Plan Sierra (Sadoulet et al. 1994). Dans le cas du couvert forestier toutefois, il faut noter la différence entre les valeurs de K utilisées dans les deux projets: estimée à 0.64 dans le cas du Plan Sierra, la valeur de K utilisée dans le projet PRODAS est de 0.30. Assez curieusement, cette différence n'est pas expliquée par les auteurs du rapport: il semble que la valeur de K du projet PRODAS ait été tirée d'observations faites sur une dizaine d'années, et qu'elle ait été généralisée pour l'ensemble du couvert forestier. Une telle pratique peut induire des erreurs d'estimation d'érosion assez importantes. Pour cette raison, nous entreprendrons en fin de chapitre une étude de sensibilité sur la valeur de K attribuée aux couverts forestiers.

Bassin supérieur	Pentes de moins de 16%	LS = 0,73
	Pentes entre 16% et 40%	LS = 9,60
	Pentes de plus de 40%	LS = 16,20
Bassin intermédiaire	Pentes de moins de 16%	LS = 0,79
	Pentes entre 16% et 40%	LS = 10,41
	Pentes de plus de 40%	LS = 16,20

Comme l'érosion est directement proportionnelle au facteur LS, le tableau ci-dessus montre bien l'importance des pentes: l'érosion peut être jusqu'à 22 fois supérieure dans une pente présentant plus de 40% de dénivellation que dans une pente plus douce (moins de 16%). Le facteur *C* est le facteur d'aménagement agricole, dont nous avons déjà vu l'équation au chapitre trois (équation 3.2). Nous ne reprendrons pas ici les détails du calcul; l'essentiel des valeurs calculées proviennent de projet Plan Sierra. Nous pouvons voir dans le Tableau A4.10 en annexe les valeurs que prend *C* en fonction des différentes cultures. Encore une fois, nous pouvons constater que cette variable affecte grandement l'érosion totale de la région étudiée, puisque *C* est dix fois plus grand pour l'agriculture que pour la jachère, et que celle-ci est à son tour dix fois plus érosive qu'un couvert forestier. Le facteur *P*, soit le facteur de contrôle d'érosion, sera toujours considéré égal à 1, puisqu'aucun moyen mécanique de stabilisation des sols n'est prévu pour la plupart des composantes du projet. Une seule alternative agricole comporte des moyens mécaniques de conservation des sols: dans le cas des plantations de café, *P* pourra prendre une valeur située entre 0,25 (les premières années de culture) et 0,343 (lors de la culture des caféiers proprement dite). Cela démontre que les moyens mécaniques de conservation des sols peut réduire l'érosion de 65% à 75%.

4.5.1.2 Érosion totale produite dans le bassin supérieur

Les résultats des calculs d'érosion sont exposés dans le Tableau A4.11 de l'annexe.²³

Comme nous pouvons le voir, les 44 450 hectares du bassin supérieur produisent 3,603 millions de tonnes d'érosion annuellement, pour une moyenne de 81,1 tonne/ha. L'érosion dans le bassin intermédiaire est encore plus grande, avec une moyenne de 107,9 tonne/ha (6,302 millions de tonnes pour 58 436 hectares).²⁴ Cela est dû au fait que l'agriculture, 20 fois plus érosive que la forêt, est beaucoup plus répandue dans le bassin intermédiaire que dans le bassin supérieur. Par comparaison, la partie aménagée du bassin supérieur du Plan Sierra produit 122 tonnes/ha et le parc national 8 tonnes/ha; dans le bassin versant Bao, la moyenne est de 275 tonnes/ha.²⁵

Si l'on s'en tient aux résultats obtenus dans le cas du bassin supérieur, nous pouvons constater que l'érosion de cette partie du bassin vient presque exclusivement des pentes moyennes et fortes (98,1%). Sur les pentes fortes, la moyenne est de 159 tonnes/ha, alors qu'elle est de 9,2 tonnes/ha dans les pentes faibles. Plus de 65% de l'érosion provient des pâturages, contre 25,1% pour l'agriculture. Malgré la faible superficie qu'elles occupent (1,8% du territoire), les zones agricoles produisent 1077 tonnes/ha, ce qui est largement plus que les 111 tonnes/ha des pâturages. Remarquons que la forêt ne génère que 8,5 tonnes/ha d'érosion, ce qui rejoint théoriquement les estimations faites dans le cas du Plan Sierra. L'érosion du bassin supérieur provient donc, dans une proportion de plus de 90%, des zones cultivées ou laissées en pâturage.

²³ La distribution des terres a été établie par: Santos, B. (1992) *Cost-Benefit Analysis of Soil Erosion Control: The Case of Plan Sierra*, thèse de doctorat, Department of Agricultural and Resource Economics, University of California at Berkeley; Secretaria de Estado de Agricultura (1982) *Intensidades Maximas y Erosividad de las Lluvias en la República Dominicana*, Santo Domingo, République Dominicaine. Cités dans IFAD (1993), op. cit. p 8-3.

²⁴ Nous n'avons pas cru bon faire les calculs dans le cas du bassin intermédiaire, puisqu'une évaluation empirique de l'érosion a déjà été effectuée dans le cadre du projet PRODAS.

²⁵ Hernandez, J.A. (1995), op cit. p 89.

4.5.1.3 Circulation de l'érosion dans le bassin supérieur et envasement du réservoir

Il est important de mentionner qu'en règle générale, l'érosion totale d'une région provient de deux sources distinctes, soit l'érosion produite par les activités agricoles, et l'érosion produite par les activités non-agricoles. Cette dernière source d'érosion est souvent la plus importante: en effet, les routes de terres peuvent présenter des taux d'érosion moyens extrêmement élevés et faire doubler l'érosion totale observée dans une région. Comme il n'y a pas de routes dans le bassin supérieur cependant, nous nous en tiendrons ici aux aménagements agricoles et aux pâturages.

Comme nous l'avons vu au chapitre trois, l'équation USLE peut être modifiée afin de calculer la circulation des sédiments à travers le territoire. Pour chaque sous-région du bassin, l'équation (3.3) permet ce calcul:

$$X = a (Qq)^b K L S C P \quad (3.3)$$

Cette méthode de calcul a été appliquée au bassin supérieur de San Juan lors d'études précédentes. En fait, les auteurs des études ont appliqué l'équation suivante:

$$X = R * \sum_{\text{sous-région } i} K_i L S_i C_i P \quad (4.1)$$

où R^* est un facteur d'érosivité moyen pour l'ensemble du bassin. Selon cette formulation, la quantité de sédiments totale atteignant le réservoir est en moyenne de 1,2 millions de tonnes par année, pour un maximum de 2,1 millions de tonnes une fois tous les dix ans (rappelons que l'érosion dépendant des précipitations, celles-ci peuvent induire de grandes variations dans la sédimentation totale d'un bassin).

Une partie seulement de l'érosion produite dans le bassin supérieur se rend jusqu'au réservoir. Les pentes et le lit des rivières peuvent retenir plus de 90% des sédiments. La portion des sédiments atteignant le réservoir s'appelle le SDR (Sediment Delivery Ratio, dont nous avons vu les détails au chapitre trois). Des études bathymétriques effectuées en 1992 ont montré qu'environ 10.9 millions de m^3 de sédiments s'étaient déposés dans le réservoir depuis 1981.²⁶ Cela correspond à 14.2 millions de tonnes d'érosion, soit 1.3 million de tonnes par année. Sur les 3.6 millions de tonnes d'érosion annuellement produites par le bassin supérieur, environ 36% se retrouve donc dans le réservoir. On retrouve la même proportion dans le cas du Plan Sierra, dont le SDR a été estimé à 35% pour un envasement annuel de 3.7 millions de tonnes.²⁷

Par ailleurs, cette portion des sédiments prend plusieurs années à atteindre le réservoir. Il est donc nécessaire de se servir du modèle de dispersion vu au chapitre trois, qui pondère le ratio SDR dans le temps. La première année, une partie des sédiments générés dans le bassin atteindra le réservoir: c'est ce que l'on appelle le SDR de court terme. Il est possible de calculer l'input

²⁶ IFAD (1993), op cit. p 8-6. Une tonne de sédiments équivaut à 0.7842 m^3 de vase dans le réservoir.

²⁷ Rocheleau, D. (1984) *An Ecological Analysis of Soil and Water Conservation in Hillslope Farming Systems: Plan Sierra, Dominican Republic*, thèse de doctorat, University of Florida. Cité dans IFAD (1993), op cit.

total dans le réservoir sur plusieurs années en établissant un rapport entre le SDR de court terme et l'input des années subséquentes. Ainsi:

$$a + ar + ar^2 + \dots + ar^{t-1} = \frac{a(1-r^t)}{1-r} \quad (4.2)$$

où r est le taux fixe de décroissance du SDR de court terme. La proportion totale de sédiments atteignant le réservoir est naturellement définie comme étant le SDR, c'est-à-dire $SDR = a/(1-r)$. Les études effectuées pour le réservoir Bao estiment le SDR de court terme à 17,5%. Comme le SDR total est égal à 35%, le taux de décroissance du SDR de court terme s'établit à 50%. Cette formule démontre qu'au bout de dix ans, 32,1% de l'érosion a déjà atteint le réservoir.

Nous pouvons voir, dans le Tableau A4.12 en annexe, l'évolution dans le temps de l'érosion produite dans le bassin supérieur si le projet n'est pas entrepris (situation sans projet). Les calculs ont été effectués sur une séquence de 60 ans (1970-2030) et tiennent compte de l'utilisation projetée des terres. Nous pouvons constater, par exemple, que la superficie de forêt naturelle devrait décliner régulièrement au cours de ces 60 années, passant de 45,9% du territoire en 1970, à 43,0% en 1992 (date de publication du rapport) puis à 38,3% en 2030 si la tendance se maintient. Parallèlement, l'utilisation des terres pour fins de pâturage, de jachère et d'agriculture devrait augmenter, ce qui se traduit par une hausse de l'érosion moyenne au cours des années: de 79.5 tonnes/ha en 1970, l'érosion moyenne passe ensuite à 83,8 tonnes/ha en 1990 et devrait

atteindre 90 tonnes/ha vers l'an 2018. Pour l'année 1990 par exemple, la quantité totale d'érosion produite sera de 3,7 millions de tonnes pour l'ensemble du bassin supérieur.

En utilisant de modèle de dispersion de l'érosion vu ci-dessus (équation 4.2), il est possible de calculer l'input annuel de sédiments dans le réservoir. L'année 1980 étant l'année 0, nous pouvons suivre l'accumulation des sédiments au cours des années subséquentes: ainsi, en 1983, la quantité de sédiments atteignant le réservoir sera égale à la quantité de sédiment produite l'année même (17,5% de 2,868 millions de m^3) plus l'arrivée de sédiments résultant de l'érosion des années précédentes (années 1982 et 1981). Les inputs de sédiments résultant de l'érosion d'une seule année s'étendent sur une vingtaine d'années: inversement, l'input de sédiments une année donnée est le résultat de l'érosion des vingt dernières années. En tenant compte du fait que le volume disponible dans le réservoir, en 1981, était de 38,280 millions de m^3 , nous pouvons voir que le barrage ne pourra plus être opérationnel dès l'an 2017, c'est-à-dire lorsque l'envasement cumulatif aura atteint 38,642 millions de m^3 . Cela ramène la durée de vie du barrage à 36 ans. Comme nous le mentionnions en introduction de ce chapitre, la durée de vie estimée du barrage, lors de sa mise en service en 1981, était de 72 ans.

4.5.1.4 Durée de vie du barrage selon les aménagements proposés par le projet

L'exercice précédent peut être reconduit pour les aménagements proposés par le projet PRODAS. Comme la mise en place des nouvelles configurations agricoles prend effet en 1994, l'érosion projetée du bassin sera la même jusqu'en 1993. Rappelons que le projet consiste à reboiser 1850 hectares de terrains autrefois dédiés au pâturage; donc, sur les 8200 hectares de

pâturages du parc. 7400 vont continuer à servir au bétail. qui sera réduit. À partir de 1994, les nouveaux aménagement devraient permettre une réduction rapide de l'érosion annuelle jusqu'en 1999. soit pendant la période de six ans consacrée au reboisement. Le système devrait être stabilisé en l'an 2000; une légère augmentation des portions de terrains attribuées à l'agriculture traditionnelle et aux pâturages aura un effet sur l'érosion annuelle à partir de cette date, ce qui explique l'augmentation subséquente de l'érosion moyenne. Le facteur *C* (facteur d'aménagement agricole) des terres reboisées sera le même que celui que l'on attribue aux forêts naturelles, soit de 0.003. En ce qui concerne le pâturage amélioré, les agronomes ont estimé qu'il réduisait le facteur *C* d'environ 25% (de 0,042. il passe ainsi à 0,03). Ainsi, nous pouvons constater (Tableau A4.13 en annexe) que l'érosion annuelle passera de 3,764 millions de tonnes en 1993 à 3,369 millions de tonnes en 1999, année où prend fin le programme de reboisement. À partir de cette date, l'érosion totale augmentera graduellement jusqu'à 3,708 millions de tonnes en l'an 2030. La Figure A4.3 en annexe illustre l'évolution de l'érosion dans le temps pour les situations sans et avec projet. Les calculs montrent qu'à ce rythme, les 38 280 000 m³ disponibles du réservoir auront été comblés en l'an 2019. Le projet proposé augmente donc la durée de vie du barrage de deux ans, ce qui ne peut être considéré comme une augmentation notable.

4.5.2 Évaluation économique des externalités en aval

Comme nous l'avons mentionné au chapitre trois, l'évaluation économique des externalités se limitera à la valeur attribuée au volume d'eau restant dans le réservoir Sabaneta. L'eau du réservoir servant à la production d'hydroélectricité et à l'irrigation, il s'agira, dans un

premier temps, de mesurer le différentiel de volume d'eau dans le réservoir qu'entraîne le projet; ensuite, il faudra établir un lien entre le volume d'eau du réservoir et les quantités d'eau d'irrigation et d'hydroélectricité produites; enfin, ces quantités seront valorisées en termes monétaires, selon les coûts d'opportunités estimés. La valeur économique du barrage sera donc égale à la valeur du volume d'eau qui reste dans le réservoir; incidemment, cette valeur déclinera dans le temps, étant donné la diminution inexorable du volume disponible. Au moment où le niveau de sédiments dans le réservoir sera tel qu'il aura atteint les prises d'eau (entrées d'eau de la centrale et du système d'irrigation), la valeur du barrage sera nulle.

L'évolution de la sédimentation du réservoir telle qu'exposée dans les tableaux A4.16 et A4.18 de l'annexe exprime du même coup la baisse de volume exploitable par la centrale hydroélectrique et par le système d'irrigation. En 1980, le volume disponible était de 38,280 millions de m³ : il est donc facile d'établir pour chaque année le volume résiduel exploitable jusqu'à la dernière année d'exploitation du barrage. Rappelons que la valeur économique d'un mètre cube d'espace dans le réservoir est équivalente à:

$$p_v = w_i p_i + w_e p_e = (w_i p_i^s + w_e p_e^s) e \equiv p_v^s e \quad (3.9)$$

où $w_i p_i$ et $w_e p_e$ sont les coûts d'opportunité d'un mètre cube d'eau d'irrigation et d'un mètre cube d'eau destinée à la production d'électricité, respectivement. Les valeurs w_i et w_e ont été estimées par Jorge (1988) pour le barrage Valesia, de l'autre côté de la Cordillère Centrale, grâce

au modèle MODSIM, développé par l'Université du Colorado.²⁸ Les analyses faites dans le cadre du projet PRODA\$ donnent à penser que la valeur d'un m³ d'eau dans le réservoir Sabaneta devrait être de 2 à 4 fois supérieure.²⁹

Suivant ce modèle, les pertes dans la production agricole en aval dûes à la diminution du volume d'eau disponible pour l'irrigation ($w_i p_i^s$) ont été estimées à 0,00792US\$ par mètre cube d'eau. Le même modèle de simulation a permis d'évaluer le coût d'opportunité de la perte de volume d'eau dans le réservoir pour la production d'électricité. Ce coût d'opportunité se base sur la production d'une même quantité d'électricité par une centrale à l'huile. Ainsi, le coût $w_e p_e^s$ a été estimé à 0,01029US\$ par mètre cube d'eau. Ainsi, la valeur économique totale d'un mètre cube d'eau dans le réservoir se chiffre à 0,01821US\$ (p_r^s). Il faut noter que dans le cas du réservoir Valdesia, cette valeur était estimée à 0,00607US\$, en raison de l'efficacité moindre de la centrale (quantité d'électricité produite/volume d'eau).

Les valeurs ci-dessus étant exprimées en dollars américains, il est nécessaire d'établir le prix réel du peso dominicain en devises. Le taux de change officiel du peso, maintenu artificiellement par le Gouvernement dominicain à $e = e^o = 12,5$ (1993), a un impact sur les bénéfices que les agriculteurs peuvent tirer de leurs cultures, ou la compagnie d'électricité de son

²⁸ Jorge M. (1988) *Progress Reports. Internal Documents*, Plan Sierra, San Jose de las Matas, Dominican Republic: cité dans: DeJanvry, A., Sadoulet, E. (1994), op. cit. p 46. Le modèle MODSIM fut développé par l'Université du Colorado. C'est un modèle dynamique de simulation des flux pour l'aménagement des bassins versants. Le système hydrologique y est représenté comme une série de « noeuds » et de « liens »: un noeud peut représenter une rivière, un réservoir, un lac, etc; les liens sont les inputs et les outputs entre les noeuds (canaux, tunnels, etc.). Le modèle est utilisé pour minimiser les coûts totaux sur les liens (link costs); ainsi, le modèle permet la valorisation économique des outputs d'un réservoir, d'un barrage ou d'un système d'irrigation. Voir à ce sujet:

<http://palisades.pn.usbr.gov/manuals/modsim/modsim.html> (site Internet).

²⁹ IFAD (1992). op. cit. p. IX-3.

exploitation hydroélectrique. Afin de mesurer les bénéfices économiques réels dans l'économie, un taux de change de référence e^* doit être déduit d'une mesure de surévaluation du peso. Selon l'IFAD, le peso est surévalué d'un facteur de 1,33; le taux de change de référence s'établit donc à $e^* = 12,5 \times 1,33 = 16,625 \text{ RD\$/US\$}$.³⁰

Ainsi, la valeur d'un mètre cube d'eau dans le réservoir Sabaneta est de $p_v = 0,3027 \text{ RD\$}$ par année, en prix de 1993.

Les Tableaux A4.14 et A4.15 de l'annexe montrent les résultats de l'évaluation de l'espace résiduel dans le réservoir. La valeur actualisée de la situation sans projet (Tableau A4.15) est de 74.435 millions de RD\$ à un taux d'actualisation de 3%; à 10%, cette valeur baisse à 47.583 millions de RD\$ (en prix de 1993).³¹ La situation avec projet montre une valeur actualisée nette légèrement supérieure, du fait de l'augmentation de la durée de vie du barrage: à un taux d'actualisation de 3%, la valeur actualisée nette sera de 79.098 millions de RD\$, tandis qu'à 10%, cette valeur passe à 49,129 millions de RD\$.

³⁰ Le taux de change de référence a été déduit de la formule de Harberger:

$$e^* = \left[1 + \frac{\varepsilon_m M t_m / (1 + t_m) + \varepsilon_e E t_e / (1 - t_e)}{\varepsilon_m M + \varepsilon_e E} \right] e^0$$

où: M et E sont les importations et les exportations;

ε_m et ε_e sont les élasticités d'importations et d'exportations;

t_m et t_e sont les taxes en vigueur sur les importations et les exportations;

e^0 est le taux de change officiel.

La formule a été paramétrée dans: Martinez-Moya, A. (1988) *Los Precios Sombras en la República Dominicana y Una Evaluación Económica del Costo de Producción de la Corporación Dominicana de Electricidad*, Santo Domingo, République Dominicaine; cité dans: De Janvry, A., Sadoulet, E. (1994), op cit. p. 47.

³¹ Les valeurs actualisées nettes sont comptabilisées à partir de l'année 1993, au démarrage du projet.

4.5.3 Alternatives au projet et analyses de sensibilité

Il ressort de l'analyse précédente que les aménagements proposés dans le cadre du projet PRODAS ont un impact plutôt faible sur les quantités d'érosion produites dans le bassin supérieur, donc sur la sédimentation du réservoir. Nous pouvons déjà affirmer, à la lumière des résultats obtenus, que le projet PRODAS, s'il aide grandement à rentabiliser les cultures, n'améliore guère la durée de vie du barrage. Il est permis de croire que de meilleurs aménagements pourraient améliorer la rentabilité économique et sociale du projet. Par exemple, un aménagement du bassin supérieur spécifiquement conçu pour réduire l'érosion pourrait se justifier si les bénéfices, mesurés en volume disponible du réservoir, compensaient une moindre rentabilité privée. Notons qu'en ce qui concerne le bassin supérieur, les aménagements déjà prévus dans le cadre du projet PRODAS ne sont pas rentables, et qu'il faudra de toutes façons prévoir des mécanismes de compensation intragénérationnels ou intertemporels.

Par ailleurs, les données utilisées dans le cadre de l'analyse du projet PRODAS doivent être testées afin de déterminer la solidité des résultats. En effet, l'incertitude est particulièrement grande dans le cas de l'aménagement des bassins versants, étant donné l'importance que prennent les relations biophysiques dans l'évaluation économique de ce genre de projets. De surcroît, l'emploi de variables « empruntées » à d'autres projets doit toujours se faire avec une grande prudence: c'est pourquoi nous testerons trois variables-charnières, dont les variations peuvent changer de manière significative les résultats finaux. La première est l'évolution présumée de la productivité des sols. Dans le cas de la situation sans projet, cette évolution est extrapolée à

partir des tendances observées dans les dernières décennies. En ce qui concerne la situation avec projet cependant, les productivités espérées ont été déterminées par les agronomes. Aussi vraisemblables soient-elles, il sera prudent de voir dans quelle mesure une erreur d'estimation pourrait influencer sur la rentabilité financière et économique du projet. Une seconde variable, le facteur K de l'équation USLE, sera testée. Il nous a semblé, à la lecture du rapport, que le facteur K avait été déterminé de façon quelque peu arbitraire; nous verrons pourquoi. Une troisième variable, incontournable dans toute analyse de sensibilité, concerne les prix. Le coût d'opportunité d'un mètre cube d'eau est déduit d'un modèle complexe et contesté. Il est donc nécessaire de jeter un regard plus incisif sur cette variable-charnière.

Nous avons cru bon mettre dans une même section les alternatives d'aménagement proposées et les analyses de sensibilité. De cette manière, nous pourrions mieux voir l'influence de certaines variables sur les résultats finaux du projet. Dans les pages suivantes, nous proposons, dans un premier temps, deux alternatives d'aménagement du bassin supérieur, dont le but principal sera de réduire l'érosion produite dans le bassin et l'envasement subséquent du réservoir. Cela aura pour effet d'augmenter la valeur économique globale du projet, non seulement en termes d'efficacité, mais aussi de soutenabilité (équité intergénérationnelle). Dans l'ensemble, l'alternative proposée consistera à étendre les aménagements déjà prévus dans le projet PRODAS sur des superficies plus grandes; en outre, des moyens mécaniques de préservation des sols pourront être entrepris afin d'en diminuer l'érosion. Une seconde section sera consacrée aux analyses de sensibilité. Il est important de souligner que dans cette section, nous ne nous attarderons qu'aux bénéfices du projet. Nous verrons plus en détails à la section 4.6 la comparaison des coûts et des bénéfices du projet PRODAS, en tenant compte de ces analyses.

4.5.3.1 Aménagements alternatifs du bassin supérieur

Comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, le projet PRODAS ne prolonge la durée de vie du barrage Sabaneta que de deux ans. Pour cette raison, les auteurs du rapport principal du projet (Sadoulet et al. 1993) simulent l'impact de deux développements alternatifs, dont nous reprenons les détails ici.

La première alternative proposée constitue en fait une extension du projet PRODAS. La rentabilité financière du projet serait essentiellement la même que dans l'aménagement sylvo-pastoral d'une partie du bassin supérieur, tel que proposé par PRODAS. Dans ce cas-ci, les cultures de denrées directement consommables sont maintenues au minimum, au profit de la culture du café, financièrement plus rentable. Les caféiers ont en outre la grande qualité de retenir les sols: une meilleure gestion des terres et l'introduction de pratiques de conservation des sols permettraient une jachère plus courte. La moitié des terres utilisées actuellement pour l'agriculture traditionnelles serait ainsi remplacée par ce système agricole, ce qui représente une superficie de 400 hectares. Une seconde partie de l'alternative proposée est l'introduction d'un système sylvo-pastoral: les pâturages aménagés permettraient, par l'instauration de techniques de conservation des sols, de diminuer l'érosion de façon notable. Ce système sylvo-pastoral recouvrirait 9000 hectares. En outre, environ 1900 hectares supplémentaires du Parc National seraient reboisés sur une période de six ans.

Nous pouvons voir, dans le Tableau A4.16 en annexe, la redistribution des terres que ce sous-projet implique, ainsi que la comptabilisation des flux d'érosion. Le système sera complètement établi en 2006. Les paramètres du calcul d'érosion sont légèrement différents: ainsi, le système sylvo-pastoral devrait présenter un facteur C de 0,03; dans les plantations de café, $C = 0,045$ et dans le système agricole recommandé, $C = 0,085$. Les techniques de conservation des sols permettent l'utilisation d'un facteur P de 0,343 dans les plantations de café et de 0,25 pour l'agriculture améliorée. Comparativement à la situation sans projet, l'érosion devrait être réduite de 28,5% en l'an 2005. Les calculs de sédimentation montrent que les 38.280 millions de m^3 disponibles du réservoir seront comblés en l'an 2024, ce qui prolonge la durée de vie du barrage d'environ 7 ans. Cette augmentation de la durée de vie du barrage porte sa valeur actualisée nette à 51.427 millions de RD\$, au taux de 10%. Cela n'est guère plus que les 47.583 millions de RD\$ de la situation sans projet ou les 49.129 millions de la situation avec projet. Ces minces différences s'expliquent par le fait que les bénéfices tirés des années d'opération supplémentaires sont écrasés sous le poids de l'actualisation. Nous pouvons constater qu'à un taux de 3%, les bénéfices de la première alternative se chiffrent à 87,189 millions de RD\$.

Un second sous-projet d'aménagement du bassin supérieur consiste à reboiser la plus grande partie du Parc National et des terres privées. Bien qu'il soit peu probable qu'un tel projet prenne place, il est néanmoins intéressant de voir quels pourraient être les impacts d'un reboisement massif du bassin supérieur. Le programme de reboisement comprendrait la transformation de 4000 hectares de pâturages en forêt plantée. Les pâturages restants seraient aménagés de façon à réduire l'érosion produite. La mise en place du système prendrait une

dizaine d'années. À ce terme, presque 55% du bassin supérieur serait couvert de forêts et 28% serait constitué de pâturage amélioré (voir Tableau A4.17 en annexe). Les paramètres de l'érosion étant les mêmes que dans l'alternative précédente, nous pouvons voir que la durée de vie du barrage serait allongée de dix ans (envasement total en 2027). La valeur actualisée nette du barrage, à un taux d'actualisation de 10%, serait alors de 52,265 millions de RD\$, tandis qu'un taux d'actualisation de 3% donne un bénéfice de plus de 90 millions de RD\$.

En somme, nous pouvons constater que la durée de vie du barrage serait plus longue sous les deux alternatives proposées, mais que cela n'en augmenterait la valeur que marginalement. Si elle était mise en place, la première alternative porterait la valeur du projet à 3,844 millions de RD\$ (alors que la valeur actualisée du projet original est de 1,546 millions de RD\$); la seconde alternative augmente cette valeur à 4,682 millions de RD\$. Encore une fois, la comparaison de ces montants avec les investissements requis (1.5 millions US\$, ou 25 millions de RD\$) est malheureuse: toutefois, un taux d'actualisation de 3% change quelque peu le portrait. Le bénéfice net de la première alternative se chiffre alors à 12,754 millions de RD\$, tandis que la seconde alternative permettrait un bénéfice de 16,281 millions de RD\$. Malgré la perte apparente que l'investissement produit, nous verrons (section 4.6) qu'une perspective intragénérationnelle donne un tout autre son de cloche: les bénéfices de la préservation du volume utile du réservoir se matérialisant à partir de la vingtième année, nous verrons que le calcul de la valeur actualisée nette du point de vue de la génération future montrent qu'un réel avantage est généré, particulièrement en ce qui concerne les alternatives.

4.5.3.2 Analyses de sensibilité

Nos tests de sensibilité porteront sur trois variables-clés: dans la sphère biophysique, les projections de productivité des terres et le facteur d'érosivité des sols K seront testés; dans la sphère socio-économique, nous avons choisi de tester la valeur d'un mètre cube d'eau du réservoir.

Productivité des sols

Les projections de productivité sont toujours sujettes à révision. Dans une large mesure, la rentabilité d'un projet de conservation des sols dépendra des prévisions sur les productivités futures. Dans le cas qui nous intéresse, nous avons vu que la productivité future des sols de la situation sans projet a été évaluée sur la base d'un sondage auprès des paysans. Les auteurs ont simplement extrapolé les tendances observées dans les vingt ou trente dernières années pour calculer les pertes de production au cours du temps. Cette approche est louable; elle a le mérite de tenir compte d'une réalité *observée*, donc de l'expérience personnelle des principaux intéressés: n'oublions pas que ceux-ci ont, par leurs choix intertemporels, le dernier mot sur l'acceptabilité d'un projet. La projection sur la situation avec projet est plus discutable. Elle s'appuie essentiellement sur une « confiance technologique » qui fait souvent fi des réalités biophysiques de l'environnement. Même si certaines relations assez solides ont pu être établies entre l'enrichissement chimique des sols et les niveaux de production de certaines denrées, il réside tout de même une incertitude qui ne peut être négligée. La quantification de ces relations

est particulièrement problématique lorsque les prévisions s'étendent sur plusieurs décennies: il est donc nécessaire de prévoir une certaine marge d'erreur dans les estimations.

Dans le cas qui nous intéresse, les augmentations de productivité ont été établies, semble-t-il, par les agronomes. Dans la partie nord du bassin intermédiaire, il a été convenu par les auteurs que la productivité devrait augmenter graduellement jusqu'à qu'elle soit 20% supérieure au niveau initial, soit vers la 17^e année (voir Tableau A4.18 en annexe – « facteur de productivité »). Nous avons calculé deux scénarios: un pessimiste, selon lequel aucune augmentation de la productivité ne devrait se produire; l'autre mitoyen entre le scénario pessimiste et le scénario projeté, selon lequel l'augmentation de la productivité serait 50% de l'augmentation prévue. Nous pouvons voir que dans la partie nord du bassin intermédiaire, la différence dans la valeur actualisée nette des flux avec le scénario du projet PRODAS et le scénario le plus pessimiste n'est que de 3000 RD\$/ha, au taux d'actualisation de 20%. Actualisée au taux de 5% par contre, cette différence se chiffre à 37 860 RD\$/ha. Cela est dû au fait que les bénéfices de l'augmentation de la productivité apparaissent après plusieurs années, comme en font foi les bénéfices nets en termes réels calculés à partir des scénarios proposés. Dans les dix premières années en effet, les bénéfices sont relativement similaires entre les divers scénarios; vers la vingtième année cependant, une grande différence se fait déjà sentir. Ceci est un autre exemple de l'influence que peut avoir le taux d'actualisation dans l'évaluation des projets: ici, l'illusion d'une certaine « solidité » des résultats cache le fait que les résultats espérés du projet peuvent être fort différents pour les générations subséquentes.

Dans la partie sud du bassin intermédiaire, nous avons déjà constaté que le niveau des bénéfices est beaucoup moindre. Ici, les différences entre les divers scénarios seront moins

accentuées, quoiqu'encore une fois, les bénéfices actualisés nets montrent un rapport de deux pour un entre le scénario PRODAS et le scénario le plus pessimiste. La valeur actualisée nette montre peu de différences lorsque calculée à 10%; il est intéressant de noter qu'à 20%, la VAN est négative dans le cas du scénario le plus pessimiste (sans augmentation de la productivité).

Facteur d'érosivité des sols (K)

Si les estimations de productivité des sols ont un effet direct sur la rentabilité financière des systèmes agricoles, le facteur d'érosion risque d'avoir le même effet sur la rentabilité économique du projet. En effet, les deux externalités environnementales considérées dans le projet PRODAS (pertes de potentiel hydroélectrique et de volume d'irrigation) dépendent des niveaux d'envasement du réservoir. Il faut donc voir jusqu'à quel point des erreurs d'estimation sur la sédimentation peut affecter la rentabilité économique totale du projet. Un aperçu a déjà été donné ci-dessus: nous avons vu que les alternatives proposées peuvent faire varier la valeur actualisée nette du barrage, dans la mesure où un certain poids est donné aux flux futurs (c'est-à-dire si le taux d'actualisation est bas). Il appert que les propositions du projet PRODAS ainsi que les alternatives suggérées trouveront leur justification par le différentiel d'envasement réel du réservoir, et qu'une erreur d'estimation à ce niveau peut bouleverser les résultats. Nous avons donc entrepris de tester la sensibilité des résultats à ce niveau.

L'équation USLE détermine les niveaux d'érosion du bassin. Dans l'étude du projet PRODAS, les termes de l'équation semblent être déterminés avec assez de précision; cependant, il nous a semblé que le facteur d'érosivité K avait été choisi de façon arbitraire. Les auteurs du

rapport mentionnent qu'aucune étude approfondie de l'érosivité des sols n'ayant été effectuée, les valeurs de K avait été attribuées sur la base d'études biophysiques générales sur les sols en République Dominicaine. Ainsi, le facteur d'érosivité des sols des forêts et des pâturages a été fixé à 0,3, tandis que l'agriculture et la jachère se voient attribuer des valeurs de 0,4 et 0,25 respectivement. Dans ces deux derniers cas, les valeurs données sont similaires à celles que l'on a utilisé dans la plupart des études des sols en Amérique Centrale et dans les Caraïbes.³² Il est curieux de constater, par contre, que dans le cas des couverts forestiers et des pâturages, les valeurs de K utilisées dans le projet PRODAS diffèrent sensiblement de celles trouvées ailleurs. Dans les calculs du Plan Sierra par exemple, ces valeurs sont de 0,64 pour les forêts et de 0,44 pour les pâturages. Soulignons que le Plan Sierra prend place sur le versant opposé de la Cordillère Centrale et présente essentiellement les mêmes conditions biophysiques. La valeur de K dépendant de la nature des sols (voir note x, chapitre trois), une telle différence aurait mérité de plus amples explications. Les tests de sensibilités ont donc été conduits selon deux hypothèses (H1 et H2), la première étant que la valeur K soit 50% plus élevée dans le cas des couverts forestiers et de 25% plus élevée dans le cas des pâturages; la seconde hypothèse suggère une augmentation de 100% de la valeur de K pour les couverts forestiers et de 50% pour les aires de pâturage. Le lecteur aura compris que la seconde hypothèse reprend en fait les chiffres donnés par la projet Plan Sierra, et que la première hypothèse constitue un point mitoyen entre les chiffres utilisés par PRODAS et ceux du Plan Sierra.³³ Nous pouvons voir dans le Tableau A4.19

³² Voir à cet effet: Lutz, E., et al. (1994) *Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central American and the Caribbean*, op. cit.

³³ Des tests aurait pu être conduits sur les diverses combinaisons de facteurs (par exemple: [H1 pour $K_{\text{pâturage}} \cup$ H2 pour $K_{\text{forêts}}$]: [H0 pour $K_{\text{pâturage}} \cup$ H2 pour $K_{\text{forêts}}$]). mais nous considérons qu'un test sur la valeurs limites de la « fourchette » permet une appréciation suffisante de la sensibilité des résultats par rapport à cette variable.

de l'annexe les résultats des tests de sensibilité sur chacun des scénarios proposés (sans projet, avec projet PRODAS et alternatives). Les calculs initiaux prévoyaient l'envasement total du réservoir en l'an 2017 si aucun projet n'était entrepris; avec PRODAS, le réservoir devait être plein en l'an 2019; les alternatives prologaient la durée du barrage jusqu'en l'an 2024 ou en l'an 2027 selon le cas.³⁴ Les mêmes calculs fait avec la première hypothèse (H1) montrent un envasement plus rapide: la durée de vie du barrage sans projet est alors réduite de six ans (2011), tandis que le projet PRODAS permettrait alors de prolonger le tout de deux ans (2013). Les alternatives proposées prolongent la vie du barrage jusqu'à l'an 2016 ou 2018. L'hypothèse de forte érosion (qui applique les chiffres du Plan Sierra) réduit encore ces chiffres de manière significative. En effet, l'envasement total du réservoir dans la situation sans projet serait dès lors réalisé en l'an 2006, tandis que le projet PRODAS retarderait le processus jusqu'en 2008. Les alternatives proposées porteraient la « mort » du barrage en l'an 2010 ou 2011.

Si l'on reporte ces résultats à la sphère économique, nous pouvons voir que les résultats varieront grandement selon le taux d'actualisation utilisé. Nous retrouvons dans le Tableau A4.20 de l'annexe la comptabilisation des résultats selon les douze possibilités que nous venons d'évoquer (trois hypothèses d'envasement pour chacune des quatre alternatives). Dans le cas de la situation sans projet, la valeur actualisée nette du barrage (à 10%) passe de 47,6 millions RD\$ selon les hypothèses de PRODAS à 28,7 millions RD\$ selon l'hypothèse d'érosivité la plus forte: la différence est donc de 18,9 millions RD\$. Un taux d'actualisation de 3% accentue la différence, qui sera, cette fois, de 35,7 millions RD\$. Les valeurs actualisées nettes du barrage

³⁴ Les chiffres des Tableaux A4.26 à A4.29 de l'annexe peuvent différer légèrement des calculs initiaux. Cela est dû au fait que, pour des raisons d'efficacité, nous avons calculé l'envasement du réservoir à l'aide d'un SDR fixe (35%, tel que vu à la section 4.5.1.3) plutôt que de reprendre la modélisation complète effectuée précédemment. La légère différence introduite n'a cependant pas d'implications pour les conclusions finales.

sont sensiblement les mêmes pour la situation avec projet. comme nous l'avons vu précédemment. Si l'on se penche plus spécifiquement sur les alternatives proposées, nous pouvons voir que les bénéfices initialement calculés varient fortement: à 10%, la différence entre la meilleure hypothèse (PRODAS) et la pire (H2) sera de 20.4 millions RD\$ pour la première alternative: à 3%, cette différence passe à 43,4 millions RD\$. La seconde alternative nous montre des résultats similaires.

La valeur économique du volume du réservoir

Outre les variables biophysiques, les variables socio-économiques sont également entachées d'une forte incertitude. Dans les pays en voie de développement, les prix sont souvent biaisés par des politiques fiscales et macroéconomiques, ou par le mauvais fonctionnement des marchés. Les tests de sensibilité sur les prix des denrées sont régulièrement effectués dans la plupart des analyses de projet industriels ou agricoles. Comme nous ne disposons pas ici d'informations suffisantes pour mener de telles analyses, nous nous contenterons de tester le prix estimé du volume du réservoir, c'est-à-dire du côté de l'output du projet.

La valeur d'un mètre cube d'eau du réservoir Sabaneta a été déterminée grâce à un modèle dynamique de circulation des flux hydrauliques – le modèle MODSIM, qui fut appliqué pour évaluer le volume d'un autre réservoir (le réservoir Valdesia). De l'aveu même des auteurs du rapport PRODAS, la « fourchette » délimitée par le modèle est telle que la valeur d'un mètre cube d'eau dans le réservoir Sabaneta est « *de deux à quatre fois supérieure à la valeur estimée*

pour le réservoir Valdesia ».³⁵ Pour tous leurs calculs subséquents, les auteurs du rapport ont tablé sur une valeur trois fois plus grande. Bien qu'un tel choix semble tomber sous le sens commun, il peut néanmoins être questionnable. Le même sens commun donne à penser que la différence entre les valeurs limites peut peser lourdement sur les résultats finaux, et qu'au minimum, une analyse de sensibilité doit être menée. Rappelons qu'aucune analyse de sensibilité n'a été effectuée dans le cadre du projet PRODAS.

La valeur d'un mètre cube d'eau du réservoir Valdesia a été estimée à 0,00607 US\$ par année. Dans le cadre du projet PRODAS, une valeur de 0,01821 US\$/année a donc été utilisée (soit trois fois la valeur du volume du réservoir Valdesia). Dans l'hypothèse où la valeur du volume du réservoir Sabaneta serait double (H1), on obtiendrait $p_v = 0,01214$ US\$/année. Dans l'hypothèse supérieure, $p_v = 0,02428$ US\$/année (H2, ou quatre fois la valeur du réservoir Valdesia). Nous avons comptabilisé, sur chiffrier électronique, les nouvelles valeurs (voir la situation sans projet sous l'hypothèse H2. Tableau A4.22). Comme nous l'avons déjà vu sous les hypothèses PRODAS, les valeurs actualisées nettes du barrage sans et avec projet sont de 47.583 millions RD\$ et de 49.129 millions RD\$ respectivement (à un taux d'actualisation de 10%). Les alternatives portaient ces valeurs à un peu plus de 51 millions de RD\$. Dans l'hypothèse la plus forte (H2) – ou la plus favorable au projet – les valeurs sans et avec projet passent à 63.444 et 65.505 millions de RD\$ respectivement. Les alternatives permettent de hausser ces valeurs à plus de 68 millions de RD\$, toujours à un taux d'actualisation de 10%. Le cas le plus intéressant est bien sûr celui de l'hypothèse faible, où la valeur du mètre cube d'eau est la moindre. Les situations sans et avec projet génèrent alors des valeurs actualisées nettes

³⁵ IFAD (1993), op. cit. p. IX-3.

d'un peu plus de 31 millions de RD\$, tandis que les alternatives promettent des valeurs de 34 millions de RD\$.

Une différence assez nette se dessine donc entre les valeurs limites de la fourchette donnée par le modèle MODSIM. Dans l'hypothèse où la valeur du mètre cube d'eau du réservoir est à 0.01214 US\$/année, le projet PRODAS dégage donc un bénéfice externe de 1 millions de RD\$, comparativement à 1,546 millions de RD\$ selon l'hypothèse retenue par les auteurs du projet. La valeur du projet lorsqu'enrichi des alternatives passe alors à 2,7 millions de RD\$. Encore une fois, ce différentiel de bénéfices nets sera plus apparent pour une seconde génération, puisque les bénéfices dégagés par le réservoir se manifestent à partir de la 15^e ou de la 20^e année. Nous verrons, lors de l'analyse économique finale, en quoi ces nouvelles données influent sur la soutenabilité économique du projet.

4.5.3.3 Conclusions sur les analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilités ont été conduites sur deux aspects du projet: d'un point de vue financier, le facteur de productivité consitue un élément essentiel à la rentabilité des séquences proposées; d'un point de vue économique, le facteur d'érosivité K et la valeur du volume du réservoir sont aussi des variables qui peuvent grandement influencer le résultat final.

D'un point de vue financier, le projet semble relativement solide par rapport aux productivités projetées, du moins lorsque l'on considère le court terme. À l'intérieur d'un période de vingt ans, les variations possibles de la productivité – ou les erreurs de projection – ne semble pas induire de fortes variations sur les résultats. Dans la partie nord du bassin

intermédiaire. les valeurs actualisées nettes des séquences proposées seront dans tous les cas positives, même dans l'hypothèse où la productivité n'augmente aucunement. Les bénéfices non actualisés seront positifs dès les premières années et, ainsi, le projet sera assurément acceptable pour la première génération de paysans. Dans la partie sud du bassin intermédiaire, l'histoire est quelque peu différente. Ici, les bénéfices des premières années ne sont pas nécessairement positifs, même sous l'hypothèse de productivité défendue par les évaluateurs du projet PRODAS. Une productivité moindre que celle projetée dans le cadre du projet fait en sorte que des pertes sont périodiquement enregistrées sur toute la période (45 ans) analysée. Cela a certes une conséquence sur l'acceptabilité du projet: dans la pire des hypothèses (aucune augmentation de productivité) et à un taux d'actualisation de 20%, la valeur actualisée nette du projet est négative. Le critère d'acceptabilité n'est donc pas franchi ici: en fait, il se trouve franchi uniquement lorsque la productivité augmente. La marge de manoeuvre est donc beaucoup plus mince ici que dans le bassin intermédiaire nord, ce qui devrait suggérer des études plus approfondies de la part des concepteurs du projet. Dans l'ensemble toutefois, il appert que le facteur de productivité des sols ait une influence relative sur la rentabilité financières des propositions faites dans le cadre du projet PRODAS.

D'un point de vue économique, deux variables risquer d'influer sur les résultats finaux. D'abord, le facteur d'érosivité K , qui a été testé pour les raisons que l'on connaît. L'on se souviendra que le projet dégagait un bénéfice actualisé net (situation avec projet moins situation sans projet, à $r = 10\%$) de 1,546 millions de RD\$, et que les alternatives dégagaient des bénéfices de 4,317 millions de RD\$ et 4,649 millions de RD\$. Ces valeurs ne changent guère lorsqu'on effectue les mêmes calculs sur les deux autres hypothèses, puisqu'elles expriment un différentiel

(si l'on prend la valeur d'érosivité forte, la valeur du barrage dans la situation sans projet est également réduite). Cependant, les nouvelles valeurs calculées sous les hypothèses H1 et H2 risquent d'avoir une forte influence sur la valeur agrégée totale du projet, comme nous le verrons à la section 4.6. Cette fois, les calculs seront confrontés aux valeurs financières dégagées par l'exploitation des ressources agricoles du bassin supérieur, et une érosivité plus forte des terres aura pour effet de diminuer le poids économique du barrage dans l'analyse globale.

En ce qui concerne la dernière variable testée, c'est-à-dire la valeur économique d'un mètre cube d'eau dans le réservoir, il est évident que l'effet sur la valeur économique totale du projet risque d'être grand. Les valeurs limites testées ici présentent un rapport du simple au double. Un raisonnement similaire à celui évoqué ci-haut peut être tenu: même si les bénéfices nets du projet semblent similaires au regard des diverses hypothèses, il reste que les nouvelles valeurs, une fois agrégées avec la valeur financière dégagée du bassin supérieur, pourront avoir une influence déterminante sur la valeur finale du projet.

En somme, le projet semble assez solide du point de vue financier; du côté des externalités cependant, l'évaluation est sujette à de grandes variations. Nous verrons, dans la prochaine section, si les résultats finaux peuvent supporter ces variations sans que ne soient mis en cause les conclusions initiales sur les avantages du projet.

4.6 Analyse économique finale et conclusions

L'analyse économique finale présentée dans cette section portera essentiellement sur les aménagements effectués dans le bassin supérieur, et ce en raison de la mesure partielle des externalités générées par le projet. En effet, rappelons que les seules externalités considérées ici sont les pertes de potentiel hydroélectrique et les pertes en volume d'irrigation, découlant tous deux d'un seul impact quantifiable: l'envasement du réservoir Sabaneta. Le différentiel de volume d'eau d'irrigation généré par le projet n'a servi qu'à monétiser le volume d'eau du réservoir: l'amélioration concrète des productions des bassin intermédiaire et inférieur n'a pas été estimée. Par ailleurs, l'érosion se produisant dans le bassin intermédiaire est négligée par les auteurs du rapport de l'IFAD: une telle érosion devrait générer des pertes de productivité qui ne sont pas prises en compte dans l'évaluation des séquences du bassin intermédiaire. En somme, les impacts biophysiques du projet n'ont été considérés que dans leur relation avec les aménagements du bassin supérieur. Conséquemment, l'analyse des impacts du projet dans le bassin intermédiaire ne peut se situer dans un contexte économique, puisque seule la sphère strictement financière a été explorée. Le manque de données fiables sur la situation du bassin intermédiaire ne nous permettrait pas de tirer des conclusions vraisemblables sur les résultats du projet. Soulignons que les analyses financières ont bel et bien été conduites (section 4.4) et que les résultats obtenus permettent déjà de conclure à la rentabilité et à la soutenabilité financière du projet en ce qui concerne cette partie du bassin.

Pour procéder aux agrégations présentées ci-dessous, il a fallu estimer les flux annuels privés générés par l'ensemble des séquences agricoles du bassin supérieur. L'utilisation des

données exactes tirées des analyses coûts-bénéfices présentées à la section 4.4 aurait nécessité la connaissance précise de l'évolution de l'utilisation des terres du bassin supérieur, des échéanciers de l'établissement du projet, ainsi que des rentabilités dégagées au niveau de chacune des exploitations. Au lieu de quoi, nous disposons d'approximations sur l'utilisation futures des terres en fonction des cultures et de moyennes résultants des exploitations-types. Pour combler ce « déficit d'information », il fut nécessaire d'estimer les flux générés pour chaque type de culture, par année et par hectare. Cela a pu être fait par la prise en compte des valeurs actualisées nettes des systèmes agricoles proposés dans certains cas, et par les observations faites sur le terrain par les agronomes dans d'autres. Dans le cas de l'agriculture traditionnelle du bassin supérieur par exemple, nous savons que la valeur actualisée nette du système en place est de 5220 RD\$/ha à un taux d'actualisation de 10% (voir Tableau A4.3 en annexe). Le flux annuel espéré est donc de 141 RD\$/ha (5220 RD\$ sur 37 ans) jusqu'en 2030. La valeur de 2400 RD\$/ha pour les forêts naturelles a été estimée dans le cadre du projet Plan Sierra, de même que les valeurs attribuées aux pâturages et à la jachère. Le même type d'évaluation fut effectué pour les systèmes proposés par le projet ou par les alternatives. Il est dès lors possible de déduire la valeur espérée annuelle dégagée par l'ensemble du bassin, en se servant de la distribution projetée des terres.³⁶

³⁶ Cette méthode d'estimation est une adaptation de la méthode utilisée dans le cadre du projet Plan Sierra pour les « transitions » entre différents systèmes agricoles. Ainsi, une surface ΔH_{it} soumise à une transition générera une valeur actualisée nette de:

$$VAN_{tot} = \sum_{t=1}^T \delta^t \sum_i VAN_{it} \Delta H_{it}$$

où T est la durée projetée du projet, VAN_{it} est la valeur actualisée nette d'un hectare de la transition agricole i débutant à l'année t , δ est le facteur d'actualisation. Ainsi, la valeur $\delta^t VAN_{it}$ est la valeur actualisée d'une transition débutant à l'année t telle que perçue la première année du projet. Voir à ce sujet: Sadoulet, E. et al. (1994) op. cit. p. 34.

Dans cette section, nous verrons dans un premier temps les résultats de l'aggrégation des valeurs trouvées dans le cadre de hypothèses initiales du projet et des alternatives. Nous analyserons, en sous-section (4.6.1.1), la soutenabilité économique du projet. La section 4.6.2 reprend le même exercice, cette fois en tenant compte des hypothèses nouvelles posées dans le cadre des analyses de sensibilité. Enfin, la section 4.6.3 tire les conclusions de l'analyse économique totale, en soulignant les faiblesses de l'évaluation du projet et en suggérant des pistes susceptibles de solidifier les résultats.

4.6.1 Résultats économiques agrégés selon les hypothèses initiales

Les bénéfices financiers dégagés des cultures observées et proposées dans le bassin San Juan sont résumés dans le Tableau A4.23. Comme l'analyse des séquences agricoles (section 4.4) le laissait voir, la rentabilité financière des systèmes en place (y compris l'exploitation des forêts naturelles) décline tranquillement au cours du temps dans le bassin supérieur: le revenu annuel dégagé de l'ensemble du bassin tombe sous la barre des 2 millions de RD\$ dès l'an 2004. Lorsqu'on ajoute à ces flux la valeur du barrage telle que calculée à la section 4.5, nous assistons au déclin rapide de la valeur totale dégagée de l'ensemble du bassin: à un taux de 10%, la valeur actualisée nette de la période 1993-2030 est de 67,086 millions de RD\$ (Tableau A4.25 de l'annexe). La situation avec projet améliore quelque peu la situation. Même si les flux des externalités ne présentent pas une différence marquée avec la situation sans projet, les flux dégagés des bénéfices privés produisent un écart à long terme. Au total, la valeur actualisée nette

dégagée du bassin supérieur entre les années 1993 et 2030 est de 79,108 millions de RD\$: le bénéfice net du projet sera donc de 12,021 millions de RD\$, toujours au taux de 10%. De manière prévisible, les résultats seront plus prononcés lorsqu'évalués à 3% d'actualisation: ainsi la valeur nette du projet sera de 33,592 millions de RD\$; à 20%, cette valeur tombe à 4,578 millions de RD\$.

La même analyse peut être conduite pour les alternatives proposées. L'intérêt de proposer ces nouveaux schémas était d'augmenter la rentabilité financière des systèmes du bassin, mais surtout de ralentir la production d'érosion. Le résultat est significatif, puisqu'au total, la valeur actualisée nette dégagée sera de 91.377 millions de RD\$ entre les années 1993 et 2030; si l'on soustrait les bénéfices de la situation sans projet, la valeur nette de la première alternative sera donc de 24.290 millions de RD\$ lorsqu'actualisée à 10%. Encore une fois, l'actualisation au taux de 3% donne une valeur nettement plus grande: cette fois, la valeur nette du projet (incluant la situation sans projet) passe à près de 75 millions de RD\$. La seconde alternative est moins heureuse, quoique préférable au projet initial: la valeur actualisée nette, à 10%, se chiffre à 19.588 millions, alors qu'à 3% est grimpe à 59,690 millions de RD\$.

Ces valeurs doivent être comparées aux investissements effectués pour le développement rural. Ainsi, les coûts du projet PRODAS ont été estimés à 1,5 millions US\$, ou 25 millions de RD\$. Nous pouvons donc constater que le projet, tel qu'initialement prévu, ne permet pas le recouvrement total des investissements lorsqu'actualisé à un taux de 10%. Si le tout était actualisé à un taux de 3% cependant, l'investissement se trouverait justifié. L'actualisation joue donc un grand rôle dans l'acceptabilité économique du projet. Les avantages du projet se

manifestent relativement tard dans la période d'évaluation, ce qui diminue d'autant leur poids par rapport aux coûts immédiats.³⁷ C'est la raison pour laquelle la première alternative serait la seule action justifiable si l'on s'en tenait aux standards de la Banque Mondiale, soit l'actualisation à 10%. L'actualisation à 3% cependant, et même à 5%, rend tous les projets justifiables.

4.6.1.1 La soutenabilité économique du projet (équité intergénérationnelle) selon les hypothèses initiales

Comme nous l'avons vu au chapitre deux, le critère de la comparaison des valeurs actualisées nettes totales des alternatives peut être modifié afin de mieux rendre compte des effets intergénérationnels, ou intertemporels. Il est possible de diviser la période de 38 ans (1993-2030) en deux « générations », la première couvrant l'intervalle 1993-2011 et la seconde l'intervalle 2012-2030. Des valeurs actualisées nettes seront dès lors calculées pour chacune des périodes: une première valeur actualisée nette (VAN_1 sur l'intervaller 1993-2011), telle que perçue en 1993, pourra alors être comparée à la seconde (VAN_2 sur l'intervalle 2012-2030), telle que perçue en 2012. La soutenabilité économique sera assurée si la VAN_2 est supérieure ou égale à la VAN_1 .

Comme nous pouvons le constater à la lecture du Tableau A4.25 en annexe, la situation sans projet ne respecte pas le critère de soutenabilité tel que décrit ci-dessus, et ce pour tous les taux d'actualisation. À un taux d'actualisation de 10% par exemple, la valeur actualisée nette de la première période est de 64,754 millions de RD\$ alors que la VAN_2 de la seconde est de 17,260

³⁷ Pour donner une idée de la distorsion que peut induire l'actualisation, notons qu'un bénéfice enregistré vingt ans après le début d'un projet ne « vaudra » que 13,5% de sa valeur initiale lorsqu'évalué à un taux de 10%; à 3%, le bénéfice enregistré la vingtième année comptera pour 54,9% de sa valeur initiale.

millions de RD\$. En fait, cela sera toujours le cas pour toutes les alternatives, puisque la valeur économique du barrage diminue nécessairement avec le temps, et que les surplus dégagés par les activités privées ne permettent pas de compenser cette baisse de valeur. La soutenabilité d'un projet ne pourra se mesurer que sur la base des avantages nets (situation avec projet versus situation sans projet). Ainsi, le projet initialement prévu par PRODAS dégage une bénéfice actualisé de 10,084 millions de RD\$ pour la première période et de 14,336 millions pour la seconde période. La « seconde génération » dispose donc d'un avantage net de 4,252 millions de RD\$ sur la première. Cet écart est plus prononcé pour les alternatives proposées. Dans le cas de la première alternative, l'avantage net conféré à la seconde génération, par rapport à la première, se chiffre à 16,659 millions de RD\$, lorsque les flux sont actualisés à 10%. Pour la seconde alternative, cet avantage est 14,057 millions de RD\$. Encore une fois, tous les avantages calculés s'amplifient à mesure que le taux d'actualisation baisse.

4.6.2 Résultats économiques agrégés selon les analyses de sensibilité

Nous analysons maintenant les résultats à la lumière des études de sensibilité effectuées à la section 4.5.3.2. À cette fin, seuls les tests effectués sur le facteur d'érosivité K et la valeur économique du réservoir seront pris en considération: le test sur la productivité des sols n'a été conduit que pour le bassin intermédiaire et ne concernait que les bénéfices privés.

Dans l'hypothèse d'érosivité H1 (mitoyenne entre l'hypothèse PRODAS et l'hypothèse H2), la valeur actualisée nette dégagée par le bassin supérieur et le réservoir, sans projet, totalise 57,454 millions de RD\$, soit 10 millions de RD\$ de moins qu'avec l'hypothèse PRODAS (à 10%

d'actualisation). La valeur actualisée nette du bassin avec projet monte à 69,814 millions de RD\$. ce qui porte le différentiel (projet - sans projet) à 12,359 millions de RD\$. Sous l'hypothèse d'érosivité H1 donc, le bénéfice net dégagé par le projet n'est pas différent de celui que l'on trouve sous l'hypothèse PRODAS. Le même raisonnement tiendra pour les alternatives: les bénéfices nets actualisés sur la totalité de la période considérée (1993-2030) ne varient pas significativement. Nous pouvons constater que la même chose se produit dans le cas de l'hypothèse forte.

Les mêmes conclusions seront tirées des résultats de l'aggrégation des valeurs du bassin supérieur selon les différentes hypothèses de coûts d'opportunité du volume d'eau du réservoir. L'hypothèse H1 (valeur faible du mètre cube d'eau) fait baisser quelque peu le bénéfice net du projet, qui passe de 12,021 millions de RD\$ sous l'hypothèse initiale à 11,503 millions de RD\$. Dans l'hypothèse où la valeur du mètre cube d'eau serait forte (H2), la valeur brute du projet s'en trouverait augmentée de 33%, mais la valeur nette resterait sensiblement la même que dans l'hypothèse initiale. Il faut noter que dans le cas des alternatives, les écarts sont un peu plus prononcés, sans toutefois être vraiment significatifs.

En somme, les variables testées semblent avoir peu d'influence sur la valeur totale du projet, lorsque la valeur actualisée nette de celui-ci est calculée sur toute la période considérée, soit de 1993 à 2030. Cela était en partie prévisible, pour deux raisons. D'abord, le bénéfice net dégagé d'un projet est un différentiel: une variation de tous les termes dans les mêmes proportions ne produit aucun changement dans la différence entre ces termes. Si les variations relatives entre les termes sont trop minces, le résultat final ne peut être significatif: or, c'est

exactement ce qui se produit ici. puisque la valeur des externalités dépasse largement celle des bénéfices privés et qu'ainsi, leur variation induit une variation presque équivalente des valeurs totales. D'autre part, l'actualisation réduit le poids des flux qui sont reculés dans le temps, là où les variables choisies (K et valeur MODSIM) risquent d'avoir le plus d'influence. Cet effet est sensible dans le cas qui nous intéresse: en effet, la reprise de tous les calculs à un taux d'actualisation de 3% démontre qu'une différence significative peut prendre place entre les bénéfices nets du projet ou des alternatives selon les hypothèses retenues. Par exemple, dans l'hypothèse d'érosivité forte (H2 du facteur K), le bénéfice dégagé par la première alternative est de 68.052 millions de RD\$ contre 75.878 millions de RD\$ selon l'hypothèse initiale. On peut faire la même constatation si l'on se tourne du côté des hypothèses sur la valeur économique du mètre cube d'eau: la valeur économique nette des alternatives variera d'une dizaine de millions de pesos selon les hypothèses suggérées lorsque l'actualisation se fera au taux de 3%.

4.6.2.1 La soutenabilité économique du projet selon les hypothèses des analyses de sensibilité

L'analyse de soutenabilité économique devrait présenter un portrait quelque peu différent de celui présenté ci-dessus. Comme nous le laissions déjà entendre dans les lignes précédentes, les impacts des analyses de sensibilité se feront sentir dans leur dimension intertemporelle. Si l'on considère les périodes telles que définies ci-dessus (1993-2011 et 2012-2030), on constate qu'une augmentation de la valeur de K réduit le « gain de soutenabilité », c'est-à-dire le différentiel de valeur actualisée nette entre la seconde et la première génération. Pour le projet initial, le gain en soutenabilité était de 4.25 millions de RD\$ (14.517 - 10.267); sous l'hypothèse

d'envasement rapide (H2), ce gain n'est plus que de 1.599 millions de RD\$. La différence entre les hypothèses est encore plus marquée lorsque l'on se tourne du côté des alternatives. Dans le cas de la première alternative, le gain de soutenabilité original était de 16,827 millions de RD\$ ($36.659 - 19.832$); sous l'hypothèse d'envasement rapide, ce gain n'est plus que de 8,97 millions de RD\$. Dans le cas de la seconde alternative, le gain de 14,390 millions de RD\$ est réduit à 3.398 millions de RD\$. Les hypothèses d'envasement du réservoir ont donc un impact majeur sur l'évaluation de la soutenabilité du projet.

Si l'on se tourne du côté des hypothèses sur la valeur du volume du réservoir, nous pouvons voir que le gain de soutenabilité net du projet ne varie guère selon les hypothèses: cependant, l'observation des alternatives offre un détail intéressant. Dans les deux alternatives, une différence dans le gain peut être observé avec l'hypothèse de valeur H1. Rappelons que les alternatives, sous l'hypothèse originale PRODAS, fournissaient des gains en soutenabilité de 16.659 RD\$ et de 14.054 RD\$; sous l'hypothèse H1, ces gains sont réduits à 15,007 millions de RD\$ et 11.382 millions de RD\$ respectivement. Dans le cas de la seconde alternative, le gain en soutenabilité baisse significativement, étant donné la nature du projet: rappelons que cette seconde alternative visait essentiellement à diminuer l'envasement du réservoir, et qu'incidemment les hypothèse sur la valeur du volume d'eau du réservoir ont plus de prise sur la seconde alternative. Ces résultats contrastent avec ceux que l'on peut observer sous l'hypothèse H2 (forte valeur du volume d'eau du réservoir): les gains de soutenabilité du projet et des alternatives sont alors les mêmes dans le cas de l'hypothèse PRODAS. Cela peut s'expliquer, encore une fois, par le fait que la valeur des externalités surpasse largement, dans le cas de ces deux dernières hypothèses, la valeur financière des exploitations agricoles du bassin supérieur.

En conséquence, l'équité intertemporelle est assurée, dans ces deux cas, par la valeur des externalités: la valeur financière dégagée par le bassin a peu de poids dans le calcul intergénérationnel. Dans le cas de l'hypothèse H1 par contre, la valeur des externalités est réduite au point où l'équité intergénérationnelle sera en grande partie dépendante des revenus privés tirés du bassin. Incidemment, nous pouvons constater une baisse des gains en soutenabilité lorsque l'hypothèse H1 est appliquée, particulièrement dans le cas des alternatives, dont le but est spécifiquement d'augmenter la soutenabilité par des gains au niveau des externalités. La justification économique des alternatives est donc affaiblie lorsque la valeur du volume d'eau du réservoir est diminuée. Notons que le projet tel qu'initialement prévu est plus « résistant » aux tests de sensibilité à cet égard (cf: section 4.5.3.2).

4.6.3 Conclusions sur l'analyse économique

Il ressort de la discussion ci-dessus que le projet proposé – du moins en ce qui concerne le bassin supérieur, le bassin intermédiaire étant exclu de l'analyse finale – ne fournit pas toujours suffisamment d'avantages pour être justifié. Lorsque l'on compare les bénéfices générés par le projet aux investissements nécessaires pour produire ces bénéfices, il appert que le projet tel qu'initialement prévu ne permet pas de dégager un surplus (à un taux d'actualisation de 10%). En fait, seule la première alternative, qui proposait une expansion des activités agricoles du bassin supérieur et un reboisement partiel, fournit un bénéfice net positif (voir le Tableau 4.9). Les analyses de sensibilité démontrent que les avantages nets du projet et des alternatives ne sont pas suffisamment affectés pour que l'on puisse tirer des conclusions différentes. Cependant, nous

avons observé que le critère avantages-investissements pouvait facilement être respecté moyennant une variation à la baisse des taux d'actualisation. À un taux de 5% par exemple, le projet et les deux alternatives deviennent rentables. Cela, observions-nous, est dû au fait que les avantages tirés du projet et des alternatives sont reportés dans le temps, et que l'actualisation peut réduire considérablement le poids des bénéfices futurs. En fait, les résultats émanant du critère classique de rentabilité seront particulièrement sensibles au taux d'actualisation utilisé.

Tableau 4.9 – Tableau récapitulatif des résultats de l'analyse coûts-bénéfices

Aménagement proposé dans le bassin intermédiaire	Rentabilité privée ($VAN_{tot} > 0$)					Soutenabilité ($VAN_t \leq \dots \leq VAN_{t+x}$)				
		5%	10%	15%	20%		5%	10%	15%	20%
Bassin intermédiaire nord		OUI	OUI	OUI	OUI					
Bassin intermédiaire sud		OUI	OUI	OUI	OUI		OUI	OUI	OUI	OUI
Aménagement proposé dans le bassin supérieur	Avantage net ($VAN_{tot} - I > 0$)					Soutenabilité ($VAN_1 \leq VAN_2$)				
	3%	5%	10%	15%	20%	3%	5%	10%	15%	20%
Projet PRODAS	OUI	OUI	NON	NON	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Première alternative	OUI	OUI	OUI	NON	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Deuxième alternative	OUI	OUI	NON	NON	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI

La perspective intergénérationnelle telle qu'avancée dans les sections 4.6.1.1 et 4.6.2.1 donne un son de cloche quelque peu différent. Cette fois, une évaluation des coûts et des avantages est faite sur une période ultérieure (2012-2030), ce qui permet de voir dans quelle mesure les aménagements prévus peuvent permettre la soutenabilité du projet. Ainsi, le projet et les alternatives promettent un avantage net (sur la situation sans projet) soutenable, c'est-à-dire que la seconde génération devrait théoriquement retirer au moins autant d'avantages du projet que la

première. et ce pour n'importe quel taux d'actualisation. Dans ce contexte, les alternatives proposées trouvent une forte justification, puisque les avantages qu'elles confèrent à la seconde génération sont nettement supérieurs à ceux que l'on attend du projet initial. Rappelons que les alternatives visaient justement à diminuer l'envasement du réservoir, donc à augmenter l'avantage économique tiré des externalités à long terme. Les analyses de sensibilité trouveront également plus d'écho dans l'analyse de soutenabilité. Nous pouvons constater qu'une variation de la valeur de K influe directement sur les résultats de l'analyse intertemporelle: dans le cas de la première alternative par exemple, un envasement plus rapide que prévu du réservoir diminuera sensiblement les avantages nets de la seconde génération, et menace même la soutenabilité du projet initial. En ce qui concerne la sensibilité sur la valeur du volume d'eau du réservoir, elle révèle qu'une valeur basse aura plus de chance de menacer la soutenabilité du projet – autrement dit, les objectifs du projet seront d'autant plus susceptibles d'être réalisés que le coût d'opportunité du volume d'eau du réservoir sera élevé. Lorsque ce coût est très élevé, cela a pour effet de placer la valeur des externalités à un niveau tel que l'influence des avantages privés sur le résultat final du projet s'en trouve presque annulé. Dans le cas où le coût d'opportunité du volume d'eau est bas, la soutenabilité du projet devient dépendante des rentabilités privées, et simultanément plus sensibles aux « erreurs » de prévision sur la productivité des sols ou la soutenabilité privée des séquences proposées. À l'opposé, une forte valeur du volume d'eau rend le projet plus sensible aux erreurs sur le facteur d'érosivité. Il apparaît évident que, dans ce le cas qui nous intéresse, un moyen de « solidifier » les résultats du projet fut de prendre une valeur du volume d'eau relativement élevée, et un facteur d'érosivité réduit (par rapport, entre autres, à celui qu'ont pu utiliser les gestionnaires du projet Plan Sierra).

L'analyse économique effectuée dans ces pages propose en fait deux éclairages différents sur un même projet. Le premier éclairage, classique, de la valeur actualisée nette sur la toute la durée du projet avec prise en compte de quelques externalités environnementales, nous amène à la conclusion que le projet est faisable et, dans une certaine mesure, rentable. Il faut souligner, ici, que l'analyse n'a pas tenu compte des bénéfices dégagés dans le bassin intermédiaire. Rappelons que l'analyse des rentabilités privées dégagées de cette partie du bassin nous avait convaincu que le projet était profitable. Au minimum donc, il est permis de penser que la rentabilité économique totale des développements des bassins supérieur et intermédiaire restera telle quelle: au mieux, elle sera renforcée. Le critère de la valeur actualisée nette maximale nous amenait aussi à conclure que les alternatives étaient préférables au projet tel qu'initialement prévu, avec un léger avantage du côté de la première alternative.

Le second éclairage est celui de l'équité intertemporelle. Cette fois, il est question de la valeur actualisée que pourrait éventuellement retirer du projet une génération subséquente. Étant donné que les externalités du projet pèseront de tout leur poids lors de cette génération, une telle considération était, croyons-nous, nécessaire. Comme c'était prévisible, les résultats font voir un net avantage du côté des alternatives au projet. Il appert toutefois que, de manière surprenante, que le reboisement massif du bassin supérieur ne procure guère d'avantage marqué pour la seconde génération. Nous pouvons conclure de ces résultats qu'un reboisement massif n'est pas toujours économiquement rentable, surtout s'il se fait aux dépens des rentabilités privées. L'analyse intertemporelle permet donc, dans ce cas, d'effectuer un arbitrage supplémentaire sur la valeur des aménagements proposés dans le bassin supérieur.

En somme, nous postulons ici que les deux types d'analyses sont complémentaires, et que leurs critères respectifs devraient être respectés. Il est en effet possible qu'un projet soit rentable selon le critère classique de la non-négativité de la valeur actualisée nette, mais que l'analyse de soutenabilité révèle une injustice intertemporelle (dans ce cas, $VAN_1 > VAN_2$). Le contraire peut également se produire: non rentable dès le départ, un projet peut néanmoins présenter une soutenabilité « locale », à savoir que la valeur actualisée nette dégagée pour la seconde génération peut être supérieure à la VAN dégagée par la première génération.

Nous retrouvons ici deux des conditions du développement durable discutées au chapitre deux (section 2.2.4). Une troisième condition, que nous n'avons pas abordée dans le cadre de cette analyse, était la redistribution des revenus. Nous ne disposons pas, ici, des données nécessaires à l'évaluation de l'équité intragénérationnelle; de surcroît, nous croyons qu'une partie des conditions nécessaires au développement durable proprement dit ne peuvent être considérées dans un cadre économique. En ce sens, l'évaluation effectuée ci-dessus est partielle puisque strictement économique. Les conditions d'équité intragénérationnelle et intergénérationnelle doivent également être évaluées qualitativement, par l'utilisation d'indicateurs socio-économiques ou environnementaux. Nous avons déjà proposé, en début de chapitre, une description qualitative des conditions socio-économiques des agents; il sera du ressort des gestionnaires du projet de faire le suivi de ces indicateurs. C'est à ce niveau que sera évaluée, de manière efficace, le degré d'équité intragénérationnelle que permet d'atteindre le projet.

De manière plus générale, la principale faiblesse du projet réside sans doute dans l'évaluation limitée qui est faite des externalités. Par exemple, il aurait été possible d'estimer les pertes de productivité des sols qu'entraîne l'érosion rapide des terres du bassin. Cela aurait permis de lier la variable de productivité des sols à l'érosion et, indirectement, aux aménagements agricoles proposés, plutôt que de s'en remettre à une progression linéaire des productivités dans le temps. Ce type de progression est peu vraisemblable dans la réalité, puisqu'il a maint fois été démontré que les productivités, même soutenues par l'apport d'engrais, varient parfois chaotiquement dans le temps.³⁸ Il est également démontré que l'utilisation d'engrais n'empêche pas un épuisement des sols à long terme, et qu'ainsi les tendances à court terme sont parfois peu révélatrices de ce qu'il peut advenir dans le futur. Une autre externalité sur laquelle les gestionnaires auraient pu porter leur attention est justement reliée à cette utilisation massive d'engrais chimiques: une partie des éléments chimiques des engrais se retrouvent tout naturellement dans les canaux et les rivières, et font cette fois figure de polluants. La qualité de l'eau peut s'en trouver sérieusement affectée, avec les conséquences que l'on imagine sur la santé des habitants ou sur leurs sources de nourriture (pêche). Pour ce qui est des boisés du bassin supérieur, les seules valeurs prises en compte ont été les valeurs commerciales et la valeur de réduction de l'érosion. De nombreuses études ont été faites sur la valeur du phénomène de fixation du carbone dans les sols; la considération de ce type de bénéfice aura assurément ajouté au poids du reboisement dans le bassin supérieur – ce qui aurait favorisé la seconde alternative de développement aux dépens de la première.

³⁸ Lutz, E. et al (1994) op. cit.

CONCLUSION

L'intégration de l'environnement à l'économie peut prendre plusieurs formes. Dans le contexte particulier de l'analyse de projets, l'emploi de techniques de monétisation permet l'intégration des externalités environnementales. Également, l'adaptation de la théorie économique à l'environnement – ou l'inverse – peut se faire dans la mécanique qui sous-tend l'analyse coûts bénéfices, ou dans les critères qui servent à la prise de décision. C'est à ce dernier niveau que se situe le principal apport de cette thèse.

Lors de l'analyse d'un projet, l'horizon temporel à considérer pourra différer selon les perspectives choisies: d'un point de vue individuel, les agents chercheront à maximiser leurs revenus sur de courts horizons; d'un point de vue économique, il faudra tempérer ces préférences temporelles afin de satisfaire à des objectifs sociaux, régionaux ou nationaux qui sont par définition plus larges; d'un point de vue biophysique enfin, l'horizon temporel est indéfini. Cela nous a amenés à utiliser des critères différents pour l'analyse économique et l'analyse financière. Par souci de réalisme, nous avons décidé d'employer un taux d'actualisation plus élevé pour l'analyse financière ainsi qu'un critère de soutenabilité intertemporelle basé sur la durée des séquences agricoles. Au niveau régional, notre analyse économique a été effectuée pour plusieurs taux d'actualisation et un critère de soutenabilité « intergénérationnel » – c'est-à-dire calculé sur la base de périodes dont la durée correspond à celle d'une génération – fut également employé. Selon nous, la multiplicité des critères a non seulement le mérite d'être plus réaliste, mais permet

à l'analyse économique d'être plus incisive dans le regard qu'elle jette sur un projet, particulièrement lorsque celui-ci en est au stade de la conception. De plus, cette approche rend la méthode plus souple lorsque vient le temps de l'intégrer à d'autres techniques de prise de décision.

Nous avons, tout au long de cette thèse, tenté de formaliser certains liens entre économie et environnement. Nous avons entrepris cette tâche avec beaucoup d'humilité: la théorie économique est encore loin de bien épouser les formes que nous présente la nature; au niveau de la pratique, l'intégration des externalités environnementales à l'analyse coûts-bénéfices en est à ses balbutiements. Néanmoins, quelques éléments ont pu être tirés des discussions des trois premiers chapitres et ont pu servir dans l'analyse subséquente du projet San Juan.

Dans le premier chapitre, nous avons pu isoler quelques principes d'application de la notion de développement durable. Ce concept s'articule autour de trois axes – économique, environnemental, socio-culturel – qui peuvent trouver écho dans la sphère économique par la prise en compte de l'efficacité, de l'équité intergénérationnelle et de l'équité intragénérationnelle. C'est sur les deux premiers points que notre attention s'est portée dans le cadre de cette thèse. L'efficacité économique et l'équité intergénérationnelle sont tous deux en partie tributaires de l'environnement. La négligence de la dimension environnementale dans l'analyse économique conduira à l'inefficacité à long terme; autrement dit, l'efficacité de court terme risque d'être accomplie aux dépens des générations futures. Dans ce contexte, nous avons conclu que la mise en opération du développement durable exigeait une multidimensionnalité qui devait se retrouver dans l'analyse économique. Nous avons également conclu que dans ce contexte, le corpus

théorique économique ne pourrait à lui-seul assurer l'application du développement durable. Pour cette raison, nous avons considéré l'analyse économique comme une *étape* dans un processus de prise de décision plus large: cette étape s'avère nécessaire, mais insuffisante. Incidemment, nous avons ultérieurement choisi d'appliquer la rationalité économique à quelques phénomènes environnementaux mesurables, considérant que certaines exigences du développement durable pouvaient être mieux appliquées par d'autres méthodes de prise de décision. Nous avons donc fait le pari qu'une analyse partielle mais valable est préférable à une analyse prétendument exhaustive mais dont la validité reste contestable.

Dans le chapitre deux, nous avons développé la théorie économique qui allait servir ensuite à l'analyse du projet. La base théorique fut révisée et nous avons aménagé quelques modifications afin que puissent être considérées les exigences de soutenabilité et d'implantation du projet. Un critère d'acceptabilité fut défini (rentabilité et soutenabilité au niveau des exploitants) ainsi qu'un critère de soutenabilité économique (donc intégrant certaines externalités environnementales) sur plusieurs générations. Dans le chapitre trois, nous avons exposé les différentes relations biophysiques qui allaient servir dans l'analyse du projet d'aménagement de bassin versant. Les modèles utilisés (USLE, envasement du réservoir) ont permis la prévision des impacts environnementaux des aménagements agricoles suggérés. Leur intégration dans la sphère économique a pu se faire par un modèle de monétisation (MODSIM) basé sur les coûts d'opportunité de l'eau dans un réservoir.

L'analyse du projet d'aménagement du bassin versant de la rivière San Juan a été effectuée au chapitre quatre. Nous avons dans un premier temps mené les analyses financières de la situation observée – la situation *sans projet* – afin de vérifier la rentabilité et la soutenabilité des

séquences. La plupart des séquences agricoles observées dans les bassins intermédiaire et supérieur se sont avérées rentables, mais non soutenables à moyen terme. Un nouveau projet d'aménagement est donc justifié en soi, puisqu'un appauvrissement des populations en place est à prévoir: ces populations sont au demeurant très pauvres dans l'état actuel des choses. Après analyse, les aménagements proposés par le projet PRODAS se sont avérés financièrement rentables, du moins en ce qui concerne le bassin intermédiaire, et soutenables à long terme. Une rentabilité rapide est assurée par un apport d'engrais et une meilleure utilisation des ressources en place. Dans le bassin supérieur, la conception du projet s'est portée vers les externalités: l'objectif dans cette partie du bassin était de diminuer l'envasement du réservoir Sabaneta, dont le volume d'eau permet la production d'hydroélectricité et l'irrigation des terres en aval. Les rentabilités privées des exploitations ont été quelque peu sacrifiées à cette fin; cependant, le gain en externalité devait en principe compenser largement pour les baisses de rentabilité privées. Le calcul des impacts environnementaux des séquences observées et proposées s'est fait grâce aux modèles vus dans le chapitre trois. Nous avons pu constater que les aménagements proposés, dans leur version initiale, n'avaient qu'un impact marginal sur la durée de vie du réservoir Sabaneta, allongeant celle-ci de deux ans à peine. Pour cette raison, deux alternatives d'aménagement du bassin supérieur ont été proposées. Encore une fois, l'analyse selon le critère traditionnel de la valeur actualisée nette est peu concluant: bien que la durée de vie du barrage soit augmentée de cinq ou six ans selon les alternatives, la perspective monétaire ne laisse apparaître qu'une mince différence. Cela est essentiellement dû au fait que l'actualisation réduit les bénéfices futurs à un point tel que leur poids n'a presque aucune influence sur les résultats finaux. Toutefois, l'application du critère de soutenabilité économique vu au chapitre deux

donnera un autre son de cloche. Cette fois, les avantages intergénérationnels dégagés des alternatives proposées sont évidents; ces alternatives apparaissent dès lors nettement préférables au projet initial, puisqu'elles étirent la valeur économique du barrage dans le temps.

Les mêmes conclusions ont pu être tirées de l'analyse économique globale, c'est-à-dire de l'intégration des résultats de l'analyse financière aux externalités. Bien que ces résultats globaux s'avéraient décevants à la lumière du critère traditionnel de l'analyse coûts-bénéfices, l'analyse de soutenabilité a révélé d'importants avantages émanant des alternatives, particulièrement en ce qui concerne la première alternative proposée. Ainsi, nous avons pu constater que les conclusions changeaient quelque peu lorsqu'était considérée la perspective intergénérationnelle.

Le projet PRODAS est donc *a priori* justifiable, puisque les aménagements proposés respectent, dans le bassin intermédiaire, le critère d'acceptabilité privée et que la réduction des impacts environnementaux émanant du bassin supérieur lègue une valeur ajoutée aux générations subséquentes. Les analyses de sensibilité ont cependant permis de mettre en évidence quelques faiblesses du projet. Certains paramètres biophysiques, tels la productivité projetée des sols et le facteur d'érosivité K par exemple, devraient être mieux évalués. Ces paramètres influent non seulement sur la rentabilité économique du projet, mais sur la soutenabilité à long terme de l'ensemble des activités du bassin.

Toutefois, le plus important n'est pas de dégager une conclusion définitive sur la rentabilité économique du projet. L'important est de savoir dans quelles conditions cette rentabilité se matérialise, et si cette même rentabilité garantit la soutenabilité. Nous avons pu

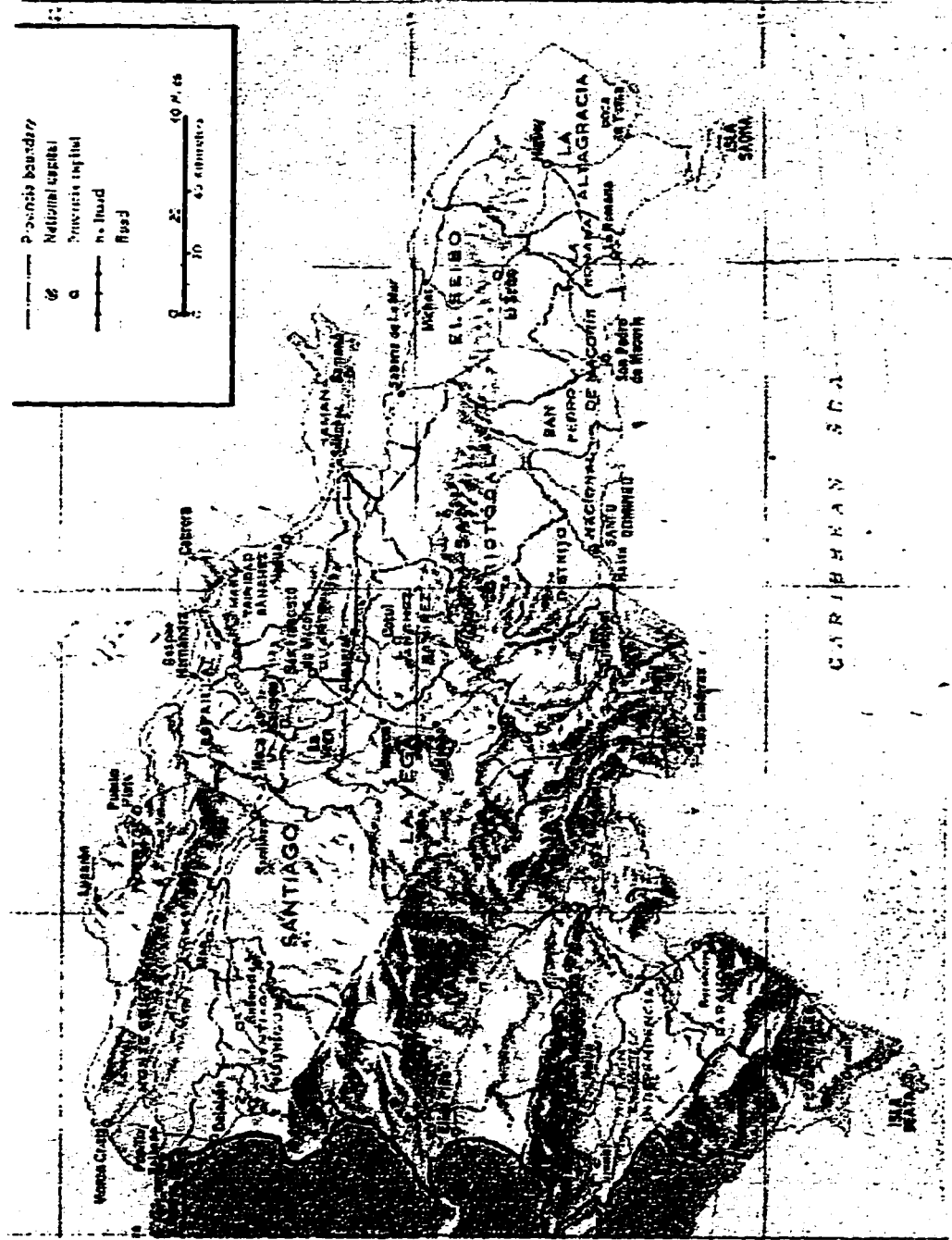
constater, à cet égard, l'insuffisance du critère traditionnel de la valeur actualisée nette: celui-ci jette une lumière partielle sur la qualité d'un projet. Nous considérons donc qu'un jugement sur ce seul critère est incomplet. Nous avons pu constater que le critère de soutenabilité donne une perspective sur les caractéristiques temporelles du projet, combien importantes dans le cas d'un projet d'aménagement de bassin versant. La perspective intertemporelle a aussi permis l'identification de certaines faiblesses du projet qui ne serait pas apparues à la seule application du premier critère. Le résultat final se présente donc sous forme d'un tableau récapitulatif, dont l'intérêt est de fournir des éléments ou des arguments pouvant alimenter une autre méthode de prise de décision, comme l'analyse multi-critères.

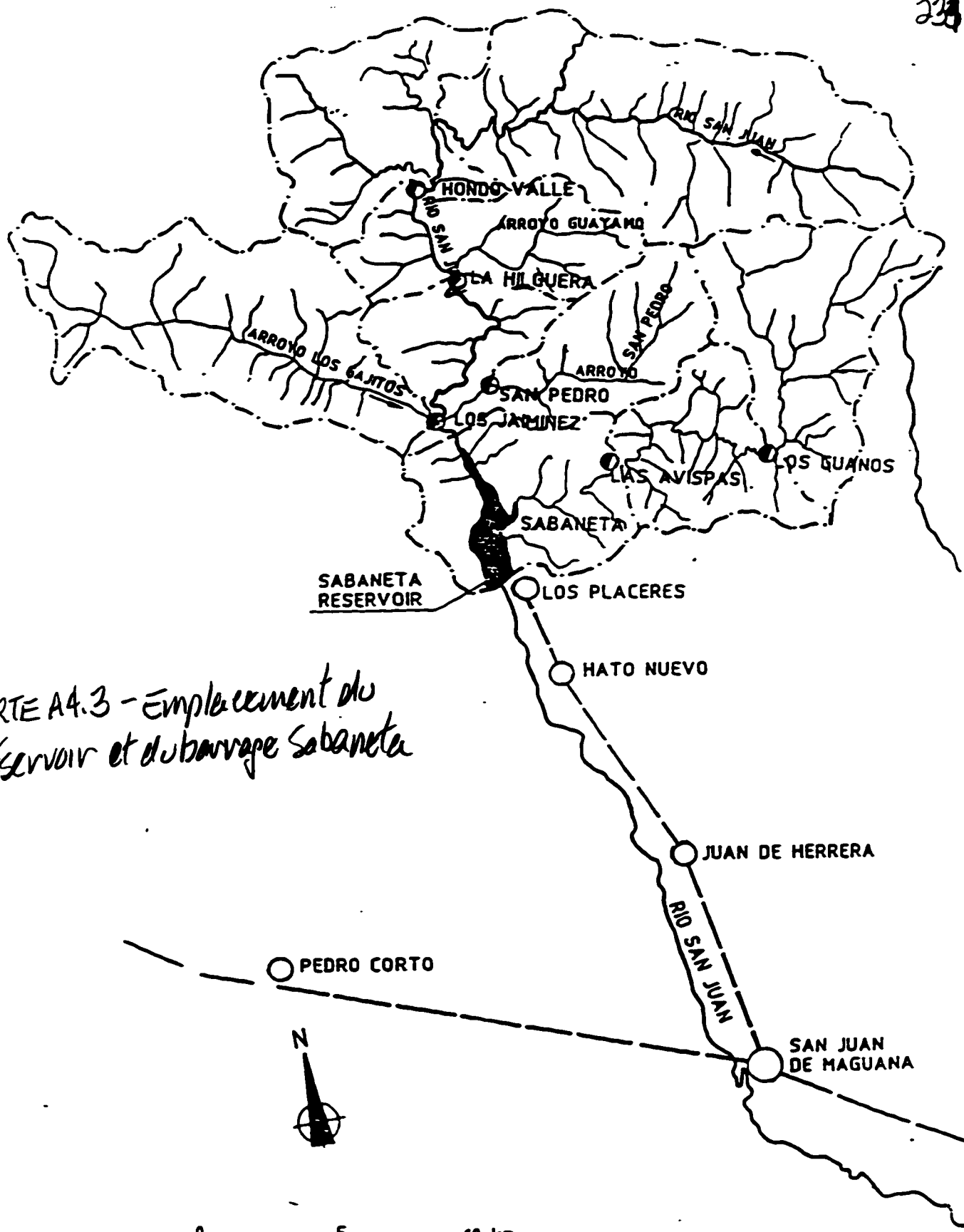
La méthodologie employée laisse cependant deux questions en suspens. La première est que le calcul de soutenabilité intergénérationnelle devrait, dans la pratique, être accompagné d'un mécanisme de transfert des avantages. Comme nous l'avons mentionné plus haut, l'aménagement proposé du bassin supérieur se fait en partie aux dépens des rentabilités privées, et le gain sur les externalités profitera aux paysans du bassin intermédiaire (irrigation) ou aux propriétaires du barrage (hydroélectricité) des générations futures. Nous nous trouvons dans une situation où les générations futures devraient pouvoir transmettre leurs gains aux générations présentes: la façon la plus classique de parvenir à ce résultat est de passer par les marchés financiers. Cependant, les difficultés d'application d'une tel mécanisme sont bien connus. Une voie à explorer serait la compensation intragénérationnelle – les paysans du bassins intermédiaire, par exemple, pourraient voir leurs gains taxés afin de compenser les pertes financières des paysans du bassin supérieur.

Une deuxième question, d'ordre plus général, concerne l'intégration effective de l'analyse coûts-bénéfices – ou de résultats sous la forme présentée ci-dessus – à d'autres méthodes de prise de décision. L'analyse multi-critère fut souvent indiquée à cette fin, mais, selon l'avis de plusieurs auteurs (Munasinghe 1992, van Pelt 1994), beaucoup de recherches restent à faire avant que ne soit établi un cadre formel d'analyse. L'intégration des résultats de l'analyse coûts-bénéfices à l'analyse multi-critère pourrait conduire à une reformulation des résultats de l'analyse coûts-bénéfices et, ultimement, à la révision de certains critères, voire aux méthodes de comptabilisation.

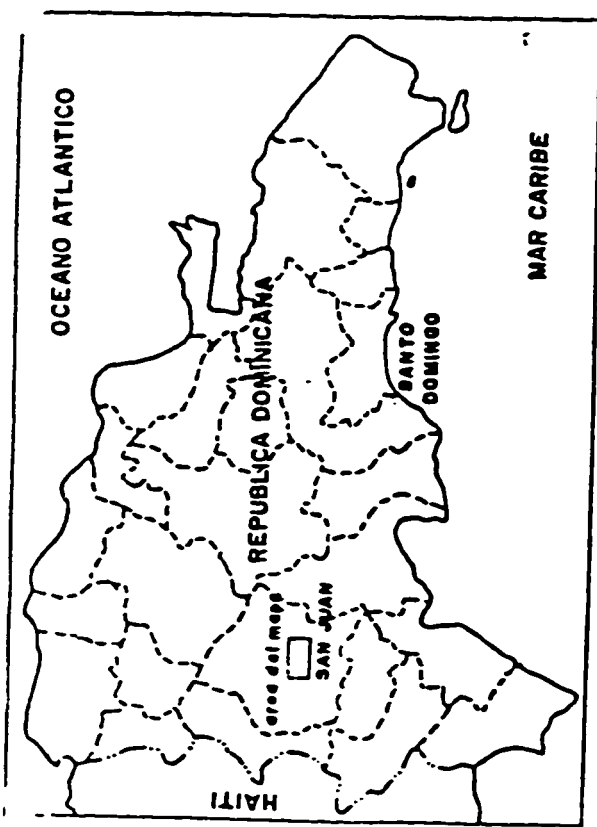
ANNEXE

CARTE A4.1 - Localisation du bassin versant de la rivière San Juan



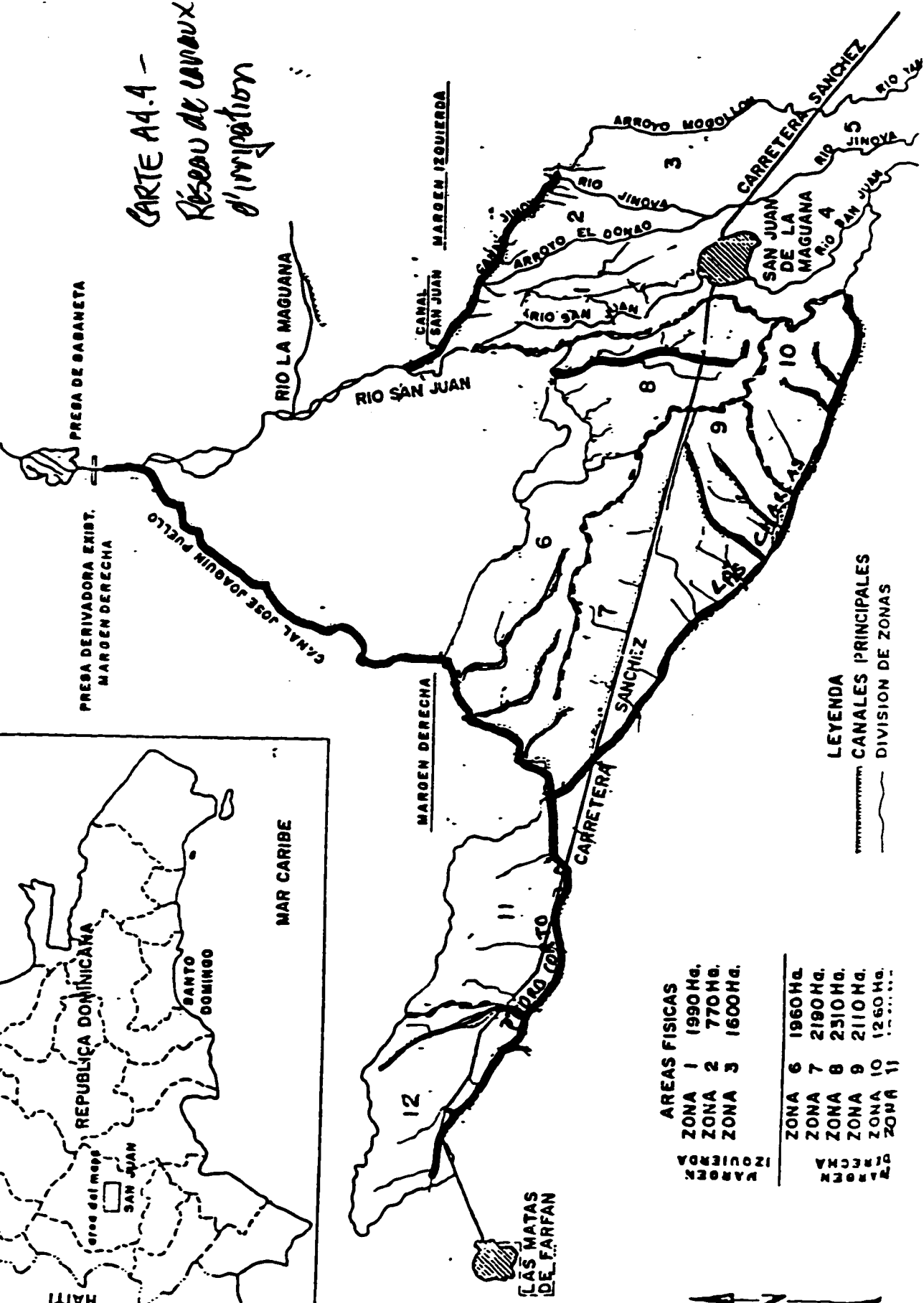


CARTE A4.3 - Emplacement du réservoir et du barrage Sabaneta



REPUBLICA DOMINICANA
AREA DE INFLUENCIA DE LA PRESA DE SABANETA
ZONAS DE RIEGO

CARTE A4.4 -
Réseau de canaux
d'irrigation



AREAS FISICAS

ZONA 1	1990 Ha.
ZONA 2	770 Ha.
ZONA 3	1600 Ha.

ZONA 6	1960 Ha.
ZONA 7	2190 Ha.
ZONA 8	2310 Ha.
ZONA 9	2110 Ha.
ZONA 10	1260 Ha.
ZONA 11	1260 Ha.

LEYENDA
CANALES PRINCIPALES
DIVISION DE ZONAS

Tableau A4.1 – Distribution des terres dans les bassins supérieur et intermédiaire, bassin San Juan

Superficie des fermes (hectares)	Bassin Intermédiaire			
	Nombre de fermes	%	Superficie	%
< 3	4,969	69.2	8,667	14.9
3 - 10	1,362	19.0	8,150	14.0
10 - 20	442	6.2	6,436	11.0
20 - 50	258	3.6	11,192	19.2
> 50	150	2.1	23,906	41.0
Total	7,181	100.0	58,350	100.0

Superficie des fermes (hectares)	Bassin Supérieur			
	Nombre de fermes	%	Superficie	%
< 3	443	63.3	281	1.1
3 - 10	114	16.3	665	2.7
10 - 20	38	5.4	534	2.2
20 - 50	42	6.0	1,355	5.5
> 50	63	9.0	21,736	88.5
Total	700	100.0	24,570	100.0

Superficie des fermes (hectares)	Total			
	Nombre de fermes	%	Superficie	%
< 3	5,412	68.7	8,948	10.8
3 - 10	1,476	18.7	8,815	10.6
10 - 20	480	6.1	6,970	8.4
20 - 50	300	3.8	12,546	15.1
> 50	213	2.7	45,642	55.0
Total	7,881	100.0	82,920	100.0

Superficie des fermes (hectares)	République Dominicaine			
	Nombre de fermes	%	Superficie	%
0.06 - 0.5	61,670	16.0	12,543	0.5
0.5 - 1.0	79,717	20.7	36,662	1.4
1.0 - 2.0	75,594	19.6	73,293	2.7
2.0 - 5.0	97,654	25.4	203,665	7.6
5.0 - 10.0	32,543	8.5	231,832	8.7
10.0 - 50.0	30,815	8.0	640,487	23.9
> 50	7,037	1.8	1,481,203	55.3
Total	385,030	100.0	2,679,685	100.0

source:

IFAD (1993) San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environment

Tableau A4.2 -- Données socio-économiques par type de familles

Type de famille	Nombre de		Pourcentage des familles	Grandeur moyenne des terres (ha.)	Revenu annuel moyen (US\$)	Nombre de familles pauvres	Pourcentage de la population sous le seuil de la pauvreté
	familles	individus					
Fabricants de charbon	60	400	0,7	0,22	180	60	100
Minifundists - travailleurs occasionnels	1000	5800	12,5	0,95	195	1000	100
Paysans itinérants du bassin supérieur	700	5810	8,7	4 - 125	250	462	66
Paysans du bassin intermédiaire ayant accès au terres hautes	500	3200	6,2	23,25	600	118	24
Petits propriétaires de la partie nord du bassin intermédiaire	3600	21240	44,9	4,37	513	1600	44
- avec quelques têtes de bétail							
- avec des techniques de conservation des sols	111	655					
- sans bétail							
Éleveurs de bétail et agriculteurs	400	2400	5,0	7,94	900	40	10
Petits propriétaires de la partie sud du bassin intermédiaire	1750	9800	21,8	4,38	440	1000	57
Totaux	8010	48650	100			4280	53

source: IFAD (1993) San Juan de la Maguana Agricultural Development Project, Dominican Republic: Environmental Assessment.

Figure A4.1 -- Rotation des cultures - séquences typiques dans les bassins supérieur et intermédiaires

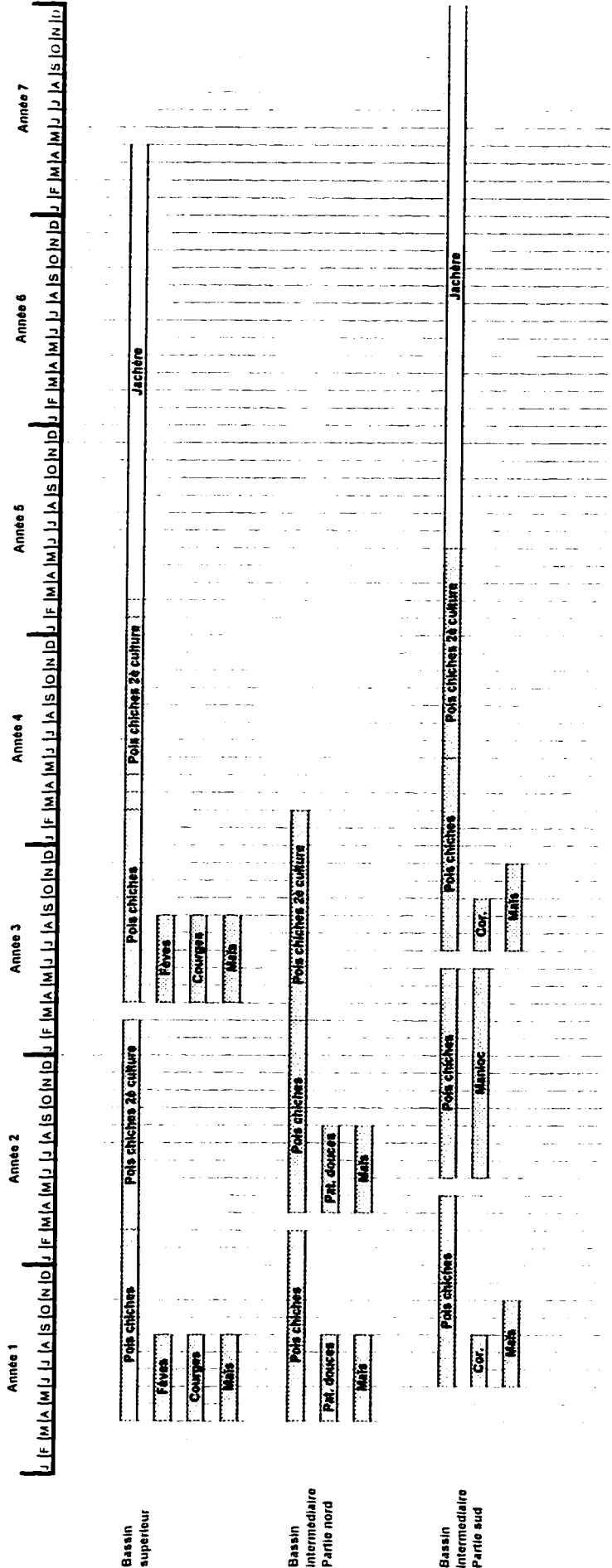


Tableau A.1.3 - Analyse économique des séquences du bassin supérieur

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Depenses (DR\$ha)																	
Graissons	650	0	650	0	0	0	650	0	650	0	650	0	650	0	0	0	650
Pompe	25	0	25	0	0	0	25	0	25	0	25	0	25	0	0	0	25
Fèves	2000	0	2000	0	0	0	2000	0	2000	0	2000	0	2000	0	0	0	2000
Pois-chiches	115	0	115	0	0	0	115	0	115	0	115	0	115	0	0	0	115
Mais	34.5	0	34.5	0	0	0	34.5	0	34.5	0	34.5	0	34.5	0	0	0	34.5
Courges	95	0	95	0	0	0	95	0	95	0	95	0	95	0	0	0	95
Dithane	25	0	25	0	0	0	25	0	25	0	25	0	25	0	0	0	25
Location de la pompe	2944.5	0	2944.5	0	0	0	2944.5	0	2944.5	0	2944.5	0	2944.5	0	0	0	2944.5
Total dépenses:																	
Maint-d'oeuvre																	
Préparation des terres	412.5	0	412.5	0	0	0	412.5	0	412.5	0	412.5	0	412.5	0	0	0	412.5
Application du graisillon	37.5	0	37.5	0	0	0	37.5	0	37.5	0	37.5	0	37.5	0	0	0	37.5
Fèves	150	0	150	0	0	0	150	0	150	0	150	0	150	0	0	0	150
Pois-chiches	75	0	75	0	0	0	75	0	75	0	75	0	75	0	0	0	75
Mais	75	0	75	0	0	0	75	0	75	0	75	0	75	0	0	0	75
Courges	37.5	0	37.5	0	0	0	37.5	0	37.5	0	37.5	0	37.5	0	0	0	37.5
Premier sarclage	525	0	525	0	0	0	525	0	525	0	525	0	525	0	0	0	525
Second sarclage	450	0	450	0	0	0	450	0	450	0	450	0	450	0	0	0	450
Application du dithane	75	0	75	0	0	0	75	0	75	0	75	0	75	0	0	0	75
Fèves	1237.5	0	1237.5	0	0	0	1237.5	0	1237.5	0	1237.5	0	1237.5	0	0	0	1237.5
Pois-chiches	562.5	450	562.5	450	0	0	562.5	450	562.5	450	562.5	450	562.5	450	0	0	562.5
Mais	262.5	0	262.5	0	0	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	262.5	0	0	0	262.5
Courges	75	0	75	0	0	0	75	0	75	0	75	0	75	0	0	0	75
Fèves	675	0	675	0	0	0	675	0	675	0	675	0	675	0	0	0	675
Pois-chiches	1387.5	1100	1387.5	1100	0	0	1387.5	1100	1387.5	1100	1387.5	1100	1387.5	1100	0	0	1387.5
Mais	1350	0	1350	0	0	0	1350	0	1350	0	1350	0	1350	0	0	0	1350
Courges	675	0	675	0	0	0	675	0	675	0	675	0	675	0	0	0	675
Total main-d'oeuvre	8062.5	1550	8062.5	1550	0	0	8062.5	1550	8062.5	1550	8062.5	1550	8062.5	1550	0	0	8062.5
Nourriture des travailleurs	1300		1300				1300		1300		1300		1300				1300
Paiements d'intérêt	1495		1495				1495		1495		1495		1495				1495
Depenses totales	13802	1550	13802	1550	0	0	13802	1550	13802	1550	13802	1550	13802	1550	0	0	13802
Revenus																	
Fèves	9140	0	8500	0	0	0	8670	0	8063	0	7649	0	7401	0	0	0	5875
Pois-chiches	2744	1646	2551	1530	0	0	2602	1501	2420	1452	2296	1405	2221	0	0	1115	1764
Mais	2469	0	2296	0	0	0	2342	0	2176	0	2066	0	1999	0	0	0	1587
Courges	2286	0	2126	0	0	0	2168	0	2016	0	1913	0	1851	0	0	0	1469
Pluieage (achats)																	
Revenu total	16638	1646	15474	1530	100	100	15783	1561	14678	1452	13925	1405	13472	100	100	1115	10895
Bénéfices nets (DR\$ha)																	
	2836	96	1672	-20	100	100	1981	11	876	-88	123	-145	1815	100	100	-435	-3107

Valeurs actualisées nettes des projets selon le taux d'actualisation (par cycles)

Cycles agricoles	1er cycle	2ème cycle	3ème cycle	4ème cycle	5ème cycle	6ème cycle	7ème cycle
5%	4369	2726	1187	-312	-1714	-3044	-4306
10%	4018	2520	1098	-251	-1530	-2743	-3885
15%	3719	2344	1039	-199	-1374	-2487	-3544
20%	3462	2192	987	-155	-1239	-2267	-3242

Tableau A1.4 : Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie nord

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Depenses (RD\$ha)																	
Plantage des palates douces	400	400	0	400	400	0	400	400	0	400	0	400	400	0	400	400	0
Pois chiches	80	80	0	80	80	0	80	80	0	80	0	80	80	0	80	80	0
Mais	34.5	34.5	0	34.5	34.5	0	34.5	34.5	0	34.5	0	34.5	34.5	0	34.5	34.5	0
Transport des palates	1500	1500	0	1500	1500	0	1500	1500	0	1500	0	1500	1500	0	1500	1500	0
Total dépenses:	2014.5	2014.5	0	2014.5	2014.5	0	2014.5	2014.5	0	2014.5	0	2014.5	2014.5	0	2014.5	2014.5	0
Main-d'œuvre																	
Préparation des terres	150	150	0	150	150	0	150	150	0	150	0	150	150	0	150	150	0
Laborage	750	750	0	750	750	0	750	750	0	750	0	750	750	0	750	750	0
Hérissage	150	150	0	150	150	0	150	150	0	150	0	150	150	0	150	150	0
Sillonage	300	300	0	300	300	0	300	300	0	300	0	300	300	0	300	300	0
Palates douces	900	900	0	900	900	0	900	900	0	900	0	900	900	0	900	900	0
Pois chiches	112.5	112.5	0	112.5	112.5	0	112.5	112.5	0	112.5	0	112.5	112.5	0	112.5	112.5	0
Mais	150	150	0	150	150	0	150	150	0	150	0	150	150	0	150	150	0
Premier sarclage	600	600	0	600	600	0	600	600	0	600	0	600	600	0	600	600	0
Second sarclage	337.5	337.5	0	337.5	337.5	0	337.5	337.5	0	337.5	0	337.5	337.5	0	337.5	337.5	0
Palates douces	750	750	0	750	750	0	750	750	0	750	0	750	750	0	750	750	0
Pois chiches	300	300	0	300	300	0	300	300	0	300	0	300	300	0	300	300	0
Mais	450	450	0	450	450	0	450	450	0	450	0	450	450	0	450	450	0
Total main-d'œuvre:	5250	5250	450	5250	5250	450	5250	5250	450	5250	450	5250	5250	450	5250	5250	450
Nourriture des travailleurs	1250	1250	150	1250	1250	150	1250	1250	150	1250	150	1250	1250	150	1250	1250	150
Palements d'intérêts	1240	1240		1240	1240		1240	1240		1240		1240	1240		1240	1240	
Depenses totales:	9754.5	9754.5	600	9754.5	9754.5	600	9754.5	9754.5	600	9754.5	600	9754.5	9754.5	600	9754.5	9754.5	600
Revenus																	
Palates douces	7200	6912	0	7016	6735	0	6836	6563	0	6661	0	6516	5851	0	5196	5139	0
Pois chiches	2681	2573	1544	2612	2507	1505	2545	2443	1466	2480	1392	2202	2178	1223	1935	1913	1074
Mais	1820	1555	0	1578	1515	0	1538	1477	0	1499	0	1331	1316	0	1168	1156	0
Revenu total:	11501	11040	1544	11206	10758	1505	10818	10483	1466	10639	1392	9449	9345	1223	8300	8209	1074
Bénéfices nets (RD\$ha)	1746	1286	944	1452	1003	905	1164	728	866	885	792	-308	-409	623	-1455	-1545	474

Valeurs actualisées nettes des projets selon le taux d'actualisation (par cycles)

Cycles agricoles	1er cycle	2ème cycle	3ème cycle	4ème cycle	5ème cycle	6ème cycle	7ème cycle	8ème cycle	9ème cycle	10ème cycle	11ème cycle	12ème cycle	13ème cycle	14ème cycle	15ème cycle
5%	3645	3074	2517	1975	1446	932	431	-59	-534	-999	-1451	-1881	-2321	-2738	-3146
10%	3359	2828	2311	1806	1315	837	370	-85	-527	-959	-1380	-1789	-2189	-2577	-2956
15%	3111	2615	2132	1661	1203	756	320	-104	-517	-920	-1314	-1695	-2069	-2431	-2785
20%	2894	2430	1977	1535	1106	687	279	-119	-508	-884	-1252	-1609	-1959	-2289	-2630

Tableau A4.5 : Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - patte sud

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Depenses (RD\$ha)																	
Semences de coriandre	1012.5	0	1012.5	0	0	0	0	0	0	1012.5	1012.5	0	0	0	0	0	0
Semences de pois chiches	80	80	80	0	0	0	0	80	80	80	80	0	0	0	0	0	0
Semences de maïs	36	36	36	0	0	0	0	36	36	36	36	0	0	0	0	0	0
Pesticides	125	0	125	0	0	0	0	125	125	125	125	0	0	0	0	0	0
Location d'une pompe	50	0	50	0	0	0	0	50	50	50	50	0	0	0	0	0	0
Total dépenses:	1303.5	80	1303.5	0	0	0	0	1303.5	80	1303.5	1303.5	0	0	0	80	0	1303.5
Man-d'œuvre																	
Préparation des terres																	
Coriandre	1200	1200	1200	0	0	0	0	1200	1200	1200	1200	0	0	0	1200	0	1200
Pois chiches	150	0	150	0	0	0	0	150	150	150	150	0	0	0	150	0	150
Maïs	112.5	112.5	112.5	0	0	0	0	112.5	112.5	112.5	112.5	0	0	0	112.5	0	112.5
Manioc	600	0	600	0	0	0	0	600	600	600	600	0	0	0	600	0	600
Sarcophage	1312.5	1125	1312.5	0	0	0	0	1312.5	1125	1312.5	1312.5	0	0	0	1125	0	1312.5
Application du pesticide	75	0	75	0	0	0	0	75	75	75	75	0	0	0	75	0	75
Coriandre - récolte	675	0	675	0	0	0	0	675	675	675	675	0	0	0	675	0	675
Pois chiches - récolte	750	750	750	450	0	0	0	750	750	750	750	0	450	0	750	0	750
Maïs - récolte	262.5	0	262.5	0	0	0	0	262.5	262.5	262.5	262.5	0	0	0	262.5	0	262.5
Manioc - récolte	900	0	900	0	0	0	0	900	900	900	900	0	0	0	900	0	900
Total main-d'œuvre:	4650	4687.5	4650	450	0	0	0	4650	4687.5	4650	4650	0	450	0	4687.5	0	4650
Nutrition des travailleurs	1550	1562.5	1550	150	0	0	0	1550	1562.5	1550	1550	0	150	0	1562.5	0	1550
Palements d'intérêts	860	810	860	860	0	0	0	860	810	860	860	0	0	0	810	0	860
Depenses totales	8363.5	7140	8363.5	600	0	0	0	8363.5	7140	8363.5	8363.5	0	600	0	7140	0	8363.5
Revenus																	
Coriandre	4800	0	4424	0	0	0	0	4556	0	4199	4325	0	0	0	0	0	3236
Pois chiches	2681	2573	2470	1482	0	0	0	2544	2443	2345	2415	0	1268	2089	0	0	1807
Maïs	1080	0	895	0	0	0	0	1025	0	945	973	0	0	0	0	0	728
Manioc	0	4680	0	0	0	0	0	0	4265	0	0	0	0	0	3648	0	0
Palurige	8561	7253	7869	1482	100	100	100	8126	6708	7489	7713	100	1268	6737	100	100	5771
Revenu total	197	113	-474	682	100	100	100	-236	-432	-875	-650	100	668	-1403	100	100	-2592
Bénéfices nets (RD\$ha)																	

Valeurs actualisées nettes des projets selon le taux d'actualisation (par cycles)

Cycles agricoles	1er cycle	2ème cycle	3ème cycle	4ème cycle	5ème cycle	6ème cycle
5%	831	-486	-1576	-2808	-3589	-4520
10%	689	-510	-1501	-2441	-3333	-4180
15%	580	-517	-1424	-2284	-3102	-3877
20%	496	-514	-1349	-2140	-2892	-3606

Figure A4.2 -- Rotation des cultures - séquences suggérées dans les bassins supérieur et intermédiaires

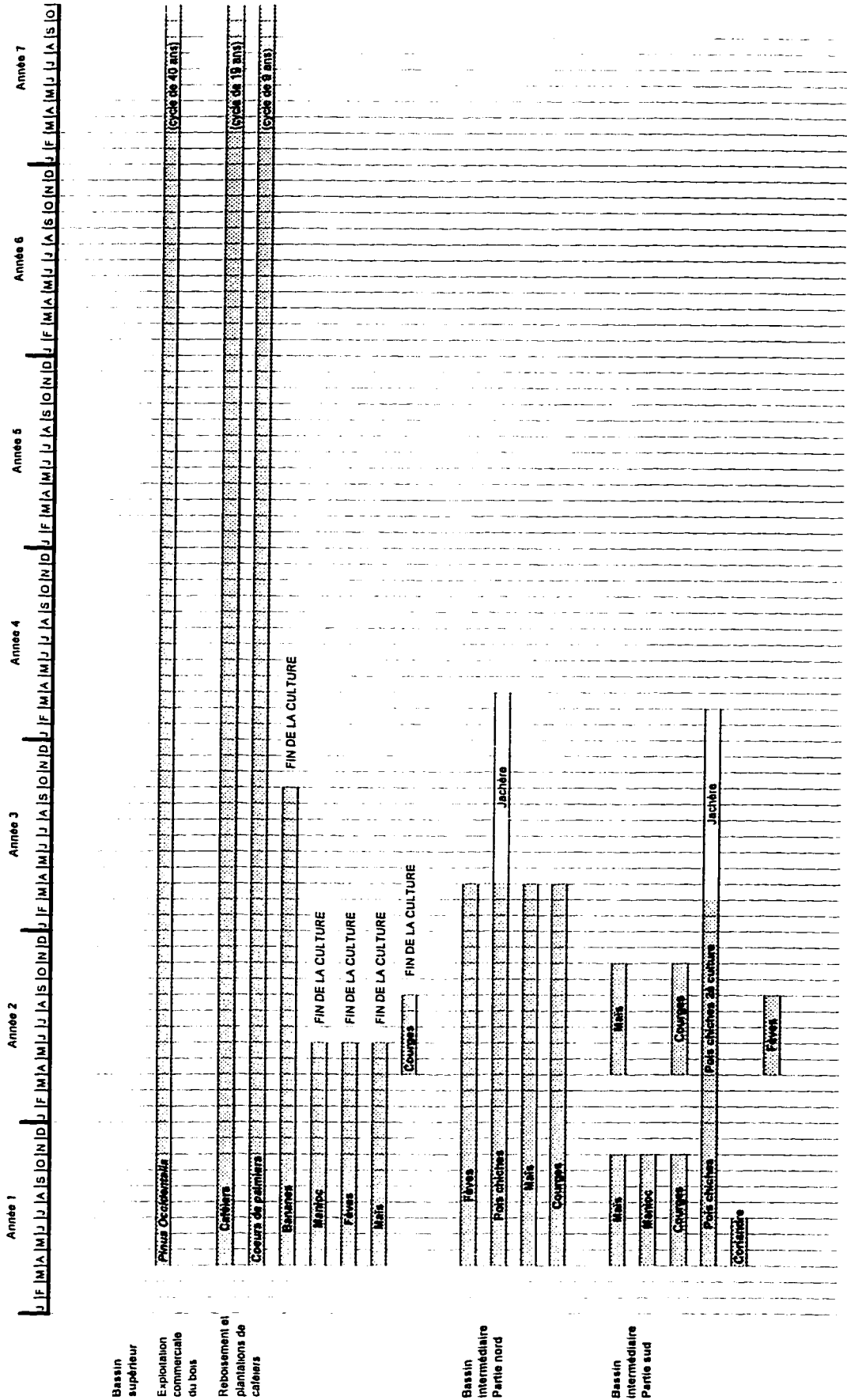


Tableau A.6. - Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie nord

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Depenses (RDS/ha)																	
Achats de fertilisants	1152	864	720	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Semences Fèves	2400	2400	2400	0	2400	2400	2400	0	2400	2400	2400	2400	2400	2400	2400	2400	2400
Semences Pois chiches	115	115	115	0	115	115	115	0	115	115	115	115	115	115	115	115	115
Semences Maïs	34.5	34.5	34.5	0	34.5	34.5	34.5	0	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5
Humus	0	0	0	800	0	0	0	800	0	0	0	800	0	0	0	800	0
Haies et rangs	1100	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pesticides	250	250	250	0	250	250	250	0	250	250	250	250	250	250	250	250	250
Location de la pompe	25	25	25	0	25	25	25	0	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Total dépenses:	5078.5	3798.5	3544.5	800	2824.5	2824.5	2824.5	800	2824.5	2824.5	2824.5	800	2824.5	2824.5	2824.5	800	2824.5
Main-d'œuvre																	
Préparation des terres	1600	1600	1600	0	1600	1600	1600	0	1600	1600	1600	0	1600	1600	1600	0	1600
Conservation du sol	1600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Courges	25	25	25	0	25	25	25	0	25	25	25	0	25	25	25	0	25
Ens Fèves	200	200	200	0	200	200	200	0	200	200	200	0	200	200	200	0	200
Ens Pois chiches	150	150	150	0	150	150	150	0	150	150	150	0	150	150	150	0	150
Ens Maïs	150	150	150	0	150	150	150	0	150	150	150	0	150	150	150	0	150
Ens Courges	25	25	25	0	25	25	25	0	25	25	25	0	25	25	25	0	25
Application Humus	0	0	0	150	0	0	0	150	0	0	0	150	0	0	0	150	0
Plantation Haies et rangs	300	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sarcage	1750	1750	1750	0	1750	1750	1750	0	1750	1750	1750	0	1750	1750	1750	0	1750
Manutention de fumus	400	400	400	0	400	400	400	0	400	400	400	0	400	400	400	0	400
Application des fertilisants	200	150	100	0	200	150	100	0	200	150	100	0	200	150	100	0	200
Application de pesticide	225	225	225	0	225	225	225	0	225	225	225	0	225	225	225	0	225
Recolte Fèves	1650	1650	1650	0	1650	1650	1650	0	1650	1650	1650	0	1650	1650	1650	0	1650
Recolte Pois chiches	750	750	750	300	750	750	750	300	750	750	750	300	750	750	750	300	750
Recolte Maïs	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Recolte Courges	900	900	900	0	900	900	900	0	900	900	900	0	900	900	900	0	900
Total Main-d'œuvre	10025	8125	8025	450	8125	8025	8025	450	8125	8075	8025	450	8125	8075	8025	450	8125
Nourriture des travailleurs	4837.5	3975	3950		4075	4050	4050		4075	4050	4050		4075	4050	4050		4075
Palements d'intérêts	4076	3056	2960		2746	2722	2722		2722	2722	2722		2722	2722	2722		2722
Depenses totales:	24115	18954.5	18479.5	1250	17770.5	17671.5	17621.5	1250	17748.5	17671.5	17621.5	1250	17748.5	17671.5	17621.5	1250	17748.5
Revenus																	
Fèves	20000	20000	20000	0	19600	19600	20000	0	20692	21314	23756	0	24000	24000	24000	0	24000
Pois chiches	3000	3000	3000	2100	2940	2940	3013.5	2109.45	3103.8	3197.1	3583.4	2520	3600	3600	3600	2520	3600
Maïs	1620	1620	1620	0	1587.6	1587.6	1627.79	0	1676.052	1726.434	1924.236	0	1944	1944	1944	0	1944
Courges	1800	1800	1800	0	1764	1764	1801.1	0	1862.28	1918.26	2138.04	0	2160	2160	2160	0	2160
Revenus totaux:	26420	26420	26420	2100	25891.6	25891.6	26538.19	2109.45	27334.132	28155.784	31381.676	2520	31704	31704	31704	2520	31704
Bénéfices nets (RDS/ha)	2305	7465.5	7940.5	850	8121.1	8220.1	8917.39	859.45	9537.632	10484.284	13760.176	1270	13957.5	14032.5	14082.5	1270	13957.5

Tableau A4.7 : Analyse économique des séquences du bassin intermédiaire - partie sud

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Depenses (RD\$ha)																	
Achats de fertilisants	1152	864	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Semences Feves	0	2400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Semences Pois chiches	115	115	0	115	115	0	115	115	115	115	115	115	115	115	115	115	115
Semences Maïs	34.5	34.5	0	34.5	34.5	0	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5	34.5
Coriandre	1012.5	0	0	1012.5	0	0	1012.5	0	0	1012.5	0	0	1012.5	0	0	1012.5	0
Humus	0	0	800	0	0	800	0	0	800	0	800	0	0	800	0	0	800
Haies et rangs	1100	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pesticides	250	250	0	250	250	0	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250
Location de la pompe	50	50	0	50	50	0	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Total dépenses:	3714	3823.5	800	1462	2849.5	800	1462	2849.5	800	1462	800	2849.5	1462	800	2849.5	1462	800
Main-d'œuvre																	
Préparation des terres	1600	1600	0	1600	1600	0	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600
Conservation du sol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Courges	25	25	0	25	25	0	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Manioc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ens Feves	0	200	0	0	200	0	0	200	0	0	0	200	0	0	200	0	0
Ens Pois chiches	150	150	0	150	150	0	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150
Ens Maïs	150	150	0	150	150	0	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150
Ens Courges	25	25	0	25	25	0	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Manioc	800	800	0	800	800	0	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800	800
Coriandre	200	0	0	200	0	0	200	0	0	200	0	0	200	0	0	200	0
Application Humus	0	0	150	0	0	150	0	0	150	0	150	0	0	150	0	150	0
Plantation Haies et rangs	300	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sarcage	1750	1750	0	1750	1750	0	1750	1750	1750	1750	1750	1750	1750	1750	1750	1750	1750
Manutention de l'humus	400	400	0	400	400	0	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
Application des fertilisants	200	200	0	200	200	0	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Application du pesticide	75	75	0	75	75	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
Recette Feves	0	1650	0	0	1650	0	0	1650	0	0	0	1650	0	0	1650	0	0
Recette Pois chiches	1000	1000	300	1000	1000	300	1000	1000	1000	1000	300	1000	1000	1000	1000	1000	300
Recette Maïs	350	350	0	350	350	0	350	350	350	350	0	350	350	350	350	350	0
Recette Courges	900	900	0	900	900	0	900	900	900	900	0	900	900	900	900	900	0
Recette Manioc	1200	1200	0	1200	1200	0	1200	1200	1200	1200	0	1200	1200	1200	1200	1200	0
Recette Coriandre	900	0	0	900	0	0	900	0	0	900	0	0	900	0	0	900	0
Total Main-d'œuvre	11825	9725	450	9725	9875	450	9725	9875	450	9725	450	9875	9725	450	9875	9725	450
Nourriture des travailleurs	5682.5	4837.5		4882.5	4837.5		4882.5	4837.5		4882.5		4837.5	4882.5		4837.5	4882.5	
Paiements d'intérêts	3651	3257		2266	2898		2266	2898		2266		2898	2266		2898	2266	
Depenses totales:	24652.5	21643	1250	18315.5	20260	1250	18315.5	20260	1250	18315.5	1250	20260	18315.5	1250	20260	18315.5	1250
Revenus																	
Feves	0	18000	0	0	18081	0	0	18182.06	0	0	0	20350.8	0	0	20350.8	0	0
Pois chiches	2700	2700	1890	2646	2712.15	1898.505	2793.42	2877.309	2014.119	2983.76	2138.78	3052.62	3052.62	2138.78	3052.62	3052.62	2138.78
Maïs	1350	1350	0	1323	1358.075	0	1398.71	1438.6545	0	1481.095	0	1526.31	1526.31	0	1526.31	1526.31	0
Courges	1000	1000	0	960	1004.5	0	1034.6	1065.67	0	1097.7	0	1130.6	1130.6	0	1130.6	1130.6	0
Manioc	5200	0	0	5086	0	0	5379.92	5406.7	0	5708.04	0	5406.7	5406.7	0	5406.7	5406.7	0
Coriandre	6400	0	0	6272	0	0	6621.44	0	0	7023.28	0	7235.84	7235.84	0	7235.84	7235.84	0
Revenu total:	18650	23050	1890	16317	23153.725	1898.505	17228.09	20970.3035	2014.119	18276.705	2138.78	31487.03	18824.49	2138.78	31487.03	18824.49	2138.78
Benefices nets (RD\$ha)	-8002.5	1407	640	-1998.5	2893.725	648.505	-1009.41	9710.3935	764.119	-38.795	866.78	11207.03	508.99	866.78	11207.03	508.99	866.78

Tableau A.8 : Analyse économique des séquences du bassin supérieur

Article	1	2	3	4	12	13	14	15	21	22	23	29	30	31	38	39	40
Depenses (RD\$ha)																	
Achat des plants	2200																
Transport des plants (camion)	330																
Equipement	85																
Total dépenses	2625																
Man-d'oeuvre																	
Préparation des terres	400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport des plants	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Préparation des sites	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plantage	350	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sarclage	1000	400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Transport des ouvriers	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Administration et patrouille	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coupe et manutention																	
Transport																	
Total main-d'oeuvre	2275	1025	425	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	26429
																	24301
Revenues totales	4900	1025	425	50	50	50	5343	50	50	8321	50	50	11156	50	50	50	52760
Revenus																	
Poteaux							3800			3800			6080				10640
Planche							7000			8400			4900				3500
Bois de combustion																	
Copeaux																	
Bran de scié																	
Comé																	
Revenu total	0	0	0	0	0	0	10800	0	0	17568	0	0	22654	0	0	0	88704
																	4950
Bénéfices nets (RD\$ha)	-4900	-1025	-425	-50	-50	-50	5457	-50	-50	9247	-50	-50	11528	-50	-50	-50	55014

Tableau A1.9 : Analyse économique des sequences du bassin supérieur - café

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Nettoyage	375	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Préparation des intrants	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Travail pour le café	1012.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sommes et plants																	
Arbres à café	6249.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1488	0	0	1488	0	0
Arbres divers	1120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arbres à coeurs de palmiers	382	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bananiers	840	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Figes de manioc	112.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fèves	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maïs	34.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coûts	0.025	0.025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ensemencement																	
Arbres à café	1087.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	562.5	0	0	562.5	0	0
Arbres divers	225	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arbres à coeurs de palmiers	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bananiers	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Figes de manioc	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fèves	450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maïs	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coûts	75	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arbres fruitiers																	
Fertilisants	540	3420	3420	4800	6480	6480	6480	6480	6480	6480	6480	3240	6480	6480	3600	6480	6480
Insecticides	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250
Fongicides	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380	380
Sarclage	1800	1200	900	900	375	375	375	375	375	375	375	375	375	375	375	375	375
Traitement des arbres à café	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aménagement des arbres divers	0	0	0	75	75	187.5	262.5	150	150	150	150	0	150	300	0	300	300
Coupe des arbres à café	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	450	0	0	450	0	0
Conservation des sols	750	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Application de fertilisants	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225
Application du pesticide	225	712.5	712.5	1125	1350	1350	1350	1350	1350	1350	1350	675	1350	1350	750	1350	1350
Re-olte																	
Café	0	0	800	2000	4000	5600	5600	5600	5600	5600	5600	3600	5600	5600	2800	5600	5600
Croûtes de palmier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bananes	0	300	18.75	0	0	0	0	0	225	0	0	0	0	0	0	0	0
Manioc	450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fèves	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maïs	75	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coûts	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Outils	0	0	0	380	125	175	200	950	100	100	100	0	100	100	0	100	100
Nourriture des travailleurs	3018.75	1343.75	618.75	775	875	712.5	737.5	800	875	800	800	637.5	800	800	602.5	800	800
Depenses totales:	23652	11441	7325	10970	13935	15735	15860	16860	16310	16010	16010	11883	16010	16010	11543	16010	16010
Revenus																	
Café	0	0	3200	8000	16000	22400	22400	22400	22400	22400	22400	14400	22400	22400	11200	22400	22400
Croûtes de palmier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bananes	0	4000	250	0	0	0	0	0	336	0	0	0	0	0	0	0	336
Manioc	2600	2600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fèves	6000	6000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maïs	540	540	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coûts	0	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Revenu total:	11140	17140	3450	8000	16000	22400	22400	22400	22736	22400	22400	14400	22400	22400	11200	22400	22736
Bénéfices nets (R0D/ha)	-12712	5699	-3875	-2970	2065	6665	6540	5540	6426	6390	6390	2517	6390	6390	-343	6390	6726

Tableau A4.10 -- Facteur d'aménagement agricole en fonction des cultures

<u>Agriculture traditionnelle</u>	Valeur de C
Bassin supérieur	0.39
Bassin intermédiaire sud	0.58
Bassin intermédiaire nord	0.38
Bassin intermédiaire, moyenne	0.39
Pâturage	0.042
Jachère	0.042
Forêt naturelle	0.003
<u>Activités recommandées</u>	
Système avec café	0.045
Agriculture améliorée	0.085
Pâturage amélioré	0.03
Forêt plantée	0.003

source: IFAD (1993)

Tableau A4.11 -- Analyse de la distribution des terres du bassin supérieur

Bassin	Pente	Unités	Pente forte >40%	Pente moyenne 16-40%	Pente faible <16%	Erosion Tot ton/ha
Supérieur	Forêts	ha %	4,859 10.9	14,048 31.6	1,402 3.2	173,567 8.5
	Pâturage	ha %	6,572 14.8	9,937 22.4	5,108 11.5	2,403,707 111.2
	Jachère	ha %	374 0.8	716 1.6	623 1.4	153,987 89.8
	Agriculture	ha %	343 0.8	280 0.6	187 0.4	872,724 1077.4
	Total	ha %	12,148 27.3	24,981 56.2	7,320 16.5	3,603,985 81.1
C1 0.003	C2 0.042	C3 0.042	C4 0.38	R1 989	R2 700	LS1 16.2
						LS2 9.6
						LS3 0.73

Séquences projet

	Erosion Tot ton/ha
Forêt plantée	173,567 8.5
Pâturage amélioré	1,716,934 79.4

Séquences recommandées

	Erosion Tot ton/ha
Agriculture améliorée	47,552 58.7
Système sylvo-pastoral	34,540 42.6

Tableau A4.12 – Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres sans projet

Année	Distribution des terres				Érosion	
	Forêt naturelle	Agriculture traditionnelle	Pâturage	Jachère	Total (ton/ha/an)	Total (000 tonnes/an)
1970	45.9	1.68	48.5	3.92	79.5	3,532,761
1980	44.5	1.76	49.6	4.12	81.6	3,628,117
1981	44.4	1.77	49.7	4.14	81.9	3,638,268
1982	44.3	1.78	49.8	4.16	82.1	3,648,419
1983	44.1	1.79	49.9	4.18	82.3	3,658,190
1984	44.0	1.80	50.0	4.20	82.5	3,668,341
1985	43.9	1.81	50.1	4.22	82.8	3,678,493
1986	43.7	1.82	50.2	4.24	83.0	3,688,264
1987	43.6	1.83	50.3	4.26	83.2	3,698,415
1988	43.5	1.84	50.4	4.28	83.4	3,708,566
1989	43.3	1.85	50.5	4.31	83.7	3,718,737
1990	43.2	1.85	50.6	4.33	83.8	3,724,099
1991	43.1	1.86	50.7	4.35	84.0	3,734,250
1992	43.0	1.87	50.8	4.37	84.2	3,744,401
1993	42.8	1.88	50.9	4.39	84.5	3,754,172
1994	42.7	1.89	51.0	4.41	84.7	3,764,323
1995	42.6	1.90	51.1	4.44	84.9	3,774,874
1996	42.4	1.91	51.2	4.46	85.1	3,784,645
1997	42.3	1.92	51.3	4.48	85.4	3,794,796
1998	42.2	1.93	51.4	4.50	85.6	3,804,947
1999	42.1	1.94	51.5	4.53	85.8	3,815,498
2000	41.9	1.95	51.6	4.55	86.1	3,825,269
2010	40.7	2.05	52.5	4.78	88.2	3,922,276
2011	40.6	2.06	52.6	4.81	88.5	3,932,827
2012	40.4	2.07	52.7	4.83	88.7	3,942,598
2013	40.3	2.08	52.7	4.85	88.8	3,947,807
2014	40.2	2.09	52.8	4.88	89.1	3,958,357
2015	40.1	2.10	52.9	4.90	89.3	3,968,509
2016	40.0	2.11	53.0	4.93	89.5	3,979,059
2017	39.8	2.12	53.1	4.95	89.7	3,988,830
2018	39.7	2.13	53.2	4.98	90.0	3,999,381
2019	39.6	2.14	53.2	5.00	90.1	4,004,590
2020	39.5	2.15	53.3	5.03	90.3	4,015,140
2021	39.3	2.16	53.4	5.09	90.6	4,026,510
2022	39.2	2.17	53.5	5.12	90.8	4,037,060
2023	39.1	2.18	53.6	5.15	91.1	4,047,611
2024	39.0	2.19	53.7	5.18	91.3	4,058,162
2025	38.9	2.20	53.7	5.20	91.4	4,063,370
2026	38.8	2.21	53.8	5.22	91.6	4,073,521
2027	38.7	2.22	53.9	5.22	91.9	4,083,672
2028	38.6	2.23	54.0	5.24	92.1	4,093,424
2029	38.5	2.25	54.0	5.25	92.3	4,103,821
2030	38.3	2.26	54.1	5.28	92.5	4,112,793

Tableau A4.13 – Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec projet

Année	Distribution des terres						Érosion	
	Forêt naturelle	Forêt aménagée	Agriculture traditionnelle	Pâturage aménagé	Pâturage	Jachère	Total (ton/ha/an)	Total (000 tonnes/
1970	45.9		1.7		48.5	3.9	79.5	3,532,761
1980	44.5		1.8		49.6	4.1	81.6	3,628,117
1981	44.4		1.8		49.7	4.1	81.9	3,638,268
1982	44.3		1.8		49.8	4.2	82.1	3,648,419
1983	44.2		1.8		49.9	4.2	82.3	3,658,570
1984	44.1		1.8		50.0	4.2	82.5	3,668,721
1985	43.9		1.8		50.1	4.2	82.8	3,678,493
1986	43.8		1.8		50.2	4.2	83.0	3,688,644
1987	43.7		1.8		50.3	4.3	83.2	3,698,795
1988	43.6		1.8		50.4	4.3	83.4	3,708,946
1989	43.5		1.9		50.5	4.3	83.7	3,719,496
1990	43.2		1.9		50.6	4.3	84.3	3,748,045
1991	43.1		1.9		50.7	4.4	84.4	3,753,407
1992	42.9		1.9		50.8	4.4	84.6	3,759,587
1993	42.8		1.9		50.9	4.4	84.7	3,764,150
1994	42.7	0.7	1.9	2.8	47.5	4.4	83.2	3,697,233
1995	42.6	1.4	1.9	5.5	44.2	4.4	81.7	3,631,727
1996	42.4	2.1	1.9	8.3	40.8	4.5	80.3	3,568,426
1997	42.3	2.8	1.9	11.1	37.4	4.5	78.8	3,501,508
1998	42.2	3.5	1.9	13.9	34	4.5	77.3	3,434,591
1999	42.1	4.2	1.9	16.6	30.7	4.5	75.8	3,369,085
2000	41.9	4.2	1.9	16.6	30.8	4.5	75.9	3,373,268
2010	40.7	4.2	2	16.6	31.7	4.8	78.1	3,473,073
2011	40.6	4.2	2	16.6	31.8	4.8	78.2	3,477,635
2012	40	4.2	2	16.6	31.8	4.9	78.3	3,479,352
2013	40.4	4.2	2.1	16.6	31.9	4.9	79.5	3,533,706
2014	40.2	4.2	2.1	16.6	32	4.9	79.6	3,537,889
2015	40.1	4.2	2.1	16.6	32.1	4.9	79.7	3,542,452
2016	40	4.2	2.1	16.6	32.2	4.9	79.8	3,547,014
2017	39.8	4.2	2.1	16.6	32.3	5	80.0	3,555,193
2018	39.7	4.2	2.1	16.6	32.4	5	80.1	3,559,756
2019	39.6	4.2	2.1	16.6	32.4	5	80.1	3,559,376
2020	39.5	4.2	2.2	16.6	32.5	5	81.3	3,611,831
2021	39.5	4.2	2.2	16.6	32.5	5	81.3	3,611,831
2022	39.5	4.2	2.2	16.6	32.5	5	81.3	3,611,831
2023	39.4	4.2	2.2	16.6	32.6	5	81.4	3,616,393
2024	39.4	4.2	2.2	16.6	32.6	5	81.4	3,616,393
2025	39.4	4.2	2.2	16.6	32.6	6	82.3	3,656,351
2026	39.4	4.2	2.2	16.6	32.6	6	82.3	3,656,351
2027	39.4	4.2	2.3	16.6	32.6	6	83.3	3,704,243
2028	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	83.4	3,708,806
2029	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	83.4	3,708,806
2030	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	83.4	3,708,806

Tableau A4.14 -- Valeur économique de l'espace résiduel du réservoir -- situation sans projet

Année	Érosion annuelle (m3)	Année (barrage)	Sédiments déversés (m3)	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	
						US\$	RD\$
1970	2,770,391	-11	484,818				
1980	2,845,169	-1	993,027		38,280,000	697,079	11,588,935
1981	2,853,130	0	995,811	995,811	37,284,189	678,945	11,287,462
1982	2,861,090	1	998,596	1,994,408	36,285,592	660,761	10,985,146
1983	2,868,753	2	1,001,330	2,995,738	35,284,262	642,526	10,682,002
1984	2,876,713	3	1,004,090	3,999,828	34,280,172	624,242	10,378,022
1985	2,884,674	4	1,006,863	5,006,691	33,273,309	605,907	10,073,203
1986	2,892,336	5	1,009,590	6,016,281	32,263,719	587,522	9,767,559
1987	2,900,297	6	1,012,347	7,028,628	31,251,372	569,087	9,461,079
1988	2,908,257	7	1,015,119	8,043,747	30,236,253	550,602	9,153,761
1989	2,916,233	8	1,017,900	9,061,647	29,218,353	532,066	8,845,601
1990	2,920,438	9	1,020,026	10,081,673	28,198,327	513,492	8,536,797
1991	2,928,399	10	1,022,482	11,104,155	27,175,845	494,872	8,227,249
1992	2,936,359	11	1,025,104	12,129,259	26,150,741	476,205	7,916,908
1993	2,944,022	12	1,027,755	13,157,014	25,122,986	457,490	7,605,764
1994	2,951,982	13	1,030,474	14,187,488	24,092,512	438,725	7,293,797
1995	2,960,256	14	1,033,281	15,220,769	23,059,231	419,909	6,980,980
1996	2,967,919	15	1,036,026	16,256,795	22,023,205	401,043	6,667,333
1997	2,975,879	16	1,038,791	17,295,587	20,984,413	382,126	6,352,848
1998	2,983,840	17	1,041,567	18,337,154	19,942,846	363,159	6,037,522
1999	2,992,113	18	1,044,403	19,381,557	18,898,443	344,141	5,721,338
2000	2,999,776	19	1,047,162	20,428,719	17,851,281	325,072	5,404,319
2010	3,075,849	29	1,074,396	31,052,842	7,227,158	131,607	2,187,959
2015	3,112,104	34	1,086,614	36,461,428	1,818,572	33,116	550,557
2016	3,120,378	35	1,089,373	37,550,801	729,199	13,279	220,759
2017	3,128,041	36	1,092,093	38,642,894	-362,894	-6,608	-109,863
2018	3,136,315	37	1,094,901	39,737,795	-1,457,795	-26,546	-441,335
2019	3,140,399	38	1,097,020	40,834,815	-2,554,815	-46,523	-773,448
2020	3,148,673	39	1,099,527	41,934,342	-3,654,342	-66,546	-1,106,320
2021	3,157,589	40	1,102,341	43,036,683	-4,756,683	-86,619	-1,440,044
2022	3,165,863	41	1,105,196	44,141,879	-5,861,879	-106,745	-1,774,633
2023	3,174,137	42	1,108,071	45,249,951	-6,969,951	-126,923	-2,110,092
2024	3,182,410	43	1,110,957	46,360,908	-8,080,908	-147,153	-2,446,424
2025	3,186,495	44	1,113,115	47,474,022	-9,194,022	-167,423	-2,783,410
2030	3,225,253	49	1,126,229	53,078,544	-14,798,544	-269,481	-4,480,130

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1980:

3%	148,933,099 \$
5%	122,689,283 \$
10%	82,957,814 \$
15%	61,673,099 \$
20%	48,789,465 \$

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1993:

3%	74,435,369 \$
5%	64,556,780 \$
10%	47,583,525 \$
15%	37,138,519 \$
20%	30,236,377 \$

Tableau A4.15 – Valeur économique de l'espace résiduel du réservoir – situation avec projet

Année	Érosion annuelle (m3)	Année (barrage)	Sédiments déversés (m3)	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	
						US\$	RD\$
1970	2,770,391	-11	484,818				
1980	2,845,169	-1	993,027		38,280,000	697,079	11,588,935
1981	2,853,130	0	995,811	995,811	37,284,189	678,945	11,287,462
1982	2,861,090	1	998,596	1,994,408	36,285,592	660,761	10,985,146
1983	2,869,051	2	1,001,382	2,995,790	35,284,210	642,525	10,681,986
1984	2,877,011	3	1,004,168	3,999,958	34,280,042	624,240	10,377,983
1985	2,884,674	4	1,006,902	5,006,860	33,273,140	605,904	10,073,152
1986	2,892,634	5	1,009,662	6,016,522	32,263,478	587,518	9,767,486
1987	2,900,595	6	1,012,435	7,028,957	31,251,043	569,081	9,460,980
1988	2,908,555	7	1,015,215	8,044,172	30,235,828	550,594	9,153,632
1989	2,916,829	8	1,018,052	9,062,224	29,217,776	532,056	8,845,426
1990	2,939,217	9	1,023,389	10,085,613	28,194,387	513,420	8,535,604
1991	2,943,421	10	1,026,793	11,112,405	27,167,595	494,722	8,224,752
1992	2,948,268	11	1,029,343	12,141,748	26,138,252	475,978	7,913,127
1993	2,951,846	12	1,031,244	13,172,992	25,107,008	457,199	7,600,927
1994	2,899,370	13	1,023,011	14,196,004	24,083,996	438,570	7,291,219
1995	2,848,000	14	1,009,905	15,205,909	23,074,091	420,179	6,985,479
1996	2,798,359	15	994,665	16,200,574	22,079,426	402,066	6,684,353
1997	2,745,883	16	977,862	17,178,435	21,101,565	384,259	6,388,314
1998	2,693,406	17	960,276	18,138,712	20,141,288	366,773	6,097,599
1999	2,642,037	18	942,494	19,081,206	19,198,794	349,610	5,812,267
2000	2,645,317	19	934,177	20,015,383	18,264,617	332,599	5,529,453
2010	2,723,583	29	952,550	29,472,182	8,807,818	160,390	2,666,490
2011	2,727,162	30	953,528	30,425,710	7,854,290	143,027	2,377,818
2012	2,728,508	31	954,252	31,379,962	6,900,038	125,650	2,088,926
2018	2,791,560	37	975,343	37,198,492	1,081,508	19,694	327,417
2019	2,791,262	38	976,142	38,174,634	105,366	1,919	31,899
2020	2,832,398	39	983,740	39,158,374	-878,374	-15,995	-265,920
2021	2,832,398	40	987,539	40,145,913	-1,865,913	-33,978	-564,889
2022	2,832,398	41	989,439	41,135,352	-2,855,352	-51,996	-864,433
2023	2,835,976	42	991,015	42,126,367	-3,846,367	-70,042	-1,164,454
2024	2,835,976	43	991,803	43,118,169	-4,838,169	-88,103	-1,464,713
2025	2,867,310	44	997,680	44,115,850	-5,835,850	-106,271	-1,766,752
2026	2,867,310	45	1,000,619	45,116,469	-6,836,469	-124,492	-2,069,681
2027	2,904,867	46	1,008,661	46,125,129	-7,845,129	-142,860	-2,375,044
2028	2,908,445	47	1,013,308	47,138,437	-8,858,437	-161,312	-2,681,814
2029	2,908,445	48	1,015,631	48,154,069	-9,874,069	-179,807	-2,989,288
2030	2,908,445	49	1,016,793	49,170,862	-10,890,862	-198,323	-3,297,113

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1980:

3%	152,279,498 \$
5%	124,578,559 \$
10%	83,453,443 \$
15%	61,819,575 \$
20%	48,837,457 \$

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1993:

3%	79,098,597 \$
5%	67,890,273 \$
10%	49,129,484 \$
15%	37,926,299 \$
20%	30,672,626 \$

Tableau A4.16 -- Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec la première alternative

Année	Forêt naturelle	Forêt aménagée	Agriculture traditionnelle	Agriculture améliorée	Système sylvo-pastoral	Pâturage aménagé	Pâturage	Jachère	Érosion	
									Total (ton/ha/an)	Total (000 tonnes/a)
1970	45.9		1.7				48.5	3.9	79.5	3,532,761
1980	44.5		1.8				49.6	4.1	81.6	3,628,117
1981	44.4		1.8				49.7	4.1	81.9	3,638,268
1982	44.3		1.8				49.8	4.2	82.1	3,648,419
1983	44.2		1.8				49.9	4.2	82.3	3,658,570
1984	44.1		1.8				50.0	4.2	82.5	3,668,721
1985	43.9		1.8				50.1	4.2	82.8	3,678,493
1986	43.8		1.8				50.2	4.2	83.0	3,688,644
1987	43.7		1.8				50.3	4.3	83.2	3,698,795
1988	43.6		1.8				50.4	4.3	83.4	3,708,946
1989	43.5		1.9				50.5	4.3	83.7	3,719,496
1990	43.2		1.9				50.6	4.3	84.3	3,748,045
1991	43.1		1.9				50.7	4.4	84.4	3,753,407
1992	42.9		1.9				50.8	4.4	84.6	3,759,587
1993	42.8		1.9				50.9	4.4	84.7	3,764,150
1994	42.7	0.7	1.9			2.8	48.2	3.8	83.4	3,707,856
1995	42.6	1.4	1.9			5.5	44.8	3.8	81.8	3,637,409
1996	42.4	2.1	1.5	0.2	0.2	10.3	40.3	2.9	75.8	3,367,831
1997	42.3	2.8	1.0	0.4	0.4	15.1	35.8	2	68.6	3,050,741
1998	42.2	3.5	1.0	0.4	0.4	19.9	30.4	2.1	66.6	2,959,576
1999	42.1	4.2	1.0	0.4	0.4	24.7	25	2.1	64.4	2,864,415
2000	41.9	4.2	1.0	0.4	0.4	26.8	23.1	2.1	64.0	2,843,885
2010	40.7	4.2	1.2	0.4	0.4	36.9	13.9	2.3	64.0	2,844,955
2011	40.6	4.2	1.2	0.4	0.4	36.9	14	2.3	64.1	2,849,518
2012	40	4.2	1.2	0.4	0.4	36.9	14.1	2.3	64.2	2,852,181
2013	40.4	4.2	1.2	0.4	0.4	36.9	14.2	2.3	64.3	2,858,644
2014	40.2	4.2	1.2	0.4	0.4	36.9	14.3	2.4	65.6	2,914,714
2015	40.1	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.4	2.4	65.7	2,919,277
2016	40	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.5	2.4	65.8	2,923,840
2017	39.8	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.6	2.4	65.9	2,928,023
2018	39.7	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.7	2.4	66.0	2,932,585
2019	39.6	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.8	2.4	66.1	2,937,148
2020	39.5	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.8	2.5	66.2	2,940,764
2021	39.5	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	14.9	2.5	66.3	2,945,707
2022	39.5	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	15	2.5	66.4	2,950,649
2023	39.4	4.2	1.3	0.4	0.4	36.9	15.1	2.5	66.5	2,955,212
2024	39.4	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.1	2.5	67.6	3,003,104
2025	39.4	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.2	2.6	67.8	3,012,042
2026	39.4	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.3	2.6	67.9	3,016,985
2027	39.4	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.3	2.6	67.9	3,016,985
2028	39.3	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.4	2.6	68.0	3,021,548
2029	39.3	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.5	2.6	68.1	3,026,490
2030	39.3	4.2	1.4	0.4	0.4	36.9	15.6	2.7	68.3	3,035,429

Tableau A4.17 – Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres avec la seconde alternative

Année	Forêt naturelle	Forêt aménagée	Agriculture traditionnelle	Agriculture améliorée	Système sylvo-pastoral	Pâturage aménagé	Pâturage	Jachère	Érosion	
									Total (ton/ha/an)	Total (000 tonnes/a)
1970	45.9		1.7				48.5	3.9	79.5	3,532,761
1980	44.5		1.8				49.6	4.1	81.6	3,628,117
1981	44.4		1.8				49.7	4.1	81.9	3,638,268
1982	44.3		1.8				49.8	4.2	82.1	3,648,419
1983	44.2		1.8				49.9	4.2	82.3	3,658,570
1984	44.1		1.8				50.0	4.2	82.5	3,668,721
1985	43.9		1.8				50.1	4.2	82.8	3,678,493
1986	43.8		1.8				50.2	4.2	83.0	3,688,644
1987	43.7		1.8				50.3	4.3	83.2	3,698,795
1988	43.6		1.8				50.4	4.3	83.4	3,708,946
1989	43.5		1.9				50.5	4.3	83.7	3,719,496
1990	43.2		1.9				50.6	4.3	84.3	3,748,045
1991	43.1		1.9				50.7	4.4	84.4	3,753,407
1992	42.9		1.9				50.8	4.4	84.6	3,759,587
1993	42.8		1.9				50.9	4.4	84.7	3,764,150
1994	42.7	0.7	1.9			2.8	48.2	3.8	83.4	3,707,856
1995	42.6	1.4	1.9			5.5	44.8	3.8	81.8	3,637,409
1996	42.4	3	1.5	0.2	0.2	9.4	40.3	2.9	75.1	3,339,476
1997	42.3	4.6	1.0	0.4	0.4	13.3	35.8	2	67.4	2,994,031
1998	42.2	6.2	1.0	0.4	0.4	17.2	30.4	2.1	64.7	2,874,511
1999	42.1	7.8	1.0	0.4	0.4	21.1	25	2.1	61.9	2,750,995
2000	41.9	8.7	1.0	0.4	0.4	22.3	23.1	2.1	60.8	2,702,109
2010	40.7	13.2	1.2	0.4	0.4	27.9	13.9	2.3	57.6	2,561,405
2011	40.6	13.2	1.2	0.4	0.4	27.9	14	2.3	57.7	2,565,967
2012	40	13.2	1.2	0.4	0.4	27.9	14.1	2.3	57.8	2,568,631
2013	40.4	13.2	1.2	0.4	0.4	27.9	14.2	2.3	57.9	2,575,093
2014	40.2	13.2	1.2	0.4	0.4	27.9	14.3	2.4	58.1	2,583,271
2015	40.1	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.4	2.4	59.3	2,635,726
2016	40	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.5	2.4	59.4	2,640,289
2017	39.8	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.6	2.4	59.5	2,644,472
2018	39.7	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.7	2.4	59.6	2,649,035
2019	39.6	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.8	2.4	59.7	2,653,597
2020	39.5	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.8	2.5	59.8	2,657,213
2021	39.5	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	14.9	2.5	59.9	2,662,156
2022	39.5	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	15	2.5	60.0	2,667,098
2023	39.4	13.2	1.3	0.4	0.4	27.9	15.1	2.5	60.1	2,671,661
2024	39.4	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.1	2.5	61.2	2,719,553
2025	39.4	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.2	2.6	61.4	2,728,492
2026	39.4	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.3	2.6	61.5	2,733,434
2027	39.4	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.3	2.6	61.5	2,733,434
2028	39.3	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.4	2.6	61.6	2,737,997
2029	39.3	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.5	2.6	61.7	2,742,940
2030	39.3	13.2	1.4	0.4	0.4	27.9	15.6	2.7	61.9	2,751,878

Tableau A4.18 -- Effet des variations de productivité, bassin intermédiaire partie nord

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Facteur de productivité	1 0000	1 0000	1 0000	0 7000	0 9800	0 9800	1 0045	0 7032	1 0346	1 0657	1 1878	0 8400	1 2000	1 2000	1 2000	0 8400	1 2000
Production																	
Fèves qqha	20 0	20 0	20 0	20 0	19 6	19 6	20 1	14 1	20 7	21 3	23 8	16 8	24 0	24 0	24 0	16 8	24 0
Pois chiches qqha	20 0	20 0	20 0	14 0	19 6	19 6	20 1	14 1	20 7	21 3	23 8	16 8	24 0	24 0	24 0	16 8	24 0
Mais qqha	12 0	12 0	12 0	11 8	11 8	11 8	12 1	12 4	12 4	12 8	14 3	14 4	14 4	14 4	14 4	14 4	14 4
Courges qqha	180 0	180 0	180 0	178 4	178 4	178 4	180 8	180 8	185 2	191 8	213 8	216 0	216 0	216 0	216 0	216 0	216 0
Dépenses totales:	24115	18954 5	18479 5	1250	17770 5	17671 5	17621 5	1250	17746 5	17671 5	17621 5	1250	17746 5	17671 5	17621 5	1250	17746 5
Revenus																	
Fèves	20000	20000	20000	0	19600	19600	20090	0	20692	21314	23756	0	24000	24000	24000	0	24000
Pois chiches	3000	3000	3000	2100	2940	2940	3013 5	2109 45	3103 8	3187 1	3563 4	2620	3600	3600	3600	2520	3600
Mais	1620	1620	1620	0	1587 6	1587 6	1627 29	0	1676 052	1726 434	1924 236	0	1944	1944	1944	0	1944
Courges	1800	1800	1800	1800	1764	1764	1808 1	0	1862 28	1918 26	2136 04	0	2160	2160	2160	0	2160
Revenu total:	26420	26420	26420	2100	25891 6	25891 6	26538 89	2109 45	27334 132	28155 784	31361 676	2620	31704	31704	31704	2520	31704
Bénéfices nets (R0\$ha)	2305	7465 5	7940 5	850	8121 1	8220 1	8817 39	859 45	8587 632	10484 284	13760 176	1270	13957 5	14032 5	14082 5	1270	13957 5

Effet sur bénéfices nets:

H1 - Aucune augmentation de la productivité

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Facteur de productivité	26 420	26 420	26 420	21 000	26 420	26 420	26 420	21 000	26 420	26 420	26 420	21 000	26 420	26 420	26 420	21 000	26 420
Revenu Total	2 305	7 466	7 941	850	8 650	8 749	8 799	850	8 674	8 749	8 799	650	8 674	8 749	8 799	850	8 674
Bénéfices nets																	

H2 - 50% de l'augmentation prévue

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	35	40	45
Facteur de productivité	26 420	26 420	26 420	21 000	25 892	25 892	26 479	21 05	26 877	27 289	28 901	2310	29 062	29 062	29 062	2310	29 062
Revenu Total	2 305	7 466	7 941	850	8 121	8 220	8 658	855	8 131	9 616	11 279	1 060	11 316	11 391	11 441	1 060	11 316
Bénéfices nets																	

Tableau A4.19 - Calcul de la sédimentation du réservoir selon les hypothèses retenues, situation sans projet

Année	PRODAS			H1			H2		
	Érosion m3	Sédimentatio réservoir	Sédimentatio cumulée	Érosion m3	Sédimentatio réservoir	Sédimentatio cumulée	Érosion m3	Sédimentatio réservoir	Sédimentatio cumulée
1970	2,770,391	965,481		3,276,368	1,141,814		3,845,682	1,340,220	
1971	2,773,969	966,728		3,280,704	1,148,247		3,850,904	1,347,816	
1972	2,777,548	967,975		3,285,041	1,149,764		3,856,126	1,349,644	
1973	2,790,846	972,610		3,298,951	1,154,633		3,870,773	1,354,771	
1974	2,801,758	976,413		3,311,379	1,158,983		3,884,972	1,359,740	
1975	2,809,092	978,968		3,319,471	1,161,815		3,893,949	1,362,882	
1976	2,816,425	981,524		3,327,563	1,164,647		3,902,927	1,366,024	
1977	2,823,759	984,080		3,335,654	1,167,479		3,911,904	1,369,166	
1978	2,832,362	987,078		3,344,869	1,170,704		3,921,856	1,372,650	
1979	2,839,696	989,634		3,352,961	1,173,536		3,930,833	1,375,792	
1980	2,845,169	991,541		3,359,046	1,175,666		3,937,656	1,378,180	
1981	2,853,130	994,316	994,316	3,367,765	1,178,718	1,178,718	3,947,260	1,381,541	1,381,541
1982	2,861,090	997,090	1,991,406	3,376,483	1,181,769	2,360,487	3,956,864	1,384,903	2,766,444
1983	2,868,753	999,760	2,991,166	3,384,757	1,184,665	3,545,152	3,965,876	1,388,057	4,154,500
1984	2,876,713	1,002,535	3,993,701	3,393,476	1,187,717	4,732,868	3,975,480	1,391,418	5,545,918
1985	2,884,674	1,005,309	4,999,009	3,402,195	1,190,768	5,923,636	3,985,084	1,394,779	6,940,698
1986	2,892,336	1,007,979	6,006,989	3,410,469	1,193,664	7,117,301	3,994,096	1,397,934	8,338,631
1987	2,900,297	1,010,753	7,017,742	3,419,187	1,196,716	8,314,016	4,003,700	1,401,295	9,739,926
1988	2,908,257	1,013,528	8,031,270	3,427,906	1,199,767	9,513,783	4,013,304	1,404,656	11,144,583
1989	2,916,233	1,016,307	9,047,577	3,436,493	1,202,773	10,716,556	4,022,629	1,407,920	12,552,503
1990	2,920,438	1,017,773	10,065,350	3,441,456	1,204,510	11,921,066	4,028,478	1,409,967	13,962,470
1991	2,928,399	1,020,547	11,085,897	3,450,175	1,207,561	13,128,627	4,038,082	1,413,329	15,375,799
1992	2,936,359	1,023,321	12,109,218	3,458,894	1,210,613	14,339,240	4,047,686	1,416,690	16,792,489
1993	2,944,022	1,025,992	13,135,209	3,467,168	1,213,509	15,552,748	4,056,697	1,419,844	18,212,333
1994	2,951,982	1,028,766	14,163,975	3,475,886	1,216,560	16,769,309	4,066,302	1,423,206	19,635,538
1995	2,960,256	1,031,649	15,195,625	3,484,918	1,219,721	17,989,030	4,076,219	1,426,677	21,062,215
1996	2,967,919	1,034,320	16,229,944	3,493,193	1,222,617	19,211,648	4,085,231	1,429,831	22,492,046
1997	2,975,879	1,037,094	17,267,038	3,501,911	1,225,669	20,437,316	4,094,835	1,433,192	23,925,238
1998	2,983,840	1,039,868	18,306,906	3,510,630	1,228,720	21,666,037	4,104,439	1,436,554	25,361,792
1999	2,992,113	1,042,752	19,349,658	3,519,662	1,231,882	22,897,918	4,114,356	1,440,025	26,801,816
2000	2,999,776	1,045,422	20,395,080	3,527,936	1,234,778	24,132,696	4,123,368	1,443,179	28,244,995
2001	3,007,737	1,048,196	21,443,276	3,536,655	1,237,829	25,370,525	4,132,972	1,446,540	29,691,535
2002	3,015,697	1,050,970	22,494,246	3,545,373	1,240,881	26,611,406	4,142,576	1,449,902	31,141,437
2003	3,023,657	1,053,745	23,547,991	3,554,092	1,243,932	27,855,338	4,152,180	1,453,263	32,594,700
2004	3,031,633	1,056,524	24,604,515	3,562,679	1,246,938	29,102,276	4,161,505	1,456,527	34,051,227
2005	3,039,594	1,059,298	25,663,814	3,571,398	1,249,989	30,352,265	4,171,109	1,459,888	35,511,115
2006	3,047,554	1,062,073	26,725,886	3,580,116	1,253,041	31,605,306	4,180,713	1,463,250	36,974,365
2007	3,055,515	1,064,847	27,790,733	3,588,835	1,256,092	32,861,398	4,190,318	1,466,611	38,440,976
2008	3,063,789	1,067,730	28,858,464	3,597,867	1,259,253	34,120,651	4,200,235	1,470,082	39,911,058
2009	3,071,451	1,070,401	29,928,864	3,606,141	1,262,149	35,382,801	4,209,247	1,473,236	41,384,295
2010	3,075,849	1,071,933	31,000,798	3,610,392	1,263,637	36,646,438	4,213,350	1,474,672	42,858,967
2011	3,084,123	1,074,817	32,075,615	3,619,424	1,266,799	37,913,237	4,223,267	1,478,144	44,337,111
2012	3,091,786	1,077,487	33,153,102	3,627,699	1,269,695	39,182,931	4,232,279	1,481,298	45,818,408
2013	3,095,870	1,078,911	34,232,013	3,631,637	1,271,073	40,454,004	4,236,069	1,482,624	47,301,032
2014	3,104,144	1,081,794	35,313,807	3,640,668	1,274,234	41,728,238	4,245,986	1,486,095	48,787,128
2015	3,112,104	1,084,568	36,398,375	3,649,387	1,277,285	43,005,523	4,255,590	1,489,457	50,276,584
2016	3,120,378	1,087,452	37,485,827	3,658,419	1,280,447	44,285,970	4,265,508	1,492,928	51,769,512
2017	3,128,041	1,090,122	38,575,949	3,666,693	1,283,343	45,569,313	4,274,519	1,496,082	53,265,594
2018	3,136,315	1,093,006	39,668,955	3,675,725	1,286,504	46,855,816	4,284,437	1,499,553	54,765,147
2019	3,140,399	1,094,429	40,763,384	3,679,663	1,287,882	48,143,698	4,288,227	1,500,879	56,266,026
2020	3,148,673	1,097,313	41,860,697	3,688,695	1,291,043	49,434,742	4,298,144	1,504,350	57,770,376
2021	3,157,589	1,100,420	42,961,116	3,698,223	1,294,378	50,729,120	4,308,409	1,507,943	59,278,320
2022	3,165,863	1,103,303	44,064,419	3,707,255	1,297,539	52,026,659	4,318,327	1,511,414	60,789,734
2023	3,174,137	1,106,187	45,170,606	3,716,287	1,300,700	53,327,359	4,328,244	1,514,885	62,304,620
2024	3,182,410	1,109,070	46,279,676	3,725,319	1,303,862	54,631,221	4,338,162	1,518,357	63,822,976
2025	3,186,495	1,110,493	47,390,170	3,729,257	1,305,240	55,936,461	4,341,952	1,519,683	65,342,659
2026	3,194,455	1,113,268	48,503,437	3,737,975	1,308,291	57,244,752	4,351,556	1,523,044	66,865,704
2027	3,202,416	1,116,042	49,619,479	3,746,067	1,311,123	58,555,875	4,361,160	1,526,406	68,392,110
2028	3,210,063	1,118,707	50,738,186	3,754,786	1,314,175	59,870,050	4,370,450	1,529,658	69,921,767
2029	3,218,217	1,121,548	51,859,735	3,762,166	1,316,758	61,186,808	4,378,309	1,532,408	71,454,175
2030	3,225,253	1,124,001	52,983,735	3,770,753	1,319,764	62,506,572	4,386,694	1,535,343	72,989,518

Tableau A4.20 – Valeur économique de la sédimentation, situation sans projet

Sans projet - PRCCAS					Sans projet - H1					Sans projet - H2				
Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	RDS	Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	RDS	Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	RDS
1970					1970					1970				
1971					1971					1971				
1972					1972					1972				
1973					1973					1973				
1974					1974					1974				
1975					1975					1975				
1976					1976					1976				
1977					1977					1977				
1978					1978					1978				
1979					1979					1979				
1980		38 280 000	697 079	11 588 935	1980		38 280 000	697 079	11 588 935	1980		38 280 000	697 079	11 588 935
1981	994 316	37 285 684	678 972	11 287 915	1981	1 178 718	37 101 282	675 814	11 232 089	1981	1 381 541	36 898 459	671 921	11 170 686
1982	1 991 406	36 288 584	680 815	10 986 054	1982	2 360 487	35 919 513	654 094	10 874 318	1982	2 788 444	35 513 558	648 702	10 751 418
1983	2 991 166	35 288 834	642 810	10 683 386	1983	3 545 152	34 734 846	632 522	10 515 671	1983	4 154 500	34 125 500	621 425	10 331 198
1984	3 993 701	34 286 259	624 354	10 379 877	1984	4 732 888	33 547 132	610 893	10 156 101	1984	5 545 918	32 734 082	598 068	9 909 957
1985	4 996 009	33 280 991	608 047	10 075 529	1985	5 923 638	32 356 364	589 208	9 796 606	1985	6 840 698	31 336 302	570 689	9 487 700
1986	6 008 989	32 273 011	587 692	9 770 372	1986	7 117 301	31 162 699	567 473	9 434 235	1986	8 338 631	30 941 369	545 232	9 064 487
1987	7 017 742	31 262 258	569 286	9 464 375	1987	8 314 016	29 965 994	545 681	9 071 939	1987	9 739 926	28 540 074	519 715	8 640 258
1988	8 031 270	30 248 730	550 829	9 157 538	1988	9 513 783	28 768 217	523 833	8 708 720	1988	11 144 583	27 135 417	494 136	8 215 010
1989	9 047 577	29 232 423	532 322	8 849 690	1989	10 718 556	27 563 444	501 930	8 344 582	1989	12 562 503	25 727 497	468 498	7 788 775
1990	10 065 350	28 214 505	513 789	8 541 738	1990	11 921 086	26 358 934	479 986	7 979 937	1990	13 982 470	24 317 530	442 822	7 361 919
1991	11 085 697	27 194 103	495 205	8 232 777	1991	13 128 627	25 151 373	458 007	7 614 358	1991	15 375 799	22 904 201	417 086	6 934 047
1992	12 105 218	26 170 782	476 570	7 922 975	1992	14 338 240	23 940 780	435 961	7 247 856	1992	16 792 489	21 487 511	391 288	6 505 156
1993	13 135 209	25 144 791	457 887	7 612 365	1993	15 552 748	22 727 252	413 863	6 880 477	1993	18 212 333	20 087 867	365 432	6 075 311
1994	14 163 975	24 116 025	439 153	7 300 915	1994	16 769 309	21 510 691	391 710	6 512 174	1994	19 635 538	18 644 462	338 516	5 644 448
1995	15 195 625	23 084 375	420 366	6 988 593	1995	17 989 030	20 290 970	369 499	6 142 914	1995	21 082 215	17 217 785	313 536	5 212 534
1996	16 229 944	22 050 056	401 532	6 675 461	1996	19 211 648	19 068 352	347 235	5 772 777	1996	22 492 048	15 787 954	287 499	4 779 665
1997	17 267 038	21 012 982	382 646	6 361 490	1997	20 437 316	17 842 684	324 915	5 401 716	1997	23 925 238	14 354 782	261 400	4 345 779
1998	18 306 906	19 973 094	363 710	6 046 679	1998	21 668 037	16 613 963	302 540	5 029 732	1998	25 361 782	12 918 208	235 241	3 910 875
1999	19 349 658	18 930 342	344 722	5 730 998	1999	22 897 918	15 382 082	280 108	4 656 791	1999	26 801 816	11 478 184	208 018	3 474 920
2000	20 395 080	17 884 920	325 684	5 414 503	2000	24 132 696	14 147 304	257 622	4 282 972	2000	28 244 995	10 035 005	182 737	3 038 010
2001	21 443 278	16 838 724	306 597	5 097 171	2001	25 370 525	12 909 475	235 082	3 908 231	2001	29 691 535	8 588 486	158 396	2 600 083
2002	22 494 248	15 785 754	287 459	4 778 999	2002	26 611 406	11 668 594	212 485	3 532 565	2002	31 141 437	7 138 563	129 993	2 161 137
2003	23 547 991	14 732 099	268 270	4 459 987	2003	27 855 338	10 424 882	189 833	3 155 975	2003	32 594 700	5 685 300	103 529	1 721 175
2004	24 604 515	13 675 485	249 031	4 140 133	2004	29 102 278	9 177 724	167 128	2 778 476	2004	34 051 227	4 228 773	77 006	1 280 224
2005	25 663 814	12 616 186	229 741	3 819 440	2005	30 352 285	7 927 735	144 364	2 400 052	2005	35 511 115	2 788 885	50 421	836 256
2006	26 725 886	11 554 114	210 400	3 497 907	2006	31 605 308	6 674 684	121 546	2 020 705	2006	36 974 365	1 305 635	23 776	395 270
2007	27 790 733	10 489 267	191 010	3 175 534	2007	32 861 398	5 418 602	98 673	1 640 434	2007	38 440 976	-160 978	-2 931	-48 734
2008	28 858 464	9 421 536	171 566	2 852 288	2008	34 120 651	4 156 349	75 742	1 259 208	2008	39 911 058	-1 631 058	-29 702	-483 789
2009	29 928 964	8 351 136	152 074	2 528 233	2009	35 382 801	2 897 199	52 758	877 102	2009	41 384 295	-3 104 295	-56 528	-439 798
2010	31 000 798	7 279 202	132 554	2 203 715	2010	36 646 438	1 633 582	29 747	494 547	2010	42 858 987	-4 578 987	-83 383	-1 386 242
2011	32 075 615	6 204 385	112 982	1 878 323	2011	37 913 237	368 783	6 679	111 034	2011	44 337 111	-6 057 111	-110 300	-1 833 737
2012	33 153 102	5 129 898	93 361	1 552 124	2012	39 182 931	-902 931	-16 442	-273 354	2012	45 818 408	-7 538 408	-137 274	-2 282 187
2013	34 232 913	4 047 987	73 714	1 225 493	2013	40 454 004	-2 174 004	-39 589	-658 161	2013	47 301 032	-9 021 032	-164 273	-2 731 039
2014	35 313 607	2 966 193	54 014	897 989	2014	41 728 238	-3 448 238	-62 792	-1 043 924	2014	48 787 128	-10 507 128	-191 335	-3 180 941
2015	36 398 375	1 881 825	34 264	569 645	2015	43 005 523	-4 725 523	-86 052	-1 430 611	2015	50 278 584	-11 998 584	-218 458	-3 631 861
2016	37 485 827	794 173	14 482	240 429	2016	44 285 970	-6 005 970	-108 369	-1 818 255	2016	51 769 512	-13 489 512	-245 644	-4 083 832
2017	38 575 949	-295 949	-5 389	-86 598	2017	45 569 313	-7 289 313	-132 738	-2 206 778	2017	53 265 594	-14 985 594	-272 888	-4 536 757
2018	39 668 955	-1 388 955	-25 293	-420 494	2018	46 855 818	-8 575 818	-158 186	-2 598 253	2018	54 765 147	-16 485 147	-300 195	-4 990 734
2019	40 763 384	-2 483 384	-45 222	-751 823	2019	48 143 698	-9 863 698	-179 618	-3 768 862	2019	56 266 026	-17 986 026	-327 528	-5 445 112
2020	41 860 697	-3 580 697	-65 204	-1 084 025	2020	49 434 742	-11 154 742	-203 128	-5 377 000	2020	57 770 376	-19 490 376	-354 920	-6 900 541
2021	42 961 116	-4 681 116	-85 243	-1 417 167	2021	50 729 120	-12 449 120	-228 698	-7 768 862	2021	59 278 320	-20 998 320	-382 379	-8 357 058
2022	44 064 419	-5 784 419	-105 334	-1 751 182	2022	52 028 659	-13 748 659	-250 327	-9 181 681	2022	60 789 734	-22 508 734	-409 902	-9 814 625
2023	45 170 606	-6 890 606	-125 478	-2 086 071	2023	53 327 358	-15 047 358	-274 012	-10 555 456	2023	62 304 620	-24 024 620	-437 468	-11 273 243
2024	46 279 678	-7 999 678	-145 674	-2 421 832	2024	54 631 221	-16 351 221	-297 756	-12 950 189	2024	63 822 976	-25 542 976	-465 138	-12 732 813
2025	47 390 170	-9 110 170	-165 896	-2 758 024	2025	55 936 461	-17 656 461	-321 524	-15 345 339	2025	65 342 659	-27 062 659	-492 811	-14 192 983
2026	48 503 437	-10 223 437	-186 169	-3 095 056	2026	57 244 752	-18 964 752	-345 346	-17 741 413	2026	66 865 704	-28 585 704	-520 548	-15 654 072
2027	49 619 479	-11 339 479	-206 492	-3 432 928	2027	58 555 875	-20 273 875	-369 224	-20 138 344	2027	68 392 110	-30 112 110	-548 342	-17 116 178
2028	50 738 186	-12 458 186	-226 864	-3 771 607	2028	59 870 050	-21 590 050	-393 155	-22 533 199	2028	69 921 767	-31 641 767	-576 197	-18 579 268
2029	51 859 735	-13 579 735	-247 287	-4 111 146	2029	61 186 808	-22 908 808	-417 133	-24 934 838	2029	71 454 175	-33 174 175	-604 102	-20 043 191
2030	52 983 735	-14 703 735	-267 755	-4 451 427	2030	62 506 572	-24 226 572	-441 166	-27 334 383	2030	72 989 518	-34 708 518	-632 080	-21 508 003

Valeurs actualisées

3%	74 691 049 \$
5%	64 748 016 \$
10%	47 587 515 \$
15%	37 203 843 \$
20%	30 282 166 \$

Valeurs actualisées

3%	55 060 031 \$
5%	48 037 213 \$
10%	37 943 424 \$
15%	30 572 825 \$
20%	25 424 668 \$

Valeurs actualisées

3%	39 057 637 \$
5%	35 556 069 \$
10%	28 789 063 \$
15%	23 836 534 \$
20%	20 373 897 \$

Tableau A4.21 - Valeur économique de la sédimentation, situation avec projet

Avec projet - PROCAS				
Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage US\$	RDS
1970				
1971				
1972				
1973				
1974				
1975				
1976				
1977				
1978				
1979				
1980		38 280 000	667 079	11 588 935
1981	994 316	37 285 684	678 972	11 287 915
1982	1 991 406	36 288 594	680 815	10 986 054
1983	2 991 270	35 288 730	682 608	10 683 364
1984	3 993 508	34 286 092	684 350	10 379 814
1985	4 999 217	33 280 783	686 043	10 075 486
1986	5 907 300	32 272 700	687 686	9 770 277
1987	6 816 157	31 261 843	689 278	9 464 249
1988	7 831 789	30 248 211	690 820	9 157 381
1989	8 048 304	29 231 696	692 309	8 849 640
1990	10 072 821	28 207 379	693 656	8 539 537
1991	11 098 403	27 181 597	694 977	8 228 981
1992	12 125 875	26 154 125	696 267	7 917 933
1993	13 154 583	25 125 407	697 534	7 606 497
1994	14 165 024	24 114 978	698 784	7 300 598
1995	15 157 552	23 122 448	699 100	7 000 119
1996	16 132 786	22 147 220	699 301	6 704 877
1997	17 089 720	21 190 280	699 675	6 415 172
1998	18 028 372	20 251 628	699 782	6 131 003
1999	18 949 122	19 330 878	699 015	5 852 254
2000	19 871 015	18 408 985	698 228	5 573 159
2001	20 807 243	17 472 757	697 318	5 289 724
2002	21 745 811	16 534 189	696 301	5 005 581
2003	22 685 825	15 594 375	695 274	4 721 080
2004	23 626 583	14 653 417	694 239	4 436 194
2005	24 568 788	13 711 212	693 181	4 150 950
2006	25 512 239	12 767 761	692 101	3 865 328
2007	26 459 122	11 820 878	691 000	3 578 667
2008	27 407 147	10 872 853	689 955	3 291 661
2009	28 356 420	9 923 580	688 708	3 004 277
2010	29 305 589	8 974 411	687 424	2 716 924
2011	30 256 005	8 023 995	686 117	2 429 194
2012	31 206 890	7 073 110	684 801	2 141 322
2013	32 172 629	6 107 371	683 475	1 848 953
2014	33 139 512	5 140 488	682 148	1 556 238
2015	34 107 842	4 172 358	680 820	1 263 145
2016	35 077 018	3 202 982	679 491	969 875
2017	36 048 530	2 231 370	678 161	675 528
2018	37 021 489	1 258 511	676 820	381 003
2019	37 994 244	285 756	675 478	86 510
2020	38 961 334	-701 334	-12 771	-212 323
2021	39 968 425	-1 688 425	-30 748	-511 158
2022	40 965 516	-2 675 516	-48 721	-809 989
2023	41 943 853	-3 663 853	-66 719	-1 109 199
2024	42 932 191	-4 652 191	-84 718	-1 408 410
2025	43 931 448	-5 651 448	-102 913	-1 710 926
2026	44 930 706	-6 650 706	-121 109	-2 013 443
2027	45 943 052	-7 663 052	-139 544	-2 319 922
2028	46 956 645	-8 676 645	-158 002	-2 626 778
2029	47 970 238	-9 690 238	-176 459	-2 933 835
2030	48 983 832	-10 703 832	-194 917	-3 240 491

Valeurs actualisées

3%	79 994 02 \$
5%	68 480 496 \$
10%	49 442 658 \$
15%	38 115 863 \$
20%	30 799 122 \$

Avec projet - H1				
Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage US\$	RDS
1970				
1971				
1972				
1973				
1974				
1975				
1976				
1977				
1978				
1979				
1980		38 280 000	667 079	11 588 935
1981	1 173 686	37 106 314	675 708	11 233 618
1982	2 350 370	35 929 630	684 278	10 877 381
1983	3 530 113	34 748 887	692 795	10 520 224
1984	4 712 894	33 565 105	691 257	10 162 148
1985	5 898 559	32 381 441	689 666	9 803 198
1986	7 087 262	31 192 738	688 020	9 443 328
1987	8 279 004	30 000 995	686 318	9 082 539
1988	9 473 784	28 808 216	684 561	8 720 630
1989	10 671 712	27 608 288	682 747	8 358 168
1990	11 877 603	26 402 387	680 878	7 993 085
1991	13 085 225	25 194 775	678 957	7 627 498
1992	14 294 748	23 985 252	676 971	7 261 325
1993	15 505 783	22 774 217	674 918	6 894 665
1994	16 694 411	21 565 589	672 804	6 534 848
1995	17 861 107	20 351 883	670 628	6 181 641
1996	18 006 333	19 273 667	668 393	5 834 934
1997	20 129 151	18 150 849	666 107	5 485 011
1998	21 229 582	17 050 438	663 768	5 161 671
1999	22 308 042	15 971 958	661 374	4 835 370
2000	23 387 879	14 892 121	658 924	4 508 458
2001	24 462 314	13 797 686	656 418	4 177 129
2002	25 579 353	12 700 647	653 857	3 845 010
2003	26 677 903	11 602 097	651 244	3 512 433
2004	27 777 810	10 502 190	648 581	3 179 448
2005	28 879 228	9 400 772	645 868	2 846 002
2006	29 982 158	8 297 844	643 104	2 512 100
2007	31 088 781	7 191 219	640 289	2 177 079
2008	32 196 761	6 083 239	637 424	1 841 647
2009	33 306 253	4 973 747	634 507	1 505 758
2010	34 415 590	3 864 410	631 537	1 169 916
2011	35 526 438	2 753 562	628 512	833 617
2012	36 637 449	1 642 551	625 431	497 268
2013	37 763 833	516 167	622 294	158 285
2014	38 891 574	-611 574	-11 137	-185 149
2015	40 020 828	-1 740 828	-31 700	-527 020
2016	41 151 590	-2 871 590	-52 282	-869 345
2017	42 284 802	-4 004 802	-72 927	-1 212 419
2018	43 419 525	-5 139 525	-93 591	-1 555 946
2019	44 554 093	-6 274 093	-114 251	-1 899 427
2020	45 703 280	-7 423 280	-135 178	-2 247 327
2021	46 852 428	-8 572 428	-156 104	-2 595 227
2022	48 001 595	-9 721 595	-177 030	-2 943 128
2023	49 152 274	-10 872 274	-197 964	-3 291 486
2024	50 302 952	-12 022 952	-218 938	-3 639 844
2025	51 464 552	-13 184 552	-240 091	-3 991 508
2026	52 626 151	-14 346 151	-261 243	-4 343 172
2027	53 800 839	-15 520 839	-282 634	-4 698 758
2028	54 977 038	-16 697 038	-304 053	-5 054 882
2029	56 153 237	-17 873 237	-325 472	-5 410 986
2030	57 329 436	-19 049 436	-346 890	-5 767 050

Valeurs actualisées

3%	59 571 271 \$
5%	52 485 841 \$
10%	38 833 052 \$
15%	31 684 986 \$
20%	26 123 252 \$

Avec projet - H2				
Année	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage US\$	RDS
1970				
1971				
1972				
1973				
1974				
1975				
1976				
1977				
1978				
1979				
1980		38.280.000	667.079	11.588.935
1981	1.375.620	36.904.380	672.029	11.172.478
1982	2.754.587	35.525.413	676.918	10.755.008
1983	4.136.902	34.143.098	681.746	10.336.524
1984	5.522.583	32.757.437	686.513	9.917.027
1985	6.911.395	31.368.035	691.223	9.496.580
1986	8.303.514	29.978.486	695.872	9.075.119
1987	9.698.010	28.580.990	700.460	8.652.645
1988	11.087.853	27.182.147	694.987	8.229.157
1989	12.500.152	25.779.848	699.451	7.804.623
1990	13.910.621	24.369.378	693.786	7.377.616
1991	15.323.127	22.956.873	688.045	6.949.992
1992	16.737.763	21.542.207	682.284	6.521.715
1993	18.154.279	20.125.721	676.499	6.092.886
1994	19.543.822	18.706.378	670.641	5.672.275
1995	20.906.400	17.283.600	664.713	5.259.705
1996	22.242.920	15.857.080	658.718	4.852.086
1997	23.552.297	14.427.703	652.651	4.454.663
1998	24.834.530	13.000.470	646.542	4.070.468
1999	26.090.200	11.574.800	640.374	3.690.355
2000	27.347.482	10.152.518	634.148	3.308.724
2001	28.618.873	8.730.327	627.861	2.924.580
2002	29.894.775	7.308.225	621.513	2.538.554
2003	31.171.687	5.886.123	615.104	2.151.977
2004	32.450.233	4.464.021	608.634	1.764.911
2005	33.730.568	3.041.919	602.104	1.377.285
2006	35.012.763	1.619.817	595.513	989.127
2007	36.298.942	1.981.058	588.075	599.748
2008	37.588.734	693.298	582.124	209.880
2009	38.878.347	-596.347	-10.859	-180.539
2010	40.165.752	-1.885.752	-34.340	-570.895
2011	41.456.978	-3.178.978	-57.853	-961.802
2012	42.748.056	-4.468.056	-81.363	-1.352.665
2013	44.055.075	-5.775.075	-105.164	-1.748.531
2014	45.363.708	-7.083.708	-128.994	-2.144.531
2015	46.674.160	-8.394.160	-152.858	-2.541.258
2016	47.986.432	-9.706.432	-176.754	-2.938.537
2017	49.301.409	-11.021.409	-200.700	-3.336.635
2018	50.618.206	-12.338.206	-224.679	-3.735.284
2019	51.934.797	-13.654.797	-248.654	-4.133.870
2020	53.256.296	-14.966.296	-272.900	-4.536.970
2021	54.587.794	-16.317.794	-297.147	-4.940.069
2022	55.929.293	-17.649.293	-321.394	-5.343.169
2023	57.282.611	-18.982.611	-345.673	-5.746.819
2024	58.595.930	-20.315.930	-369.953	-6.150.470
2025	59.940.169	-21.660.169	-394.232	-6.557.427
2026	61.284.408	-23.004.408	-418.510	-6.964.383
2027	62.641.736	-24.351.736	-442.827	-7.375.302
2028	64.000.883	-25.701.883	-468.377	-7.786.772
2029	65.360.030	-27.080.030	-493.127	-8.198.242
2030	66.719.178	-28.438.178	-517.627	-8.609.712

Tableau A4.22 – Valeur du réservoir selon l'hypothèse H2, situation sans projet

Année	Erosion annuelle (m3)	Année (barrage)	Sédiments déversés (m3)	Sédiments accumulés (m3)	Volume restant (m3)	Valeur économique du barrage	
						US\$	RDS
1970	2.770,391	-11	484,818				
1971	2.773,969	-10	727,854				
1972	2.777,548	-9	849,998				
1973	2.790,846	-8	913,397				
1974	2.801,758	-7	947,006				
1975	2.809,092	-6	965,094				
1976	2.816,425	-5	975,421				
1977	2.823,759	-4	981,869				
1978	2.832,362	-3	986,598				
1979	2.839,696	-2	990,246				
1980	2.845,169	-1	993,027		38,280,000	929,438	15,451,913
1981	2.853,130	0	995,811	995,811	37,284,189	905,260	15,049,949
1982	2.861,090	1	998,596	1,994,408	36,285,592	881,014	14,646,861
1983	2.868,753	2	1,001,330	2,995,738	35,284,262	856,702	14,242,669
1984	2.876,713	3	1,004,090	3,999,828	34,280,172	832,323	13,837,363
1985	2.884,674	4	1,006,863	5,006,691	33,273,309	807,876	13,430,938
1986	2.892,336	5	1,009,590	6,016,281	32,263,719	783,363	13,023,412
1987	2.900,297	6	1,012,347	7,028,628	31,251,372	758,783	12,614,773
1988	2.908,257	7	1,015,119	8,043,747	30,236,253	734,136	12,205,015
1989	2.916,233	8	1,017,900	9,061,647	29,218,353	709,422	11,794,134
1990	2.920,438	9	1,020,026	10,081,673	28,198,327	684,655	11,382,396
1991	2.928,399	10	1,022,482	11,104,155	27,175,845	659,830	10,969,666
1992	2.936,359	11	1,025,104	12,129,259	26,150,741	634,940	10,555,877
1993	2.944,022	12	1,027,755	13,157,014	25,122,986	609,986	10,141,019
1994	2.951,982	13	1,030,474	14,187,488	24,092,512	584,966	9,725,063
1995	2.960,256	14	1,033,281	15,220,769	23,059,231	559,878	9,307,974
1996	2.967,919	15	1,036,026	16,256,795	22,023,205	534,723	8,889,777
1997	2.975,879	16	1,038,791	17,295,587	20,984,413	509,502	8,470,463
1998	2.983,840	17	1,041,567	18,337,154	19,942,846	484,212	8,050,030
1999	2.992,113	18	1,044,403	19,381,557	18,898,443	458,854	7,628,451
2000	2.999,776	19	1,047,162	20,428,719	17,851,281	433,429	7,205,759
2001	3.007,737	20	1,049,934	21,478,653	16,801,347	407,937	6,781,948
2002	3.015,697	21	1,052,714	22,531,367	15,748,633	382,377	6,357,015
2003	3.023,657	22	1,055,496	23,586,863	14,693,137	356,749	5,930,958
2004	3.031,633	23	1,058,284	24,645,147	13,634,853	331,054	5,503,777
2005	3.039,594	24	1,061,070	25,706,217	12,573,783	305,291	5,075,470
2006	3.047,554	25	1,063,857	26,770,073	11,509,927	279,461	4,646,039
2007	3.055,515	26	1,066,643	27,836,716	10,443,284	253,563	4,215,484
2008	3.063,789	27	1,069,484	28,906,200	9,373,800	227,596	3,783,781
2009	3.071,451	28	1,072,246	29,978,446	8,301,554	201,562	3,350,964
2010	3.075,849	29	1,074,396	31,052,842	7,227,158	175,475	2,917,279
2011	3.084,123	30	1,076,919	32,129,761	6,150,239	149,328	2,482,575
2012	3.091,786	31	1,079,521	33,209,282	5,070,718	123,117	2,046,821
2013	3.095,870	32	1,081,538	34,290,820	3,989,180	96,857	1,610,253
2014	3.104,144	33	1,083,993	35,374,813	2,905,187	70,538	1,172,693
2015	3.112,104	34	1,086,614	36,461,428	1,818,572	44,155	734,076
2016	3.120,378	35	1,089,373	37,550,801	729,199	17,705	294,345
2017	3.128,041	36	1,092,093	38,642,894	-362,894	-8,811	-146,484
2018	3.136,315	37	1,094,901	39,737,795	-1,457,795	-35,395	-588,446
2019	3.140,399	38	1,097,020	40,834,815	-2,554,815	-62,031	-1,031,264
2020	3.148,673	39	1,099,527	41,934,342	-3,654,342	-88,727	-1,475,093
2021	3.157,589	40	1,102,341	43,036,683	-4,756,683	-115,492	-1,920,059
2022	3.165,863	41	1,105,196	44,141,879	-5,861,879	-142,326	-2,366,177
2023	3.174,137	42	1,108,071	45,249,951	-6,969,951	-169,230	-2,813,455
2024	3.182,410	43	1,110,957	46,360,908	-8,080,908	-196,204	-3,261,899
2025	3.186,495	44	1,113,115	47,474,022	-9,194,022	-223,231	-3,711,213
2026	3.194,455	45	1,115,587	48,589,609	-10,309,609	-250,317	-4,161,525
2027	3.202,416	46	1,118,216	49,707,824	-11,427,824	-277,468	-4,612,898
2028	3.210,063	47	1,120,868	50,828,693	-12,548,693	-304,682	-5,065,343
2029	3.218,217	48	1,123,622	51,952,314	-13,672,314	-331,964	-5,518,898
2030	3.225,253	49	1,126,229	53,078,544	-14,798,544	-359,309	-5,973,506

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1980:

3%	198,577,466 \$
5%	163,585,710 \$
10%	110,610,419 \$
15%	82,230,798 \$
20%	65,052,621 \$

Valeur actualisée nette du barrage, à partir de 1993:

3%	99,247,158 \$
5%	86,075,707 \$
10%	63,444,700 \$
15%	49,518,025 \$
20%	40,315,169 \$

Tableau A4.23 – Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres et des bénéfices financiers dégagés, situation sans projet

Année	Distribution des terres				Valeur totale (RD\$)
	Forêt naturelle	Agriculture traditionnelle	Pâturage	Jachère	
1970	45.9	1.68	48.5	3.92	2,058,511
1980	44.5	1.76	49.6	4.12	2,038,780
1981	44.4	1.77	49.7	4.14	2,037,965
1982	44.3	1.78	49.8	4.16	2,037,151
1983	44.1	1.79	49.9	4.18	2,033,453
1984	44.0	1.80	50.0	4.20	2,032,638
1985	43.9	1.81	50.1	4.22	2,031,824
1986	43.7	1.82	50.2	4.24	2,028,126
1987	43.6	1.83	50.3	4.26	2,027,312
1988	43.5	1.84	50.4	4.28	2,026,497
1989	43.3	1.85	50.5	4.31	2,022,920
1990	43.2	1.85	50.6	4.33	2,021,478
1991	43.1	1.86	50.7	4.35	2,020,663
1992	43.0	1.87	50.8	4.37	2,019,849
1993	42.8	1.88	50.9	4.39	2,016,151
1994	42.7	1.89	51.0	4.41	2,015,337
1995	42.6	1.90	51.1	4.44	2,014,642
1996	42.4	1.91	51.2	4.46	2,010,944
1997	42.3	1.92	51.3	4.48	2,010,130
1998	42.2	1.93	51.4	4.50	2,009,315
1999	42.1	1.94	51.5	4.53	2,008,621
2000	41.9	1.95	51.6	4.55	2,004,923
2010	40.7	2.05	52.5	4.78	1,990,171
2011	40.6	2.06	52.6	4.81	1,989,476
2012	40.4	2.07	52.7	4.83	1,985,779
2013	40.3	2.08	52.7	4.85	1,983,763
2014	40.2	2.09	52.8	4.88	1,983,068
2015	40.1	2.10	52.9	4.90	1,982,254
2020	39.5	2.15	53.3	5.03	1,974,457
2027	38.7	2.22	53.9	5.22	1,965,271
2028	38.6	2.23	54.0	5.24	1,964,457
2029	38.5	2.25	54.0	5.25	1,962,948
2030	38.3	2.26	54.1	5.28	1,959,370

**Tableau A4.24 -- Bassin supérieur: évolution de l'utilisation des terres
et des bénéfices financiers dégagés, situation avec projet**

Année	Distribution des terres						Valeur totale (RD\$)
	Forêt naturelle	Forêt aménagée	Agriculture traditionnelle	Pâturage aménagé	Pâturage	Jachère	
1970	45.9		1.7		48.5	3.9	2,058,511
1980	44.5		1.8		49.6	4.1	2,038,780
1981	44.4		1.8		49.7	4.1	2,037,965
1982	44.3		1.8		49.8	4.2	2,037,151
1983	44.2		1.8		49.9	4.2	2,036,336
1984	44.1		1.8		50.0	4.2	2,035,522
1985	43.9		1.8		50.1	4.2	2,031,824
1986	43.8		1.8		50.2	4.2	2,031,009
1987	43.7		1.8		50.3	4.3	2,030,195
1988	43.6		1.8		50.4	4.3	2,029,380
1989	43.5		1.9		50.5	4.3	2,028,686
1990	43.2		1.9		50.6	4.3	2,024,613
1991	43.1		1.9		50.7	4.4	2,023,172
1992	42.9		1.9		50.8	4.4	2,019,207
1993	42.8		1.9		50.9	4.4	2,017,525
1994	42.7	0.7	1.9	2.8	47.5	4.4	2,268,489
1995	42.6	1.4	1.9	5.5	44.2	4.4	2,509,673
1996	42.4	2.1	1.9	8.3	40.8	4.5	2,758,955
1997	42.3	2.8	1.9	11.1	37.4	4.5	3,009,919
1998	42.2	3.5	1.9	13.9	34	4.5	3,260,882
1999	42.1	4.2	1.9	16.6	30.7	4.5	3,502,067
2000	41.9	4.2	1.9	16.6	30.8	4.5	3,497,501
2010	40.7	4.2	2	16.6	31.7	4.8	3,483,590
2011	40.6	4.2	2	16.6	31.8	4.8	3,481,908
2012	40	4.2	2	16.6	31.8	4.9	3,465,810
2013	40.4	4.2	2.1	16.6	31.9	4.9	3,484,815
2014	40.2	4.2	2.1	16.6	32	4.9	3,480,250
2015	40.1	4.2	2.1	16.6	32.1	4.9	3,478,568
2020	39.5	4.2	2.2	16.6	32.5	5	3,473,546
2027	39.4	4.2	2.3	16.6	32.6	6	3,490,149
2028	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	3,488,467
2029	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	3,488,467
2030	39.3	4.2	2.3	16.6	32.7	6	3,488,467

Tableau A4.25 – Valeur économique totale du bassin supérieur selon la situation (sans projet, avec projet et alternatives) (RDS de 1993)

Année	Valeur totale sans projet (RDS de 199)	Valeur totale avec projet (RDS de 199)	Valeur nette projet (RDS de 199)	Valeur totale alternative 1 (RDS de 199)	Valeur nette alternative 1 (RDS de 199)	Valeur totale alternative 2 (RDS de 199)	Valeur nette alternative 2 (RDS de 1993)
1970			0		0		0
1971			0		0		0
1972			0		0		0
1973			0		0		0
1974			0		0		0
1975			0		0		0
1976			0		0		0
1977			0		0		0
1978			0		0		0
1979			0		0		0
1980	13,627,715	13,627,715	0	13,627,715	0	13,627,715	0
1981	13,325,427	13,325,427	0	13,325,427	0	13,325,427	0
1982	13,022,296	13,022,296	0	13,022,296	0	13,022,296	0
1983	12,715,455	12,718,322	2,867	12,718,322	2,867	12,718,322	2,867
1984	12,410,661	12,413,504	2,844	12,413,504	2,844	12,413,504	2,844
1985	12,105,027	12,104,978	-51	12,104,978	-51	12,104,978	-51
1986	11,795,685	11,798,495	2,810	11,798,495	2,810	11,798,495	2,810
1987	11,488,391	11,491,175	2,784	11,491,175	2,784	11,491,175	2,784
1988	11,180,258	11,183,013	2,755	11,183,013	2,755	11,183,013	2,755
1989	10,868,520	10,874,112	5,592	10,874,112	5,592	10,874,112	5,592
1990	10,558,275	10,560,217	1,943	10,560,217	1,943	10,560,217	1,943
1991	10,247,913	10,247,923	11	10,247,923	11	10,247,923	11
1992	9,936,757	9,932,334	-4,423	9,932,334	-4,423	9,932,334	-4,423
1993	9,621,915	9,618,452	-3,463	9,618,452	-3,463	9,618,452	-3,463
1994	9,309,134	9,559,708	250,574	9,560,468	251,334	9,560,468	251,334
1995	8,995,622	9,495,153	499,530	9,494,254	498,632	9,494,254	498,632
1996	8,678,277	9,443,308	765,031	9,679,467	1,001,190	9,565,420	887,143
1997	8,362,977	9,398,233	1,035,255	9,881,053	1,518,076	9,654,726	1,291,749
1998	8,046,838	9,358,481	1,311,643	10,069,209	2,022,371	9,732,663	1,685,825
1999	7,729,959	9,314,333	1,584,374	10,266,950	2,536,991	9,822,395	2,092,436
2000	7,409,243	9,026,954	1,617,712	10,226,391	2,817,148	9,676,109	2,266,866
2001	7,090,570	8,747,809	1,657,240	10,186,123	3,095,553	9,532,433	2,441,863
2002	6,771,055	8,462,779	1,691,723	10,140,631	3,369,575	9,385,870	2,614,815
2003	6,450,698	8,175,949	1,725,251	10,099,483	3,648,785	9,245,999	2,795,301
2004	6,126,735	7,885,764	1,759,029	10,067,055	3,940,320	9,117,200	2,990,465
2005	5,804,690	7,598,036	1,793,346	10,027,429	4,222,739	8,983,556	3,178,866
2006	5,481,803	7,308,906	1,828,104	9,794,286	4,312,484	8,772,798	3,290,995
2007	5,158,071	7,023,456	1,865,385	9,559,394	4,401,323	8,562,868	3,404,797
2008	4,833,600	6,731,184	1,897,585	9,326,842	4,493,242	8,354,578	3,520,978
2009	4,505,289	6,441,339	1,936,050	9,091,224	4,585,934	8,142,671	3,637,582
2010	4,178,130	6,150,080	1,971,950	8,853,774	4,675,645	7,929,158	3,751,028
2011	3,851,407	5,859,725	2,008,318	8,615,821	4,764,414	7,714,853	3,863,446
2012	3,520,894	5,554,736	2,033,842	8,363,089	4,842,195	7,485,726	3,964,832
2013	3,191,452	5,262,482	2,091,030	8,138,739	4,947,287	7,284,959	4,093,507
2014	2,862,588	4,985,299	2,122,711	7,895,736	5,033,148	7,067,518	4,204,930
2015	2,532,811	4,690,132	2,157,321	7,659,220	5,126,409	6,855,564	4,322,753
2016	2,202,318	4,394,341	2,192,023	7,415,509	5,213,191	6,635,915	4,433,597
2017	1,977,862	4,096,216	2,118,354	7,168,280	5,190,419	6,412,497	4,434,635
2018	1,977,167	3,799,257	1,822,090	6,923,428	4,946,260	6,191,330	4,214,183
2019	1,975,151	3,500,856	1,525,704	6,678,131	4,702,980	5,969,658	3,994,507
2020	1,974,457	3,473,546	1,499,089	6,432,464	4,458,007	5,747,582	3,773,125
2021	1,971,240	3,473,546	1,502,307	6,189,288	4,218,048	5,527,983	3,558,744
2022	1,970,545	3,473,546	1,503,001	5,945,711	3,975,165	5,307,975	3,337,430
2023	1,969,851	3,471,865	1,502,014	5,696,861	3,729,010	5,084,890	3,114,839
2024	1,969,157	3,471,865	1,502,708	5,529,751	3,560,594	4,867,171	2,898,015
2025	1,967,141	3,463,878	1,516,737	5,532,153	3,565,013	4,644,319	2,677,179
2026	1,966,326	3,463,878	1,517,552	5,533,355	3,567,028	4,419,328	2,453,002
2027	1,965,271	3,490,149	1,524,878	5,533,355	3,568,083	4,381,103	2,415,831
2028	1,964,457	3,488,467	1,524,010	5,531,673	3,567,216	4,379,421	2,414,964
2029	1,962,948	3,488,467	1,525,519	5,532,874	3,569,926	4,380,622	2,417,674
2030	1,959,370	3,488,467	1,529,097	5,535,277	3,575,906	4,383,025	2,423,654

Valeurs actualisées nettes (1993-2030)

VAN totale

3%	*****	33,592,639	*****	74,515,263	*****	59,690,198
5%	98,268,677	24,025,423	*****	51,943,433	*****	41,704,260
10%	67,086,807	79,108,322	12,021,515	91,377,008	24,290,201	86,675,439
15%	50,453,814	57,489,059	7,035,246	63,775,973	13,322,159	61,253,223
20%	40,272,863	44,851,325	4,578,462	48,457,508	8,184,645	46,954,116

VAN 1993-2011

3%	*****	19,220,086	*****	38,738,405	*****	30,756,376
5%	88,589,490	16,257,100	*****	32,526,040	*****	25,923,260
10%	64,754,336	74,838,608	10,084,272	84,169,816	19,415,480	80,338,020
15%	49,880,732	56,423,804	6,543,072	61,952,275	12,071,543	59,644,890
20%	40,130,739	44,584,905	4,454,166	47,994,621	7,863,882	46,545,278

VAN 2012-2030

3%	32,392,015	57,594,374	25,202,358	95,126,951	62,734,936	83,127,648
5%	25,681,787	46,293,441	20,611,673	77,201,892	51,520,125	67,553,460
10%	17,260,867	31,596,946	14,336,079	53,335,020	36,074,153	46,898,479
15%	12,404,202	23,057,177	10,652,975	39,473,482	27,069,280	34,811,953
20%	9,415,288	17,649,599	8,234,311	30,665,001	21,249,713	27,084,437

BIBLIOGRAPHIE

- Amin, G. A. (1978) 'Project Appraisal and Income Distribution', *World Development* 6(2), p 139-52.
- Anderson, D. (1987) *The Economics of Afforestation: A Case Study in Africa*, The John Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Anderson, R., Schneider, R. (?) *Sustainability, Yield Loss and Immediatismo: Choice of Technique at the Frontier*, LAC Dissemination Note [document Internet, origine inconnue].
- Arrow, K., Scitovsky, T., eds (1969) *Readings in Welfare Economics*, American Economic Association, Allen & Unwin, London.
- Bamberger, M., Cheema, S. (1990) *Case Studies of Project Sustainability*, Economic Development Institute of the World Bank, The World Bank, Washington D.C..
- Banque Interaméricaine de développement (1992) *Agricultural Development Program in San Juan*, document publié sur Internet (<http://ww2.iadb.org/apr/dr903e.htm>).
- Barbier, E. B., Markandya, A., Pearce, D. W. (1990) 'Sustainable Agricultural Development and Project Appraisal', *European Review of Agricultural Economics* 17(2), p 181-96.
- Barney, (1980) *Global 2000: Report to the President*, US Government Printing Office, Washington DC.
- Bartelmus, P. (1994) *Environment, Growth and Development*, Routledge, New York.
- Bergström, S. (1993) 'Value standards in sub-sustainable development. On limits of ecological economics', *Ecological Economics* 7, p 1-18.
- Bojö, J., Mäler, K.-G., Unemo, L. (1990) *Environment and Development: An Economic Approach*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht and London.

- Brent, R. J. (1990) *Project Appraisal for Developing Countries*, New York University Press, New York.
- Bridier, M., Michailov, S. (1984) *Guide pratique d'analyse de projets*, Economica, Paris.
- Brooks, K. N., Ffolliot, P. F., Gregersen, H. M., Thames, J. L. (1991) *Hydrology and the Management of Watersheds*, Iowa State University Press, Ames.
- Brooks, K. N., Gregersen, H. M., Dixon, J. A., Hamilton, L. S. (1987) *Guidelines for economic appraisal of watershed management projects*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO conservation guide, Rome.
- Carnot, S. (?) *Réflexions sur la puissance motrice du feu et sur les machines propres à développer cette puissance*, Vrin, Paris (document original: 1824).
- Chervel, M. (1987) *Calculs économiques publics et Planification*, Publisud, Paris.
- Chervel, M. (1992) 'Les méthodes d'évaluation de projets: Essai d'approche scientifique', *Canadian Journal of Development Studies* 13(1), p 103-16.
- Chervel, M., LeGall, M. (1977) *Manuel d'évaluation économique des projets*, Ministère de la Coopération et du Développement, Paris.
- Constanza, R., Folke, C. (1994) 'Ecological Economics and Sustainable Development', Texte présenté dans le cadre du colloque international *The Operationalization of the Economics of Sustainability*, Manille, Philippines, 28-30 juillet 1994. Document publié sur Internet (gopher://csf.Colorado.EDU:70/00/environment/authors/Constanza.Robert/manila_paper).
- Constanza, R. (1996) *Integrated Ecological Economic Modeling and Valuation of Watersheds*, NSF/EPA Partnership for Environmental Research, University of Maryland. [document publié sur Internet. Origine probable: site WWW de l'Université du Maryland].
- Convery, F. J. (1995) *Applying Environmental Economics in Africa*, World Bank Technical Paper no. 277. World Bank Publications, Washington DC.

- Cournot, A. (1934) *Considérations sur la marche des idées et des événements dans les temps modernes*. Boivin et C^{ie} Éditeurs. Paris (document original: 1872).
- Coverdale, A. G., Healey, J. M. (1987) 'Project Appraisal and Project Aid: A Decade of Experience in Rural Development'. *Journal of Agricultural Economics* 38(1). p 99-105.
- Daly, H. (1993) 'The economic growth debate: what some economists have learned but many have not'. (origine inconnue).
- Dasgupta, P. (1996) 'The Economics of Development'. *Proceedings of the British Academy*, Vol. 90. Document publié sur Internet: (<http://britac3.britac.ac.uk/pubs/keynes95/08sec7.html>).
- De Janvry, A., Sadoulet, E., Santos, B. (1995) 'Project Evaluation for Sustainable Development: Plan Sierra in the Dominican Republic'. *Journal of Environmental Economics and Management* 28, p 135-154.
- Desvousges, W. H. (1995) *The Role of Contingent Valuation in Natural Resource Damage Assessment*. TER (Triangle Economic Research) General Working Paper no G-9502. [document disponible sur Internet, origine inconnue].
- Dixon, J.A., Hufschmidt, M. (1986). *Economic Valuation Techniques for the Environment, A case study workbook*. Johns Hopkins University Press, London.
- Dixon, J.A., Hufschmidt, M., Bower, B. T., Meister, A. D., James, D. E. (1983) *Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*, The John Hopkins University Press. Baltimore and London.
- Ehrlich, P. (1972) *The Population Bomb*, Ballantine Books, New York.
- Faucheux, S., Noël, J.-F. (1995) *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin Éditeur. Paris.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (1986) *Strategies, approaches and systems in integrated watershed management*. FAO conservation guide no 14, Rome.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (1987) *Guidelines for economic appraisal of watershed management projects*. FAO conservation guide no 16, Rome.
- Genné. M. (1982) *Méthodes d'investissement*, Economica, Paris.
- Georgescu-Roegen, N. (1970) *La science économique, ses problèmes et ses difficultés*, Dunod, Paris.
- Gittinger. J.P. (1985) *Analyse économique des projets agricoles*, Economica, Paris.
- Glaeser. B. (1995) *Environment, development, agriculture: integrated policy through human ecology*, M.E. Sharpe, New York.
- Hanley. N., Spash. C. (1993) *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Brookfield.
- Hardaker. B. (1996) 'Use of farm-level information in policy making and planning for SARD'. document préparé pour la Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Systems Consultants, Rome. Document publié sur Internet (<http://www.fao.org/waicent/faoinfo/sustdev/EPdirect/EPan0002.htm>).
- Hydro-Québec (?) *Vocabulaire technique*, Service de terminologie et diffusion.
- International Fund for Agricultural Development, Technical Advisory Division (1993) *San Juan de la Maguana Agricultural Development Project Dominican Republic: Environmental Assessment – Mission Report*, Rome.
- Jacobs. P., Sadler. B. (1992) *Développement durable et évaluation environnementale: perspectives de planification d'un avenir commun*, Conseil Canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Ottawa.
- Johansson. P.-O. (1993) *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge University Press, New York.
- Kohli. K. N. (1993) *Economic Analysis of Investment Projects: A Practical Approach*, Oxford University Press for the Asian Development Bank, Oxford.

- Linné. Carl von (1972) *L'équilibre de la nature*, Librairie philosophique J. Vrin, Paris (document original: 1744).
- Lipsey. R.G., Lancaster, K. (1956) 'The General Theory of the Second Best', *Review of Economic Studies* 56(24), p 11-32.
- Little. I. M. D., Mirrlees, J. A. (1991) *Project Appraisal Twenty Years On*, The World Bank, Washington D.C..
- Little. I.M.D., Mirrlees, J.A.(1974) *Project Appraisal for Developing Countries*, Heineman Educational Books, London.
- Lutz. E., Pagiola. S., Reiche, C., eds (1994) *Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean*, World Bank Environmental Paper no 8. The World Bank, Washington D.C..
- Malthus. T. (?) *Essai sur le principe de population*, Flammarion, Paris.
- Markandya. A., Richardson. J. (1992) *Environmental Economics: A reader*, St-Martin's Press, New York.
- Martin. F. (1991) 'Faiblesses, embûches et abus dans les analyses avantages-coûts de projets'. *Canadian Journal of Development Studies* 12(1), p 89-105.
- Martin. F. (1994) *Évaluation des projets publics*, Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- Mikesell. R. (1992) *Economic Development and the Environment*, Mansell Eds, London.
- Mill. J.S. (1994) *Principles of Political Economy*, Oxford University Press, New York (document original: 1821).
- Mishan. E.J. (1967) *The Costs of Economic Growth*, Staple Press, London.
- Mishan. E.J. (1975) *Cost-Benefit Analysis*, George Allen & Unwin Ltd, London.

- Munasinghe, M. (1992) *Environmental Economics and Sustainable Development*, World Bank Environment Paper no 3, Washington D.C.
- Munasinghe, M., Shearer, W. (1995) *Defining and Measuring Sustainability: The Biogeophysical Foundations*, The United Nations University and The World Bank, Washington D.C.
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, R. (1994) 'Qualitative multicriteria evaluation for environmental management', *Ecological Economics* 10, p 97-112.
- O.C.D.E. (1994) *Évaluation des projets et politiques: intégrer l'économie et l'environnement*, Organisation de Coopération et de Développement Économiques, Paris.
- Pearce, D., Barbier, E., Markandya, A. (1988) *Sustainable Development and Cost Benefit Analysis*, Manuscript Report prepared for: Canadian Environmental Assessment Research Council, Ottawa.
- Pearce, D., Markandya, A., Barbier, E. B. (1989) *Blueprint for a green economy*, Earthscan, London.
- Pearce, D., Markandya, A., Barbier, E. B. (1990) *Sustainable Development*, Edward Elgar Publishing Limited, London.
- Pearce, D., Markandya, A., Barbier, E. B. (1989) *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*, Aldershot, England.
- Pearce, D., Markandya, A., Barbier, E. B. (1990) 'Sustainable agricultural development and project appraisal', *European Review of Agricultural Economics* 17, pp. 181-196.
- Perry, D.A. (1995) *Forests Ecosystems*, The John Hopkins University Press, London.
- Pezzey, J. (1992) *Sustainable Development Concepts: An Economic Analysis*, The World Bank Environment Paper no 2, Washington DC.

- Reveret, J.-P., Peltier, J., Chabot, A. (1990) *La mesure économique des bénéfices et des dommages environnementaux*. Direction de la Planification et de la Coodination. Ministère de l'Environnement du Québec.
- Ryder, R. (1994) 'Land evaluation for stepland agriculture in the Dominican Republic', *The Geographical Journal* 160(1), pp. 74-86.
- Ryder, R. (1993) 'Point score analysis of agricultural decision-making in the Dominican Republic'. *Caribbean Geography* 4(1), pp. 2-14.
- Sadler, B., Jacobs, (1992) *Développement durable et évaluation environnementale: perspectives de planification d'un avenir commun*. CEARC. Ottawa.
- Sadoulet, E., de Janvry, A., Santos, B. (1994) *Project Appraisal for Sustainable Rural Development: Some Notes for IFAD*, Staff Working Paper 17. International Fund for Agricultural Development, Rome.
- Sell, A. (1991) *Project evaluation: an integrated financial and economic analysis*, Aldershot, Avebury.
- Smith, A. (1776) *Recherches sur la Nature et les causes de la Richesse des Nations*, Gallimard, Paris.
- Solow, R. (1974) 'The Economics of Resources or the Resources of Economics', *American Economic Review* 64(2), p 1-14.
- Solow, R. (1986) 'On the Intergenerationnal allocation of natural resources', *Scandinavian Journal of Economics* 88(1), p 141-149.
- Squire, L., Van der Tak, H. G. (1977) *L'analyse économique des projets*, Economica, Paris.
- Tietenberg, T. H. (1984) *Environmental and Natural Resources Economics*, Scott, Foresman & Co. Glenview.
- Tisdell, C. (1990) *Natural Resources, Growth, and Development*, Praeger, New York.

- Tisdell, C. (1993) *Environmental Economics: Policies for Environmental Management and Sustainable Development*, Edward Elgar, Cambridge.
- Tower, E. (1991) *Cost-Benefit Analysis and Project Appraisal*, Companion to contemporary economic thought, London.
- Van Pelt, M. (1993) 'Ecologically sustainable development and project appraisal in developing countries', *Ecological Economics* 7, p 19-42.
- Van Pelt, M.-J. F. (1994) 'Environment and Project Appraisal: Lessons from Two Cases'. *Annals of Regional Science* 28(1), p. 55-76.
- Veloz, A., Southgate, D., Hitzhusen, F., MacGregor, R. (1985) 'The Economics of Erosion Control in a Subtropical Watershed: A Dominican Case'. *Land Economics* 61(2), pp. 145-155.
- Vivien, F.-D. (1994) *Économie et écologie*, Éditions La Découverte, Paris.
- Weiss, J. (1994) *The Economics of Project Appraisal and the Environment*, Edward Elgar, Brookfield.
- Willig, R.D. (1976) 'Consumer's surplus without apology'. *The American Economic Review* 66(4), p 587-597.
- Willis, K.G., Corkindale, J.T. (1995) *Environmental Valuation: New Perspectives*, Cab International, Bristol.
- Winpenny, J.T. (1991) *Values for the Environment*, HMSO, London.
- World Bank (1992) *World Development Report 1992: Economy and the Environment*, Oxford University Press, New York.
- World Bank (1993) *Valuing the Environment - Proceedings of the first annual international conference on environmentally sustainable development*, Environmentally Sustainable Development Proceedings Series no 2. Washington.

World Commission on Environment and Development (WCED) (1987) *Our Common Future*. Oxford University Press. New York.

Zerbe, R.O., Dively, D.D. (1994) *Benefit-Cost Analysis in Theory and Practice*, Harper Collins College Publishers, New York.

Zweifler, M. O., Gold, M. A., Thomas, R. N. (1994) 'Land Use Evolution in Hill Regions of the Dominican Republic', *Professional Geographer* 46(1), pp. 39-53.