

La pollution est non convexe

Charles D. Mallory

Volume 64, numéro 2, juin 1988

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/601448ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/601448ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

HEC Montréal

ISSN

0001-771X (imprimé)

1710-3991 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Mallory, C. D. (1988). La pollution est non convexe. *L'Actualité économique*, 64(2), 251–261. <https://doi.org/10.7202/601448ar>

Résumé de l'article

La question de savoir si la pollution de l'environnement produit des non-convexités significatives dans l'économie a provoqué un débat depuis que Baumol a introduit le problème en 1964. Ce problème est de grande importance en termes de l'existence et de l'unicité de l'équilibre et de la recherche de l'optimum économique. Prenant un exemple de l'expérience québécoise dans la disposition des déchets toxiques, il est démontré que ces non-convexités sont rencontrées dans le monde réel. Deux solutions au problème sont discutées.

LA POLLUTION EST NON CONVEXE

Charles D. MALLORY

RÉSUMÉ. — La question de savoir si la pollution de l'environnement produit des non-convexités significatives dans l'économie a provoqué un débat depuis que Baumol a introduit le problème en 1964. Ce problème est de grande importance en termes de l'existence et de l'unicité de l'équilibre et de la recherche de l'optimum économique. Prenant un exemple de l'expérience québécoise dans la disposition des déchets toxiques, il est démontré que ces non-convexités sont rencontrées dans le monde réel. Deux solutions au problème sont discutées.

ABSTRACT. — Whether environmental pollution is likely to cause significant non-convexities in the economy has sparked much debate since Baumol introduced the problem in 1964. This problem is of considerable importance in terms of the existence and unicity of equilibria and the search for the economic optimum. Using an example based on Québec's experience with toxic waste handling, it is demonstrated that such non-convexities are likely to be encountered in the real world. Two solutions to the problem are discussed.

I. INTRODUCTION

La convexité est une hypothèse souvent invoquée pour établir la stabilité dynamique. Il est difficile d'exagérer son importance : elle permet l'identification du maximum global par les conditions de premier ordre seulement. En plus, elle permet l'usage des procédures de gradient pour trouver vite et facilement ce maximum quel que soit le point de départ.

L'auteur tient à remercier Françoise Schoumaker et Pierre Lasserre pour leurs précieux commentaires.

Il existe, cependant, une littérature croissante sur la possibilité que les problèmes de la pollution induisent les non-convexités à l'ensemble de production. Il ne s'agit pas d'une curiosité intellectuelle, mais de la mise en cause du modelage de l'économie par les méthodes habituelles.

Depuis Baumol (1964), le débat a porté moins sur la possibilité théorique des non-convexités que sur leur importance en réalité. Malheureusement il n'y a pas d'analyse empirique ; comme Page et Ferejohn l'ont remarqué il y a 14 ans (1974, p. 458), c'est une lacune qui reste à remplir.

Dans un article récent, Burrows (1986) présente un survol de la littérature et arrive à la conclusion suivante :

(It is far from clear that external costs do generally yield relevant non-convexities ; yet even if they did the normative implications would not be simple. The reason is that a locally efficient state may be a significant improvement on the non-policy situation. (Burroughs, 1986, p. 103)

Avec l'aide d'un exemple, j'arrive à la conclusion opposée (section 3). Ce résultat soulève de nouveau les difficultés que les non-convexités imposent à la découverte du maximum global. Dans la partie suivante (section 4), deux façons de contourner la difficulté sont décrites. Cet article commence avec une description des non-convexités dans la section 2.

2. LES NON-CONVEXITÉS DE STARRETT

Par rapport aux externalités, deux types de non-convexités ont été identifiées dans la littérature économique, l'un de Baumol et l'autre de Starrett. Afin de raccourcir la discussion, on ne considère ici que le type Starrett (1972 ; Starrett et Zeckhauser, 1974), qui semble être le plus général. Les non-convexités sont analysées par rapport à la production, mais l'extension de cette analyse à la consommation n'est pas difficile (Starrett et Zeckhauser, 1974, p. 80).

Dans la présentation habituelle des problèmes dus à la pollution, une courbe croissante de dommages coupe une courbe décroissante du coût de la dépollution, définissant ainsi l'optimum (au sens de Pareto). Cependant le cas type des non-convexités de Starrett implique la fermeture d'une firme : à ce point les dommages marginaux tombent à zéro. On peut aussi considérer le cas où les dommages marginaux diminuent mais ne disparaissent pas, mais les conclusions sont essentiellement les mêmes (Starrett et Zeckhauser, 1974, p. 75).

Faisons l'hypothèse d'un comportement concurrentiel. La firme A (un abat-toir), en amont d'une rivière, la pollue à un niveau qui enraie complètement les profits de la firme B (une brasserie) en aval. Sans intervention, la deuxième firme fermera ses portes.

Ce résultat est optimal si les coûts de contrôle de la pollution de A dépassent les profits initiaux de B. Ceci est démontré graphiquement dans la figure 1a. Si le pollueur n'est pas obligé de contrôler ses effluents, ses profits sont plus grands par le coût de contrôle (*OFG*), un montant qui dépasse les profits totaux de l'entreprise en aval. La société obtient un bénéfice net en permettant la pollution.

Bien sûr la situation inverse est tout aussi plausible. Dans la figure 1b, les bénéfices de la pollution sont inférieurs aux profits initiaux de la firme B. Ici, la société augmente son bien-être en limitant la pollution.

En fait, comme plusieurs auteurs l'ont remarqué, tout tourne autour du point de départ. Pour les deux figures 1a et 1b, une approche itérative, inspirée du tâtonnement walrasien, va de *D* à *C*, puisque la perte diminue plus vite que les coûts ne montent. Partant de *F* on ne bouge pas, puisque les coûts montent, sans qu'il y ait encore des gains à réaliser. Cependant, dans la figure 1a, le bien-être est maximisé à *F*, tandis qu'il l'est à *C* dans la figure 1b. Dans le dernier cas, si on commence à la droite de *E*, il faudrait d'abord « sauter » dans la région de l'optimum, avant de continuer par itération.

FIGURE 1
DEUX SITUATIONS, DEUX RÉSULTATS

Figure 1a

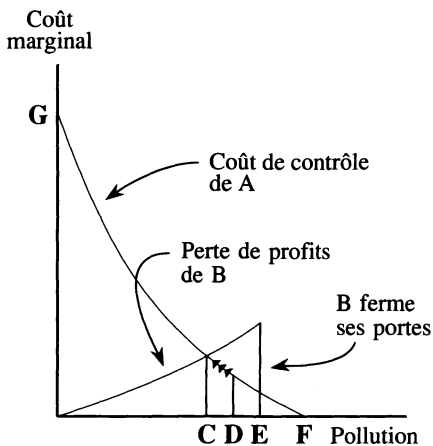
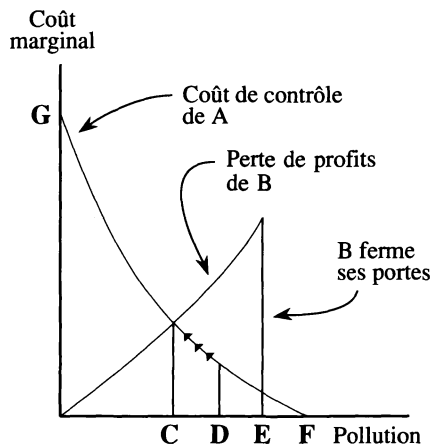


Figure 1b



2.1 *L'existence d'un équilibre*

Starrett (1972, p. 190) démontre qu'un choix insensé du point de départ peut détruire l'existence de tout équilibre. Tout dépend des « droits de propriété » : est-ce que c'est la firme en aval qui a droit à une eau propre, ou est-ce la firme en amont qui a le droit de polluer autant qu'elle le veut ? Si la firme qui n'a pas les droits de propriété peut compenser l'autre afin de changer son comportement, les deux situations mèneront à des solutions efficaces. Il ne s'agit alors que d'une question d'équité.

Mais Starrett suggère qu'il n'y aura pas de solution efficace, même si on permet des paiements entre firmes. Si les pollués ont les droits de propriété, à tout prix positif ils voudront vendre une infinité de droits aux pollueurs (qui n'en voudront pas autant). Pareillement, si les droits restaient avec les pollueurs, d'autres firmes exigeront une compensation : si elles ne la reçoivent pas, elles entreront dans ce marché, créeront de la pollution et obtiendront ainsi un transfert de revenu. Il n'y a pas d'équilibre et une solution efficace (optimale) ne peut pas être atteinte.

Burrows (1986, p. 103) fixe le point de départ où le prix de l'externalité est zéro, alors la quantité de pollution est déterminée (point *F* sur la figure 1). En fait il s'agit de droits contraints. Les pollués (pollueurs) ne peuvent pas vendre plus de permis qu'il n'y avait de pollution au préalable. Cooter (1980) remarque que le droit commun impose implicitement cette solution¹. Ceci semble raisonnable, mais il ne faut pas en négliger l'impact potentiel sur le développement régional. Un système qui gèle tout pollution à son niveau actuel peut empêcher l'installation de nouvelles firmes, surtout quand il s'agit de nouvelles technologies avec de nouveaux polluants.

Dans les deux cas (droits aux pollués ou aux pollueurs) il faut, pour établir un équilibre, contraindre soit le nombre de permis soit l'entrée de firmes. Il est à noter, cependant, que l'exemple ci-haut n'a que deux agents (ou groupes d'agents). Pour réaliser un optimum, il faut soit que les transactions directes entre les détenteurs de permis et ceux qui en ont besoin soient possibles, soit qu'un tiers agent, le gouvernement par exemple, existe, capable de déterminer la valeur marginale que chaque agent accorde à ces permis.

Lorsqu'il y a un grand nombre d'agents, il devient de moins en moins probable qu'un marché de permis puisse fonctionner sans l'intermédiation du gouvernement. Cependant, si le gouvernement vend ces droits aux pollueurs sans rembourser les pollués, on perd une propriété de l'équilibre pseudo-concurrentiel, à savoir l'équilibre du budget gouvernemental (voir Starrett, 1972, p. 187). Bien que l'intervention gouvernementale devrait améliorer la situation, il ne serait pas capable d'atteindre l'optimum global.

Terkla (1984) a étudié l'efficacité des taxes sur les effluents par rapport aux impôts sur les individus et les corporations. Il a trouvé que les taxes sur les

1. Ce qui n'est pas nécessairement vrai pour le droit civil.

effluents ne sont pas distortionnaires, contrairement aux taxes supplémentaires sur les revenus.

2.2 L'unicité de l'équilibre

Bien que l'imposition d'une limite supérieure aux permis disponibles assure l'existence d'un équilibre (si les autres hypothèses habituelles sont maintenues), la non-convexité implique une autre difficulté mathématique : il n'est plus évident que l'équilibre sera unique. Comment peut-on trouver l'équilibre qui est l'optimum global ?

Trois cas peuvent se présenter.

1) Le coût de contrôle est partout supérieur aux dommages subits, indépendamment des formes des courbes de coûts et de dommages. Il est évidemment optimal de ne rien faire.

2) L'approche itérative à partir d'un point initial d'aucun contrôle mène à la solution optimale. Les trois cas de Burrows qui satisfont à ce critère sont présentés dans la figure 2. De tels cas représentent les cas « classiques » où les mécanismes de pseudo-marché (taxes correctives ou marché de permis) peuvent s'appliquer.

3) L'optimum global ne sera pas atteint par itération à partir d'une situation d'aucun contrôle.

C'est la dernière classe qui nous intéresse, parce que les méthodes classiques ne s'appliquent pas. Est-ce que ce cas se présente souvent dans la réalité ?

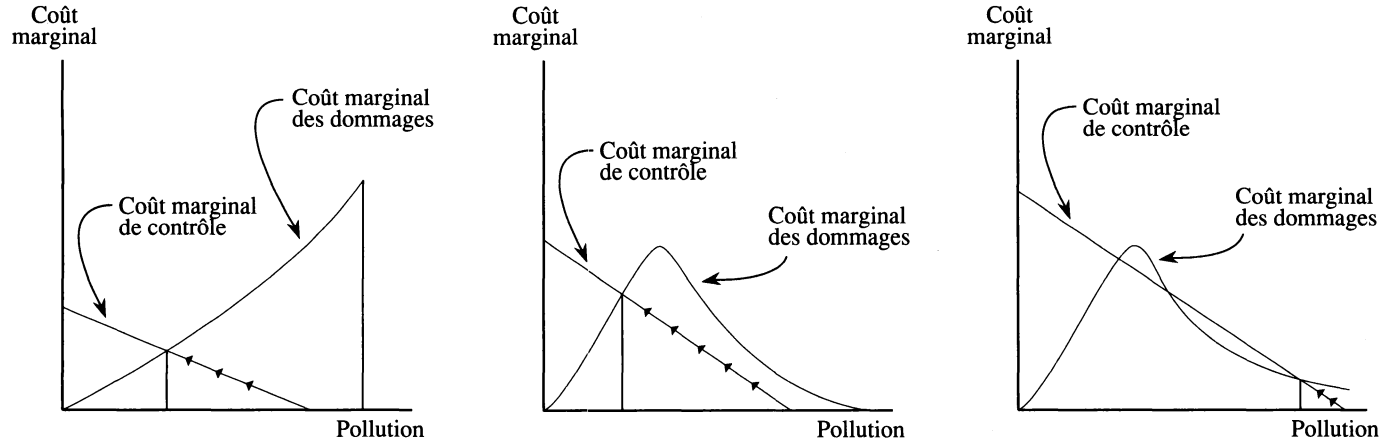
3. EXEMPLE DE LA POLLUTION DE L'EAU

Les risques associés à un usage de l'eau comme la boisson, la pêche, l'usage industriel (surtout dans l'industrie d'alimentation) augmentent avec la concentration de contaminants. À un niveau donné, l'usage devient impossible. Appelons ce niveau un « critère ».

Lorsque l'activité n'est plus possible, nous tombons sur une production nulle, ce qui rend l'ensemble de production non convexe. Un ε au dessus du critère, l'usage n'est plus, un ε en dessous, l'usage continue. Un exemple bien connu est la prohibition de la pêche dans les cours d'eau contaminés par le mercure.

La situation est présentée dans la figure 3. La fonction de dommages marginaux pour un contaminant comporte quelques pics situés aux niveaux des critères associés avec différents usages. On pose dessus une courbe de coûts de contrôle marginaux, choisie de manière à bien illustrer le problème. En comparant l'aire sous les courbes on peut vérifier que le point A est l'optimum global. Il y a deux optimums locaux, à C entre B et D, et à droite de D à E. Le maximum global ne peut pas être atteint par tâtonnement à partir du point « aucun contrôle » (à E).

FIGURE 2
LES TROIS CAS CLASSIQUES



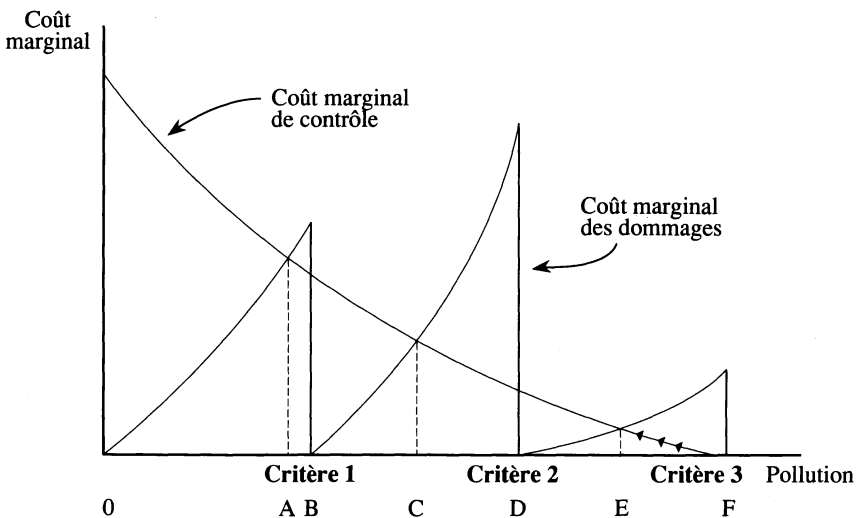
SOURCE: Burroughs, 1986, pp. 105, 109 et 110

Toutes les activités ne sont pas affectées de la même façon et aux mêmes niveaux. La situation peut être plus complexe, parce que ces non-convexités sont nombreuses. Pour chaque critère associé à un contaminant et une activité, il y a une non-convexité. À la limite, il y aura autant de non-convexités que le nombre d'activités fois le nombre de contaminants. Ceci est un peu exagéré car plusieurs critères peuvent être égaux (pour un contaminant à travers plusieurs activités). Cependant, moins il y a de critères, plus fortes sont les non-convexités.

On peut citer un cas au Québec. Un dépôt des déchets liquides toxiques a été établi à Ville Mercier pendant les années soixante. Des lagunes ont été creusées en terre sableuse en plein milieu d'une riche zone agricole au sud-est de Montréal. Elles étaient pratiques, puisque les lagunes se drainaient presque aussi vite qu'elles étaient remplies. Cependant, le danger évident de contamination de la nappe phréatique a été reconnu éventuellement et les lagunes ont été fermées, remplacées en 1972 par un incinérateur. Mais des liquides hautement toxiques avaient déjà pénétré la terre sableuse. En 1982, le ministère de l'Environnement du Québec a interdit la prise d'eau de source à un grand nombre de fermes dans six municipalités, ainsi qu'à une compagnie géante de mise en conserve, située à Ste-Martine (cf. Québec, 1982).

La compagnie et les cultivateurs ont ainsi rencontré une non-convexité. Soudain, lorsqu'un certain niveau de toxicité était observé dans l'eau, ils ont du chercher une autre source d'approvisionnement en eau, qui sans doute était beaucoup plus chère (camion citerne).

FIGURE 3
UNE NON-CONVEXITÉ PERTINENTE



La situation ressemble à celle de la figure 1b. L'intervention gouvernementale a fermé les lagunes. On peut dire que cette décision reflète un jugement que le maximum global de bien-être ne serait pas atteint sans contrôle de la source de la pollution. Il a choisi alors de « sauter » vers la gauche, dans l'espérance de trouver l'optimum global.

4. LA DÉTERMINAISON DE LA RÉGION DE L'OPTIMUM

Probablement l'empoisonnement des terres agricoles pose un choix assez facile par rapport à d'autres qui peuvent se présenter. Pour les cas plus difficiles, il faut disposer d'un moyen d'identifier la région de l'optimum. Deux méthodes sont discutées ici, celle de l'analyse coût/bénéfice et celle « des normes et des taxes » de Baumol et Oates (1971).

4.1 *L'analyse coût/bénéfice*

L'analyse avantage/coût a déjà été suggérée par différents auteurs, au moins comme alternative à l'approche itérative, par exemple Starrett et Zeckhauser (1974, p. 79) et Cooter (1980, p. 500). Est-ce que les deux procédures pourraient être jumelées ? Cette idée est attrayante de prime abord. Une analyse coût/bénéfice préalable, malgré ses imprécisions, devrait nous amener dans la région de l'optimum. Une itération faite à partir du point identifié nous amènera plus précisément à l'optimum visé. La procédure itérative retiendra, de plus, toute la flexibilité qui permettrait des ajustements ultérieurs.

Pour faire une telle analyse coût/bénéfice, il faut connaître les fonctions de coût des dommages dus à la pollution et les fonctions de coût du contrôle. Ces derniers sont sans doute plus faciles à évaluer. Les coûts du contrôle reflètent l'achat et l'opération d'équipement, ce qui peut s'estimer avec une certaine précision.

Par contre, la fonction de dommages n'est pas facile à déterminer. *La qualité* de l'eau n'a pas de prix de marché. Pour les activités qui dépendent directement de la qualité du milieu environnemental, la récréation ou l'industrie, il y a des moyens de l'inférer. Plusieurs méthodes ont été utilisées pour évaluer les bénéfices associés à la qualité de l'eau :

- le « coût de voyage » (cf. Smith, Desvougues et McGivney, 1983) ;
- la fonction de production ménagère (cf. Kahn et Kemp, 1985) ;
- l'évaluation des terrains (cf. Falcke, 1983) ; et
- l'évaluation contingente (cf. Randall, Hoehn et Brookshire, 1983).

Les deux premières méthodes sont souvent utilisées pour estimer la valeur de l'eau par rapport à des activités sportives, telles la pêche et le canoë. La valeur de l'eau est inférée à partir de ces activités connexes. La troisième se prête à l'évaluation de la qualité d'eau pour la localisation des maisons ou des chalets. La dernière, qui se base sur des sondages auprès des consommateurs, est moins limitée quant à ses applications, puisque tout pourrait être le sujet d'une question.

Ainsi seule l'évaluation contingente peut être utilisée pour trouver la valeur d'option, un concept qui regroupe certains besoins qui n'impliquent pas d'usage particulier (cf. Walsh, Loomis et Gillman, 1984). Ici on considère non seulement la valeur du maintien d'une opportunité non utilisée (récréative, par exemple), mais aussi la satisfaction de savoir qu'un milieu reste propre et la valeur perçue du legs d'un environnement plus sain.

La difficulté de connaître la forme de la fonction des dommages est évidente. Même l'ordre de grandeur n'est pas connu avec certitude. Certes, les différents critères peuvent servir comme points de repère, réduisant le problème à un choix entre quelques niveaux de pollution proches des critères. Le niveau qui s'avère le plus avantageux sera choisi comme point de départ et la solution peut être raffinée par une procédure itérative.

4.2 *La méthode des normes et des taxes*

L'approche alternative des normes et des taxes de Baumol et Oates (1971) ne cherche pas à évaluer avec précision les bénéfices environnementaux. On se fie aux analystes du gouvernement qui fixeront les « normes » environnementales. Ensuite, on minimise le coût du contrôle par un système de taxes sur les pollutions (ou bien par un marché de permis).

La norme choisie devrait être proche d'un des critères. Par exemple, le gouvernement peut établir comme politique que l'eau doit supporter partout la vie aquatique (normalement mesuré selon la présence ou non de certaines espèces) et qu'elle doit être potable dans certaines régions, peut-être là où l'industrialisation n'est pas encore marquée. Ces critères peuvent être nuancés pour certains bassins.

Lorsque les normes sont fixées, une procédure itérative basée sur un mécanisme de marché (taxes ou permis) devrait identifier la façon la moins coûteuse pour réaliser ces objectifs. Par cette approche on n'est pas certain de maximiser le bien-être social. Cependant on évite complètement le problème épineux de l'évaluation des bénéfices environnementaux.

5. CONCLUSION

La contribution la plus importante de cet article est la démonstration que les non-convexités « pertinentes » sont probablement très nombreuses, lorsqu'on inclut les aspects environnementaux de l'économie.

La non-convexité impose des difficultés en termes de l'existence et de l'unicité de l'optimum. On peut résoudre la question de l'existence d'un équilibre optimal en fonction des droits de propriété par contraintes soit sur l'entrée des firmes soit sur la vente de droits de pollution.

Cependant il reste la question de la multiplicité d'optimums, dont un seul représente la maximum global. Il n'y a aucun moyen de distinguer l'optimum global par une procédure gradiente. Cependant il y a des moyens d'en sortir.

L'analyse coût/bénéfice répond directement au problème dans le sens où elle cherche l'optimum global. Cependant, il y a diverses incertitudes implicites dans l'analyse coût/bénéfice, surtout dans l'évaluation des bénéfices environnementaux. Une alternative qui revient à l'esprit est l'idée d'imposer des normes, puis d'utiliser un mécanisme de marché afin de minimiser le coût de réaliser l'objectif défini.

BIBLIOGRAPHIE

- BAUMOL, W.J., (1964), « External Economies and Second-order Optimality Conditions », *American Economic Review*, 54 (juin), pp. 358-372.
- BAUMOL, W.J., et W.E. OATES, (1971), « The Use of Standards and Prices for the Protection of the Environment », *Swedish Journal of Economics*, 73 (mars), pp. 42-54.
- BURROWS, P. (1986), « Non convexity Induced by External Costs on Production: Theoretical Curio or Policy Dilemma ? », *Journal of Environmental Economics and Management*, 13 (juin), pp. 101-128.
- COOTER, R.D. (1980), « How the Law Circumvents Starrett's Non convexity », *Journal of Economic Theory*, 22 (juin), pp. 499-504.
- FALKE, C.O. (1983), « Water Quality and Property Prices: an Econometric Analysis of Environmental Benefits », *Kansantaloudellinen aikakauskirja*, 79 n° 1, pp. 94-102.
- KAHN, J., et W.M. KEMP (1985), « Economic Losses Associated with the Degradation of an Ecosystem: the Case of Submerged Aquatic Vegetation in Cheapeake Bay », *Journal of Environmental Economics and Management*, 12 (septembre), pp. 246-263.
- MALLORY, C.D. (1985), « Optimal Water Quality: a Dynamic Model in General Equilibrium », mémoire de Maîtrise, Université de Montréal, 63 pp. .
- PAGE, T., et J. FERREJOHN (1974), « Externalities as Commodities: Comment », *American Economic Review*, 64 (juin), pp. 454-459.
- Québec (1982), « Règlement sur la protection des eaux souterraines dans la région de ville de Mercier » (Décret 1525-82), *Gazette officielle*, partie 2, pp. 2491-92.
- RANDALL, A, J.P. HOEHN et D.S. BROOKSHIRE (1983), « Contingent Valuation Surveys for Evaluating Environmental Assets », *Natural Resources Journal*, 23 (juillet), pp. 635-648.
- SMITH, V.K., W.H. DESVOUGES et M.P. MCGIVNEY (1983), « Estimating Water Quality Benefits: an Econometric Analysis », *Southern Economic Journal*, 50 (octobre), pp. 422-437.

- STARRETT, D.A. (1972), « Fundamental Non convexities in the Theory of Externalities », *Journal of Economic Theory*, 4 (avril) pp. 180-199.
- STARRETT, D.A. et R. ZECKHAUSER (1974), « Treating External Diseconomies — Markets or Taxes ? », in *Statistical and Mathematical Aspects of Pollution Problems*, J.W. Pratt, ed., Dekker, New York, pp. 66-84.
- TERKLA, D. (1984), « The Efficiency Value of Effluent Tax Revenues », *Journal of Environmental economics and Management*, 11 (juin), pp. 107-123.
- WALSH, R.G., LOOMIS, J.B. et GILLMAN, R.A. (1984), « Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness », *Land Economics*, 60 (février), pp. 14-29.