

**Problématique de la gestion piscicole. Place de la recherche dans la conception d'une gestion rationnelle**  
**Problems in fisheries management. The role of research in the conception of rational management**

M. Heland

Volume 2, Number 4, 1989

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705055ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705055ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Heland, M. (1989). Problématique de la gestion piscicole. Place de la recherche dans la conception d'une gestion rationnelle. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(4), 793–806. <https://doi.org/10.7202/705055ar>

Article abstract

When planning fish-farming, it is important to clarify the approach chosen, which can be administrative, economical or ecological.

Fish being the final outcome of natural production in an aquatic environment, any intervention affecting the environment will be reflected in fisheries production. This explains the complexity of fisheries management, for it involves, among others, hydraulics, the efficient use of the watershed, etc...

A detailed and up-to-date knowledge of the input and output of the ecosystem concerned is essential, particularly regarding recruitment, natural mortality, stocking and exploitation. An effective control of stock dynamics is also required in order to set up predictive models to ensure the rational sharing of a resource.

A brief critical review of various predictive models which can be used points to the need for further research on certain stages in the life history of the fish, in order to make the models more reliable.

## **Problématique de la gestion piscicole.**

### **Place de la recherche dans la conception d'une gestion rationnelle**

Problems in fisheries management.

**The role of research in the conception of rational management**

---

M. HELAND

---

#### RÉSUMÉ

La gestion est un terme qui doit être défini et précisé selon le plan sur lequel on se place : administratif, économique, écologique. Le poisson étant l'aboutissement ultime de la production naturelle d'un plan d'eau, toute intervention sur le milieu se répercutera sur la production de poisson, d'où la complexité de la gestion piscicole, dépendante de la gestion hydraulique, de la gestion économique du bassin versant, etc...

La gestion d'une ressource piscicole implique une connaissance précise et continue des "entrées" et "sorties" dans l'écosystème considéré : recrutement, mortalité naturelle, repeuplement, exploitation. Elle suppose également une bonne maîtrise de la dynamique des stocks allant jusqu'à l'établissement de modèles prédictifs nécessaires à un partage raisonné de la ressource. Une revue succincte et critique des différents modèles prévisionnels utilisables met en évidence la nécessité d'approfondir les recherches pour certaines phases du cycle vital des poissons en vue d'améliorer la fiabilité des modèles.

*Mots clés : Gestion piscicole, production naturelle, modèle prévisionnel, facteurs écologiques.*

## SUMMARY

When planning fish-farming, it is important to clarify the approach chosen, which can be administrative, economical or ecological.

Fish being the final outcome of natural production in an aquatic environment, any intervention affecting the environment will be reflected in fisheries production. This explains the complexity of fisheries management, for it involves, among others, hydraulics, the efficient use of the watershed, etc...

A detailed and up-to-date knowledge of the input and output of the ecosystem concerned is essential, particularly regarding recruitment, natural mortality, stocking and exploitation. An effective control of stock dynamics is also required in order to set up predictive models to ensure the rational sharing of a resource.

A brief critical review of various predictive models which can be used points to the need for further research on certain stages in the life history of the fish, in order to make the models more reliable.

Key-words : *Fisheries management, natural production, predictive model, ecological factors.*

---

## INTRODUCTION

---

La gestion des ressources naturelles, qu'il s'agisse des poissons ou d'autres ressources, est une notion qui est devenue à la "mode" depuis environ une quinzaine d'années. Il est probable que cet intérêt grandissant pour l'idée de gestion est lié à une nécessité pour les organismes administratifs et/ou gestionnaires de faire face aux impacts de plus en plus nombreux et lourds de conséquences des activités humaines sur l'environnement. Cette "mode" ou plus exactement cette évolution a été amplifiée par une prise de conscience de la part de l'opinion publique de l'importance du patrimoine naturel, phénomène récent entretenu par les médias, notamment à l'occasion de catastrophes écologiques ou de conflits d'usagers. A l'heure actuelle, dans les pays industrialisés, l'opinion publique se sent concernée par l'environnement naturel et son devenir. Ce phénomène constitue une condition non négligeable, voire une contrainte de la gestion du patrimoine.

En introduction au thème de la IIème CILEF consacré aux "Bases biologiques de la gestion piscicole", nous précisons le concept de gestion, puis nous proposons une revue succincte des différentes méthodes rationnelles de gestion élaborées à partir des connaissances biologiques des espèces exploitées, en prenant la plupart des exemples chez les salmonidés migrateurs.

---

## 1 - LE CONCEPT DE GESTION

---

### 1-1 Définition

D'après les dictionnaires, gérer signifie administrer, conduire, diriger, gouverner, régir. La gestion d'une ressource, d'un patrimoine ou d'une entreprise fait apparaître les notions de recettes et dépenses, de débit et crédit, ce que l'on pourrait traduire plus généralement par entrées et sorties. Au sujet de l'entreprise, on distingue la gestion globale et la gestion sectorielle.

La gestion piscicole peut se définir globalement comme l'ensemble des dispositions qui permettent d'exploiter au meilleur niveau une ressource piscicole tout en maintenant sa pérennité.

La bonne gestion consiste à faire fructifier cette ressource ou patrimoine en vue de maximiser son exploitation dans une perspective à long terme.

### 1-2 Les différentes dimensions de la gestion piscicole

Exception faite des productions piscicoles plus ou moins intensives en milieux clos ou contrôlés, les dispositions permettant d'exploiter le poisson à son meilleur niveau de production relèvent de choix et de décisions dans des secteurs aussi différents que le cadre législatif, le contrôle de l'eau en qualité et en quantité, qui interfère lui-même avec celui de bassin versant, et enfin et surtout la connaissance de l'environnement biologique de la ressource piscicole exploitée. Ces différents secteurs qui nécessitent eux-mêmes une gestion sectorielle - administrative, hydraulique ou économique - devraient être intégrés à la gestion globale de la ressource piscicole elle-même. En ce sens, il s'agit d'une hiérarchie logique des différentes interventions par rapport à une ressource du patrimoine naturel. Dans la pratique, cette hiérarchie n'est pas souvent respectée dans la mesure où les décisions ou dispositions adoptées en matière de législation ou d'économie priment sur celles qui concernent les ressources naturelles. Dans certains cas, il n'y a pas d'harmonisation et *a fortiori* d'intégration, puisque la réglementation peut aller à l'encontre d'une bonne gestion piscicole (BOCKSTAEL, 1982 ; NAKAMURA, 1982).

L'évocation de la gestion administrative fait référence au cadre légal et réglementaire des activités de gestion et d'exploitation piscicoles. Le caractère contraignant de ce cadre définit les limites des dispositions que peut prendre un gestionnaire des pêches dans son action.

En ce qui concerne la gestion de l'eau ou gestion hydraulique, sa relation avec la gestion piscicole est une évidence, aussi bien sur le plan quantitatif que qualitatif (TRAVADE *et al.*, 1985 ; LEYNAUD, 1981, 1982). Dans la plupart des cas, l'intégration des deux approches sectorielles, eau et poisson, est indispensable.

La gestion hydraulique est elle-même en interaction avec celle du bassin versant. DECAMPS (1982) comme JOHNSON (1980) considèrent comme

essentielles pour les conditions de vie dans les eaux continentales les influences indirectes issues de l'utilisation du bassin versant. Il s'agit entre autres du problème des apports diffus. La figure 1 empruntée à LAGLER (1982) schématise l'interdépendance de la production piscicole avec l'environnement des pêcheries.

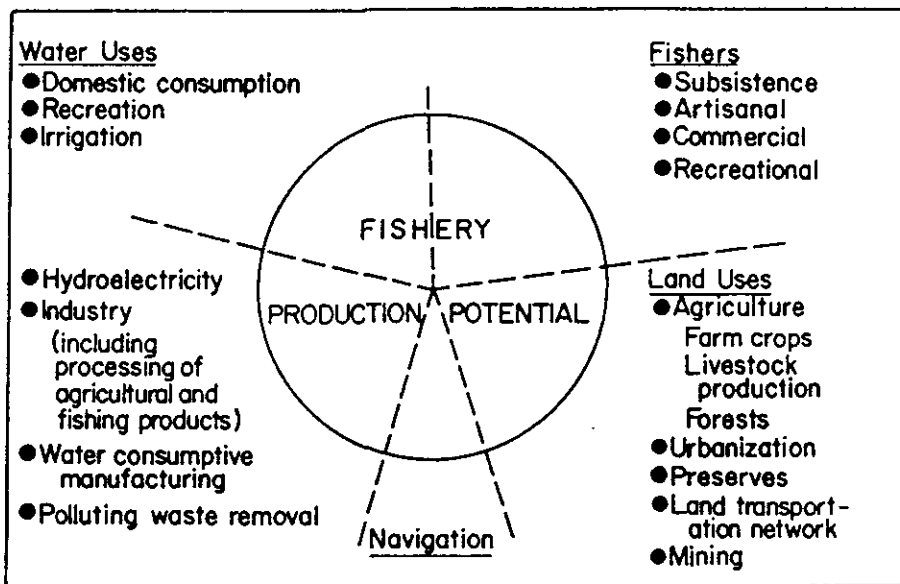


Figure 1. - Répartition hypothétique de la production potentielle d'une pêcherie entre plusieurs utilisations (et utilisateurs) dans des systèmes de rivières tropicales (d'après Lagler, 1980).

Figure 1. - Hypothetical allocation of fishery production among some uses (and users) of tropical river systems (from Lagler, 1980).

Le poisson étant l'aboutissement ultime de la production naturelle d'un plan d'eau, toute intervention sur le milieu se répercute sur la production piscicole. En résumé, la gestion correspondrait à un ensemble de dispositions permettant d'optimiser à la fois l'exploitation et la pérennité d'une ressource, la ressource piscicole.

## 2 - APPROCHE D'UNE GESTION RATIONNELLE DE LA RESSOURCE PISCICOLE

Pour préciser ce qu'est une ressource piscicole, il convient comme l'a indiqué JESTIN (1985) de raisonner à partir d'une unité fonctionnelle, telle que l'écosystème et la ou les populations de poissons qui l'utilisent. Gérer une population de poissons revient alors à connaître sa structure et son évolution dans l'écosystème considéré et être en

mesure de prédire cette évolution ainsi que les conséquences des interventions humaines pratiquées et, en premier lieu, le niveau d'exploitation.

Nous examinerons successivement les problèmes liés à l'écologie et la dynamique des populations, ce qui constitue la base de la gestion, puis la mise en oeuvre de modèles théoriques ("outil" de la gestion) permettant de prédire la production piscicole et enfin, après une critique de ces modèles, la nécessité d'acquisition de connaissances biologiques plus complètes sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

## 2-1 Informations biologiques nécessaires à la gestion

La notion de gestion entraîne la régulation de l'exploitation afin d'équilibrer les prélèvements effectués sur une fraction de la population, d'où la nécessité de connaître la dynamique de la population exploitée (WALTERS, 1980). Les fluctuations de l'effectif global et de la biomasse d'une population, de même que les variations des taux de croissance, de mortalité et de fécondité, dépendent plus ou moins étroitement des facteurs écologiques. La dynamique des populations qui a pour objet de définir ces modifications, d'en rechercher les causes et si possible d'indiquer les moyens de maîtriser celles-ci, ne saurait se passer de l'écologie, selon DAGET (1981) : "*C'est par une approche synthétique, à la fois dynamique et écologique, que la plupart des problèmes pourront être mieux compris et résolus*". Les bases scientifiques de la dynamique des populations nécessaires à une gestion rationnelle sont donc très larges puisqu'en définitive elles se réfèrent à la biologie de l'espèce en milieu naturel. De nombreux travaux en écologie, démographie, mais également éco-éthologie, éco-physiologie et génétique des populations entrent dans cet ensemble de préoccupations.

Ce qui intéresse le gestionnaire est de connaître l'importance des surplus exploitables, et si possible à l'avance, afin d'adapter le prélèvement à la production du stock de poisson. Par stock de poisson, il faut entendre selon le sens halieutique de LAUREC et LEGUEN (1981), l'ensemble des animaux exploitables. En terme de gestion, la notion de prédiction reste fondamentale et divers modèles prévisionnels ont été proposés.

## 2-2 Applications et limites des modèles prédictifs

Pour être fonctionnels, ces modèles ont dû être élaborés à partir d'un certain nombre de concepts relativement simples et peu nombreux. La plupart des modèles utilisés en effet admettent dans un but de simplification que les écosystèmes sont statistiquement stables, c'est-à-dire, que les fluctuations observées dans les facteurs de l'environnement sont aléatoires autour d'une moyenne fixe (DAGET, 1981). Les seuls facteurs du milieu, considérés comme ne fluctuant pas au hasard autour d'une moyenne fixe, sont ceux liés à la concurrence entre espèces : la prédation ou l'exploitation sont prises en compte car susceptibles de modifier la structure démographique et la fécondité du stock ou de la population. Ces caractéristiques de la population sont en général "synthétisées" par une relation considérée comme prépondérante pour expliquer les fluctuations d'abondance de la population selon l'environnement considéré : c'est la relation entre le stock et le recrutement (RICKER, 1954).

Ces modèles sont basés sur le principe que l'abondance des reproducteurs matures (P) est souvent d'une importance suffisamment marquante, ainsi qu'en corrélation forte avec d'autres facteurs importants, pour détenir une réelle valeur du point de vue analytique et prédictif (RICKER, 1975). Le nombre de recrues (R), c'est-à-dire le nombre de jeunes qui viennent chaque année se joindre à la population existante, est aussi un facteur important en dynamique des populations. Selon les modèles prédictifs et leurs hypothèses sous-jacentes, ce nombre de recrues est affecté de coefficients de mortalité différents entre la ponte et le recrutement.

Par exemple, le modèle de BEVERTON et HOLT (1957) repose sur l'hypothèse que le coefficient instantané de mortalité entre la ponte et le recrutement n'est pas constant, mais proportionnel au nombre d'individus présents à chaque instant. Pour RICKER (1954), il y aurait proportionnalité entre la mortalité aux premiers stades et le nombre d'oeufs.

La relation stock-recrutement de RICKER peut être exprimée selon différentes formes calculées à partir de la même expression mathématique\* (figure 2). Le stock parental (P) est représenté par les reproducteurs et les recrues (R) par la progéniture. La droite de pente 1 figurant la ligne d'équilibre entre P et R, correspond au renouvellement du stock parental par les recrues qui entrent dans la pêcherie. Théoriquement, tout stock de poisson dont la relation entre R et P exprimés en unités équivalentes dépasse cette ligne d'équilibre peut être exploité dans la limite de ce dépassement. La partie exploitable est représentée par la surface comprise entre la courbe et la droite  $P = R$ . La figure 2 permet de visualiser les trois composantes essentielles de la gestion : production d'une ressource, exploitation de cette ressource et influence du milieu qui module le niveau de la production de la ressource.

Dans le modèle de RICKER (figure 2), la modulation correspondrait ici aux différentes courbes qui, en fonction du milieu et des caractéristiques de croissance et de mortalité s'exerçant sur les recrues, vont se traduire par un surplus exploitable plus ou moins important. Un stock correspondant à la courbe C pourrait subir un taux d'exploitation de 80 %, mais pas de 90 % car alors le renouvellement ne serait plus assuré avec sécurité. Pour un tel stock, on voit que le recrutement maximal serait de 2 000 et le nombre de reproducteurs nécessaires pour ce recrutement de 373.

Pour vérifier un tel modèle, il existe peu de populations pour lesquelles on possède de bonnes estimations entre recrutement et stock parental. Cela est lié au fait qu'il faut disposer d'un très grand nombre d'années de recueil de données pour arriver à l'établir. RICKER (1975) cite l'exemple de la morue arctique (*Arctogadus glacialis* Peters) tiré des travaux de GARROD (1967) et du saumon chum (*Oncorhynchus keta* Walbaum) de la baie Tillamock. DEMPSON (1980) a démontré l'application du modèle de RICKER chez le saumon atlantique (*Salmo salar* L.) des

\* Relation stock-recrutement de RICKER :  $R = APE^{-BP}$

R : nombre de recrues

P : importance du stock parental

A : coefficient de mortalité densité-indépendant (paramètre sans dimensions)

B : coefficient de mortalité densité-dépendant (dimensions de 1/P)

rivières du Labrador. Cependant, dans tous ces exemples, on observe une assez grande dispersion des points autour de la courbe et la relation entre fécondité potentielle et recrutement paraît assez lâche.

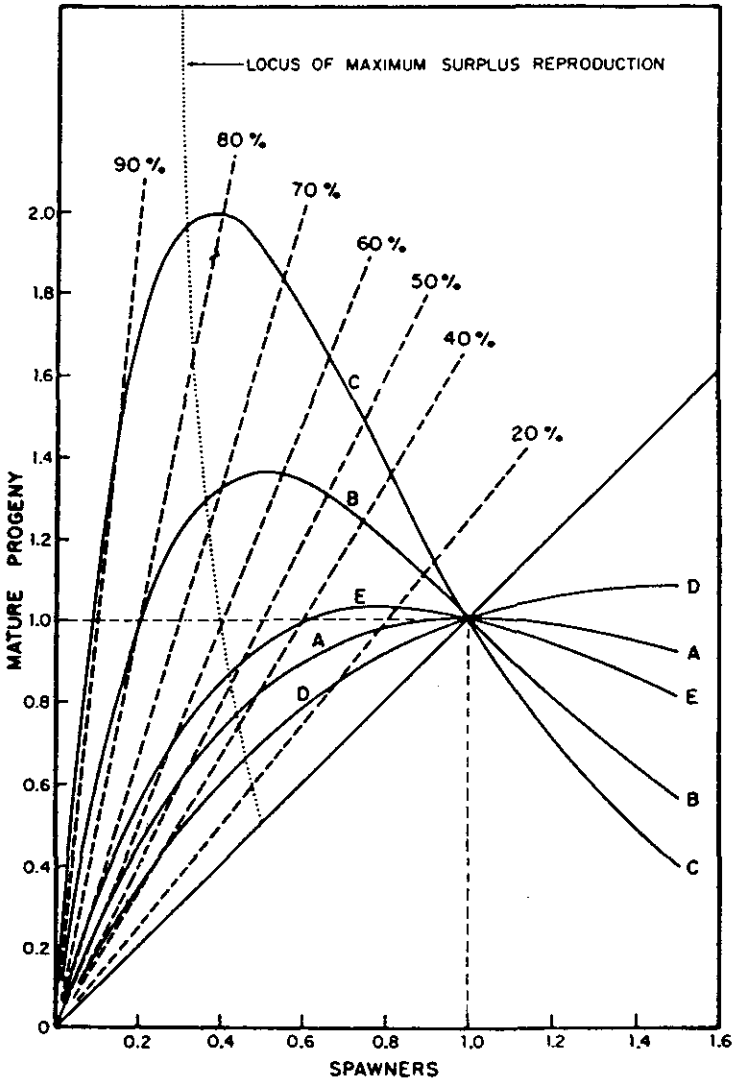


Figure 2. - Courbes de reproduction conformes à la relation stock-recrutement de RICKER. Le point où les courbes croisent la diagonale correspond au niveau de remplacement du stock et de la reproduction. Les lignes brisées partant de l'origine sont les lieux de reproduction d'équilibre pour les taux de reproduction indiqués (d'après RICKER, 1975).

Figure 2. - Reproduction curves conforming to the RICKER stock-recruitment relationship. The point where the curves cut the diagonal is the replacement level of stock and reproduction. The broken lines from the origin are loci of equilibrium reproduction for the rates of exploitation indicated (from RICKER, 1975).



Un meilleur ajustement a été mis en évidence dans une population de truites de mer (*Salmo trutta* L.) par ELLIOTT (1984) sur une période d'étude de 18 ans (figure 3). Le modèle de RICKER s'applique bien dans ce cas car il existe une forte dépendance entre le nombre d'oeufs et la densité des alevins. De plus, l'écosystème étudié présente les caractéristiques idéales pour le développement des juvéniles de truite et plus particulièrement les alevins (température, vitesse du courant et granulométrie), ce qui minimise l'influence des prédateurs ou compétiteurs. Seule la sécheresse sévère en été affecte la mortalité et l'ajustement au modèle.

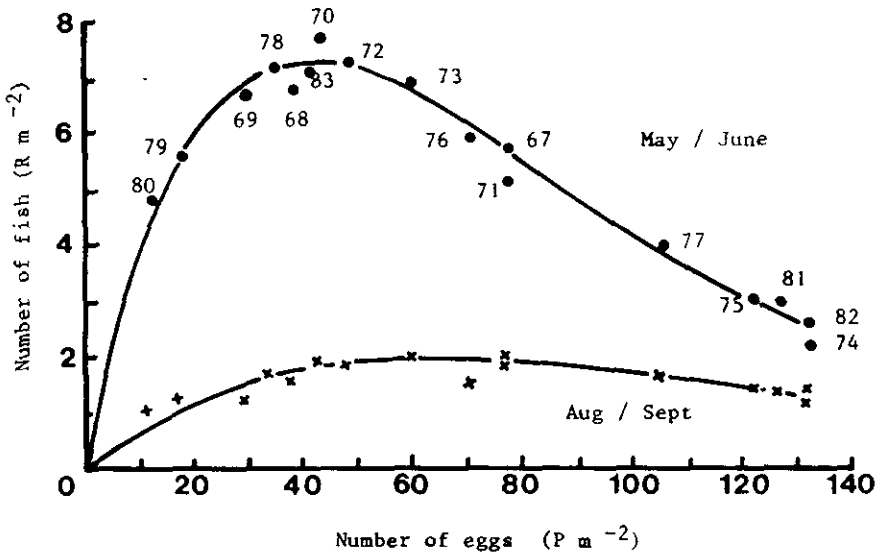


Figure 3. - Relation entre le nombre d'oeufs et le nombre moyen de jeunes truites en mai/début juin (●) ou en fin août/début septembre (x). La classe d'âge est indiquée pour chaque point (d'après ELLIOTT, 1984).

Figure 3. - Relationship between the mean number of eggs and the mean number of young trout in may/early june (●) or late august/early september (x). The year class is given for each point (from ELLIOTT, 1984).

Dans la plupart des cas, la mortalité aux stades juvéniles n'est pas uniquement fonction du stock parental, mais dépendrait pour une large part des facteurs du milieu (DAGET, 1981). Cela est particulièrement net pour les poissons à forte résilience, la résilience étant la faculté que possède une population de se reconstituer après un effondrement d'effectifs dans des conditions de milieu défavorables.

Chez les salmonidés migrateurs, FRENETTE (1987) décrit le cas du saumon Atlantique de la rivière Sainte-Anne en Gaspésie (figure 4), où les fluctuations d'abondance de la population d'adultes est en étroite relation avec le débit minimum d'étiage trois ans auparavant. RICKER (1968) avait présenté une relation équivalente chez le Saumon sockeye (*Oncorhynchus nerka* Walbaum) de la rivière Skeena où l'étiage sévère d'hiver provoquait, par suite du gel, d'importantes mortalités dans les frayères.

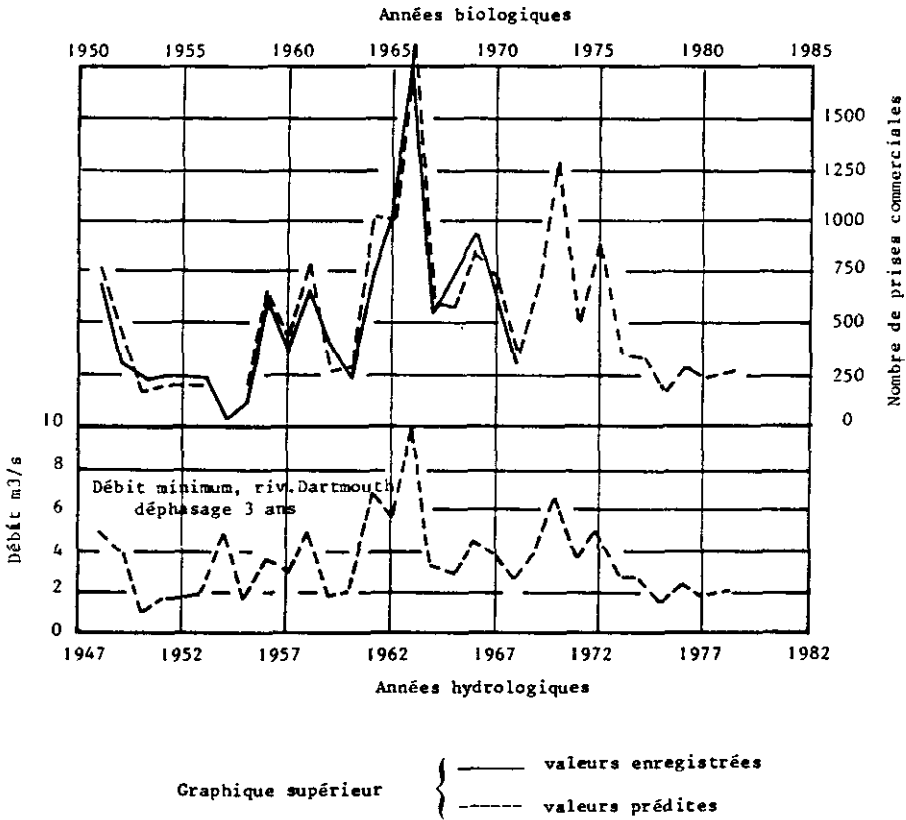


Figure 4. - Relation entre les antécédents hydrologiques de la rivière Dartmouth et les captures de saumons dans la rivière Sainte-Anne des Monts en Gaspésie (d'après FRENETTE, 1987).

Figure 4. - Relationship between past hydrological events in the Dartmouth river and salmon catch in the Sainte-Anne des Monts river, Gaspesia (from FRENETTE, 1987).

Les modèles déterministes du type de celui de RICKER basés sur l'influence pré-établie des caractéristiques des populations (mortalité, fécondité, croissance) ne peuvent prendre en compte les fluctuations importantes de l'environnement. Il en résulte souvent des décalages importants entre le modèle et la réalité, ce qui entraîne la perte du caractère prévisionnel. De plus, LARKIN (1980), WALTERS (1980) et CURY (1985) estiment que leur application est lourde à mettre en oeuvre car elle nécessite des dizaines d'années de collecte de données pour être significative. Cela pose le problème de la fiabilité des données et de leur recueil dans des conditions comparables. Par ailleurs, les paramètres sont quelquefois mal définis notamment en ce qui concerne la détermination de l'âge.

D'autres modèles de type stochastique, basés sur une approche non plus déterministe mais probabiliste, sont proposés notamment pour l'ex-

ploitation des poissons marins. Ces modèles conduisent à des prévisions en terme de probabilités selon divers scénarios de production et d'exploitation de la ressource. Cependant, la prévision de la variabilité des facteurs environnementaux n'est pas toujours résolue de manière satisfaisante, surtout dans les milieux non homogènes ou perturbés.

L'établissement de tels modèles nécessite une bonne connaissance de la biologie de l'espèce considérée de manière à introduire un maximum de précision dans les intervalles de variation des paramètres. GROS et PROUZET (1988) ont mis au point un tel modèle pour l'exploitation des saumons de printemps dans l'Aulne (figure 5). Un tel modèle prévisionnel reste à valider. Des améliorations peuvent être attendues selon les auteurs par la caractérisation plus fine de certains facteurs environnementaux tels que le taux de survie des premiers stades du cycle vital ou le taux de smoltification précoce.

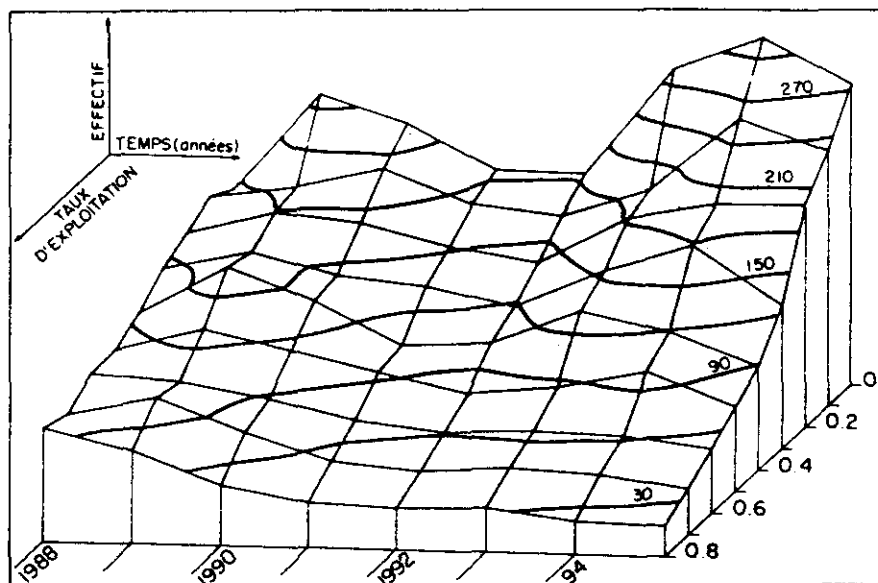


Figure 5. - Variation au cours du temps (1988 à 1995) de la médiane des effectifs prévus de remontées de saumons de printemps (échelle verticale) pour 9 valeurs du taux d'exploitation (d'après GROS et PROUZET, 1988).

Figure 5. - Variation during the course of time (1988 to 1995) in the median of expected numbers of spring salmon runs (vertical scale) with 9 values of exploitation rates (from GROS and PROUZET, 1988).

Une autre approche prévisionnelle de la production d'une ressource piscicole a été envisagée par CURY (1985) à partir du taux de renouvellement de la biomasse : le rapport P/B (LEVEQUE *et al.*, 1977). Par l'analyse des relations entre la production et les captures, il serait possible d'optimiser l'exploitation.

Les quelques exemples cités montrent que la connaissance approfondie et prévisionnelle d'une population de poissons ne peut se résumer à des

modèles théoriques qui feraient abstraction de l'environnement. Cela est particulièrement net avec les modèles déterministes les plus utilisés jusqu'ici. Les modèles probabilistes prennent en compte un certain nombre de facteurs du milieu. Cependant, dans la plupart des cas, ils ne peuvent intégrer les variations exceptionnelles des facteurs environnementaux et, de ce fait, restent valables surtout lorsque les conditions de milieu sont relativement stables au cours des années. Si cela peut se produire assez fréquemment dans le milieu marin, cela semble beaucoup moins vrai dans le cas des eaux douces, les lacs et surtout les rivières.

## 2-3 Perspectives d'amélioration des modèles de gestion

Les modèles ne pourront être véritablement prévisionnels, et par conséquent utilisables pour la gestion piscicole, qu'à condition de prendre en compte les facteurs écologiques déterminants dans la dynamique des populations. Même les modèles stochastiques nécessitent, pour améliorer leur précision, des progrès dans les connaissances sur certaines phases critiques du cycle vital.

Chez de nombreuses espèces de poissons et plus particulièrement les Salmonidés migrateurs, deux domaines méritent une attention particulière : le déterminisme du recrutement initial et la capacité d'accueil des plans d'eau.

Le recrutement initial a été identifié par les biologistes des pêches comme étant une période particulièrement sensible aux facteurs écologiques et, de ce fait, responsable de variations imprévisibles dans l'abondance des cohortes d'une population (GULLAND, 1978). Il correspond à la période au cours de laquelle l'alevin après la vie embryonnaire et larvaire va s'intégrer dans la population en place en traversant différentes phases critiques : apprentissage de la nage, passage de l'alimentation endogène à l'alimentation exogène, évitement des prédateurs, choix des microhabitats sous l'influence des compétiteurs, etc. Selon les conditions écologiques, ces phases peuvent entraîner de lourdes mortalités particulièrement chez les espèces amphihalines. Les recherches sur le déterminisme du recrutement initial devraient permettre de préciser l'influence de l'environnement écologique sur la survie des stades jeunes et améliorer la précision des modèles (ELLIOTT, 1985).

La capacité d'accueil correspond aux phénomènes de limitation de la densité en fonction de la qualité de l'habitat. Les modèles prévisionnels cités n'en tiennent compte que très globalement au niveau des taux de survie ou de croissance. Les populations de poissons sont limitées dans le milieu sous l'influence notamment des relations sociales ou territoriales liées aux caractéristiques morphodynamiques. Les observations convergent vers la notion de limite de densité de populations à un stade défini dans un habitat défini (HELAND, 1971). Cette limite particulièrement nette dans les petits ruisseaux peut être étendue, en tenant compte de certaines précautions, à l'ensemble des zones de production de juvéniles : la capacité d'accueil de la rivière ou du plan d'eau apparaît comme une constante pour l'espèce considérée mais serait modulée par la structure d'âge du peuplement et la diversité des espèces en présence. ALLEN (1969) a synthétisé l'évolution des surfaces d'habitat occupées par diverses espèces de Salmonidés en fonction de leur taille (figure 6) : les surfaces moyennes occupées par les poissons ont un caractère déterminé et croissant avec la taille et l'âge.

En ce qui concerne les modèles prévisionnels, la prise en compte de l'aspect limitatif de ce facteur et de sa variabilité peut apporter une marge de précision supplémentaire dans l'élaboration du modèle.

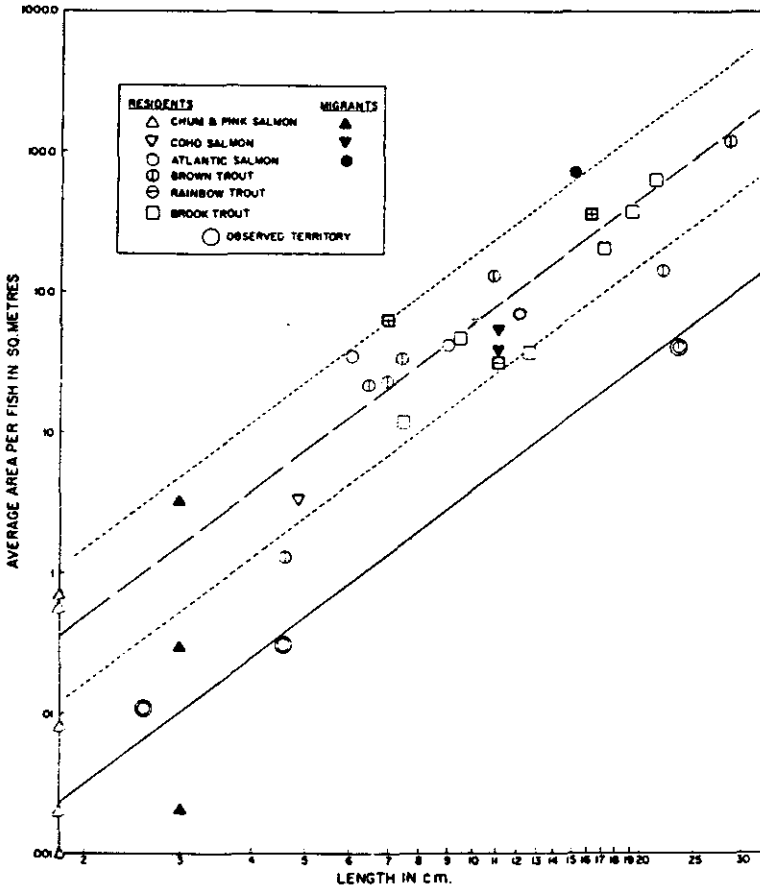


Figure 6. - Surface moyenne occupée par poisson en fonction de sa longueur en échelles logarithmiques. Les densités de populations de truites et saumons pour différentes espèces, âges et localisations sont synthétisées à partir de données publiées (d'après ALLEN, 1969).

Figure 6. - Average area per fish plotted against length on logarithmic scales. Densities of salmon and trout populations for various species, ages and localities compiled from published data (from ALLEN, 1969).

## CONCLUSION

Les approches évoquées ici, qu'elles concernent la gestion et ses différentes formes sectorielles ou les bases scientifiques de la gestion

et leurs différentes formes dynamique ou écologique, sont toutes complémentaires et ne devraient pas être indépendantes ou antagonistes. Dans le domaine de la recherche, il importe de proposer un système cohérent au gestionnaire, mais il faudrait que les gestionnaires à tous les niveaux prennent conscience des enjeux biologiques et accordent les réglementations et actions.

En conclusion, citons le propos de LARKIN (1980) : "Une pêcherie est un système qui comprend le poisson, les autres organismes, l'environnement dans lequel vit le poisson et les gens qui attrapent le poisson. Le gestionnaire gère comme il peut en intervenant sur quelques-unes ou toutes les parties du système".

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLEN K.R. (1969). Limitations on production in salmonid populations in streams. In Northcote T.G. (Ed.), *Salmon and trout in streams*, 3-20, H.R. Mac Millan Lect. Fisheries, Univ. Brit. Columbia, Vancouver.
- BEVERTON R.J.H., HOLT S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. *U.K. Min. Agric. Fish., Fish. Invest.* (Ser. 2), 19 : 533 p.
- BOCKSTAEL N.E. (1982). Commercial fisheries management : the New England ground-fish experience. In : Grover J.H. (Ed.), *Allocation of fisheries resources*, 27-30, FAO Publ., Rome.
- CURY Ph. (1985). Note sur la production biologique et l'exploitation d'une population de poissons. In : Gerdeaux D. et Billard R. (Eds.), *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 147-155, INRA, Paris.
- DAGET J. (1981). Importance de la dynamique des populations en écologie des eaux douces. In : Hoestlandt H. (Ed.), *Dynamique de populations et qualité de l'eau*, 1-15, Gauthier-Villars, Paris.
- DECAMPS H. (1982). Effets de diverses utilisations du bassin versant. In : Grover J.H. (Ed.), *Allocation of fisheries resources*, 68-70, FAO publ., Rome.
- DEMPSON J.B. (1980). Application of a stock recruitment model to assess the Labrador Atlantic salmon fishery. *Int. Council. Explor. Sea*, C 1980 M : 28, 15 p.
- ELLIOTT J.M. (1984). Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-1983. *J. Anim. Ecol.*, 53, 327-350.
- ELLIOTT J.M. (1985). Population regulation for different life-stages of migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-1983. *J. Anim. Ecol.*, 54, 617-638.
- FRENETTE M. (1987). Importance de l'hydrologie dans la restauration et la gestion des rivières à Saumons. In : Thibault M. et Billard R. (Eds.), *La restauration des rivières à saumons*, 195-207, INRA, Paris.
- GARRCO D.J. (1967). Population dynamics of the Arcto-Norwegian cod. *J. Fish. Res. Board Can.*, 24 : 145-190.
- GROS Ph., PROUZET P. (1988). Modèle stochastique prévisionnel des captures de saumons de printemps (*Salmo salar*) dans l'Aulne (Bretagne) : éléments d'aménagement de la pêcherie, *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 9, 3-23.
- GULLAND J.A. (1978). The analysis of data and development of models. In : Gulland J.A. (Ed.), *Fish population dynamics*, 67-95, J. WILEY and Sons, Chichester.
- HELAND M. (1971). Influence de la densité de peuplement initial sur l'acquisition des territoires chez la Truite commune, *Salmo trutta* L. en ruisseau artificiel. *Ann. Hydrobiol.*, 2, 25-32.
- JESTIN J.M. (1985). Gestion de la ressource aquatique. Le point de vue halieutique. In : Gerdeaux D. et Billard R. (Eds.), *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 159-165, INRA, Paris.
- JOHNSON R.P. (1980). Land use and the fish resource of Saskatchewan. *EIFAC*, 73 p.

- LAGLER K.F. (1982). Integrating fishery resource allocation into tropical river basin development and water management schemes. In : Grover J.H. (Ed.), *Allocation of fisheries resources*, 180-191, FAO publ., Rome.
- LARKIN P.A. (1980). Objectives of management. In : Lackey R.T. and Nielsen L.A. (Eds.), *Fisheries Management*, 245-262, Blackwell Scient. Publ., Oxford.
- LAUREC A., LE GUEN J.C. (1981). Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1. Concepts et modèles. *Rap. Sci. Tech., CNEXO*, 45 : 117 p.
- LEVEQUE C., DURAND J.R., ECOUTIN J.R. (1977). Relations entre le rapport P/B et la longévité des organismes. *Cah. ORSTOM. Sér. Hydrobiol.*, 11 : 17-31.
- LEYNAUD G. (1981). Comment apprécier la qualité de l'eau ? Troisièmes assises internationales de l'environnement. *Actes IIIes Assises Int. Environ.*, Vol. 4, 42-46, Documentation Française, Paris.
- LEYNAUD G. (1982). Relations entre pollution des eaux et pêche. In : Grover J.H. (Ed.), *Allocation of fisheries resources*, 232-242, FAO Publ., Rome.
- NAKAMURA E.L. (1982). What is the best use of fish resources in the U.S. Gulf of Mexico ? In : Grover J.H. (Ed.), *Allocation of fisheries resources*, 289-292, FAO Publ., Rome.
- RICKER W.E. (1954). Stock and recruitment. *J. Fish. Board Can.*, 11 : 559-623.
- RICKER W.E. (1968). Background information and theory related to the management of the Skeena sockeye salmon. *J. Fish. Res. Board Can.*, MS Rep. 961 : 1-38.
- RICKER W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191 : 382 p.
- TRAVADE F., ENDERLE M.J., GRAS R. (1985). Retenues artificielles : gestion hydraulique et ressources piscicoles. In : Gerdeaux D. et Billard R. (Eds.), *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 15-38, INRA, Paris.
- WALTERS C.J. (1980). Systems principles in Fisheries management. In : Lackey R.T. and Nielson L.A. (Eds.), *Fisheries Management*, 167-183, Blackwell Scient. Publ., Oxford.