

3.5 MODÉLISATION DE LA RESSOURCE

RELATIONS ENTRE L'EFFORT DE PÊCHE, LA DYNAMIQUE DU PEUPEMENT ICHTYOLOGIQUE ET LE NIVEAU DES CAPTURES DANS UN SYSTÈME FLEUVE-PLAINE

Pierre MORAND et François BOUSQUET

Nous avons développé un modèle pour illustrer et structurer les problématiques de la biologie des pêches considérées dans le contexte singulier d'un système fleuve-plaine. Il s'agissait notamment d'accroître les capacités d'argumentation et de spéculation sur les points suivants : la définition et le repérage du degré d'exploitation d'une ressource, le déterminisme général de la production halieutique et, plus particulièrement, l'impact de l'effort de pêche sur le niveau et la structure de la ressource et des captures. Et c'est un fait que de nombreuses réflexions sur la crise du secteur pêche dans le Delta Central du Niger renvoient à de telles questions (chap. 2.3).

Contribuer à ce développement, c'est d'abord être capable de représenter dans un modèle dynamique les phénomènes qui animent la ressource ichtyologique de ce système fleuve-plaine qu'est le Delta Central. Or, un système naturel de ce type soulève, du point de vue de sa représentation, des difficultés particulières, liées à deux caractères structurels :

- l'existence de fortes variations environnementales intervenant à différentes échelles de temps : fluctuations inter et pluriannuelles bien connues, mais aussi et surtout un très ample cycle hydrologique saisonnier (chap. 1.1).

- la juxtaposition singulière de différents types de milieux aquatiques : fleuve et lacs centraux, plaines inondables, mares, affectés de façon différente par le cycle hydrologique (chap. 1.1).

À ces deux traits, il faut ajouter (bien qu'il s'agisse cette fois d'un point commun à presque toutes les

pêcheries artisanales) le caractère composite, *i.e.* multispécifique, de la ressource ichtyologique.

Ces objectifs et ces contraintes ont présidé aux choix effectués lors de la conception et du développement du modèle.

PRINCIPE, DESCRIPTION ET FONCTIONNEMENT DU MODÈLE

Il s'agit d'un modèle dynamique. Son ambition est de représenter le déroulement de la vie des populations de poissons (naissances, croissance des individus, migrations, reproductions, morts) dans le temps contrasté des saisons hydrologiques et dans l'espace hétérogène d'un système fleuve-plaine. L'impact de la pêche doit pouvoir y figurer de façon tout aussi évidente. Par rapport au travail pionnier de Welcomme et Hagborg (1977), seule référence dans le domaine, notre modèle veut introduire l'hétérogénéité de l'espace, la multiplicité des espèces (et de leurs interactions) et, d'une façon générale, des représentations plus explicites, moins condensées et plus souples.

Représentation de l'environnement naturel

La diversité de l'environnement naturel est représentée par deux ensembles, correspondant à deux grands

types de milieux : le fleuve, ses grands bras et le lac central (Débo) d'une part, la plaine et ses mares d'autre part. La connection entre ces deux milieux est supposée effective en crue, hautes-eaux et décrue, c'est-à-dire de mi-août à fin décembre. Dans chacun des deux milieux, la variation saisonnière de la richesse en nourriture est imposée, il s'agit donc d'une variable forcante. Elle est représentée par une courbe (fig.1) inspirée du cycle de crue, tel que celui-ci est connu dans le Delta Central du Niger (chap. 1.1). On sait en effet que la quantité de nourriture (Q) est, toutes variétés confondues, d'autant plus grande que la surface et/ou le volume d'eau est important (Welcomme, 1979). Pour cette même raison, l'amplitude de saisonnalité est moins forte dans le fleuve que dans le milieu plaine/mares, lequel offre une richesse surabondante en hautes-eaux mais devient très pauvre en fin de saison sèche (fig. 1). Enfin, on suppose que les quantités globales de nourriture offertes par les deux milieux sont équivalentes sur l'ensemble de l'année, cas de figure supposé médian parmi le large éventail de possibilités que peuvent sans doute produire les configurations variées des systèmes fleuve-plaines. Notons qu'il existe très peu d'information sur ce sujet, que ce soit à l'échelle du Delta Central entier ou à celle, plus fine, des multiples sous-systèmes fleuve-plaines qui le composent.

Enfin on sait que, d'un point de vue qualitatif, la nourriture se compose aussi bien d'éléments planctoniques que benthiques, vivants (invertébrés, algues) que morts (détritiques) (Lauzanne, 1988). Sans prétendre représenter une telle diversité, mais pour permettre tout de même l'existence de différents régimes, nous introduisons l'existence de deux fractions de nourriture Q_f et Q_g (dans les proportions constantes arbi-

traies telles que $Q_g=2 Q_f$, et en conservant à tout moment $Q_g+Q_f=Q$) dont on peut convenir qu'elles représentent deux classes de taille de particules, respectivement "fines" et "moyennes-grossières" - on se gardera bien sûr de préciser une limite entre ces classes.

Représentation de la dynamique de la ressource

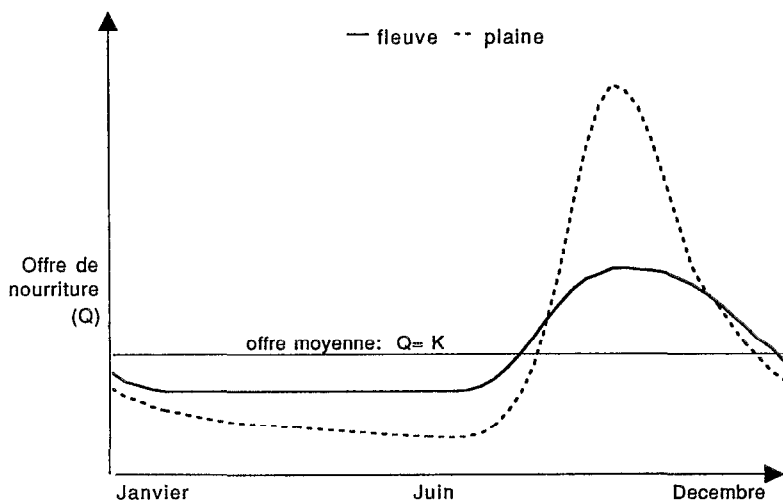
• RÉGIMES ALIMENTAIRES ET CONSOMMATION

On convient que les poissons de moins de 8 cm (alevins et juvéniles) ne disposent que de la fraction "fine" (Q_f) de la nourriture offerte par le milieu, ce qui représente en quelque sorte une microphagie stricte. Au-delà de cette taille peuvent exister différents types de régimes alimentaires, issus de combinaisons en proportions variables d'affinités pour les fractions fines et grossières (toutes deux offertes par le milieu) mais aussi pour les autres poissons, ce qui conduit alors à des régimes partiellement ou totalement ichtyophages (Lauzanne, 1988). Les valeurs de ces affinités, ou coefficients de préférence alimentaire, font partie des paramètres à entrer dans le modèle au moment de la définition des espèces (*cf. infra* et tabl. 1).

En premier lieu, la consommation potentielle d'un individu pendant un intervalle de temps augmente avec son poids W , en tenant compte d'un exposant allométrique "m". Toutefois, cette consommation ne peut se réaliser que s'il y a suffisamment de nourriture

FIGURE 1

Cycle annuel de l'offre de nourriture, dans les deux milieux. Chacun des deux cycles annuels (fleuve et plaine) est modélisé par l'addition d'une forme de déviation saisonnière (à somme nulle) sur un niveau moyen K . Remarque : l'unité de surface de la modélisation n'est pas précisée explicitement ; on pourrait toutefois la définir comme la taille de système nécessaire et suffisante pour fournir aux poissons le niveau annuel moyen $K+K$ d'offre de nourriture (respectivement dans le fleuve et la plaine)



disponible dans le milieu. On définit ainsi une disponibilité relative (DISP) qui prend en compte les abondances des différentes catégories de nourriture (Qf, Qg et poissons-proies) affectées des coefficients de préférence alimentaire de l'individu en question, mais aussi la demande concurrente exercée sur ces mêmes catégories de nourriture par les autres poissons présents dans le même milieu. Si cette disponibilité DISP chute, la consommation effective (CONSUM) diminue. Ce modèle exprime ainsi, de façon très naturelle, la compétition pour la ressource. Sa forme mathématique est celle d'une équation d'Ivlev :

$$\text{CONSUM} = A (1 - \exp(-k(\text{DISP}))) W^n \quad (\text{éq.1})$$

avec :

W : poids de l'individu

DISP : disponibilité relative de nourriture dans le milieu

A : contrôle du niveau maximum de consommation spécifique

(-k) : freinage de la consommation lorsque DISP diminue

m : coefficient d'allométrie des capacités de consommation

• BILAN DE CROISSANCE

La croissance (ou l'amaigrissement) réalisée par chaque individu durant un intervalle de temps résulte de la différence entre la consommation réalisée (affectée d'un coefficient d'assimilation) et les dépenses de maintenance, d'activité et, le cas échéant, de reproduction durant ce même pas de temps.

$$\Delta W/\Delta t = (\text{coeff. d'assimilation} \times \text{CONSUM}) - \text{DÉPENSES} \quad (\text{éq.2})$$

$$\Delta W/\Delta t = \underbrace{[0.75 A (1 - \exp(-k(\text{DISP}))) W^n]}_{\text{assimilation}} - \underbrace{D W^n}_{\text{dépenses (maintenance)}} - \underbrace{F(W, \text{âge}, \dots)}_{\text{dépenses (reproduction)}}$$

où apparaissent les nouveaux paramètres :

D : contrôle du niveau des dépenses énergétiques spécifiques de maintenance et d'activité.

n : coefficient d'allométrie des dépenses énergétiques.

F (...) : fonction du poids, de l'âge et de différentes conditions externes qui déterminent le poids de gamètes émis.

Le poids W du poisson résulte de l'accumulation des croissances réalisées au cours des pas de temps suc-

cessifs. Il est convertible en une dimension linéaire (longueur L) par une relation d'allométrie, propre à chaque espèce (tabl. 1).

• REPRODUCTION

La reproduction des poissons est fonction de plusieurs facteurs. Nous les avons représentés à l'aide de six paramètres : la taille minimale et l'âge minimal de maturité (considérés comme deux conditions nécessaires pour pouvoir pondre), la fécondité spécifique (poids relatif de la ponte par rapport au poids du poisson) et le poids unitaire des œufs, enfin les variations de l'intensité de la reproduction (*i.e.* de la "probabilité de pondre par unité de temps") dans le cycle annuel ainsi que le délai minimal entre deux pontes successives.

Pour chacun de ces paramètres, un choix réduit de modalités discrètes est censé représenter la gamme des situations possibles (tabl. 1). En début de simulation, on sélectionne un jeu de modalités caractérisant l'espèce, en cherchant à respecter des règles de cohérence écologique. À cet effet, on peut s'inspirer des connaissances et théories existantes sur les stratégies de reproduction des poissons des systèmes fleuves-plaines tropicaux (Bénech et Quensièrre, 1987 ; Bailey et Petriere, 1989). Les configurations choisies pour nos simulations seront présentées plus loin.

À l'issue de la ponte commence la vie embryonnaire et larvaire, représentée dans le modèle par six semaines de processus intangible durant lesquelles les individus voient leur poids multiplié par 64 (par rapport au poids de l'œuf). Au terme de cette phase, la probabilité d'être encore en vie est de 0,3 pour les individus issus de gros œufs et de 0,2 pour ceux issus de petits œufs. Les individus entrent alors dans le modèle "général" de consommation et de croissance (cf. éq. 1 et 2).

• MIGRATION

Deux modalités de mécanismes migratoires sont envisagées. La première (M1) suit de façon rigide le cycle hydrologique : montée dans les plaines à la crue et retour au fleuve à la décrue. La seconde (M2) est liée à la satisfaction alimentaire : lorsque, dans un milieu donné, les poissons ont un bilan de croissance positif ils restent sur place. Sinon, une fraction importante des effectifs gagne l'autre milieu (en proportion de 1/3 par semaine, d'où un transfert de la majorité des poissons en six semaines - cf. chap. 3.3), à condition

TABLEAU 1 : les paramètres du modèle.

paramètre	définition - contenu	valeurs																
p_z	coeff. de préférence pour un type z de nourriture (fraction fine: z=1; fraction grossière: z=2; poisson: z=3)	<table border="0"> <tr> <td></td> <td>spA</td> <td>spB</td> <td>spC</td> </tr> <tr> <td>p_1:</td> <td>.75</td> <td>.25</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>p_2:</td> <td>.25</td> <td>.75</td> <td>.25</td> </tr> <tr> <td>p_3:</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>.75</td> </tr> </table>		spA	spB	spC	p_1 :	.75	.25	0	p_2 :	.25	.75	.25	p_3 :	0	0	.75
	spA	spB	spC															
p_1 :	.75	.25	0															
p_2 :	.25	.75	.25															
p_3 :	0	0	.75															
A	contrôle du niveau de consommation	1.4/ semaine																
(-k)	freinage de la consommation lorsque la disponibilité alimentaire faiblit	0.175																
m	coeff. d'allométrie de la consommation	0.7																
D	contrôle niveau dépenses énergétiques	0.42/ semaine																
n	coeff. d'allométrie dépenses énergétiques	0.8																
T_m	longueur minimale autorisant la reproduction	<table border="0"> <tr> <td>spA:</td> <td>8 cm</td> </tr> <tr> <td>spB:</td> <td>12 cm</td> </tr> <tr> <td>spC:</td> <td>15 cm</td> </tr> </table>	spA:	8 cm	spB:	12 cm	spC:	15 cm										
spA:	8 cm																	
spB:	12 cm																	
spC:	15 cm																	
A_m	âge minimal autorisant la reproduction	<table border="0"> <tr> <td>spA:</td> <td>6 mois</td> </tr> <tr> <td>spB:</td> <td>6 mois</td> </tr> <tr> <td>spC:</td> <td>18 mois</td> </tr> </table>	spA:	6 mois	spB:	6 mois	spC:	18 mois										
spA:	6 mois																	
spB:	6 mois																	
spC:	18 mois																	
F_{sp}	fécondité spécifique (poids de la ponte, en % du poids de l'indiv.)	<table border="0"> <tr> <td>spA:</td> <td>20</td> </tr> <tr> <td>spB:</td> <td>15</td> </tr> <tr> <td>spC:</td> <td>10</td> </tr> </table>	spA:	20	spB:	15	spC:	10										
spA:	20																	
spB:	15																	
spC:	10																	
w	poids unitaire des oeufs	<table border="0"> <tr> <td>spA :</td> <td>0.01 gr</td> </tr> <tr> <td>spB-C:</td> <td>0.05 gr</td> </tr> </table>	spA :	0.01 gr	spB-C:	0.05 gr												
spA :	0.01 gr																	
spB-C:	0.05 gr																	
d	délai minimal entre deux pontes	6 mois																
M	contrôle de la mortalité "de base" dans l'équation: $Morb = M \times (1/L)$	0.3																
l	longévité maximale	<table border="0"> <tr> <td>spA :</td> <td>36 mois</td> </tr> <tr> <td>spB :</td> <td>72 mois</td> </tr> <tr> <td>spC :</td> <td>84 mois</td> </tr> </table>	spA :	36 mois	spB :	72 mois	spC :	84 mois										
spA :	36 mois																	
spB :	72 mois																	
spC :	84 mois																	
a et b	coefficients d'allométrie reliant le poids W (en gr.) à la longueur L (en cm): $W = a L^b$	<table border="0"> <tr> <td></td> <td>a</td> <td>b</td> </tr> <tr> <td>spA:</td> <td>.013</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>spB:</td> <td>.044</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>spC:</td> <td>.020</td> <td>3</td> </tr> </table>		a	b	spA:	.013	3	spB:	.044	3	spC:	.020	3				
	a	b																
spA:	.013	3																
spB:	.044	3																
spC:	.020	3																
$C_{i,j}$	contrôle du niveau de capturabilité des poissons pour un milieu _i et une saison _j . (fleuve: i=1; plaine: i=2; crue et hautes-eaux: j=1; décrue et étiage: j=2)	<table border="0"> <tr> <td></td> <td>j=</td> <td>1,</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>i=1</td> <td>1</td> <td>4</td> <td></td> </tr> <tr> <td>i=2</td> <td>2</td> <td>8</td> <td></td> </tr> </table>		j=	1,	2	i=1	1	4		i=2	2	8					
	j=	1,	2															
i=1	1	4																
i=2	2	8																
cp	coeff. d'atténuation de la capturabilité des petits poissons (8 à 16 cm)	0.5																

bien sûr que le passage entre les deux milieux soit possible, c'est-à-dire qu'il y ait une connection hydraulique à ce moment. On a voulu représenter ainsi une capacité de fuite hors des zones saturées, donc d'exploration à la recherche d'une plus grande disponibilité de nourriture. La migration d'une espèce donnée relèvera de l'un ou de l'autre de ces deux mécanismes, et ce de façon exclusive (tabl. 1).

• MORTALITÉ

La mortalité des poissons sera la résultante de trois composantes :

- une mortalité "de base" MOR_B, qui représente l'effet des maladies ainsi que le prélèvement opéré par toutes sortes de prédateurs (en excluant toutefois les poissons ichtyophages qui seront pris en compte plus loin), avec un impact global inversement proportionnel à la taille des individus :

$$\text{MOR}_B = M \times 1/L \quad (\text{éq. 3})$$

où L est la longueur du poisson, M un paramètre contrôlant le niveau global de la mortalité, et MOR_B la mortalité résultante (en un pas de temps).

- une mortalité due à la prédation par les autres poissons, prélèvement dont l'importance est directement issue du calcul de la consommation chez les prédateurs ichtyophages présents dans le même milieu (cf. éq. 1)
- une mortalité par pêche, produit de la capturabilité des individus (elle même fonction de la taille, du milieu, de la saison) et de l'effort de pêche (cf. *infra*).

• PARAMÉTRAGES BIOLOGIQUES : PROFILS DES ESPÈCES

On a paramétré trois espèces "théoriques", en faisant en sorte que leurs différences soient représentatives des principales dimensions connues de la diversité trophique et biologique des peuplements ichtyologiques des fleuves soudano-sahéliens. Celles-ci concernent le régime alimentaire (donc la position trophique) ainsi que les modalités de reproduction et de migration.

Ainsi, la première espèce (spA) est petite, essentiellement microphage ; elle migre en fonction de la crue pour aller se reproduire en masse, une fois par an, dans les plaines (stratégie "total spawner" selon la ter-

minologie de Bailey et Petrere - 1989). La deuxième espèce (spB) est un peu plus grosse, plutôt macrophage ; ses stratégies de déplacement et de reproduction sont opportunistes ("partial spawner"). Enfin, la dernière espèce (spC) est un prédateur des deux autres espèces, qui se déplace de façon opportuniste (comme la seconde) mais se reproduit en fonction de la crue, comme la première. Pour fixer les idées, on peut dire que la première espèce évoque les genres *Alestes* et *Brycinus*, que la seconde se rapproche davantage des tilapias et que la troisième combine des caractéristiques des genres *Hydrocymus* et *Lates*. Les paramètres utilisés pour les décrire sont précisés dans le tableau 1.

Notons que les paramètres du bilan énergétique (où bilan de croissance) et ceux de la mortalité "de base" sont identiques pour les trois espèces.

Représentation de la pêche : capturabilité, effort, mortalité résultante

• DÉFINITIONS

La capturabilité (C) exprime, dans un contexte spatio-temporel donné (milieu, saison), la probabilité que l'on attribue à un poisson de telle espèce et de telle taille d'être capturé au cours d'une unité de temps (une semaine dans le cas de notre modèle) par unité d'effort déployée au moyen d'une certaine technique (Laurec et Le Guen, 1981). Cette définition conduit à la relation générale :

$$\text{Prise} = \text{Abondance} \times \text{Capturabilité} \times \text{Effort} \quad (\text{éq. 4})$$

Dans cette équation, l'Abondance est une variable d'état, produite explicitement par la dynamique du modèle, tandis que la Capturabilité est un paramètre imposé et l'Effort de pêche une variable forçante, tous deux issus de connaissances ou d'hypothèses extérieures (cf. *infra*). Cette équation (4) peut bien sûr être définie à tous les (sous) niveaux du système : par classe de taille, par milieu, par saison (et, éventuellement, par espèce et par engin, mais ce ne sera pas le cas dans notre modèle), avec les variations qui s'imposent quant aux valeurs numériques mises en jeu. Enfin, rappelons ici une conséquence immédiate de la relation précédente (éq. 4) : la mortalité par la pêche est proportionnelle à l'effort de pêche.

En effet, on a :

$$\begin{aligned} \text{Mortalité par pêche} &= \text{Prise} / \text{Abondance} \\ &= \text{Capturabilité} \times \text{Effort} \end{aligned}$$

PARAMÉTRAGE DE L'EFFORT DE PÊCHE

L'effort de pêche F , défini par saison _{i} et milieu _{j} , est composé de deux facteurs : le coefficient spatio-temporel d'effort (f), et le niveau global ou multiplicateur d'effort λ .

$$F_{i,j} = f_{i,j} \times \lambda \quad (\text{éq. 5})$$

Le vecteur des coefficients spatio-temporels d'effort $f_{i,j}$ répartit l'effort selon deux dimensions, les saisons _{i} et les milieux _{j} . Il s'agit donc d'un "diagramme d'exploitation" (Laurec et Le Guen, 1981). La configuration "de base", car la plus simple, supposera que ces coefficients $f_{i,j}$ sont égaux, ce qui traduit un effort constant tout au long des saisons et équilibré entre les deux types de milieux. Par la suite, l'introduction de variations justifiera des expériences simulatoires. Mais on veillera à ce que la somme annuelle (sur les milieux et les saisons) décrite par le vecteur des $f_{i,j}$ soit toujours égale à 100, puisque les variations du niveau global d'effort seront contrôlées grâce au multiplicateur d'effort λ . Les effets des variations (plus précisément de l'accroissement) de ce multiplicateur seront abordés systématiquement lors de toutes les expériences simulatoires.

• PARAMÉTRAGE DE LA CAPTURABILITÉ

Le niveau vrai des capturabilités, donc des mortalités par unité d'effort de pêche, restera toujours une inconnue. Cette inconnue constitue un facteur d'incertitude qui, cependant, peut venir s'agréger et se fondre dans le facteur multiplicateur d'effort λ . Et comme celui-ci sera traité par balayage systématique dans toutes les simulations, l'incertitude irréductible sur le niveau vrai de la capturabilité se trouve neutralisée. Nous manipulerons donc seulement un vecteur C de paramètres destinés à contrôler, à un facteur près, les capturabilités et leurs variations ; par raccourci de langage, ces paramètres seront cependant souvent désignés directement par le terme "capturabilité".

Ces paramètres doivent traduire les différences de vulnérabilité du poisson vis-à-vis de la pêche. Nous laisserons de côté l'effet "engin", ce qui revient en fait à raisonner en termes "d'engin théorique moyen", amalgamant les propriétés de sélectivité des divers engins utilisés dans le Delta. Les différences de capturabilité trouveront donc leurs justifications dans les

caractéristiques de taille du poisson (nous excluons les effets liés à l'espèce) et dans le contexte spatio-temporel.

D'une part, on considérera que les poissons inférieurs à 8 cm échappent à la pêche, que les poissons supérieurs à 16 cm souffrent au contraire d'une pleine capturabilité, et que les poissons de taille intermédiaire se situent à un niveau moitié moindre, soit une cotation en trois niveaux : respectivement $x 0$, $x 1$, $x 0,5$ - des modifications pourront facilement être apportées à ce paramétrage de l'effet "taille", justifiant le cas échéant quelques expériences simulatoires.

D'autre part, on considérera un effet du contexte spatio-temporel : la capturabilité est globalement meilleure dans la plaine et les mares (effet multiplicateur $x 2$) que dans le fleuve ($x 1$) et, par ailleurs, elle est plus forte en décrue et lors de l'étiage ($x 4$) que durant la crue et les hautes eaux ($x 1$). Par combinaison multiplicative le contexte spatio-temporel détermine une variation de capturabilité d'un facteur $x 8$.

Les deux effets, liés respectivement à la taille et au contexte spatio-temporel, sont combinés de façon multiplicative ce qui détermine une gamme de variation s'étendant de 0,5 à 8. Par exemple, la capturabilité maximale de niveau 8 (= 1×8) est supportée par les gros poissons dans les mares et marigots de la plaine en décrue et en étiage, tandis que la capturabilité de niveau 0,5 (= $0,5 \times 1$) est subie par les poissons de 8 à 16 cm dans le fleuve en crue et hautes eaux (tabl. 1)

Implémentation et fonctionnement du modèle

Les modèles complexes comme le nôtre (multiplicité de milieux et d'espèces, prise en compte de relations de compétition et de prédation, présence de nombreuses discontinuités...) n'offrent pas de possibilité d'études par intégration analytique : les états successifs ne peuvent être "découverts" que pas à pas, au fur et à mesure du déroulement de l'expérience de simulation.

Le temps se déroule donc explicitement, de semaine en semaine, comme un film de la succession des événements vécus par le système, film hypothétique mais cohérent car produit par l'activation d'un jeu connu et limité de règles et de processus qui reprennent l'ensemble des connaissances décrites ci-avant en langage *Smalltalk* (langage "orienté-objet"). Les

"agents" sur lesquels et au travers desquels ces règles agissent sont d'une part les milieux et d'autre part les "groupes" de poissons. Le groupe est une entité abstraite (ce n'est pas un banc !) défini, à un moment donné, par les poissons de la même espèce et du même âge présents dans un même milieu. Il est caractérisé notamment par un effectif et une structure en poids. A chaque pas de temps, la structure en poids du groupe change du fait de la croissance des individus qui le composent et son effectif décroît sous l'effet de la mortalité. Cependant, au cours du temps et en fonction des migrations, des groupes peuvent se réunir ou au contraire se segmenter. Cette représentation par groupe a l'avantage de faire jouer à l'âge et au poids le rôle de deux variables d'état structurellement indépendantes. Ceci est très utile puisqu'on sait que les poissons ont une croissance "indéterminée", c'est-à-dire variable en fonction des conditions environnementales.

Par rapport aux anciennes formes d'implémentation, dites "procédurales", le langage que nous avons utilisé autorise une plus grande souplesse dans l'écriture et le développement du modèle, notamment lors de l'adjonction ou de la modification des règles. La puissance de calcul nécessaire pour travailler dans ces conditions favorables a cependant nécessité l'utilisation d'un ordinateur SUN-SPARC.

Bien que pourvu d'une dynamique autonome, le système simulé peut également réagir sous l'effet d'informations supplémentaires extérieures ("impacts" momentanés ou "pressions" durables), comme par exemple des perturbations environnementales ou des variations de l'effort de pêche. On jouera sur le contenu de ces informations extérieures pour définir des expériences simulatoires.

Principe de réalisation des expériences simulatoires

Dans cette étude, nous ferons prioritairement varier l'effort de pêche. Pour cela, nous laisserons tout d'abord tourner la simulation un certain nombre d'années (simulées) jusqu'à obtenir une "dynamique naturelle stable" d'année en année et indépendante des valeurs initiales affectées aux populations et classes d'âge. Nous introduirons alors un effort de pêche, tout d'abord faible (λ petit, cf. éq. 5), puis de plus en plus grand chaque année. Nous enregistrons toutes les conséquences de cette "intensification d'exploitation", tant du point de vue de son résultat halieutique (quantités capturées) que dans ses effets biologiques sur les trois populations de poissons (biomasse, structure démographique, productivité). Étant

donné la progressivité de l'augmentation de l'effort, on pourra aussi interpréter les états successifs comme autant de situations quasi à l'équilibre, c'est-à-dire, à peu de chose près, comme les situations qui s'instaureraient si on stoppait là l'augmentation de l'effort.

Autre propriété remarquable de telles expériences : si on s'intéresse seulement aux dynamiques et aux structures (en négligeant les niveaux), elles peuvent être aussi bien considérées comme des simulations de l'intensification de l'exploitation sur un système naturel à capacité biotique constante (c'est la présentation qui en a été faite ci-dessus) que comme des simulations de la diminution de la capacité biotique d'un système soumis à une intensité d'exploitation constante. Une telle ambivalence est d'autant plus intéressante que l'histoire récente de la pêche dans le Delta Central du Niger est probablement une combinaison des deux processus, combinaison qui se résume par l'augmentation du rapport entre l'intensité d'exploitation et la capacité biotique du système. Et c'est bien cela que nous allons tenter de simuler.

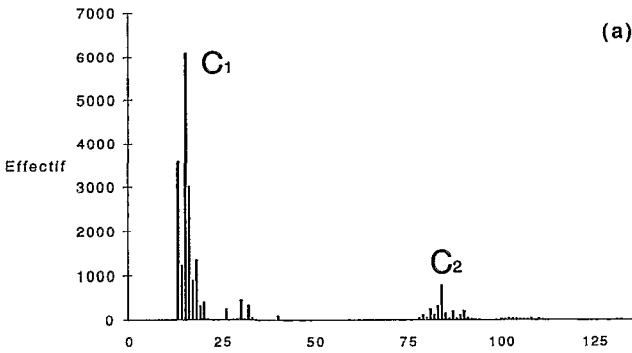
RÉSULTATS

Le réalisme de la dynamique simulée, hors exploitation

Après une dizaine d'années simulées, les populations atteignent une dynamique saisonnière stable qui représente l'état du système hors exploitation. C'est à partir de cet état que nous discutons le réalisme du modèle du point de vue strictement écologique, en examinant dans ce but des sorties partielles concernant des phénomènes limités. Cette étape est importante car le paramétrage du modèle (tabl. 1) est en partie issu de choix arbitraires, même si l'on s'est appuyé le plus possible sur des connaissances biologiques existantes.

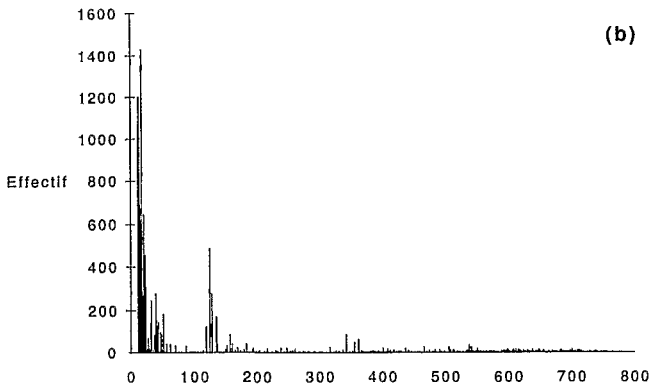
En analysant les structures de poids (fig. 2), on constate que les croissances individuelles moyennes des différentes espèces, observées dans la simulation après installation de la dynamique stable et avant la mise en exploitation, sont comparables à celles décrites par Mérona *et al.* (1988). L'allure des cohortes est réaliste, avec un aplatissement qui s'accroît au fur et à mesure du vieillissement et de la croissance. Le cycle annuel de la biomasse dans les deux milieux est

FIGURE 2 : structures de poids en juin pour les individus de plus de 10 grammes, chez les trois espèces (spA, spB, spC), en phase "dynamique naturelle stabilisée" (paramétrage : tabl. 1).



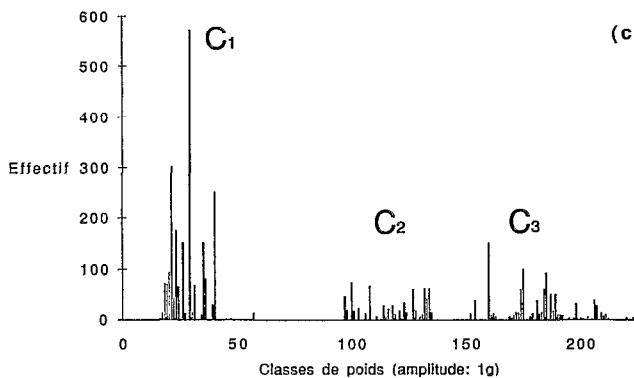
(a)

(a) : on observe nettement deux cohortes chez cette espèce spA qui vit au plus trois ans, avec une reproduction réglée sur la crue. Toutefois, un certain étalement des structures apparaît, induit par les migrations étalées dans le temps (entre les deux milieux qui ont généralement des offres de nourriture différentes). La cohorte C1, constituée par les individus de 11 mois environ, a pour poids médian 15,7 grammes, ce qui correspond à une longueur de 10,5 cm compte tenu de l'allométrie taille-poids chez cette espèce (cf. tabl. 1). La cohorte C2, constituée par les individus de 23 mois, a sa médiane vers 83 grammes (longueur correspondante : 18,2 cm).



(b)

(b) : l'espèce spB peut se reproduire toute l'année et est capable d'une mobilité opportuniste. Ceci explique un très grand étalement des structures de poids, prohibant pratiquement la reconnaissance de cohortes au-delà de l'âge d'un an.



(c)

(c) : comme l'espèce spA, l'espèce spC se reproduit avec la crue, mais sa longévité est supérieure et, surtout, elle est capable de fuir un milieu saturé, c'est-à-dire un milieu qui n'offre pas assez de nourriture par rapport à la consommation des poissons présents. En conséquence, la structure de poids s'étire, même si l'on peut y reconnaître quelques cohortes : les deux premières (C1 et C2), qui sont constituées respectivement des individus de 11 et 23 mois, ont pour poids médians 27 et 120 grammes, ce qui correspond à des longueurs de 11 et 18,2 cm respectivement. La troisième classe apparente (C3) est beaucoup plus étalée car elle est constituée par l'ensemble des individus de 3 ans et plus.

logique, avec un maximum décalé de quelques semaines entre la plaine (pic en début de décrue) et le fleuve (pic en fin de décrue) (fig. 3). De plus, si l'on regroupe les deux milieux et que l'on représente sur un même schéma la biomasse B et la production somatique P (somme des croissances individuelles des poissons), on obtient également un cycle saisonnier vraisemblable, caractérisé par un pic de production en hautes-eaux suivi d'un pic de biomasse en décrue (fig. 4). En cumul annuel, la productivité (production naturelle/moyenne annuelle de la biomasse) simulée atteint hors exploitation une valeur de 2,17. Ce chiffre est du même ordre de grandeur que les estimations obtenues à partir d'études de terrain menées en zone intertropicale (Coulter, 1981). Des erreurs graves sur les coefficients du modèle de croissance (A, D...) ou sur le niveau de mortalité naturelle (M) auraient entraîné des aberrations sur ces sorties. Rappelons cependant qu'il ne s'agit là que de simples éléments de contrôle qualitatif du comportement du modèle et non pas de véritables résultats d'intérêt écologique.

Les expériences d'intensification d'exploitation

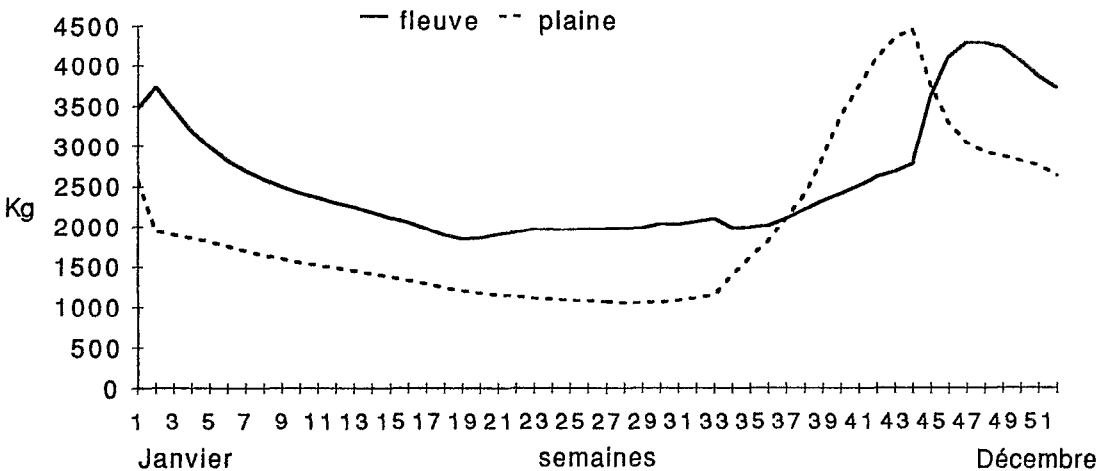
Dans les simulations d'intensification d'exploitation, le multiplicateur d'effort de pêche (λ) augmente linéairement au fil des années, après une année sans prélèvement. La structure des populations introduites au départ est celle issue des dix années de stabilisation "hors exploitation".

Les figures 5 et 6 a présentent les principaux résultats écologiques et halieutiques, tels que nous les avons obtenus lors de la simulation réalisée avec le jeu de paramètres décrits au tabl. 1. Sans prétendre à une exploration systématique de l'espace de variabilité des paramètres, nous proposons en figure 6 b, 6 c et 6 d les résultats de trois autres expériences simulatoires, menées selon le même principe, mais qui introduisent chacune une modification :

- un niveau moyen de richesse alimentaire K (fig. 1) relevé de 50 % (fig. 6 b),
- un diagramme d'exploitation différent, plus proche de la réalité, avec un effort concentré en grande partie sur la décrue et l'étiage (fig. 6 c),
- une variabilité inter-individuelle de la croissance des poissons non nulle (fig. 6 d).

FIGURE 3

Cycles annuels de la biomasse pêchable (poissons de taille supérieure à 8 cm) dans le fleuve et dans la plaine, après stabilisation de la dynamique et avant exploitation (paramétrage : tabl. 1).



Les réponses enregistrées lors de ces différentes simulations d'intensification d'exploitation (fig. 6 a, b, c, d) présentent la même forme générale malgré les différences de paramétrisation ; cette forme peut donc être considérée comme un résultat robuste. Il faut noter d'emblée que, en opposition avec ce que produisaient les modèles classiques de la biologie des pêches, cette forme n'est pas parabolique, elle ne permet donc pas le repérage d'un niveau d'effort optimal qui maximiserait les captures (F_{MSY}), séparant nettement "sous-exploitation" et "surexploitation". Elle peut par contre être décrite par la séquence suivante : au début, les captures augmentent rapidement en fonction de l'effort, puis elles s'infléchissent progressivement à l'approche d'un maximum. Ce maximum se prolonge en fait en un véritable "plateau", avec des prises qui restent approximativement constantes malgré la poursuite de l'intensification de l'effort - et ce jusqu'à un facteur 2 ou plus. Enfin, et seulement au-delà de valeurs très élevées de l'effort, l'effondrement des captures se produit.

En comparant les différentes simulations, il apparaît que le niveau maximal (ou niveau du "plateau") de captures est essentiellement déterminé par les conditions environnementales, puisque l'on observe un très net réhaussement si l'on adopte une hypothèse plus forte (de 50 %) pour K, le paramètre qui fixe la valeur annuelle moyenne des capacités biotiques (fig. 6 b comparée à la fig. 6 a). Les autres facteurs, notamment le diagramme d'exploitation, semblent avoir un rôle moindre dans la détermination de ce niveau maximum des captures (fig. 6 c comparée à 6 a).

FIGURES 6 A, B, C, D : réponse de la prise et de la prise par effort à l'intensification d'exploitation.

- a : paramétrage : tabl. 1
- b : idem, mais avec une offre moyenne de nourriture K (ou "capacité biotique") relevée de 50 %
- c : paramétrage : tabl. 1, sauf un schéma d'exploitation différent, avec une concentration de l'effort sur la décré et l'étiage : $f_{1,1} = 0,19$; $f_{2,1} = 0,19$; $f_{1,2} = 1,33$; $f_{2,2} = 1,33$.
- d : paramétrage : tabl. 1, sauf l'introduction d'une variabilité de la croissance inter-individuelle (tirage dans une loi normale caractérisée par un coefficient de variation de 5 %).

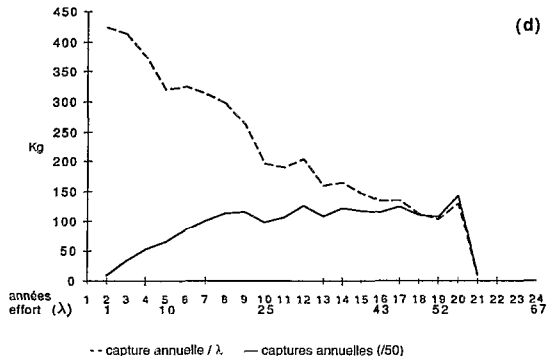
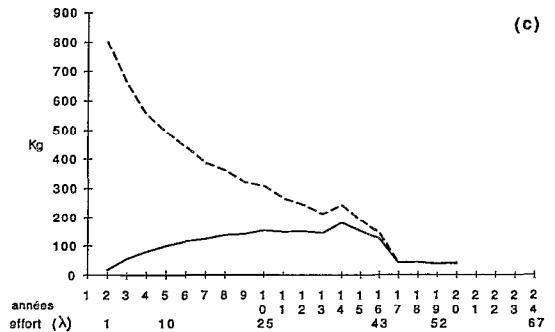
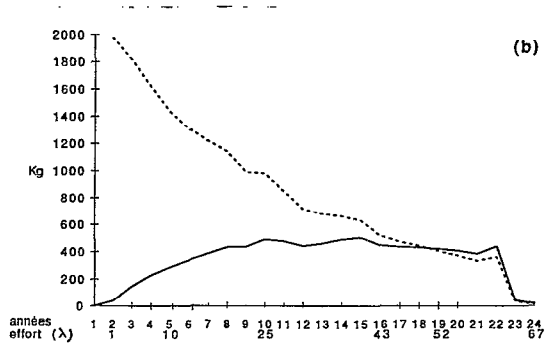
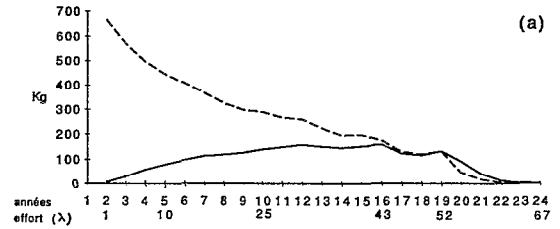


FIGURE 7

Importance relative des trois espèces dans les captures annuelles, aux 5 niveaux respectifs $\lambda = 1$, $\lambda = 10$, $\lambda = 25$, $\lambda = 43$ et $\lambda = 52$ de l'intensification d'exploitation (paramétrage : tabl. 1).

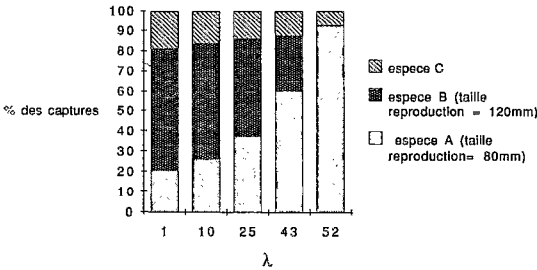


FIGURE 8

Importance relative des petits (<16 cm) et des gros (>16 cm) poissons dans les captures annuelles, aux 5 niveaux respectifs $\lambda = 1$, $\lambda = 10$, $\lambda = 25$, $\lambda = 43$ et $\lambda = 52$ de l'intensification d'exploitation (paramétrage : tabl. 1).

Remarque : ce type d'évolution correspond qualitativement à ce qui est observé depuis une vingtaine d'années dans le Delta Central du Niger (chap. 2.3).

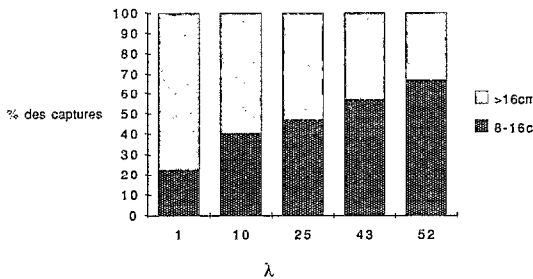
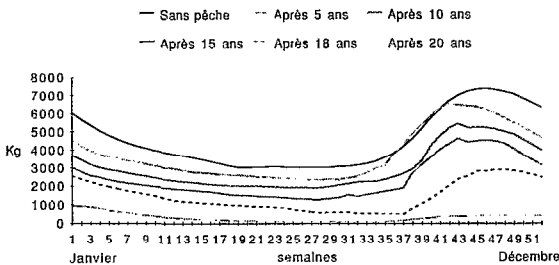


FIGURE 9

Cycles annuels de la biomasse globale pêchable (poissons de plus de 8 cm dans le fleuve et la plaine), avant exploitation ("dynamique naturelle stabilisée", $l = 0$) puis aux 5 niveaux respectifs $\lambda = 10$, $\lambda = 25$, $\lambda = 40$, $\lambda = 49$ et $\lambda = 55$ de l'effort, c'est-à-dire après 5, 10, 15, 18 et 20 ans d'intensification d'exploitation (paramétrage : tabl. 1).



Tout au long de cette phase "plateau", les captures par effort (C/λ) décroissent (fig. 6 a, b, c, d) de façon parallèle à la biomasse (\bar{B}), tandis que la production écologique (P) se maintient et que la productivité écologique (P/\bar{B}) s'élève, n'atteignant son maximum qu'au terme du "plateau" (fig.5). C'est alors que va s'amorcer la chute des prises et de toutes les autres quantités et flux écologiques et halieutiques (fig. 5 et 6 a, b, c, d). Ce moment de rupture mérite d'être examiné attentivement. Il semble annoncé par une anomalie négative du cycle de la biomasse en fin d'étiage (fig. 9) et, surtout, il s'accompagne d'une certaine instabilité, avec souvent un petit sursaut des prises globales (fig. 6 a, b, d) au moment où l'espèce "spB" s'effondre. Cette espèce, qui est celle de plus grande taille parmi les deux espèces du niveau trophique inférieur, semble alors "remplacée" (fig. 7) par l'espèce plus petite ("spA"). Rappelons toutefois que ces deux espèces ("spB" et "spA") ont des préférences alimentaires sensiblement différentes.

De façon plus générale, on constate que l'évolution de la structure du peuplement ichthyologique en faveur d'un accroissement de la proportion des individus de petite taille est l'une des composantes les plus évidentes de la réponse de la ressource à l'intensification de la pêche ; et ce phénomène apparaît dès le début de l'exploitation (fig. 8).

Interprétation écologique

L'interprétation d'une telle forme de réponse peut être abordée en faisant appel au modèle conceptuel proposé dès 1972 par Regier et Loftus sous le terme de "fishing-up process", dont la traduction littérale est "processus d'intensification du prélèvement halieutique", bien qu'il s'agisse essentiellement de la description de la réponse de la ressource à cette intensification. C'est en tous cas dans ce sens que le terme est utilisé depuis, en particulier par Welcomme (Welcomme *et al.*, 1989), et que nous l'avons adopté ici. Ce modèle prédit que, grâce à différents mécanismes, la productivité naturelle du peuplement de poisson s'accroît au fur et à mesure que le prélèvement qu'il subit augmente. Le premier processus compense le deuxième avant d'atteindre toutefois un point de rupture. Dans le cas d'une ressource ichthyologique, les mécanismes compensateurs peuvent relever de deux niveaux, impliquant d'une part la structure trophique du peuplement, d'autre part les structures démographiques de chaque population. Nos simulations permettent de vérifier le déclenchement de tels mécanismes et de suivre leurs effets sur la dynamique de la ressource.

Au niveau du peuplement, le point de départ du mécanisme compensateur est lié à la plus grande vulnérabilité des "gros" poissons par rapport aux engins de pêche en général, accentuée par le fait que ces poissons sont souvent, en plus, l'objet d'une recherche particulièrement intense, liée à leur forte valeur commerciale.

Ainsi, à un niveau trophique donné, c'est-à-dire entre espèces totalement ou partiellement en concurrence pour la recherche de nourriture, les espèces les plus petites, c'est-à-dire celles qui se reproduisent le plus tôt, remplacent progressivement les espèces les plus grandes. En général, les petites espèces présentent un renouvellement plus rapide donc une productivité plus élevée. L'accroissement de leur importance relative détermine logiquement un accroissement de la productivité globale.

Par ailleurs, comme les espèces prédatrices sont souvent, pour des raisons évidentes, d'assez grande taille, il s'ensuit que le niveau trophique supérieur est très touché par la pêche. En conséquence, il y a allègement de la pression de prédation exercée sur les populations de proies, lesquelles vont pouvoir soit se développer davantage, soit supporter un prélèvement accru sans s'affaiblir si l'on se trouve dans un contexte d'exploitation intense. La part relative des poissons-proies s'accroît ainsi dans la composition de la ressource et dans les captures, au détriment des poissons-prédateurs, et ce au fur et à mesure de l'augmentation de l'effort (fig. 7). Il en résulte un raccourcissement de la longueur "moyenne" de la chaîne alimentaire aboutissant au pêcheur, situation énergétiquement rentable compte-tenu de la faible efficacité des transferts d'un niveau trophique à l'autre dans les écosystèmes. Il faut noter toutefois que le résultat peut être moins positif en termes de valeur commerciale des captures.

Au niveau démographique, c'est-à-dire interne à chaque population, les mécanismes compensateurs sont un peu différents mais le plus important a aussi comme point de départ la mortalité différentielle (*i.e.* plus forte sur les gros individus) résultant de la pêche. Il s'ensuit un déplacement des structures démographiques (relatives) en faveur des classes jeunes ou petites (fig. 8), lesquelles sont, en vertu des lois d'allométrie qui s'appliquent à l'assimilation et la croissance, les plus efficaces d'un point de vue bio-énergétique c'est-à-dire qu'elles développent un taux de croissance et un rendement net de croissance bien supérieurs. Aussi la productivité (production naturelle/biomasse) de chaque population augmente-t-elle, et il en est évidemment de même au niveau global, lorsque l'on somme les différentes populations.

D'autres mécanismes, plus subtils, peuvent intervenir au niveau démographique, et prolonger encore davantage la phase de compensation. L'un mettrait en jeu une souplesse de la taille et/ou de l'âge à la maturité, ce qui pourrait autoriser en certaines circonstances un raccourcissement du temps moyen de génération, par exemple en cas d'accroissement de la mortalité des adultes (?). Là encore, la productivité (P/B) de la population augmenterait sous l'effet d'une exploitation intensive. Un tel mécanisme adaptatif, dont la vraisemblance biologique est supportée par des observations au lac Tchad, dans les lagunes togolaises et dans le Delta (Durand, 1978 ; Laë, 1992 c ; chap. 3.1), n'a toutefois pas joué dans les simulations présentées ici, puisque la dimension de variabilité nécessaire n'est pas prise en compte dans le paramétrage de la reproduction des espèces.

DISCUSSION : ESSAI DE GÉNÉRALISATION ET APPLICATION AU DELTA CENTRAL

Il existe des raisons de penser que la présence d'une phase "plateau" est une caractéristique récurrente des pêcheries artisanales continentales. En particulier, seule une telle phase peut rendre compte du fait que, dans nombre d'études, le niveau des captures apparaît étrangement explicable par les seules variables environnementales... indépendamment ou presque de toute considération sur l'effort de pêche déployé ! (Ryder, 1965 ; Welcomme, 1989 ; Laë, 1992 a).

Nous voulons mettre à profit la régularité de ce phénomène pour développer un mode de diagnostic du degré d'exploitation des ressources ichtyologiques. Ainsi, en s'inspirant des résultats de simulation obtenus et des constantes qui s'en dégagent, on définira un séquençage qualitatif de l'intensification d'exploitation et de ses conséquences en trois phases, correspondant à des niveaux croissants d'exploitation.

Dans une première phase, les captures globales augmentent avec l'effort. Comme elles ne sont pas parvenues à leur maximum, on est bien alors en situation de "sous-exploitation", au sens classique du terme. Cependant, les captures par unité d'effort fléchissent déjà. Avec la poursuite de l'intensification de la pêche, on passe alors (très) progressivement à la deuxième phase, caractérisée par le fait que les cap-

tures plafonnent à un niveau maximal "plateau". Il n'y a plus alors de corrélation des captures avec l'effort mais seulement avec la capacité biotique du système, c'est-à-dire avec la quantité de nourriture offerte aux poissons. Quant aux captures par effort, elles contiennent bien sûr à décroître. De façon un peu arbitraire, et sans avancer de limites précises, on distinguera conceptuellement deux stades au sein de cette seconde phase :

- en début de plateau, les gros poissons représentent encore une part importante des prises,
- si l'intensité de pêche s'accroît encore, le stade avancé "fin de plateau" apparaît, avec des prises qui se maintiennent toujours en tonnage global mais sont majoritairement constituées de petits poissons. La prise par effort est devenue très faible.

Enfin, une troisième et dernière phase est marquée par l'effondrement des captures malgré et sous l'effet des ultimes accroissements de l'effort. On retrouve là une définition de la crise de "surexploitation" biologique.

En fonction des critères théoriques définis ci-avant, on va tenter d'établir un diagnostic sur le degré d'exploitation de la ressource dans le Delta Central du Niger. Trois éléments observés nous seront utiles : le niveau des captures (rapporté à l'importance du système), le niveau des captures par unité d'effort, la structure de taille des prises.

Tout d'abord, d'après Laë (1992 a), les pêcheries du Delta Central du Niger produisent 45 000 à 50 000 t par an, ce qui, d'après la surface actuelle de la zone d'inondation (environ 11 000 km², chap. 1.1), permet de définir une densité de production de 4 à 4,5 tonnes par km². Ces valeurs rentrent parfaitement dans la "norme" de 4-6 tonnes par km² établie par Bailey (1988) et par Welcomme (1989) en compilant les résultats de nombreuses études réalisées sur des régions fluviales intertropicales comparables et où une exploitation conséquente existe. Sans s'appesantir sur de tels chiffres, sujets à discussion, il est cependant clair que la production halieutique du Delta Central ne présente pas une anomalie telle que l'on puisse parler de prises effondrées ce qui signifierait que l'on se trouve à l'extrême droite de l'axe d'intensification d'exploitation. Et comme, compte-tenu de l'importance de la pêcherie (3 à 6 pêcheurs/km² de zone inondable), il n'est pas possible non plus d'envisager une sous-exploitation, on en déduira que l'on se situe, très probablement, quelque part dans la phase "plateau".

Cependant, la plupart des pêcheurs affirment qu'il y a moins de poissons qu'autrefois et les prises annuelles par pêcheur sont en effet plutôt faibles : 0,75 tonne dans l'ensemble, ou à peine plus d'une tonne si l'on exclut les agriculteurs-pêcheurs, ce qui est dans tous les cas bien inférieur à la situation des années 60 (Laë, 1992 a). Ces valeurs se situent dans le bas de la gamme connue pour les régions comparables d'Afrique (Welcomme, 1989) et sont, par ailleurs, très inférieures aux chiffres fournis par Bailey et Petrere (1989) pour le Bassin Amazonien. Plus particulièrement, c'est la chute des captures de gros poissons qui est ressentie par les pêcheurs de façon très aiguë, ce qui a d'ailleurs conduit à un quasi-abandon des grandes tailles de maille pour les filets dormants (chap. 2.3). Tous ces signes laissent penser que l'on a affaire à une ressource dont le degré d'exploitation s'est considérablement accru au cours des décennies récentes et est aujourd'hui très élevé. En d'autres termes, on se trouverait à un stade avancé de la phase plateau, stade caractérisé par le paradoxe d'une production halieutique encore élevée alors que le poisson s'est déjà raréfié.

Dans un tel contexte, le niveau global des captures serait actuellement déterminé par les capacités biotiques du milieu, et non par une insuffisance ou par un excès d'effort de pêche. Cette assertion retentit en premier lieu sur l'interprétation de la crise de production récente, en suggérant que, si les tonnages débarqués sont actuellement faibles, c'est simplement parce que les capacités du milieu sont tombées à un niveau deux ou trois fois plus bas qu'il y a 20 ou 30 ans et ceci en conséquence immédiate de la réduction des surfaces en eaux à la crue mais aussi à l'étiage, avec l'assèchement des lacs du Nord-Est.

Que pronostiquer si l'effort absolu ou relatif (c'est-à-dire rapporté aux capacités biotiques) venait encore à s'accroître ? En l'état actuel des connaissances théoriques, on ne peut pas rejeter catégoriquement l'éventualité d'une surexploitation "vraie", c'est-à-dire d'une chute des prises, y compris par unité de surface inondable. Toutefois, selon certains auteurs (Bailey et Petrere, 1989), l'inaccessibilité ou l'interdiction de certaines zones à la pêche pourraient suffire à "arrêter le fishing-up process" (sic) à un stade antérieur, et donc à écarter un tel danger. D'autres résultats vont dans le même sens, notamment ceux d'un modèle développé par Laloë (1989) à propos du thon albacore, ressource marine dont une fraction peut être inaccessible à la pêche. Cette question revêt une importance particulière dans un système fleuve-plaine très vaste comme le Delta Central du Niger, car il se pourrait que l'on y trouve des zones enclavées indemnes ou presque de toute pression de pêche. Toujours dans ce même ordre d'idées, on peut

supposer que les zones adjacentes (notamment la boucle du Niger côté aval) ne supportent pas une exploitation aussi intensive que le Delta Central *stricto sensu* et que, par effet d'émigration, elles pourraient elles aussi contribuer à repousser le risque d'effondrement. Tout ceci peut inciter à un certain optimisme en ce qui concerne le maintien du niveau global des captures.

CONCLUSION

Dans la prolongation des résultats et discussions présentés ci-dessus, qu'il nous soit permis de proposer ici un scénario halieutique de la crise de la pêche dans le Delta Central du Niger. Depuis 20 ans, la conjonction d'une sécheresse réduisant la surface et les capacités biotiques du système ("l'offre de nourriture" aux poissons dans notre modèle) et d'une croissance démographique non négligeable chez les pêcheurs (chap. 2.2) ont sans doute provoqué une sévère densification de l'effort de pêche, c'est-à-dire une intensification de l'effort par unité de surface, de façon un peu comparable à ce que nous avons décrit dans nos simulations. Il en a résulté un amoindrissement caractéristique des prises par effort. Le mouvement ne semble toutefois pas avoir atteint la zone critique de surexploitation, laquelle aurait été signalée par un affaissement des quantités capturées par unité de surface. Ce phénomène proprement halieutique a contribué à la chute de la rentabilité de la pêche en général et au développement des conflits pour l'accès à une ressource contractée (cinquième partie), l'ensemble justifiant un sentiment aigu de crise économique et sociale. Il nous semble que seule une augmentation importante des capacités biotiques du système (retour à de fortes crues ou améliorations de l'environnement physique, telles que l'aménagement

de mares) pourrait permettre un accroissement notable de la production à partager et donc une relaxation (relative) des tensions constitutives de cette crise, sans pour autant autoriser un véritable retour à l'état antérieur puisque le nombre de pêcheurs restera forcément plus élevé qu'il ne l'était dans les années 60.

En attendant, et tant que les capacités biotiques du système resteront ce qu'elles sont, c'est-à-dire faibles en regard du passé, il semble raisonnable d'éviter tout encouragement à l'accroissement de l'effort et en particulier à l'équipement en engins. En effet, comme aucune augmentation de la production n'est à espérer dans l'environnement hydroclimatique actuel, de telles interventions conduisent inévitablement à une exacerbation des conflits de partage de la même quantité globale produite, et, parallèlement, à de nouvelles baisses de la prise moyenne par unité d'effort et/ou par investissement halieutique. En particulier, le pronostic global sur les remboursements d'emprunts d'équipement est forcément mauvais dans un tel contexte.

Mais notre modèle suggère aussi qu'il n'y a pas beaucoup d'espoir à avoir du côté d'une politique active de réduction de l'effort. Seule la prise moyenne par effort pourrait s'en trouver améliorée, mais pas la production globale du Delta, ni donc la production annuelle par pêcheur, dans la mesure évidemment où le nombre de pêcheurs se maintient.

Ainsi, la question de la gestion halieutique du Delta Central renvoie à une réflexion sur l'amélioration (par quels moyens, là est toute la question) des conditions sociales et économiques du partage d'un flux naturel de richesses dont le niveau global ne semble pas immédiatement menacé mais restera probablement faible aussi longtemps que les conditions hydroclimatiques seront défavorables.



S. Martin

Nasse papolo.