

# Méthode de couplage générique par système multi-agents de modèles de dynamiques de flottille et d'agrégation de bancs de ressource.

**Laurent MILLISCHER, Didier GASCUEL**

*ENSAR Halieutique, 65, rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35 042 RENNES Cedex*

---

## **Résumé :**

La complexité des systèmes halieutiques se traduit par l'interaction à différentes échelles de nombreuses composantes, liées à l'environnement, à la ressource, aux flottilles de pêche ou encore au contexte économique, dont les dynamiques sont généralement étudiées séparément. Pourtant, la compréhension de l'interaction des différentes dynamiques spatio-temporelles impliquées dans ces systèmes constitue un élément fondamental pour la gestion des pêcheries. Dans cette perspective, nous présentons ici un modèle théorique d'interaction entre trois dynamiques clés : dynamique environnementale, dynamique des populations, et dynamiques des flottilles. Ce modèle est mis en œuvre au sein du simulateur multi-agents MarLON (Marine Laboratory for Organized Networks), dans lequel l'activité de pêche d'une flottille virtuelle est couplée à la dynamique spatiale d'une population évoluant dans un environnement hétérogène à deux dimensions. La flottille de pêche est représentée explicitement par des agents autonomes « navire ». Le modèle d'activité de ces agents porte sur leur comportement de recherche des bancs de ressource. Celui-ci est ainsi dirigé selon une capacité d'échange d'informations entre agents ou par une connaissance partielle du milieu, pouvant être locale ou globale, que les agents peuvent utiliser à chaque instant des simulations. Par ailleurs, on propose ici un modèle générique discret d'agrégation des bancs de poissons en « clusters ». Ce modèle constitue une interprétation individu-centrée discrète d'un modèle EDP continu d'advection-diffusion. Il est fondé sur une représentation explicite d'individus « bancs », évoluant dans un environnement plus ou moins favorable, représenté par un bassin dynamique de favorabilité environnementale. Ce bassin combine une hétérogénéité en gradient, continue et variable, et une hétérogénéité en patches, discrète et constante. Le modèle dynamique de ressource consiste en un système multi-agents purement réactif, dans lequel le comportement des agents « bancs » est déterminé par la configuration de leur environnement local et par une fonction de réaction des bancs à cette configuration. A partir de cette dynamique, on montre que différentes modalités du clustering peuvent être mises en œuvre. Ces modalités permettent de représenter les extrêmes d'un continuum comportemental, entre lesquels s'insèrent les différents types de populations halieutiques réelles. L'intérêt et les contraintes liés à une telle approche générique de la complexité du système pêche, ainsi que sa place au sein d'une science fondamentalement appliquée telle que l'halieutique, sont discutés.

**Mots-clés :** simulation, systèmes multi-agents, dynamique des flottilles, efficacité de pêche, agrégation spatiale, cluster, modèle générique.

---

## **1. Introduction**

La dynamique, souvent complexe et difficile à mesurer, de l'efficacité de pêche des flottilles, rend nécessaire une analyse fine des comportements de pêche des navires (Allen et McGlade, 1986 ; Hilborn, 1985 ; Hilborn et Walters, 1992). Dans le contexte de surexploitation d'une part importante des pêcheries mondiales (Freire et Garcia-Allut, 2000), la question de l'efficacité des navires de pêche, et par extension celle des comportements de pêche sous-jacents s'avère en effet incontournable. De nombreuses études, portant sur des pêcheries très différentes, ont ainsi pu montrer l'amplitude des variations de cette

efficacité, dont la répercussion sur les ressources exploitées peut être très importante (Laurec, 1977 ; Hilborn et Ledbetter, 1985 ; Gascuel et al., 1993 ; Millischer et al., 1999). Par ailleurs, des travaux récents ont pu observer la variété et l'importance stratégique des interactions entre navires et, plus généralement, des comportements individuels de pêche (Pichon, 1992 ; Hancock et al., 1995 ; Vignaux, 1996 ; Marsac, 1992 ; Gaertner et al., 1999). Toutefois, le lien existant entre ces comportements, dont une part est a priori qualitative, et l'efficacité qui en résulte, n'a jusqu'à présent pas été véritablement établi, ni quantifié. Certaines études, concernant notamment les pêcheries thonières, ont par exemple analysé l'impact sur l'efficacité des navires de différentes modifications du comportement des pêcheurs, telles que : l'intégration de radars à oiseaux (Marsac, 1992 ; Gascuel et al., 1993), le choix d'orienter l'activité sur des bancs de thons en association (Gaertner et al., 1996), ou la coopération pouvant exister entre canneurs et senneurs (Gaertner et al., 1999). Ces études restent néanmoins ponctuelles, et ne permettent pas une quantification globale de l'impact des comportements généraux des navires. Par le biais des simulations, la formalisation des comportements proposée ici vise précisément à établir ce lien.

L'étude des comportements de pêche implique la prise en compte de la dimension spatiale de l'interaction entre ressource et pêcheur, en plus, bien évidemment, de sa dimension temporelle. En effet, les comportements de pêche, et notamment les comportements de recherche adoptés par les navires, peuvent être considérés comme une adaptation des pêcheurs à la variabilité intrinsèque, et non pas seulement à la variabilité induite par l'exploitation, de la répartition spatiale des populations halieutiques (Hilborn et Walters, 1987 ; Fréon et Misund, 1999 ; Gauthiez, 1997). La dynamique de l'agrégation des bancs en clusters (le « clustering ») constitue une part importante de cette variabilité. C'est à cette échelle intermédiaire du cluster qu'intervient l'effort de recherche développé par les navires, visant à repérer les zones de fortes concentrations (Millischer, 2000). Le couplage de ces deux dynamiques, dynamique du clustering et dynamique de recherche des navires, est donc une étape importante pour la compréhension des mécanismes d'accroissements de l'efficacité de pêche.

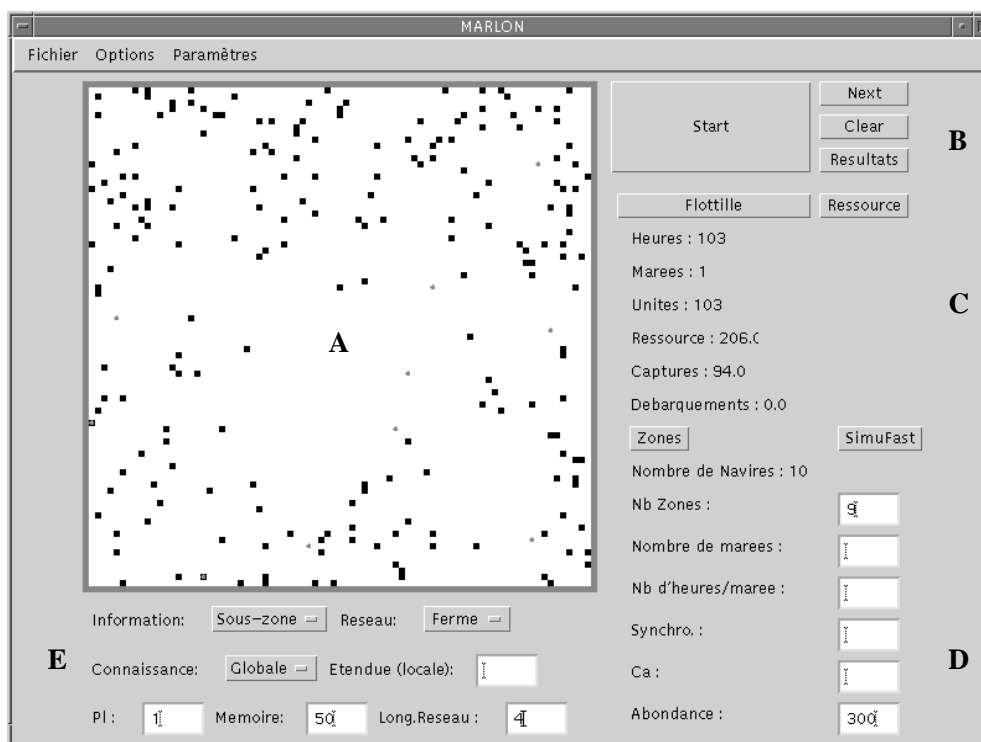
Ces questionnements, liés à l'existence d'interactions entre acteurs du système pêche et d'échelles spatio-temporelles correspondant à ces interactions, répondent à la reconnaissance toujours plus pressante du caractère complexe des systèmes halieutiques (Allen, 1991 ; Cury, 1991 ; McGlade, 1989 ; Hilborn et Gunderson, 1995). L'approche de cette complexité nécessite une adaptation de la pratique modélisatrice, et plus généralement scientifique, qui passe par une conception nouvelle du rapport entre modèle et réalité modélisée, et de l'utilisation qui peut être faite de la modélisation des systèmes (LeFur, 1995). Les approches génériques, non centrées sur des cas d'étude, mais sur la recherche de lois globales régissant les systèmes halieutiques, trouvent ainsi leur place au sein d'une activité scientifique essentiellement appliquée telle que l'halieutique (Millischer, 2000). L'usage des modèles de simulation constitue un support adapté pour ce type d'approche.

En se fondant sur ce type d'approche générique par simulation, on propose ici une démarche de modélisation, qui vise à relier dynamique de recherche des navires et dynamique de regroupement de bancs. On présentera en particulier le formalisme du modèle d'agrégation et de déplacement de la ressource. On discutera des apports potentiels de ce type de modélisation.

## **2. « MARLON » : un simulateur générique multi-agent intégrant dynamique de flottille et dynamique de ressource**

Le simulateur MARLON (**MAR**ine Laboratory for **O**rganized **N**etworks) est un outil de modélisation permettant de représenter explicitement les comportements individuels de pêche (Millischer, 2000). Il est fondé sur une représentation discrète et spatialement explicite des processus liant l'activité du pêcheur et l'unité sur laquelle s'exerce cette activité, le « banc » de poisson. Ainsi on expérimente différents scénarios de comportement individuel de pêche, au sein d'une flottille modélisée explicitement par ces éléments individuels que sont les navires. Ce Système Multi-Agents (Ferber, 1995) consiste donc en une pêcherie « virtuelle » (c'est à dire informatique), où une ressource, constituée d'agents « bancs », et une flottille de pêche, représentée explicitement par ces agents autonomes « navires », évoluent dans un environnement dynamique spatialement explicite en deux dimensions. Chaque agent est défini par ses « méthodes », ou fonctions, qui dirigent son action dans et sur son environnement (déplacement, orientation, pêche...), et par ses attributs, lui permettant de mener à bien ces actions. Ce simulateur est doté d'une interface, par

l'intermédiaire de laquelle les différents paramètres de simulation peuvent être modifiés, et l'évolution des simulations visualisée (Figure 1).



**Figure 1** - Interface du simulateur. L'écran (A) représente la pêcherie artificielle, composée de patches de ressource (carrés noirs) et d'agents « navire » (disques gris). L'initialisation, le démarrage, l'arrêt et l'écriture des résultats des simulations se font par les boutons (B). Les indicateurs d'état des simulations (temps, effectif de ressource, captures et débarquements de pêche) sont visualisés en (C). Enfin, les différents paramètres de l'animation et des modèles testés peuvent être modifiés en (D) et (E).

## 2.1. Comportements de recherche des navires

Chaque agent « navire » est capable de repérer et de capturer instantanément un banc présent en même temps que lui à la même localisation. La modélisation porte donc sur l'effort de recherche développé par les pêcheurs. Le modèle proposé est un modèle du comportement rationnel de recherche des pêcheurs, visant à orienter un comportement basiquement stochastique de recherche (Allen et McGlade, 1986). La mise en œuvre de ce modèle suppose donc de partir d'un modèle de recherche aléatoire, sur lequel viennent se greffer les différentes composantes de l'effort de recherche. Quatre modèles de recherche sont ainsi mis en œuvre. Le premier consiste en une recherche aléatoire, définissant des agents « navires » essentiellement réactifs, incapables de communiquer, et ne « raisonnant » leur recherche qu'en fonction de leur propre trajectoire passée (modèle stochastique). Le second permet d'orienter la recherche à l'aide d'une capacité d'échanges d'informations entre agents (modèle informatif). Ce modèle de comportement met en œuvre une structuration de la flottille en réseaux d'accointances, au sein desquels les agents communiquent le résultat de leur activité à leurs partenaires. Le modèle régit la façon dont chaque agent discrimine les informations qui lui sont disponibles et dont il les utilise à chaque instant. Les deux autres modèles mettent en œuvre un savoir individuel de chaque agent « navire », permettant d'orienter la recherche selon une certaine connaissance du milieu que le pêcheur peut posséder. Cette connaissance peut être locale : l'agent dispose alors d'une perception élargie de son environnement immédiat, lui permettant de repérer les bancs proches de sa localisation (modèle cognitif local). Ce modèle permet donc de représenter un savoir empirique très localisé, acquis par exemple à l'aide d'un radar ou d'un sonar, mais également à l'aide du « savoir-faire » du pêcheur, utile dans toutes les situations mais localement et à court terme uniquement. Inversement, le pêcheur peut posséder une connaissance globale moyenne de la répartition de la ressource. La zone globale de pêche étant découpée en sous-zone, l'agent a alors à sa disposition à chaque instant une carte d'abondance moyenne de chaque sous-zone, et la distance le séparant de ces sous-zones (modèle cognitif global). Il

s'agit donc ici d'un savoir plus raisonné mais moins précis que précédemment, déduit par exemple d'une carte de température de surface ou de salinité. Ce second type renvoie à une connaissance plus « scientifique » de la ressource : il est moins précis, fonctionnant par estimations de moyennes, mais valable à plus long terme.

## **2.2. Dynamique du clustering**

La compréhension des mécanismes en jeu dans la dynamique des regroupements de bancs de poissons reste très spéculative (Fréon et Misund, 1999). On a pu montrer l'importance d'un forçage de l'environnement, intervenant notamment dans le cycle biologique des espèces considérées : les regroupements seraient ainsi directement reliés à la segmentation spatiale des conditions environnementales (Swartzman, 1997). D'autre part, on estime que le comportement social des poissons intervient de façon non négligeable. Mais ce comportement reste, à l'échelle du cluster, très peu étudié.

La notion de cluster renvoie à de nombreuses réalités différentes. Elle apparaît clairement pertinente dans le cas d'espèces pélagiques grégaires (thons, maquereaux, sardine...), pour lesquelles le comportement social, sous la forme de processus internes d'auto-structuration de la population, intervient *a priori* de façon prépondérante dans la dynamique d'agrégation. Elle peut également s'appliquer à des espèces, comme certains gadidés (morue, merlan bleu, lieu noir, lieu jaune), dont le grégarisme est moins évident, mais qui présentent des phénomènes de concentration au moins momentanés. Dans ce cas, le déterminisme environnemental peut, semble-t-il, être considéré comme prépondérant, la composante comportementale pouvant sans doute être négligée. Par ailleurs, le grégarisme intervient chez de nombreuses espèces considérées comme non grégaires, à des stades non exploités par la pêche (Fréon et Misund, 1999). Il semble donc raisonnable de considérer le clustering comme un phénomène très général, mais présentant des modalités extrêmement variées. Le choix a été fait ici de représenter la dynamique du clustering par un forçage environnemental. La composante comportementale réside alors dans la sensibilité des populations à ce forçage.

Une distinction entre deux paramètres peut être avancée pour rendre compte de cette variété. Ainsi, nous proposons ici de caractériser le phénomène de regroupement dynamique par, d'une part, un paramètre d'intensité de ce regroupement, et d'autre part, un paramètre de stabilité temporelle du regroupement. Un regroupement peut être plus ou moins stable, quelle que soit son intensité, et inversement. C'est sur cette distinction que se fonde le modèle de clustering, utilisé pour le couplage des dynamiques.

## **2.3. Un simulateur générique**

La modélisation proposée dans ce couplage de dynamique vise à une certaine généralité. Comme on vient de le voir, le phénomène de « clustering » peut être considéré comme très général, mais présentant des modalités variées. C'est pourquoi il faut élargir la notion de cluster, et ne pas la restreindre aux espèces grégaires. On peut raisonnablement considérer que, quelle que soit la pratique de pêche, l'effort de recherche se porte toujours sur des unités discrètes de ressource (Mangel et Beder, 1985), qui constituent les unités pouvant être prélevées par la pêche. Ces unités peuvent se présenter de manière différente selon l'espèce et la pratique de pêche : bancs effectifs (i.e. petits pélagiques), colonies de coquillages (i.e. palourdes), ou individus uniques (i.e. espadon)... Que l'espèce soit grégaire ou pas, l'existence de paramètres environnementaux forçant la sélection de l'habitat des espèces halieutiques implique une concentration de ces unités prélevées par la pêche, se traduisant par un accroissement de la probabilité de rencontre. Ainsi, nous pouvons définir un cluster comme un agrégat d'unités prélevées par la pêche, se traduisant par une répartition non uniforme de la probabilité de rencontre de ces unités au sein des zones de pêche. Dans cette optique, notre approche s'applique génériquement à n'importe quelle activité de pêche, dès lors qu'une part de cette activité est consacrée à une activité de recherche des zones riches, puis, au sein de ces zones, des unités de ressource elles-mêmes, les « bancs ».

Il s'agit ici de rechercher des comportements généraux, susceptibles d'être représentatifs d'un grand nombre de situations réelles différentes. Ils représentent alors le « squelette » du comportement des différents types de pêcheries pouvant exister, le « commun » pouvant se retrouver dans toute étude de cas. Il est alors nécessaire d'adopter la formalisation la plus simple possible, afin d'éviter autant que faire se

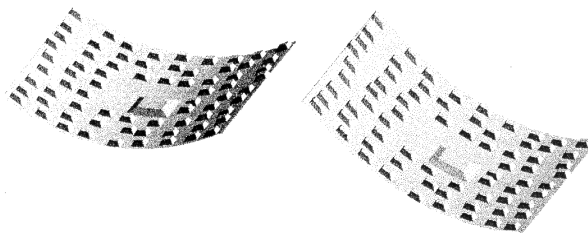
peut tout cas particulier qui dériverait d'un choix du formalisme utilisé (Franc, 1997). Notamment, la structure générale du simulateur et la formalisation des différentes composantes du comportement de recherche des agents « navires » et du comportement des agents « bancs » doit résulter d'un compromis entre pertinence et simplicité, afin de ne pas réintroduire du particulier lorsque l'on cherche à mesurer du générique. Ainsi, une attention toute particulière a été ici portée sur l'élimination des diverses sources de « bruit », de type effet de bord, trop forte anisotropie des conditions de simulation, ou sensibilité très grande du modèle à des paramètres structuraux du simulateur, pouvant provenir de l'élaboration du modèle lui-même et de son support qu'est le simulateur.

Une étude complète des modèles de comportement de recherche des agents « navire » a déjà été largement présentée (Millischer, 2000 ; Millischer et Gascuel, 2000 ; Millischer et Gascuel, soumis). C'est pourquoi nous ne détaillons ici que le modèle générique d'agrégation des bancs de ressource, avec un objectif de présentation de la méthodologie mise en oeuvre.

### **3. Modélisation discrète individu-centrée de la dynamique d'agrégation des bancs de ressource**

#### **3.1. Structure du modèle**

Le modèle générique proposé constitue une interprétation individu-centrée discrète d'un modèle par Equation aux Dérivées Partielles continu d'advection-diffusion. Il est fondé sur une représentation explicite d'individus « bancs », évoluant dans un environnement plus ou moins favorable, représenté par un bassin dynamique de favorabilité (MacCall, 1990), combinant hétérogénéité en gradient, continue et variable, et hétérogénéité en patches, discrète et constante (Figure 2).



**Figure 2** - Bassin de favorabilité simulé par le simulateur (repris de Maury, 1998). La concavité du bassin dépend du gradient d'une variable environnementale continue, de type température ; les patches représentent des zones de favorabilité différentielle, liée par exemple à la nature du fond. Dans cette représentation, plus l'altitude est élevée, plus l'habitat est défavorable. L'évolution saisonnière du gradient induit un basculement cyclique du bassin.

Le modèle dynamique de ressource consiste en un système multi-agents purement réactif, dans lequel le comportement des agents « bancs » est déterminé par la configuration de leur environnement local et par une fonction de réaction des agents à cette configuration. L'environnement simulé, sous forme d'un "modèle de bassin", synthétise le forçage exercé par les facteurs biotiques et abiotiques du milieu sur les bancs de ressource. Il traduit un paysage de favorabilité, dépendant à la fois d'un gradient, de type gradient thermique, et d'une segmentation du paysage, pouvant correspondre par exemple à la nature du fond, par la définition de zones plus ou moins favorables (Maury, 1998). La densité-dépendance est ici maximale, puisque l'on considère qu'une cellule de la grille spatiale ne peut être occupée au maximum, à un instant donné, que par un unique banc. Ainsi, si une cellule de favorabilité apparente positive est occupée par un banc, sa favorabilité effective, vis à vis des autres bancs, est nulle.

Le formalisme des équations aux dérivées partielles est adapté à une représentation statistique d'une population d'individus. La discrétisation des phénomènes implique, quant à elle, de considérer la dynamique des bancs sous l'angle probabiliste. Dès lors que l'on tâche de représenter explicitement les comportements d'individus, il faut en effet considérer leurs propensions à agir en fonction de leur environnement (Popper, 1990). L'interprétation discrète et individu-centrée du modèle d'advection-diffusion se fonde donc sur l'explicitation des probabilités de déplacements des individus, en fonction de la configuration du bassin environnemental.

On considère que les bancs sont toujours en mouvement. Leur comportement consiste alors en déplacements qui peuvent être soit advectifs, suivant le paysage de favorabilité, soit diffusifs, c'est à dire

aléatoires. La favorabilité d'une cellule  $c$  de la grille, définie par le modèle de bassin, détermine ainsi la probabilité pour un banc situé dans cette cellule de se déplacer suivant un mouvement advectif. Celui-ci consiste à choisir la cellule présentant la favorabilité maximale, parmi le groupe de neuf cellules constitué par  $c$  et ses huit voisines. Le comportement diffusif consiste quant à lui en un déplacement à chaque pas de temps vers l'une des huit cellules entourant le banc, choisie aléatoirement.

L'interprétation, par les agents « banc », de la favorabilité comme une probabilité de mouvement conduit à concevoir le bassin environnemental comme un paysage de coefficient de favorabilité  $r$ , compris entre 0 et 1. La favorabilité en chaque point est rapportée à la favorabilité maximale que peut présenter ce point, étant données les gammes de variations de gradient thermique et de favorabilité des patches, sur la zone globale. Le coefficient de favorabilité en chaque point  $(i, j)$ , à l'instant  $t$ , est alors calculé comme suit :

$$r_{i,j,t} = - \frac{(\theta_{i,j,t} - \theta_{\max})^2}{(\theta_{\min} - \theta_{\max})^2} \cdot \frac{\gamma_{i,j,t}}{\gamma_{\max}}$$

avec :  $\theta$ , la favorabilité liée au gradient thermique,  $\theta_{\max}$ , la favorabilité maximale correspondant à l'optimum de température,  $\theta_{\min}$ , la favorabilité minimale liée au gradient,  $\gamma$ , la constante déterminant la favorabilité liée à la nature du fond,  $\gamma_{\max}$ , la favorabilité maximale liée à la nature du fond.

La relation non-linéaire utilisée pour lier température et coefficient de favorabilité s'appuie sur la définition d'une isotherme optimale, et d'une gamme de températures à l'intérieur de laquelle la favorabilité varie peu (Maury, 1998).

L'oscillation du gradient thermique est dirigée par une fonction sinus, de période  $\omega$ , indiquant à chaque instant la position de l'optimum thermique. La valeur de  $\omega$  détermine donc l'amplitude des migrations effectuées par les bancs poursuivant l'optimum thermique. Elle détermine également la durée des phases de stagnation de la population, au moment de l'inversion du mouvement oscillatoire.

La probabilité de mouvement advectif dépend également de la sensibilité des bancs à la favorabilité de l'environnement. On conçoit aisément que selon les populations, la tolérance à des conditions environnementales défavorables puisse changer. C'est alors la propension au mouvement diffusif qui varie. La probabilité  $P_a[t]$  pour un agent « banc »  $\alpha$ , situé dans la cellule  $(i, j)$ , d'adopter à l'instant  $t$  un mouvement advectif se calcule alors selon :

$$P_a[t] = (1 - r_{i,j,t})^\alpha$$

avec :  $r_c$ , le coefficient de favorabilité dans la cellule  $c$  ; et  $\alpha$ , un coefficient de diffusion compris entre 0 et 1.

Lorsque  $\alpha=1$ , la tolérance aux conditions défavorables, et donc la propension des agents aux mouvements diffusifs sont maximales. Globalement, la probabilité  $P_a[t]$  est donc élevée dans les zones peu favorables (zones du bassin d'altitude élevée), où les bancs vont présenter préférentiellement des mouvements advectifs vers les zones plus favorables. Inversement, en fond de bassin, les déplacements sont essentiellement diffusifs.

L'action des bancs est asynchrone. Ils se déplacent en effet chacun leur tour, l'ordre d'action étant à chaque pas de temps choisi aléatoirement. La distribution spatiale des bancs de ressource est caractérisée par un coefficient d'agrégation  $Ca$ , calculé selon :

$$Ca = \frac{\sum_{i=5}^8 N[i]}{N}$$

avec :  $N$ , le nombre total de bancs ;  $N[i]$ , le nombre de bancs entourés par  $i$  bancs

### **3.2. Dynamiques simulées**

D'une manière générale, la dynamique simulée par ce modèle individu-centré permet de représenter explicitement une forte hétérogénéité locale, tout en retrouvant, à l'échelle globale, une dynamique très proche de la dynamique d'advection-diffusion modélisée par une équation aux dérivées partielles. On retrouve notamment les phénomènes d'oscillation de la population suivant l'optimum de favorabilité, la formation de panaches de concentrations de part et d'autre des zones favorables, et l'existence de corridors qu'empruntent les bancs, déterminés par l'existence de structures favorables

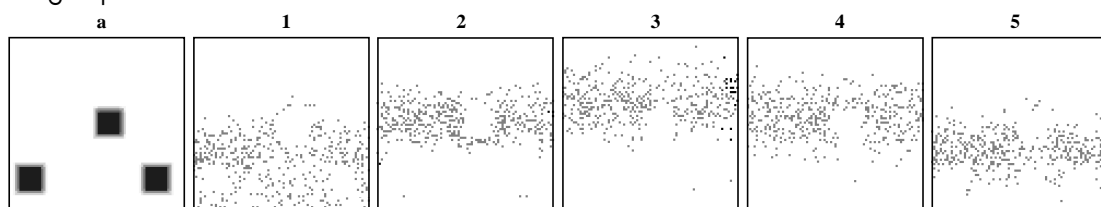
parallèles au mouvement de déplacement de la population (Millischer, 2000). Ce modèle permet donc d'obtenir un comportement moyen similaire à celui d'une population modélisée globalement, tout en tenant compte explicitement des deux échelles concernées, que sont celle de la population et celle du banc. Cette maîtrise de l'échelle individuelle est, dans notre cas, très importante. On peut ainsi représenter explicitement l'interaction entre le navire et l'objet vers lequel est dirigée son activité, à savoir le banc.

Le modèle proposé synthétise le déterminisme de la répartition spatiale des bancs de ressource en deux éléments. D'une part, la configuration du bassin environnemental, c'est à dire l'organisation spatiale des patchs, contraint les mouvements advectifs des bancs, dirigés par le gradient thermique. Ce paramètre renvoie à la composante environnementale du clustering. D'autre part, le coefficient  $\alpha$ , quantifiant la tolérance des bancs aux conditions défavorables, détermine la part plus ou moins importante prise par les mouvements diffusifs. Il se rattache à la composante comportementale du clustering. La conjonction de ces deux éléments détermine entièrement la dynamique de clustering modélisée.

On peut donc simuler différentes dynamiques de clustering, à partir de différents paysages environnementaux et différentes valeurs de  $\alpha$ . Notamment, une faible tolérance biotique des bancs et l'existence d'une forte contrainte de déplacements advectifs induisent a priori un regroupement intense des bancs. Inversement, une grande tolérance biotique et une faible hétérogénéité en patchs doivent favoriser la dispersion isotrope des individus « bancs », et donc limiter le clustering. Différentes modalités du clustering peuvent ainsi être mises en œuvre. Ces modalités sont censées représenter les extrêmes d'un continuum comportemental, entre lesquels s'insère l'ensemble des populations halieutiques réelles. Le premier type consiste en un regroupement faible des bancs, de façon constante dans le temps (clustering stable et faible). Le second présente un regroupement important et stable des bancs (clustering fort et stable). Enfin le troisième consiste en un regroupement variable dans le temps (clustering fort et instable).

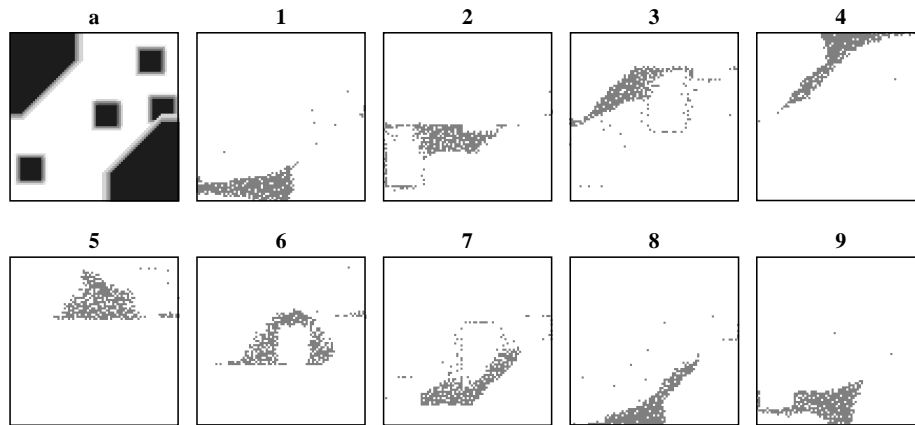
### 3.2.1. Regroupement stable

D'une part, on simule un clustering de faible intensité, correspondant à  $\alpha=1$ , et une faible hétérogénéité en patchs (Figure 3). Dans ce cas, la tolérance des bancs aux conditions défavorables, et donc également la probabilité de diffusion, sont maximales. La composante d'advection persiste tout de même, induisant une légère oscillation du nuage de bancs. Cet équilibre se traduit par une stabilité de ce faible regroupement.



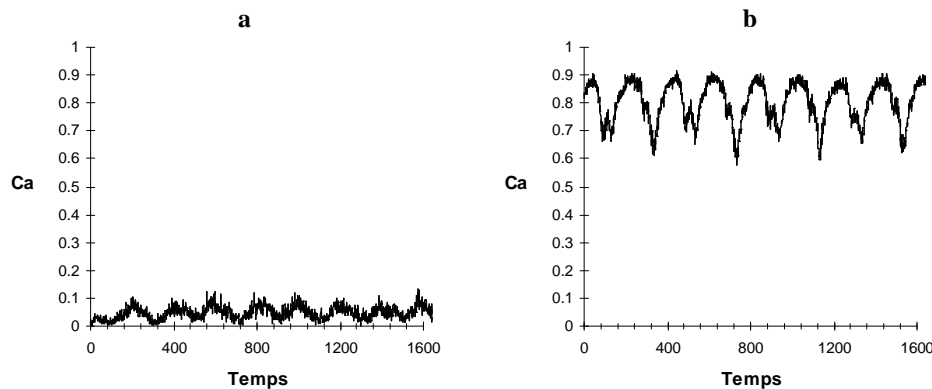
**Figure 3** - Clustering faible et stable des bancs de ressource, obtenu avec  $\alpha=1$  (forte probabilité de diffusion), et la répartition des patchs défavorables figurée en (a). 1 à 5 : différents stades d'évolution, correspondant à l'oscillation du groupe de bancs du nord au sud de la zone, à la poursuite de l'optimum thermique.

D'autre part, un clustering de forte intensité, stable dans le temps, correspond à une très faible tolérance des bancs aux écarts de favorabilité de l'environnement. Il peut être simulé avec une valeur de  $\alpha=0.0001$ , la population évoluant dans un bassin environnemental très hétérogène (Figure 4). Dans ce cas, la probabilité d'advection est maximale. Les bancs suivent donc l'oscillation de l'optimum thermique de manière très regroupée, formant ainsi un unique cluster, dont la configuration change suivant les variations locales des conditions environnementales.



**Figure 4** - Clustering fort et stable des bancs de ressource, obtenu avec  $\alpha=0.0001$  (forte probabilité d'advection), et la répartition de patchs défavorables figurée en ('a). 1 à 9 : différents stades d'évolution, correspondant à l'oscillation du groupe de bancs du nord au sud de la zone, à la poursuite de l'optimum thermique.

Dans les deux cas, les variations du coefficient d'agrégation  $C_a$ , liées aux phases de migration, restent faibles (Figure 5). La valeur de ce coefficient permet donc de caractériser les deux situations.



**Figure 5** - Évolution temporelle du coefficient d'agrégation des bancs dans le cas d'un clustering stable de faible intensité (a), ou de forte intensité (b). La période d'oscillation du gradient thermique  $\omega$  est égale à 400 pas de temps.

### 3.2.2. Regroupement instable

L'instabilité du clustering renvoie a priori à des phénomènes de changement comportementaux des populations. Ces changements de comportements peuvent être par exemple liés à des phases temporaires de reproduction nécessitant un regroupement important de l'ensemble d'une population. On a alors des phases de migration et de convergence importantes, suivies d'une dispersion des bancs. Ces changements comportementaux supposent donc une variabilité dans le temps de la sensibilité des animaux aux conditions environnementales.

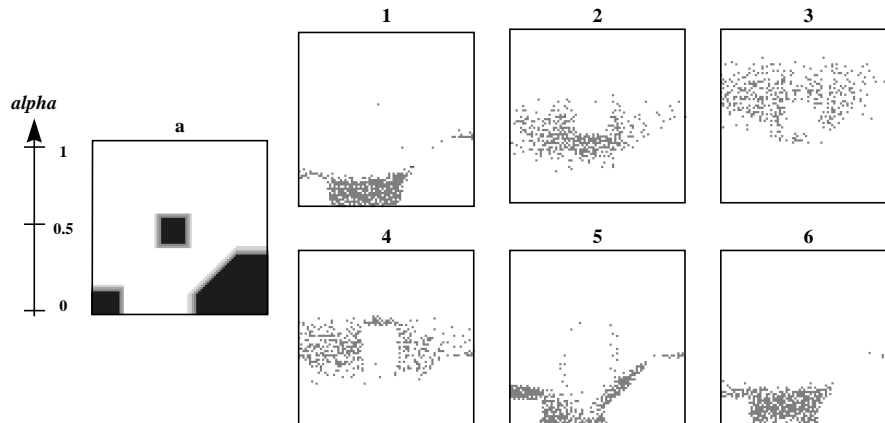
Le modèle proposé ici permet de simuler de telles variations, par un changement de la tolérance des bancs à la défavorabilité du milieu. Le paramètre  $\alpha$  est ainsi rendu temporellement variable, suivant une fonction sinusoïdale comprise entre 0 et 1 :

$$\alpha = \frac{1}{2} \cdot \left( \sin \left[ \frac{2 \cdot \pi}{\omega} \cdot \left( t + \frac{3 \cdot \omega}{4} \right) \right] + 1 \right)$$

avec  $t$ , le pas de temps, et  $\omega$ , la période d'oscillation de l'optimum thermique.

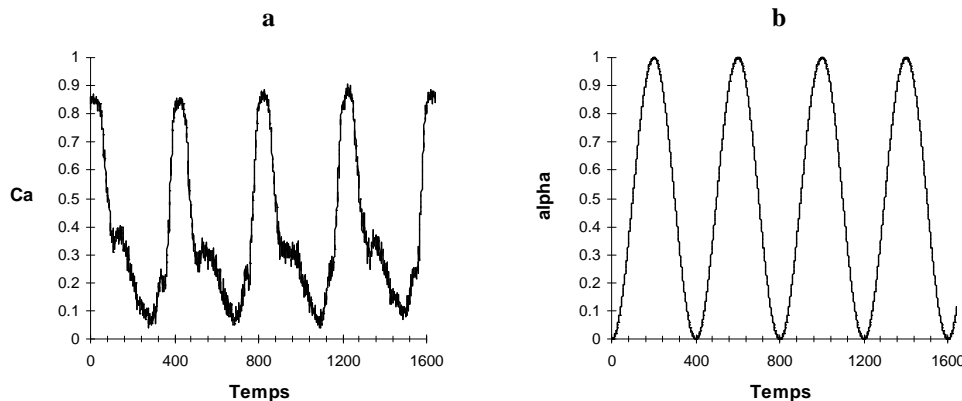
La valeur de  $\alpha$  dépend donc de l'oscillation de l'optimum thermique. Elle est nulle lorsque l'isotherme optimale est au sud de la zone, et maximale ( $\alpha=1$ ) lorsqu'il se trouve au nord (l'isotherme se trouve sur la bordure sud de la zone pour  $t=0$  et  $t=\omega$ ). L'intensité du regroupement varie ainsi régulièrement, suivant la tolérance présentée par les bancs (Figure 6).





**Figure 6** - Clustering fort et instable des bancs de ressource, obtenu avec la répartition de patches défavorables figurée en (a). Dans ce cas, la valeur du paramètre  $\alpha$  varie dans le temps. 1 à 6 : différents stades d'évolution, correspondant à l'oscillation du groupe de bancs du nord au sud de la zone, à la poursuite de l'optimum thermique. La flèche indique la correspondance entre latitude de l'optimum thermique et valeur du coefficient  $\alpha$ .

On a ainsi une dynamique à deux phases. Le clustering est intense au sud de la zone ( $\alpha \in [0 ; 0.5]$ ). Lorsque l'optimum est dans la partie nord, la probabilité de diffusion s'accroît, du fait d'une valeur importante de  $\alpha$  ( $\alpha \in [0.5 ; 1]$ ). En conséquence, la population présente un profil à deux phases du coefficient d'agrégation (Figure 7a). Celui-ci suit les oscillations du paramètre  $\alpha$  : l'augmentation de la tolérance est suivie d'une dispersion de la population ; inversement, les phases de diminution de  $\alpha$  sont suivies d'une forte agrégation des bancs (Figure 7b).



**Figure 7** - Évolution temporelle du coefficient d'agrégation des bancs (a) et du paramètre  $\alpha$  (b), dans le cas d'un clustering de forte intensité mais instable. La période d'oscillation du gradient thermique  $\omega$  est égale à 400 pas de temps.

### **3.3. Un exemple d'application : comparaison des comportements de recherche des navires en fonction de la dynamique de clustering**

Le couplage de la dynamique d'agrégation des bancs de ressource avec les modèles de comportements de recherche de navires proposés précédemment permet de tester et de comparer l'efficacité relative de ces différents comportements face à diverses conditions d'agrégation dynamique de la ressource (Millischer, 2000). Ce couplage de dynamique est effectué à partir de flottilles artificielles type : on compare ainsi des flottilles stochastique, cognitive globale utilisant une carte d'abondance moyenne de résolution de 9 sous-zones, cognitive locale, et informative de connectivité maximale, c'est à dire structurée selon un unique réseau d'échanges d'information. L'efficacité de chaque comportement est donnée sous la forme de gains de puissance de pêche  $P_g$  relativement à la puissance développée par la flottille stochastique dans les mêmes conditions. Les simulations portent sur les trois modalités de clustering évoquées précédemment, notées respectivement 1, pour le clustering faible et stable, 2, pour le clustering fort et stable, et 3, pour le clustering fort et instable. Les résultats sont donnés en moyenne sur un échantillon de 30 simulations identiques, pour deux valeurs de période d'oscillation du gradient thermique ont été testées :  $\omega=400$ , et  $\omega=800$ .

L'existence d'une méthode de recherche permet dans tous les cas des gains importants d'efficacité de pêche (

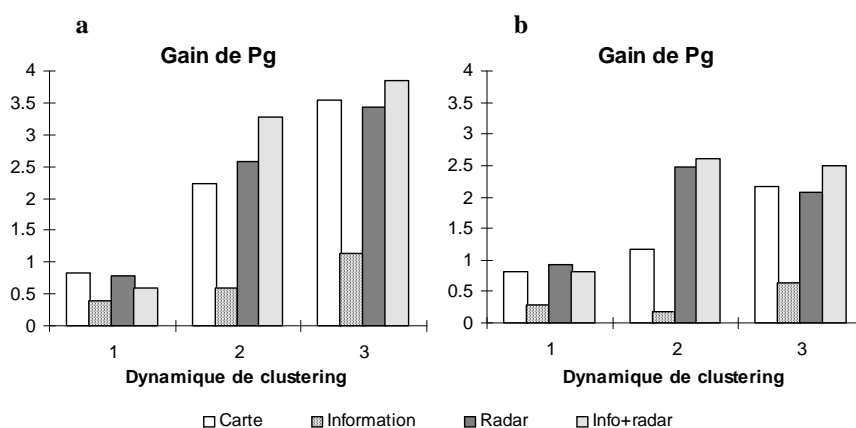
Figure 8). Ceux-ci sont particulièrement élevés lorsque la période d'oscillation du gradient thermique est égale à 800 pas de temps (

Figure 8, a). Les phases de stagnation de la ressource en bordure de zone sont alors plus longues, permettant aux navires capables de repérer les agrégats d'effectuer plus sûrement des captures importantes.

Deux points doivent être ici retenus. D'une part, on peut constater les gains très importants permis par le modèle cognitif local. La très grande mobilité des bancs accentue l'importance de leur repérage, comparativement au repérage des clusters. C'est pourquoi les gains d'efficacité permis par le comportement informatif, apparaissent relativement faibles. De plus, la capacité de repérage des bancs voisins permet aux agents cognitifs (modèle local) de suivre leurs mouvements. Le repérage d'un banc équivaut alors au repérage du sens d'advection de la ressource. Par conséquent, le repérage ultérieur d'un cluster est largement facilité.

Le second point concerne le comportement mixte regroupant les modèles informatif et cognitif local. On constate que malgré l'importance prise par les repérages locaux, l'adjonction d'un repérage global par le biais d'une information permet d'accroître l'efficacité de la recherche dès lors qu'il existe un regroupement effectif des bancs (dynamiques de clustering 2 et 3, correspondant respectivement à un clustering fort stable et instable). Ce résultat reflète la complémentarité de ces deux comportements en terme de constitution de la puissance de pêche et de stratégie d'exploitation (Millischer, 2000).

Le couplage des dynamiques effectué ici constitue un cas extrême, dans lequel la probabilité de déplacement des bancs à chaque pas de temps est maximale. On se trouve ainsi à l'exact opposé du cas d'une ressource statique. L'insertion dans le modèle d'un paramètre de mobilité des bancs est donc nécessaire afin de préciser les modalités du couplage de la dynamique d'une flottille et de celle de la ressource. La généralité du modèle proposé ici est limitée par l'absence de ce paramètre. Toutefois, ce couplage permet de montrer l'importance du type de clustering sur la dynamique de l'efficacité de pêche. Les gains d'efficacité correspondant aux différents modèles de recherche des navires varient ainsi nettement selon le type de dynamique de la ressource. L'existence d'une agrégation effective des bancs, au moins temporaire, rend particulièrement efficace l'existence d'une capacité prospective positive des navires.



**Figure 8** - Comparaison des gains d'efficacité permis par les différents comportements de recherche testés, en fonction des trois dynamiques de clustering identifiées. (a) :  $\omega=800$  ; (b) :  $\omega=400$ . Carte : modèle cognitif global ; Information : modèle informatif ; Radar : modèle cognitif local.

Le modèle de clustering proposé rend compte d'une différenciation qualitative des phénomènes de concentration dynamique des bancs. L'insertion d'un paramètre de mobilité correspond à la dimension quantitative de cette différenciation. Le couplage des deux dynamiques modélisées ici est donc particulièrement prometteur en vue d'une compréhension véritablement générique de la dynamique de l'efficacité de pêche des navires.

## **4. Apports et contraintes d'une approche générique individu-centrée par Système Multi-Agents**

### **4.1. Formalisation des comportements**

Le premier apport de ce type de modélisation est de proposer une formalisation des comportements étudiés. L'étude de l'activité de pêche est bien souvent limitée par l'incapacité des modèles à prendre en compte la dimension qualitative des phénomènes en jeu. Par conséquent, la mesure de cette activité est également parcellaire, du fait d'un manque d'indices quantitatifs pertinents, permettant de décrire les phénomènes d'interactions entre navires, et d'accroissement de l'habileté des pêcheurs. C'est pourquoi ces phénomènes sont généralement considérés comme « qualitatifs » : la difficulté à les mesurer est interprétée comme une caractéristique de ces phénomènes. La formalisation proposée ici permet précisément d'intégrer ces aspects qualitatifs au sein d'une démarche fondamentalement quantitative. Cette intégration est un enjeu important de la modélisation du système pêche, dans lequel les notions d'interaction et de comportement sont centrales. Comprendre les modalités de ces interactions et ces comportements individuels passe nécessairement par une quantification des processus qualitatifs sous-jacents.

D'une façon générale, la modélisation individu-centrée permet d'articuler une représentation locale des processus avec une vision synthétique au niveau global. Ils constituent un outil où se rejoignent donc les approches comportementale/analytique et dynamique/synthétique des populations étudiées (Le Page, 1996 ; DeAngelis et Gross, 1992). Dans notre cas, l'approche individu-centrée permet de relier la dynamique de l'efficacité de pêche d'une flottille, généralement étudiée synthétiquement, à l'existence de différents comportements de recherche des navires, appliqués selon différentes modalités de dynamique d'agrégation de la ressource. Un lien est ainsi posé entre représentation explicite fine et mesures synthétiques des processus en jeu. Ce lien avec les approches synthétiques est une étape nécessaire, permettant de comprendre les conséquences des processus individuels modélisés sur les populations (Grimm, 1999).

### **4.2. Intégration de la spatialité des événements**

L'utilisation des systèmes multi-agents pour une modélisation individu-centrée permet une modélisation spatialisée des processus intervenant à l'échelle individuelle. La prise en compte des comportements individuels n'a d'intérêt que si elle permet d'appréhender l'interaction entre l'hétérogénéité spatiale de la ressource et l'activité des individus l'exploitant. Ces deux éléments n'en font donc qu'un seul : la différence entre individus d'une population, quelle qu'elle soit, s'exprime d'abord, mais pas seulement, par le fait qu'ils se répartissent différemment dans l'espace. L'environnement local n'est donc pas le même, et la réponse comportementale de ces individus peut par conséquent nettement différer.

La prise en compte simultanée de ces deux éléments, composante spatiale et composante individuelle, est donc une nécessité en vue d'appréhender les processus d'interactions entre ressource et activité de pêche. Ces interactions sont en effet la source de difficultés fréquentes en matière d'évaluation des stocks, et peuvent conduire à des biais importants. Notamment, la non-linéarité de la relation entre PUE et abondance, qui biaise l'utilisation des PUE comme indicateurs de l'abondance globale d'une population halieutique, provient à la fois de l'hétérogénéité de la répartition spatiale de cette abondance, et de l'adaptation des navires à cette hétérogénéité (Hilborn et Walters, 1987 et 1992 ; Gillis et Peterman, 1998 ; Gauthiez, 1997).

### **4.3. La question de la validation et le retour au réel**

La problématique de la validation des modèles de simulation ne se pose pas dans les mêmes termes que celle concernant l'ajustement d'un modèle classique. Ceci découle du caractère multi-varié des simulations, des conditions fortement contrôlées des expérimentations, et de leur valeur plus explicative que véritablement prédictive (Le Fur, 1995). De plus, l'éventuelle prise en compte de variables qualitatives rend encore plus hypothétique la procédure de validation à employer dans ce cas (Ferber, 1995). Concernant les systèmes multi-agents, la problématique de la validation des modèles peut être scindée

en deux volets. D'une part, la validation interne du simulateur doit rechercher la cohérence des résultats obtenus relativement aux modèles testés. C'est là l'objet des études de sensibilité du simulateur. D'autre part, la validation externe du modèle doit rechercher la cohérence entre les résultats de simulation et le réel simulé : elle ne peut consister alors qu'en une analogie avec des phénomènes réels connus, mais pas forcément quantifiés (Bousquet, 1995 ; Le Fur, 1995). C'est précisément l'apport très important de ce type d'approche que d'entamer une réflexion quantitative sur des phénomènes que d'autres outils ne permettent pas véritablement d'appréhender. Mais c'est là également la source des difficultés de la validation. Celle-ci passe alors essentiellement par une transposition analogique, et non une adéquation quantitative, avec des connaissances plus ou moins formalisées sur les situations réelles auxquelles est censé correspondre le système simulé.

De plus, il est bien évident que la conception elle-même des modèles s'appuie sur de nombreuses observations des systèmes réels. Par ailleurs, et c'est là un point particulièrement important, une approche générique doit permettre d'interpréter, avec des outils appropriés et un regard nouveau, le système réel observé. Les résultats génériques ne sont en rien déconnectés de la réalité, mais permettent au contraire une lecture différente de cette dernière, en donnant un support synthétique et quantitatif à cette lecture.

Enfin, l'utilisation d'un modèle générique dans le cadre d'une étude de cas peut permettre d'affiner la connaissance particulière que l'on a du système concerné. Ainsi, le modèle couplé présenté ici pourrait être utilisé dans le cadre d'une modélisation de pêcheries données, à partir de connaissances existantes, au moins grossières, du type de clustering de la ressource concernée et des variables environnementales déterminantes. Toutefois, il ne faut pas présumer de ce type d'application. Il ne s'agit pas alors de rendre contre nature la modélisation proposée, en cherchant à la rendre absolument prédictive. Une application de ce genre doit rester à vertu explicative. Elle permettrait d'évaluer les conséquences, en terme d'efficacité de pêche des flottilles, d'hypothèses émises cette fois sur une pêcherie particulière.

#### **4.4. Approche générique par simulation et complexité**

Une approche générique se justifie assez naturellement dans le cadre de l'étude de systèmes complexes. La reconnaissance même du caractère « complexe » participe de ce point de vue générique, par lequel un système n'est pas considéré dans sa stricte particularité, mais comme présentant des lois de fonctionnement généralisables à d'autres cas. Les notions d'interactions et d'échelles, et leur étude, inscrivent la modélisation dans la recherche de fonctionnements génériques des systèmes, comme étant fondamentalement structurés par ces notions. Dans notre cas d'étude, cette approche générique s'exprime donc d'abord par la reconnaissance que toute pêcherie, quelle qu'elle soit, présente une variabilité des comportements individuels de pêche, dépendant d'interactions entre les pêcheurs, plus ou moins structurantes selon le type d'agrégation de la ressource exploitée et l'échelle à laquelle ces interactions interviennent. De même, toute pêcherie est concernée par la question de l'efficacité de l'activité de pêche, et de son déterminisme en termes de comportements individuels. L'étude générique de ces notions fondamentales n'a donc rien de superflu, et peut au contraire permettre des avancées théoriques importantes, pouvant nourrir toute étude de cas.

La simulation constitue un outil désigné pour ce genre d'approche. La recherche de généralité implique la possibilité d'une expérimentation contrôlée, permettant de tester des hypothèses de fonctionnement des systèmes. Cette possibilité n'existe pas naturellement dans le cas des systèmes écologiques. Pour ce qui concerne l'halieutique, ce problème est accentué par la non-observabilité immédiate de son objet central qu'est la ressource, et l'absence absolue de contrôle sur l'activité de prélèvement par la pêche. L'expérimentation, en vue de la mise en évidence de lois génériques, est donc *a priori* impossible dans ce domaine. Le recours aux modèles de simulations, considérés comme des laboratoires virtuels, constitue en ce sens une grande avancée. Ce type d'approche doit permettre une véritable appréhension des mécanismes structurant le système complexe qu'est le système pêche.

Enfin, la simulation par Système Multi-Agents permet d'aborder directement ce qui constitue le noeud de la complexité, à savoir la question de l'interaction. Se fondant sur une modélisation du système d'interaction entre entités du système étudié, les SMA se placent d'emblée dans une approche ascendante, à une échelle d'étude particulièrement adaptée pour l'approche des systèmes complexes. Ainsi, le couplage ascendant d'échelles différentes, entre un niveau local où se situent les interactions

entre entités, et un niveau global d'observation de la dynamique collective du système d'entités, constitue l'apport spécifique des simulations multi-agents à l'étude des dynamiques complexes (Treuil et Mullon, 1997).

## **5. Conclusion : recherche théorique - recherche appliquée**

D'après ce qui vient d'être dit, une approche très théorique telle que la nôtre a tout à fait sa place dans le cadre d'une science appliquée. Tout appliquée qu'elle soit, une science a nécessairement besoin d'un corpus théorique non figé, que des approches génériques peuvent permettre de faire évoluer. C'est pourtant une récurrence classique que de récuser ce type d'approche au nom d'un « réel » supposé déjà connu. Les sciences appliquées, à commencer par l'halieutique, semblent souvent structurées par un débat, qui tient plus de l'incompréhension radicale que du débat d'idée, opposant empiristes et théoriciens. Cette opposition existera sans doute toujours. Mais son infécondité essentielle demande qu'on s'y arrête quelques instants.

La question qui sous-tend cette opposition entre empirisme et abstraction théorique concerne en fait le statut d'une science appliquée. Il s'agit là de positions que l'on peut bien qualifier d'épistémologiques, car soutenant chacune une conception fondamentale de l'activité scientifique. Le caractère appliqué d'une science se réfère généralement à l'existence d'une pression anthropique s'exerçant sur le système étudié. On peut, à partir de là, dresser le portrait de l'interprétation que se font les deux positions d'une telle situation. Ce portrait est volontairement caricatural, ou plutôt extrémiste, afin de bien éclaircir la radicalité de l'opposition qui, elle, n'est pas caricaturale.

Une position strictement empiriste s'appuie sur l'existence d'une connaissance supposée d'une réalité, pour questionner les modalités d'intervention dans cette réalité. La science « appliquée » est alors synonyme d'une mesure des possibilités d'actions, par l'évaluation de la réponse probable du système à ces actions. Elle se trouve ainsi directement reliée aux problématiques de gestion des systèmes, se prévalant d'une « urgence » de l'action pour établir ses diagnostics, et notamment pour affirmer son désintérêt pour la théorisation, qu'elle trouve abusive et inutile dans cette urgence affirmée de l'action. C'est peu dire que l'halieutique se trouve particulièrement concernée par cette position épistémologique.

A l'inverse, une position strictement théorique s'appuie sur l'affirmation de l'incomplétude de toute représentation, pour soutenir un effort constant de remise en cause du corpus théorique qui la soutient. Le caractère « appliqué » de la science n'est alors qu'une circonstance particulière, qu'il faut bien sûr prendre en compte puisqu'elle caractérise les questions posées, mais qui ne change en rien la forme que doit prendre l'activité scientifique elle-même. Celle-ci consiste en l'élaboration d'une « théorie du réel », et se fonde sur l'idée que le réel n'est en rien donné, ou évident, mais est bien le produit de la construction de la pensée scientifique (Bachelard, 1934). L'action n'est pas sa question, cette position cherchant à se concentrer sur la compréhension des systèmes, toujours remise en doute par l'élaboration de modèles de représentation.

Il n'est en aucun cas question ici de reproduire une opposition stérile entre ces deux positions, mais simplement de marquer leur compatibilité, et donc l'importance de l'intervention, au moins ponctuelle, du théorique au sein de l'appliqué. La position dominante en halieutique est clairement celle d'un empirisme concret, du fait de l'implication directe des questions scientifiques dans les problèmes de gestion des pêches. C'est précisément cette situation ambiguë qui est à l'origine des débats évoqués. Dans ce contexte, un équilibre doit être trouvé entre questionnement théorique et réponses concrètes concernant l'activité de pêche. En ce sens, les approches génériques, permises par la modélisation par simulation, peuvent constituer un apport important, par les tests d'hypothèses pouvant ainsi être effectués, et appliqués par la suite à des situations particulières.

En tous les cas, éluder les approches génériques sous le prétexte de l'urgence de l'action dans nombre de cas d'étude halieutique, ne peut constituer une solution. Science ne signifie pas expertise, et une séparation nette de ces deux types d'activité apparaît nécessaire (Roqueplo, 1997). Limiter la science à cette activité d'expertise serait naturellement une grave erreur. Par nature, l'expertise s'appuie sur un état supposé des connaissances, à un instant donné. Elle est, en ce sens, négation même de l'activité de recherche scientifique. L'action quant à elle, qu'elle s'appuie ou non sur l'expertise, n'est en rien scientifique ; elle obéit bien souvent à des intérêts sociaux, économiques, moraux, politiques, ou purement

subjectifs. L'idée qu'il puisse exister une action absolument rationnelle, découlant directement de la connaissance scientifique, tient d'une disposition métaphysique, qui bien que très actuelle, n'en est pas moins douteuse. Se prévaloir d'un supposé savoir - qui reste fondé, en réalité, sur une élaboration de « modèles », au sens large de « représentations » - pour justifier d'une action collective, sert, non pas une prétendue honnêteté intellectuelle, mais bien un intérêt de nature idéologique, sans rapport direct avec la stricte activité scientifique. A n'en pas douter, la science ne peut être intéressée, au sens général du terme. C'est pourquoi sa tâche, quels que soient son niveau et sa nature, n'est pas de dire ce qu'elle sait, mais bien de montrer ce qu'elle ne sait pas.

Dans cette optique, le questionnement scientifique devrait peut-être s'inspirer des principes de la philosophie scientifique proposée par Bachelard, dont « la tâche [...] est très nette : psychanalyser l'intérêt, ruiner tout utilitarisme si déguisé qu'il soit, si élevé qu'il se prétende, tourner l'esprit du réel vers l'artificiel, du naturel vers l'humain, de la représentation vers l'abstraction. » (Bachelard, 1938).

---

## Bibliographie

- Allen P.M., 1991. Fisheries : models of learning and uncertainty. *in* : *Pêcheries ouest-africaines. Variabilité, instabilité et changement*. Cury P., Roy C. eds, *ORSTOM éditions coll. colloques et séminaires*, pp.377-389.
- Allen P.M., J.M. McGlade, 1986. Dynamics of discovery and exploitation : the case of the scotian shelf groundfish fisheries. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 43: 1187-1200.
- Bachelard G., 1934. Le nouvel esprit scientifique. *PUF, Paris*, 183 pp.
- Bachelard G., 1938. La formation de l'esprit scientifique. *Librairie philosophique J.Vrin, Paris*, 250 pp.
- Bousquet F., 1995. Les systèmes multi-agents et la modélisation de la pêche dans le delta central du Niger : remarques sur une expérimentation. *In* : *Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique*, Laloë F., Durand J.L., Rey H (eds), coll. *Colloques et séminaires, Orstom ed.*, pp.141-166.
- Cury P., 1991. Une approche théorique de l'impact de l'environnement sur la pêche. *In* : *Cury P., Roy C. (eds), 1991. Pêcheries Ouest-africaines : variabilité, instabilité et changement. ORSTOM éditions coll. colloques et séminaires*, pp. 368-376.
- DeAngelis D.L., M.J. Gross (eds), 1992. Individual-based models and approaches in ecology : populations, communities and ecosystems. *Chapman & Hall, New York*, 523p.
- Ferber J., 1995. Les systèmes multi-agents. Vers une intelligence collective. *InterEditions*, 522 pp.
- Ferber J., 1997. La modélisation multi-agents : un outil d'aide à l'analyse de phénomènes complexes. *in* : *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement. Journées du Programme Environnement, Vie et Société du CNRS*, pp.113-133.
- Franc A., 1997. Croissance des peuplements forestiers hétérogènes : modélisation par des réseaux d'automates cellulaires. *in* : *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement. Journées du Programme Environnement, Vie et Société du CNRS*, pp.319-327.
- Freire J., A. Garcia-Allut, 2000. Socio-economic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy* 24(2000) 375-384.
- Fréon P., O.A. Misund, 1999. Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour : effects on fisheries and stock assesment. *Blackwell, Fishing News Book, London*.
- Gaertner D., M. Pagavino, J. Marciano, 1999. Influence of fishers'behaviour on the catchability of surface tuna schools in the Venezuelan purse-seiner fishery in the Caribbean Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 394-406.
- Gaertner D., M. Pagavino, J. Marciano, 1996. Utilisation de modèles linéaires généralisés pour évaluer les stratégies de pêche thonière à la senne en présence d'espèces associées dans l'Atlantique ouest. *Aquat. Living Resour.* 9 : 305-323.
- Gascuel D., A. Fonteneau, E. Foucher, 1993. Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes : application aux senneurs exploitant l'albacore (*Thunus albacares*) dans l'Atlantique Est. *Aquat. Living. Resour.* 6, 15-30.
- Gauthiez F., 1997. Structuration spatiale des populations de poissons marins démersaux : caractérisation, conséquences biométriques et halieutiques. *Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon 1*, 250 pp.
- Gillis M.G., R.M. Peterman, 1998. Implications of interference among fishing vessels and the ideal free distribution to the interpretation of CPUE. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 :37-46.
- Grimm V., 1999. Ten years of individual-based modelling in ecology : what have we learned and what could we learn in the future ? *Ecological Modelling*, 115 (1999) : 129-148.
- Hancock J., J.B.P. Hart, T. Antezana, 1995. Searching behaviour and catch of horse mackerel (*Trachurus murphyi*) by industrial purse-seiners off south-central Chile. *ICES J. mar. Sci.*, 52 : 991-1004.
- Hilborn R., 1985. Fleet dynamics and individual variations : why some people catch more fish than others. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 2-13.

- Hilborn R., D. Gunderson, 1995. Chaos and paradigms for fisheries management. *Marine Policy*, 20(1) : 87-89.
- Hilborn R., Ledbetter M., 1985. Determinants of catching power in the British Columbia salmon purse seine fleet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 51-56.
- Hilborn R., Walters C.J., 1987. A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:1366-1369.
- Hilborn R., Walters C.J., 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and uncertainty. *Chapman and Hall, New York*. 570 pp.
- Laurec A., 1977. Analyse et estimations des puissances de pêche. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 37 : 173-185.
- Le Fur J., 1995. Représentation de la complexité des exploitations halieutiques. In : *Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique*, Laloë F., Durand J.L., Rey H (eds), *Colloques et séminaires, Orstom ed.*, pp.167-185.
- Le Page C., 1996. Biologie des populations et simulations individus-centrées. *Thèse de doctorat de l'université Paris VI*, 133 pp.
- Mac Call A.D., 1990. Dynamic geography of marine fish populations. *Univ. Of Washington Press*, 153 pp.
- McGlade J.M., 1989. Integrated Fisheries Management Models : Understanding the Limits to Marine Resource Exploitation. *American Fisheries Society Symposium*, 6:139-165.
- Mangel M., Beder J.H., 1985. Search and stock depletion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42 : 150-163.
- Marsac F., 1992. Etudes des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'océan indien occidental. *Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest*, 350p.
- Mauray O., 1998. Modélisation spatiale en halieutique. Approche par simulateur sous SIG. Application à la modélisation hiérarchique de la population de thons albacore (*Thunus albacares*) de l'Atlantique tropical. *Thèse de doctorat de l'ENSAR, Rennes*, 354p.
- Millischer L., 2000. Modélisation individu-centrée des comportements de recherche des navires de pêche. Approche spatialement explicite par systèmes multi-agents. Intérêts pour l'analyse des stratégies et des puissances de pêche. *Thèse de Doctorat de l'ENSAR, Rennes*, 246p.
- Millischer L., Gascuel D., 1999. Hétérogénéité spatiale et tactiques de pêche - Approche des comportements de pêche à l'aide d'un modèle individu-centré. in : *Actes du Quatrième Forum Halieumétrique, Rennes*.
- Millischer L., Gascuel D., Biseau A., 1999. Estimation of the overall fishing power : a study of the dynamics and fishing strategies of Brittany's industrial fleets, *Aquat. Living Resour.* 12 (2) (1999) : 89-103.
- Millischer L., Gascuel D., soumis. An individual based simulator to study information transfers among ships and its impact on the fishing efficiency. Soumis à *Ecological modelling*.
- Popper K., 1990. Un univers de propensions. Deux études sur la causalité et l'évolution. *Editions de l'éclat*, 79 pp.
- Roqueplo P., 1997. Entre savoir et décision, l'expertise scientifique. *INRA éditions, Paris*, 111pp.
- Swartzman G., 1997. Analysis of the summer distribution of fish schools in the Pacific Eastern Boundary Current. *ICES J. Mar. Sci.*, 54, 105-116.
- Treuil J.P., Mullon C., 1997. Expérimentation sur mondes artificiels : pour une réflexion méthodologique. In : *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement. Actes des journées du programme environnement, vie et sociétés, CNRS*, pp.425-431.
- Vignaux M., 1996. Analysis of vessel movements and strategies using commercial catch and effort data from the New Zealand hoki fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2126-2136.