

Simulation de l'exploitation de ressources (fleuve Niger)

Pierre Morand

biométricien

François Bousquet

modélisateur

Le programme d'études halieutiques dans le delta central du Niger a débuté en 1986 au Mali ; il a fallu toutefois attendre l'année 1990 pour qu'au sein de ce programme une opération en « modélisation » voie le jour. Certes, le développement d'un modèle sur la pêche dans le delta central ne répondait pas à une demande pressante des autorités maliennes, ce qui a peut-être permis à l'opération de se dérouler assez librement, sans que lui soit imposée une exigence immédiate de résultat précis par rapport à telle ou telle question d'aménagement ou de développement. Notons qu'une telle situation contraste fortement avec celle dans laquelle est souvent placée la modélisation en recherche halieutique marine, où la fonction d'expertise, « collant » aux préoccupations des gestionnaires, est quasi obligatoire (GASCUEL, 1995). En fait, le projet avait un double objectif de recherche.

Le premier objectif, formulé dès l'origine (« modélisation dynamique à échelle fine d'une ressource subissant un prélèvement halieutique »), était essentiellement relatif à la problématique de la « dynamique des populations exploitées » (LAUREC et LE GUEN, 1981) et aux questions traditionnellement rattachées, à savoir l'étude de la réponse de la production (les captures) à l'intensité de l'exploitation. Il s'agissait d'intégrer dans cette problématique classique les connaissances acquises sur la richesse structurelle des pêches artisanales continentales et sur leur environnement : fragmentation de l'espace en milieux différents plus ou moins interconnectés, changements saisonniers de la « taille » de ces milieux, mobilité des poissons entre ces milieux, répartition très contrastée de l'effort de pêche en fonction des saisons et des milieux, etc.

Un second objectif était de favoriser la rencontre entre les connaissances issues de plusieurs champs disciplinaires, à savoir les sciences de la vie et

de l'environnement d'une part, les sciences de la société d'autre part. Cette rencontre est connue pour poser de nombreux problèmes. Par exemple, certaines connaissances s'expriment sous forme de lois mathématiques alors que d'autres restent sous forme de règles qualitatives, certaines tendent à la globalisation, en agrégeant les propriétés de nombreux comportements ou objets alors que d'autres préfèrent s'attacher à la description fine des singularités. Il s'agissait donc de développer un outil capable de représenter un certain nombre de ces connaissances, appartenant forcément à des types variés, et de les faire interagir pour simuler une *bi-dynamique pêcheurs/ressource*, c'est-à-dire un cas d'écosystème anthropisé.

Dans les deux cas, ce sont la souplesse et la puissance des représentations permises par les techniques de simulation multi-agents qui laissent espérer des avancées notables par rapport aux travaux de modélisation analogues réalisés antérieurement sur les mêmes questions, notamment ceux de WELCOMME et HAGBORG (1977) et ceux de LALOË et SAMBA (1990) pour ce qui concerne les pêches artisanales.

Le modèle et les simulations

Le simulateur

Le simulateur construit (BOUSQUET et CAMBIER, 1993 ; CAMBIER, 1994) utilise le formalisme des systèmes multi-agents. Celui-ci fournit des méthodes de modélisation qui ont servi à la fois pour simuler les différents agents de l'écosystème anthropisé et pour représenter différents points de vue disciplinaires sur le fonctionnement de cet écosystème. Le simulateur se compose de trois parties :

- un monde artificiel qui représente différentes parties de l'espace dans lequel on place des agents qui se déplacent et interagissent ;
- des sources de connaissances, c'est-à-dire un ensemble de règles qui représente une partie des connaissances expertes sur le fonctionnement du monde artificiel, ces règles s'appliquant au monde artificiel et le modifiant ; les sources de connaissances peuvent aussi s'exprimer sous forme de modèles mathématiques ;
- une structure de contrôle, séparée en deux niveaux, la stratégie et les tâches, chacun étant informé des changements du monde artificiel. Lors de certains changements, la stratégie active des tâches, qui activent elles-mêmes des sources de connaissances. Celles-ci transforment le monde artificiel, les agents vont réagir à ces changements et certaines de ces réactions constitueront des événements pour la structure de contrôle et ainsi de suite...

Le contenu du monde artificiel

Un modèle de simulation constitue un « monde artificiel » (TREUIL et MULLON, 1997), et ce monde a pour ambition d'intégrer, de façon schématique, l'essentiel de la connaissance disponible sur la structure des systèmes fleuve-plaine et sur la dynamique de leurs occupants. On y trouve notamment une représentation explicite de l'espace, composée de deux portions ; l'une représente un segment de fleuve, l'autre une plaine d'inondation. La seconde offre beaucoup de nourriture aux poissons à la crue mais très peu en étiage, sachant qu'il ne reste alors dans les plaines que quelques pièces d'eau éparses. Le cycle d'abondance trophique est le même pour le fleuve mais l'amplitude est beaucoup moins forte : en hautes eaux, le fleuve est moins riche que la plaine d'inondation, et c'est l'inverse durant l'étiage. Le nombre d'espèces de poissons dans le delta réel approche la centaine, mais seulement trois « fictives » ont été représentées dans notre monde artificiel. Toutefois, leurs caractéristiques ont été définies pour être représentatives des grands types de stratégies adaptatives adoptés par les poissons pour manger, grandir et se reproduire dans l'environnement éminemment variable des fleuves tropicaux (BENECH et QUENSIÈRE, 1987).

La première espèce (A) est de petite taille : elle pond et migre en fonction du signal de crue (vers la plaine à la montée des eaux, puis vers le fleuve à la décrue). Ses œufs sont nombreux et petits. La deuxième espèce (B) est un prédateur ichtyophage qui se reproduit systématiquement en début de crue mais migre de façon opportuniste, en quittant l'endroit où elle se trouve lorsqu'elle n'y trouve pas assez de proies. La troisième espèce (C) est de taille intermédiaire, elle se reproduit lorsqu'elle est dans de bonnes conditions trophiques, ce qui peut se produire plusieurs fois par an. Sa ponte n'est pas numériquement abondante, mais les œufs sont gros. En cas de disette ou de surpopulation locale, elle va chercher ailleurs de meilleures conditions trophiques sans se soucier de la saison ni du signal de crue.

Au début de toutes les simulations, on laisse s'établir un équilibre dynamique stable entre ces trois espèces et leur environnement saisonnier, c'est-à-dire les cycles d'« offre de nourriture » qui ont été décrits plus haut. On peut ensuite commencer des expériences simulatoires plus intéressantes, en faisant subir à cet écosystème un ou plusieurs stress anthropique(s). Toutes ces expériences ont été menées autour d'une même idée de scénario : l'intensification de l'exploitation, définie comme une *augmentation de l'effort de pêche par unité de taille du système*, cette unité étant représentée ici par l'unité d'offre annuelle de nourriture aux poissons. Cette intensification est en effet le dénominateur commun quant

¹ Parmi ces évolutions ou changements, on citera l'accroissement démographique, l'apparition de matériels de pêche à très fort pouvoir de capture (par exemple les filets monofilaments), l'intégration de plus en plus forte de la pêche deltaïque dans le système économique marchand, enfin et surtout, de 1970 à 1993, la persistance d'un très sévère épisode de déficit pluviométrique sur tout le bassin supérieur du Niger.

aux conséquences des différentes évolutions ou changements qui ont affecté la pêche au Mali durant ces dernières décennies¹. En modifiant les formes sous lesquelles cette intensification est représentée, plusieurs jeux d'expériences simulatoires ont été réalisés.



Marchandes de poisson au bord du fleuve Niger.

SK Dienebo

Les expériences simulatoires : scénarios et résultats

Le premier groupe de simulations consiste à étudier un écosystème auquel on impose un « effort de pêche », traduit par un simple taux de mortalité imposé aux poissons, ce qui est proche des représentations classiques en modélisation des pêches. Cette mortalité par pêche augmente d'année en année. En résultat, on obtient une courbe d'évolution des captures, c'est-à-dire la somme des poids des poissons « morts par pêche ». Cette courbe suit une forme très caractéristique et robuste : après une phase d'accroissement, les captures plafonnent à un niveau maximal, un « plateau » qui se prolonge sur une large gamme d'accroissement de l'effort (fig. 38). Pendant toute la durée de ce plateau, les seuls phénomènes halieutiques qui trahissent la progression du processus d'intensification de l'exploitation sont la diminution de la taille moyenne des captures et, bien sûr, la chute des captures *par unité d'effort*. Et s'il y a bien pour finir un effondrement des captures *totales*, cela n'arrive que tardivement, c'est-à-dire à un degré très élevé de l'effort, au moins deux à six fois plus élevé que le degré qui permet d'atteindre le plateau. En revanche, en ce qui concerne la richesse spécifique, on doit déplorer la disparition de deux espèces sur trois au cours de cette première expérience d'intensification d'exploitation.

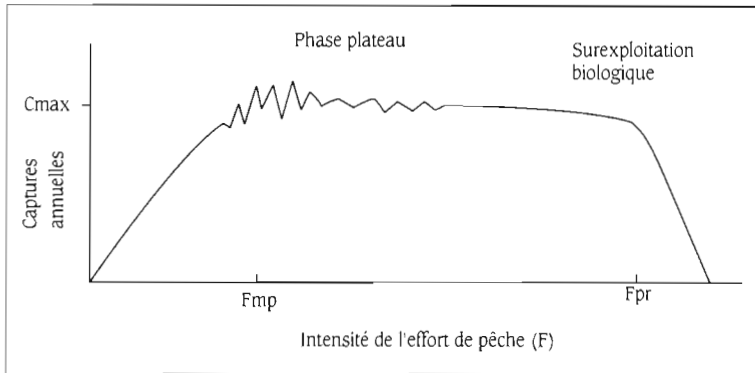


FIG. 38 — Réponse en plateau des captures *versus* accroissement régulier de l'effort de pêche.

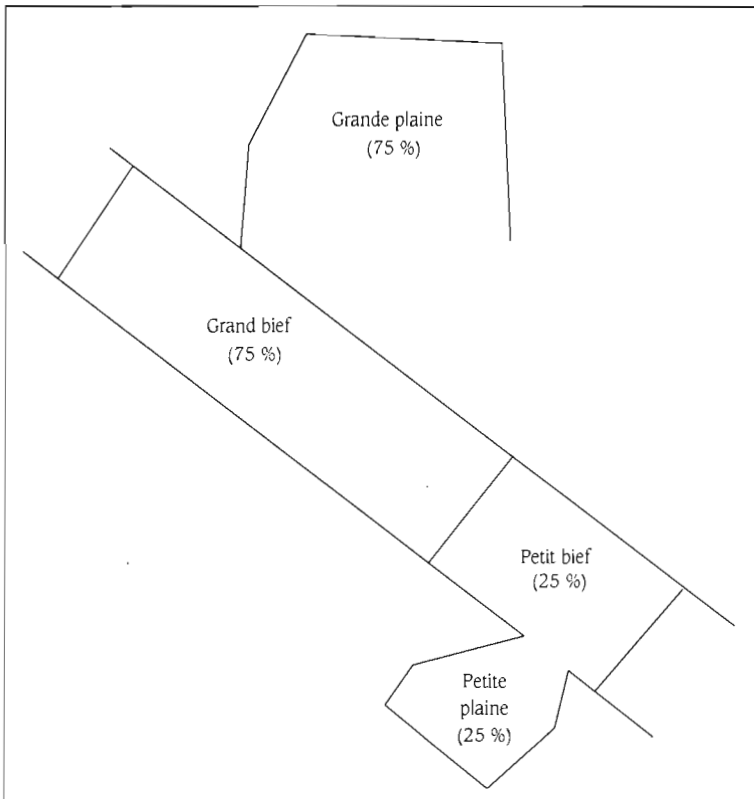


FIG. 39 — Schéma de l'espace fragmenté en quatre portions utilisé pour les expériences de simulation.

Dans une deuxième expérience, on a compliqué légèrement le monde artificiel, en distinguant deux sous-ensembles fleuve-plaine connectés l'un à l'autre par leurs portions de fleuve respectives (fig. 39). Précisons que le plus petit de ces deux sous-ensembles, qui représente 25 % de la taille totale du monde simulée, n'est pas accessible à la pêche.

En simulant à nouveau un effort de pêche croissant, les résultats montrent cette fois que la richesse spécifique est conservée : les trois espèces subsistent même à des niveaux d'effort très élevés. D'autre part, l'indicateur « capture globale », bien que montrant comme précédemment une réponse en plateau suivie d'une rupture en fin de ce plateau, présente cette fois des formes globalement plus douces, surtout au niveau de la chute : celle-ci est plus progressive, la courbe s'abaissant vers un seuil faible mais non nul, très durable (BOUSQUET, 1994 ; MORAND *et al.*, 1995).

Dans une troisième expérience, on a cherché à explorer les conséquences de perturbations annuelles, environnementales ou halieutiques, susceptibles de survenir durant la phase plateau. Pour cela, on procède de la façon suivante : l'accroissement déterministe de l'effort de pêche est stoppé à partir du moment où on considère que la phase plateau est bien établie, c'est-à-dire à l'année 27 dans l'expérience simulatoire présentée (fig. 40 b et c). La dynamique de la ressource devrait alors se stabiliser. Cependant, on décide de perturber cette dynamique à partir de l'année 28 en appliquant chaque année un « coefficient-anomalie » k_t (fig. 40 a) au cycle normal d'offre de nourriture ainsi qu'un coefficient-anomalie f_t à l'effort de pêche (fig. 40 b). Ces deux coefficients, obtenus par tirages aléatoires dans des lois uniformes centrées sur 1, sont indépendants l'un de l'autre. La simulation étant effectuée (fig. 40 c), on réalise une analyse statistique de la série temporelle des variations de captures annuelles C_t obtenues au-delà de l'année 29. Il s'agit de mettre en relation ces variations avec les anomalies trophiques et halieutiques. Pour cela, on cherche à ajuster un modèle statistique de type $C_t = g(f_t, f_{t-1}, \dots, k_t, k_{t-1}, \dots)$, où g est une fonction linéaire des anomalies aléatoires successives contenues dans la parenthèse, affectées des indices $t - i$ qui permettent de repérer les retards successifs considérés. On cherche le meilleur modèle par dégradation, c'est-à-dire en essayant successivement des modèles de plus en plus légers, après retrait des termes (anomalie_{retard}) ayant peu ou pas d'effet.

Le tableau X illustre une étape intermédiaire de cette dégradation, où il apparaît que les captures de l'année t dépendent essentiellement de l'anomalie trophique (c'est-à-dire de la crue) immédiatement antérieure et, dans une moindre mesure, de celle de l'année précédente. Quant à l'effort de pêche, il n'a qu'un effet modéré sur les captures. Cet effet est légèrement positif dans le contemporain, puisqu'il faut évidemment pêcher pour prendre du poisson, mais le bénéfice espéré d'une modération (anomalie négative) de l'effort de pêche à l'année $t - 1$ pour prendre plus de poissons l'année t suivante est quasi nul. On constate finalement qu'on peut, sans perdre beaucoup d'informations, adopter un modèle

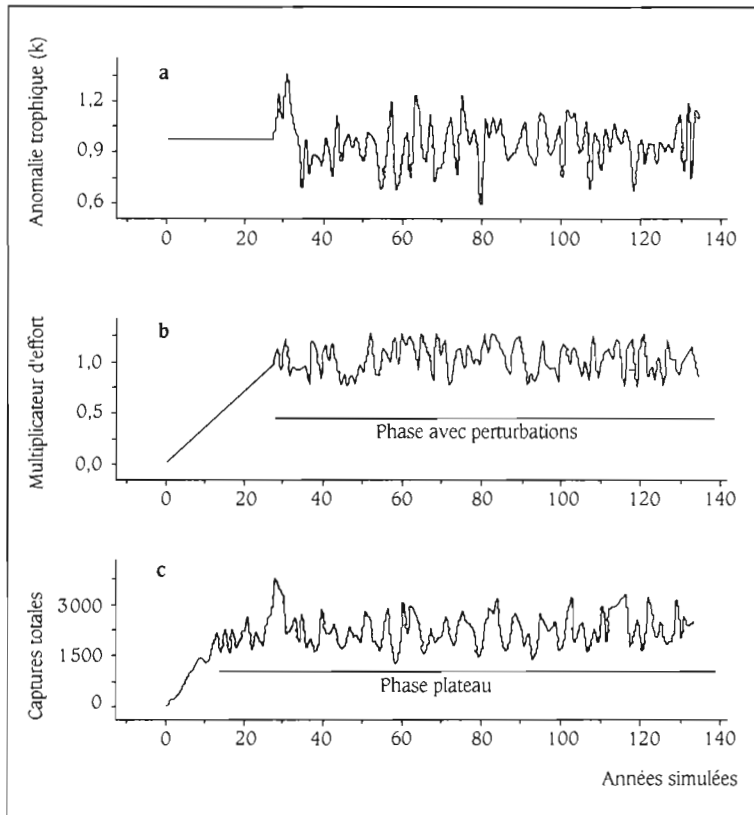


FIG. 40 — Série temporelle de la réponse des captures (c) aux anomalies trophiques (a) et d'effort (b).

très léger dans lequel ne figure plus que la seule dépendance des captures d'une année donnée par rapport à l'anomalie trophique immédiatement antérieure. Cette relation est d'ailleurs si forte qu'elle apparaît clairement sur une simple représentation graphique bivariée (fig. 41).

Si l'on décompose maintenant les captures en deux classes, en considérant les poissons jeunes de moins d'un an (0+) d'une part et les poissons plus âgés d'autre part, on constate que ce sont les captures des jeunes qui engendrent quasiment toute la variabilité interannuelle des captures totales, à tel point qu'il existe une excellente corrélation ($r = 0,91$) entre « captures de jeunes » et « captures totales », et même entre « proportion de jeunes dans les captures » et « captures totales » ($r = 0,68$; fig. 42).

L'ensemble de ces résultats va dans le même sens, à savoir que la dynamique de la ressource simulée est un processus sans mémoire ou presque : *les mauvaises crues sont oubliées après deux années au plus, les impacts des pics d'exploitation sont quasi gommés d'une année sur l'autre*. Ces résultats, assez déroutants de prime abord, semblent finale-

FIG. 41— Corrélation entre captures et anomalies trophiques immédiatement antérieures.

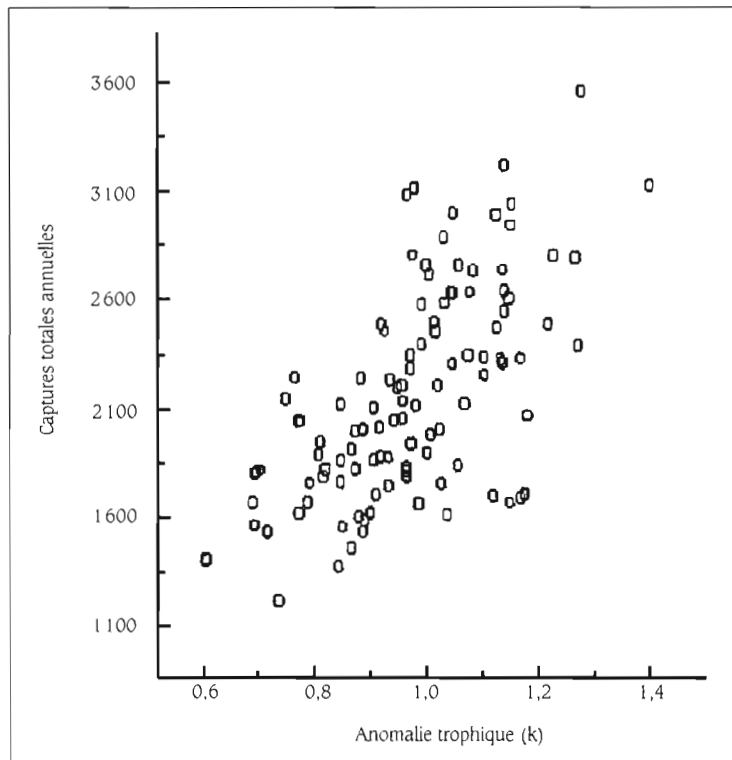


FIG. 42 — Corrélation entre proportion de jeunes poissons dans les captures et captures totales.

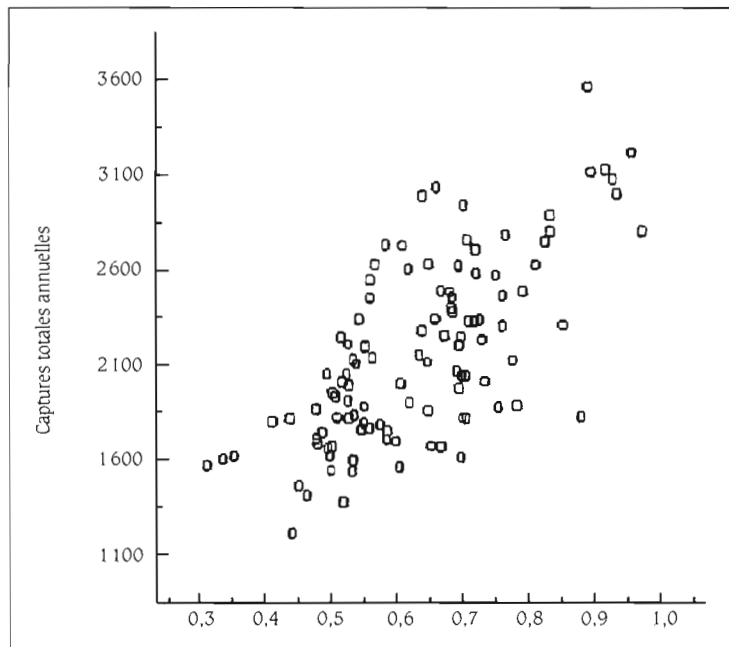


TABLEAU X — Coefficients du modèle linéaire de prédiction des captures annuelles.

Variable	Coefficient	Écart-type	Test de significativité
Constante	- 780,2	425,4	t = - 1,83 (p < 0,10)
(anomalie trophique) _t	1 815,1	228,7	t = 7,94 (p < 0,001)
(anomalie trophique) _{t-1}	862,9	225,9	t = 3,82 (p < 0,001)
(anomalie d'effort) _t	392,6	228,8	t = 1,716 (p < 0,10)
(anomalie d'effort) _{t-1}	- 73,12	230,5	t = - 0,31 (non significatif)
Nombre d'années : 108	Coeff. déterm. mult. (r) = 0,67		F - ratio = 21,02 (p > 0,001)

La prépondérance des effets induits par les anomalies trophiques récentes apparaît clairement, alors que les anomalies d'effort ne laissent pas de traces durables.

ment pleins d'intérêt pour l'halieutique « réelle », puisqu'ils fournissent une explication simple aux faits observés dans le delta. De plus, ils ne sont pas en contradiction avec le savoir des pêcheurs, pour lesquels « les poissons naissent de la crue ! ».

Dans un second groupe de simulations, on a représenté des pêcheurs confrontés à des processus de prise de décision. Il ne s'agit plus alors d'une augmentation d'un effort de pêche global (un vecteur mortalité) mais d'une augmentation de la population de pêcheurs. Trois scénarios de simulation sont envisagés qui correspondent à trois hypothèses portant sur le type de processus de décision des pêcheurs par rapport à la

Tirage de grande senne de plage à Batamani Daga.



A. Kodjo

mise en œuvre de l'action de pêche, considérée en termes de choix de la technique et de choix du lieu de pêche. Ces trois types de processus répondent en fait à trois systèmes de contraintes, lesquels schématisent différentes façons d'envisager la relation entre les hommes et les ressources renouvelables :

- un accès libre où chacun des pêcheurs cherche à maximiser son profit et où toutes les actions sur tous les milieux sont autorisées ; seule la capacité d'investissement détermine le choix de l'engin et la possibilité d'accès à la ressource ;
- l'existence de règles sociales identitaires contrôlant l'accès aux portions d'espace, avec une population partagée en deux groupes qui n'ont pas les mêmes règles d'accès ; un des groupes (G1) n'a pas accès aux biotopes de type « plaine », l'autre (G2) n'a pas accès au fleuve à l'étiage ;
- l'existence d'aires relativement protégées, deux portions d'espace (sur quatre) ne pouvant recevoir plus de cinq pêcheurs à la fois ; une fois ces places occupées, les autres pêcheurs ne peuvent plus y « entrer » et doivent aller pêcher ailleurs.

Les expériences de « pêche dynamique » se déroulent sur le même fond de processus écosystémique que celui défini précédemment, à savoir quatre milieux aquatiques différents (deux de type « fleuve » et deux de type « plaine ») affectés par un cycle saisonnier de crue/décru, et où vivent les trois espèces de poissons A, B et C. Pour chacun des trois types de processus de décision, des expériences simulatoires multiples (c'est-à-dire répétées en série) ont été effectuées de façon à vérifier la robustesse des résultats — en rappelant que des événements stochastiques, représentés par des tirages aléatoires dans des lois, interviennent à de multiples étapes dans les simulations. Les résultats de ces trois séries d'expériences ont ensuite été comparés selon deux critères. Sur la base du critère « évolution des captures globales », la chute des captures intervient moins rapidement pour les simulations à accès socialement différencié que pour celles à accès totalement libre ; quant aux simulations à places limitées, elles montrent le maintien durable des captures à un niveau élevé. Avec le critère « évolution du revenu des ménages de pêcheurs », les trajectoires obtenues sont remarquablement homogènes dans le cas des simulations à accès libre, alors que les deux groupes identitaires de ménages G1 et G2 se séparent très nettement dans le cas des simulations à accès socialement différencié. Dans la dernière série d'expériences, avec des accès à places limitées sur une partie de l'espace, le caractère aléatoire et renouvelé de la désignation des heureux accédants

aux bonnes places entraîne une relative homogénéité des trajectoires de revenus.

Au-delà des différences décrites ci-dessus, un trait est partagé par toutes les expériences simulatoires : il y a un appauvrissement général, c'est-à-dire une baisse du revenu moyen de la population de pêcheurs, car ces derniers sont de plus en plus nombreux et ne peuvent pas sortir de la pêche². Cependant, dans le cas où il y a une différenciation sociale d'accès à l'espace, ce processus d'appauvrissement est globalement ralenti et retardé. On observe en contrepartie une plus grande hétérogénéité de la distribution des revenus (BOUSQUET *et al.*, 1994), surtout en situation de « crise avancée », lorsque les captures totales baissent.

² Sur ce point, il faut reconnaître que les simulations n'intègrent pas suffisamment les mécanismes rétroactifs qui, dans le monde réel, sont susceptibles de ralentir ou de stopper le processus d'intensification d'exploitation.

Le souci dominant des textes administratifs traitant de la pêche au Mali concerne la conservation ou la protection de la ressource (voir notamment FAY, 1993). Il se fonde sur une inquiétude née de constats hâtifs de « diminution des ressources ichtyologiques » (la plus vieille citation remontant à un demi-siècle !), qui aboutit à mettre en avant la nécessité de prendre des mesures pour « préserver le potentiel existant ». Associée à cette préoccupation revient de façon récurrente (surtout depuis l'indépendance) l'idée d'une « gestion rationnelle » qui pourrait être mise en place de façon à concilier le souci conservacionniste et les nécessités productivistes (car il faut que le secteur se développe et que le pays se nourrisse !). On rejoint ainsi la traditionnelle problématique biface de l'halieutique, qu'on retrouve dans le monde entier : comment développer la pêche tout en conservant la ressource qui est la condition première de la perpétuation de la pêche ?

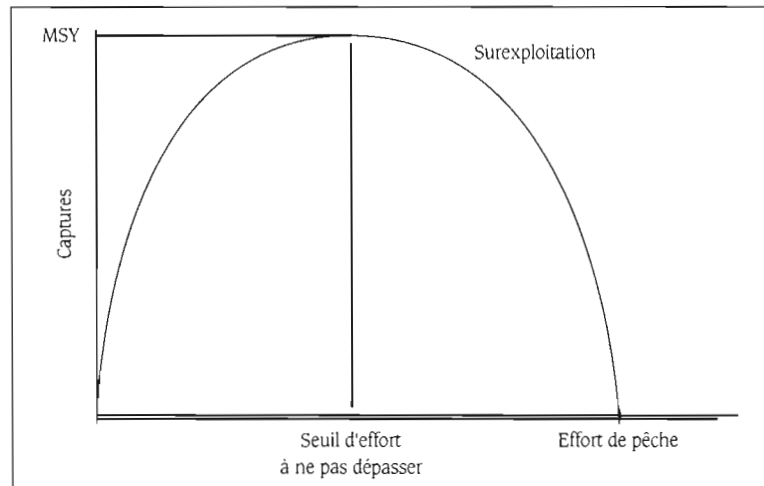
C'est à cette question que la discipline scientifique halieutique s'applique à répondre depuis cinquante ans, en prenant appui sur des développements théoriques et des modèles. Ces modèles visent à préciser les conditions d'une « gestion rationnelle », c'est-à-dire une gestion qui permette d'exercer *durablement* le prélèvement *le plus élevé possible* (notion de MSY : *maximum sustainable yield*). Bien sûr, les écologues et les halieutes savent depuis longtemps (*cf.* modèle de SCHÆFER, 1954) qu'une ressource (par exemple une population de poissons) amenuisée par la pression de pêche réagit positivement en accélérant son renouvellement, ce qui fait qu'on peut continuer à prélever beaucoup et même davantage sur une telle ressource, et ce de façon tout à fait équilibrée, sans compromettre l'avenir de la ressource et de la pêche. Cependant,

Apports du modèle à la gestion

Le discours gestionnaire et la réponse scientifique « classique »

l'accélération du renouvellement ayant des limites, il existe un *seuil d'effort de pêche* à ne pas dépasser car, au-delà, la ressource devient tellement affaiblie qu'elle fournira au contraire de moins en moins de captures, quels que soient les surcroûts d'efforts de pêche déployés : c'est la situation de surexploitation, que l'on cherche à éviter en confinant l'effort au-dessous du seuil d'effort précité ! L'ensemble peut être représenté sous la forme d'une réponse parabolique des captures à l'accroissement de l'effort (fig. 43).

FIG. 43 — Le modèle classique de la gestion des ressources halieutiques.



Vers une nouvelle déclinaison des objectifs de gestion

³ Cette constance du flux de captures est bien sûr relative à la taille de l'écosystème et, plus généralement, aux conditions environnementales. En améliorant ces dernières (par exemple en augmentant l'offre de nourriture), on obtient très facilement dans les simulations un plateau plus élevé (MORAND ET BOUSQUET, 1994).

Les résultats du premier groupe de simulations introduisent, par rapport au point de vue gestionnaire classique exposé ci-dessus, de nombreux éléments nouveaux. Ainsi, à partir du seuil d'effort pour lequel on atteint le maximum de captures, on peut encore et encore obtenir la *même* quantité de captures avec un effort toujours plus grand. Tout se passe en effet comme si l'écosystème montrait une grande capacité à fournir à la pêche un flux de captures approximativement constant³, et cela quel que soit l'effort déployé ou presque : c'est la réponse en plateau (et non pas en forme de parabole). Un autre résultat important apparaît lorsque l'environnement est fragmenté avec la présence de zones peu ou pas accessibles, à l'image de ce qu'on rencontre dans le delta central. Dans ce cas de figure, on observe que, même quand les captures finissent par diminuer (au terme du plateau), cette diminution ne prend pas la forme d'un effondrement drastique et définitif : les espèces sont toujours là et il suffirait d'un « coup de pouce », une très bonne crue par exemple, pour revenir à la situation du plateau. Enfin, et cela constitue le résultat le plus lourd de conséquences

en termes de gestion, les simulations montrent qu'un effort de pêche important génère une situation d'exploitation de type « flux tendu », dans laquelle la récolte de chaque campagne de pêche est constituée, pour l'essentiel, par la génération de poisson impulsée par la crue précédente⁴. Soumis à un tel régime, le système ressource n'a guère de mémoire, à tel point qu'il n'existe pas, comme nous l'avons vu plus haut, de bénéfice de production à tirer d'une régulation de l'effort dans un cadre pluriannuel.

⁴ Dans les simulations, la proportion d'individus 0+ dans les captures varie entre 45 et 85 % selon les années. Les données observées par LAE (1995) situent cette proportion aux environs de 70 %.

Au vu de ces résultats, il apparaît que la mise en place d'un contrôle de l'effort de pêche ne trouve pas dans le delta de réelle justification si on s'en tient à l'argumentaire habituel de préservation des capacités de renouvellement de la ressource. Nous ne nous risquons cependant pas à étendre la validité d'une telle affirmation au-delà du type particulier de système étudié ici.

Les résultats du second groupe de simulations confirment que, en cas de forte intensification de l'exploitation, les pêcheurs commencent à rencontrer de graves problèmes de revenus individuels bien avant que les captures totales chutent et, *a fortiori*, bien avant que le potentiel de reconstitution de la ressource soit sérieusement atteint par la pêche, si tant est qu'il puisse l'être. Dans la réalité, ces problèmes de revenus sont encore aggravés par de vaines escalades d'investissement et de travail : les pêcheurs s'équipent de plus en plus et prolongent leur campagne de pêche sans finalement que leurs prises totales puissent augmenter. Ou alors ils prennent davantage, mais au détriment de leurs voisins, ce qui n'est pas mieux. En effet, nous avons vu que, en situation de plateau, le flux total annuel de captures était une « donnée » quasi imposée par l'écosystème, principalement par l'ampleur de la dernière crue (fig. 41).

Un surcroît d'effort ne peut donc pas apporter un *plus* significatif de production totale. Comme il existe des coûts liés au déploiement de l'effort, il s'ensuit que la rentabilité globale de l'activité des pêcheurs pâtit de façon quasi mécanique de tout excès d'effort. Par conséquent, les recommandations de gestion devraient inciter les pêcheurs à ne pas entrer dans l'engrenage des investissements/endettements croissants, ni dans un jeu d'interconcurrence débridée pour l'accès aux zones et lieux de pêche, et cela dans leur intérêt *immédiat* et sans chercher de prétexte fallacieux du côté des nécessités de préservation de la ressource. Le second groupe de simulations apporte d'ailleurs des indications complémentaires sur la façon dont peut se concevoir le partage du flux annuel de captures et sur les conséquences que cela entraîne pour les revenus des pêcheurs :

– avec un accès totalement libre, les pêcheurs se lancent dans un suréquipement effréné qui les appauvrit tous rapidement ;

– des règles identitaires fixes d'accès à l'espace et aux technologies permettent un meilleur maintien des revenus mais avec d'importantes hétérogénéités ; celles-ci seront tôt ou tard des sources de tensions et de remises en cause des règles de partage ;

– des règles d'accès « à places limitées » permettent un maintien intermédiaire des revenus, mais avec une plus grande homogénéité, à condition que l'accès aux places limitées fasse l'objet d'un retraitage fréquent au cours du temps.

En s'inspirant de tels résultats, les gestionnaires peuvent aider les pêcheurs à instaurer ou à réinstaurer des systèmes de gestion par régulation qualitative du déploiement de l'effort, de façon à modérer les investissements et à réduire les effets pervers de la compétition pour l'accès à la ressource. On a ainsi dessiné les contours d'un premier niveau de gestion attaché à la régulation des rapports sociaux autour du partage du flux *annuel* de poisson « offert » par l'écosystème.

Quant à la gestion de la ressource dans le moyen terme, celle qui se soucie de préserver les captures des années prochaines en limitant l'effort de pêche d'aujourd'hui, elle est largement hors de propos dans le contexte actuel du delta central du Niger.

Est-ce à dire qu'il n'existe rien d'autre à gérer que le partage de la « récolte » annuelle de poisson ? Non, car les remarquables propriétés dynamiques de la ressource sont apparues dans les simulations grâce à la prise en compte des caractères structurels de cette zone humide et de son écosystème : ces caractères sont d'ordre biologique (la diversité des espèces et leur souplesse adaptative), écologique (la diversité des milieux), géomorphologique (la fragmentation et la connectivité de l'espace aquatique) et hydrologique (c'est là que naissent les processus qui entretiennent la richesse trophique des milieux mais aussi ceux qui rendent les poissons peu vulnérables à certaines saisons). Tout cela détermine la dynamique de renouvellement de la ressource, son intensité, sa résistance face à une exploitation intensive et sa résilience à l'issue d'une anomalie trophique négative, toutes choses qui se sont clairement matérialisées dans les simulations. Les caractères structurels qui sont à l'origine de telles qualités doivent être considérés comme un véritable patrimoine⁵ qui doit être protégé et conservé dans le long terme (QUENSIÈRE, 1994).

⁵ Un patrimoine est un capital transmis de génération à génération. De toute évidence, le stock de poissons « dans l'eau » ne peut pas en être un, puisque les poissons ne vivent guère plus de quelques mois à quelques années. L'écosystème delta et ses mécanismes producteurs a, en revanche, tous les attributs d'un patrimoine.

Pour éviter que ce patrimoine soit endommagé et que les qualités dynamiques de la ressource face à l'exploitation s'en trouvent diminuées à l'avenir, les gestionnaires doivent porter une attention critique à tout ce qui est susceptible de modifier le fonctionnement de l'écosystème : les grands bar-

rages amont qui atténuent l'amplitude du cycle des crues, les éventuels projets de chenalisation du fleuve, les aménagements hydroagricoles qui se multiplient et dont les effets sur la surface d'inondation utilisable par les poissons sont mal connus, les pollutions chimiques éventuelles en provenance de la riziculture, la construction de nouvelles routes ou ports qui réduiraient l'enclavement de certaines zones et encourageraient de fait une homogénéisation à la hausse de l'effort, les processus d'ensablement, liés notamment à la désertification des régions environnantes, qui peuvent isoler trop fortement certaines parties de l'hydrosystème et gêner la mobilité des poissons, etc. On dessine ainsi les contours d'un second niveau de gestion qui consiste à veiller sur l'écosystème, sur ses structures productives et sur ses défenses, en exerçant chaque fois que nécessaire des actions de conservation, d'entretien voire d'amélioration.

Cependant, le propos n'est pas ici de débattre des orientations de gestion souhaitables, mais plutôt de montrer que l'identification de niveaux de gestion distincts peut contribuer à lever certaines confusions et à mieux situer les systèmes de décision concernés par tel ou tel projet. Il apparaît en effet que le premier niveau de gestion met en jeu un réseau décisionnel extrêmement dispersé, dans lequel tous les chefs de famille sont parties prenantes, de même que les autorités locales traditionnelles et « modernes », alors que le second niveau implique davantage de grandes structures centralisées comme Électricité du Mali et l'Office du Niger, qui contrôlent les ouvrages hydrauliques, ou bien la Compagnie malienne de navigation qui gère la grande batellerie. Il est important de noter que ces deux niveaux entretiennent entre eux des relations fortes mais totalement déséquilibrées. Car si une certaine façon d'aménager le fleuve ou de programmer les lâchers d'eau peut nuire gravement à la rentabilité des activités de pêche, on ne voit en revanche guère comment l'organisation de ces dernières peut avoir un quelconque effet sur l'irrigation, la navigation ou la production hydroélectrique.

La modélisation et ses résultats « illustrés » peuvent jouer un rôle direct d'appui à la communication. Ainsi, lorsque les questions de ressource ont été mises à l'ordre du jour de l'atelier final du programme « Delta central du Niger », devant les autorités maliennes et le bailleur de fonds, c'est l'équipe de modélisation qui a été désignée pour en faire l'exposé.

Il s'agissait d'introduire d'abord les notions de biomasse naturelle (B), de productivité écologique (P/B), de captures (C) et de captures par effort, de phénomènes compensatoires... puis de faire comprendre à l'auditoire pourquoi il est possible d'accepter comme valide un ensemble de propo-

La modélisation comme outil de communication

sitions apparemment aussi contradictoires que : « Il y a effectivement moins de poissons dans l'eau, et aussi moins de poissons capturés par filet posé, et bien sûr moins de poissons capturés dans la région tout entière (par rapport aux années antérieures à la sécheresse), mais il n'y a pas surexploitation car la quantité totale de poissons capturés par an et par unité de surface aquatique est très élevée et se trouve sans doute actuellement au maximum jamais atteint. » L'augmentation continue de la productivité P/B utilisée tout au long des simulations d'intensification d'exploitation a permis de faire passer cette idée « étonnante » selon laquelle la nature est plus généreuse qu'une banque et qu'elle augmente les taux d'intérêt lorsqu'on entame le « capital » (ici la biomasse B), ce qui fait que les intérêts se maintiennent en masse et qu'on n'a donc pas à se préoccuper du « juste » niveau des prélèvements. Il était intéressant de recourir à la modélisation pour combattre certaines évidences trop intuitives et pour amener certains gestionnaires à s'interroger sur la validité des métaphores moralisatrices dont ils aiment souvent se servir pour justifier leurs inclinations coercitives, inclinations qui ont tendance, heureusement, à reculer depuis quelques années.

L'apport de la modélisation à la conception d'un observatoire

La pêche deltaïque est un secteur en évolution rapide, animé d'un fort dynamisme mais aussi très dépendant des fluctuations environnementales et de la conjoncture macro-économique régionale. Or les décideurs et gestionnaires maliens ont besoin de connaître année après année cette évolution pour mesurer l'impact réel de leurs projets et, plus généralement, de leurs politiques de développement. D'autant plus que d'importantes réformes tendent aujourd'hui à la décentralisation des pouvoirs de l'État vers les collectivités locales, dans le but de favoriser, entre autres, une meilleure gestion des ressources naturelles.

C'est pourquoi, à la suite des recommandations formulées dans l'ouvrage de synthèse du programme (QUENSIÈRE *et al.*, 1994), un système de suivi permanent de la pêche dans cette région (MORAND et KODIO, 1996) a été mis en place à l'Institut d'économie rurale (à Mopti). Il s'agit en fait d'un petit observatoire permettant d'acquérir régulièrement des données sur la pêche, de les traiter puis de restituer l'information produite. Les choix de conception de cet observatoire ont bénéficié des éclairages apportés par l'opération décrite ici : en entrée, la modélisation a contribué à un ciblage plus aigu de l'effort d'observation ; en sortie, elle a incité à une mise au point plus fine de certains indicateurs.

L'identification par le modèle d'un premier niveau critique de gestion (celui ayant trait aux interactions entre pêcheurs dans le cadre du par-

tage du flux annuel de production) a conduit à accorder une attention soutenue à tout ce qui concerne le déploiement et la rentabilité d'une campagne annuelle de pêche : choix des techniques, partage objectif de l'espace de pêche entre différents groupes, renouvellement ou non des exploitants de certains sites de pêche privilégiés, variation de la durée des différentes phases de pêche qui rythment l'année, niveau moyen des captures par effort réalisées dans chaque contexte... En effet, les changements qui affectent les éléments cités peuvent témoigner d'une accentuation ou d'un relâchement des tensions sociales autour de la ressource, de l'apparition de nouvelles stratégies, de nouvelles solutions mais aussi de nouveaux points de blocage susceptibles d'affecter le fonctionnement du secteur et la santé économique des ménages.

Une bonne orientation du regard ne suffit pas à rendre un observatoire efficace. Il faut aussi restituer une information synthétique, en construisant des tableaux d'indicateurs. Il reste beaucoup à faire dans ce domaine pour les pêches continentales. Cependant, les résultats des simulations aident à affiner et à relativiser certains indicateurs halieutiques courants. Ainsi, l'évolution de la structure de taille des captures comme indicateur de la pression d'exploitation semble devoir être utilisée avec prudence, dès lors qu'on a affaire à un milieu à forte variabilité interannuelle comme le delta central. C'est du moins ce que suggèrent les simulations. En effet, si on observe bien, comme le veut la théorie, un glissement de la structure des captures en faveur des poissons de petite taille tout au long des expériences d'intensification d'exploitation (MORAND et BOUSQUET, 1994), on note dans ce nouveau travail que l'adjonction de fortes variations hydroclimatiques interannuelles brouille sévèrement la réponse de l'indicateur : par exemple, le retour d'une bonne crue, après une ou plusieurs années de mauvaise crue, provoque un afflux massif de jeunes individus « 0+ » dans les captures, à tel point qu'une proportion élevée de jeunes, c'est-à-dire de petits poissons, deviendrait plutôt un indicateur de bonne pêche (fig. 42) ! Les observations récentes effectuées par le système de suivi mis en place tendent à accréditer l'existence d'un tel paradoxe, avec une campagne halieutique 1995 exceptionnelle bien que marquée par une très grande abondance de poissons de faible taille.

Comme il a été montré plus haut, la gestion des pêches dans le delta renvoie à plusieurs systèmes de décision ; on retrouve là un problème caractéristique de la gestion des grands systèmes, et ce problème est rendu encore plus aigu par la distance, physique ou sociale, qui peut exister entre les « décideurs ». En effet, celle-ci peut conduire une partie d'entre eux (par exemple ceux qui contrôlent les grands ouvrages hydrauliques) à

ignorer ou à faire semblant d'ignorer les difficultés que les autres (par exemple les pêcheurs) doivent affronter. Le suivi de la pêche a été conçu pour remédier à ce hiatus, avec la diffusion d'un bulletin périodique de résultats et de notes de conjoncture sur des supports de diffusion (réseau Internet, papier) adaptés aux capacités de réception des uns et des autres ainsi qu'à celles d'un large public proche ou lointain, incluant les organismes internationaux et les bailleurs de fonds. Tout cela est de nature à mieux faire circuler l'information, à rééquilibrer les rapports de force entre décideurs de différents types et, *in fine*, à faire émerger des modes de gestion plus respectueux des intérêts de chacun.

Conclusion

En matière de gestion des ressources renouvelables, la modélisation s'est souvent cantonnée dans un rôle d'illustration des théories les plus générales, lesquelles ne prêtent guère attention aux situations toujours singulières du monde réel. À travers les résultats de cette opération de modélisation, il apparaît au contraire que les simulations multi-agents, par leur souplesse et leur richesse, peuvent contribuer à explorer des situations tout à fait concrètes et précises. Tout en nous efforçant de maintenir la distance épistémologique nécessaire entre le travail de modélisation et le discours sur le monde réel, nous pensons avoir montré que les retombées positives d'un modèle peuvent être importantes dans le cadre d'un programme de recherche finalisé vers le développement, tant pour renouveler les problématiques existantes que pour donner des pistes de recommandations applicables ou bien encore pour élaborer de nouveaux outils de gestion tels que les observatoires.