

Chapitre 2.

Pourquoi et comment redresser les pêches

D'un point de vue biologique, environnemental et socioéconomique, la pêche va mal dans beaucoup d'endroits de la planète. Or des formes de redressement et de gestion biologiquement et écologiquement viables peuvent apporter de multiples bienfaits sociaux et économiques. Aussi les autorités compétentes sont-elles amenées à intervenir dans ce domaine. Un plan de redressement consiste tout d'abord à évaluer la situation, aspects environnementaux et économiques compris. Il faut ensuite fixer des objectifs réalisables, déterminer les mécanismes voulus pour y parvenir, suivre de près les progrès et assurer la pérennité de la pêche une fois achevée la phase de redressement. Une attention particulière doit être accordée aux risques et aux incertitudes dans les plans. À cet égard, il importe de prendre la mesure des risques et de les faire connaître aux acteurs concernés. Les autorités compétentes ont beaucoup d'instruments de gestion à leur disposition. Le choix dépend des caractéristiques de chaque pêche ; cependant, dans tous les cas, le retour à des conditions satisfaisantes passe par l'association de plusieurs instruments.

Le problème peut se résumer ainsi : pléthore de pêcheurs, réglementation insuffisante des pratiques individuelles et manque de poissons. Sans doute beaucoup de pêcheries ne correspondent-elles pas à une description aussi simpliste, mais celle-ci se vérifie néanmoins trop souvent. Selon les estimations, la dissipation de la rente dans les pêches mondiales représente 50 milliards USD par an (Banque mondiale, 2008). Cette dissipation tient en partie au fait que beaucoup de stocks n'atteignent pas leur taille optimale ou que des ressources excessives, en termes de main-d'œuvre, de navires ou de capital, sont utilisées pour les exploiter. S'il y a beaucoup à faire pour éviter l'extension du phénomène à d'autres pêcheries, il faut aussi étudier attentivement les moyens de redressement envisageables.

Le redressement d'une pêche peut procurer des avantages appréciables. Il se traduit non seulement par des gains monétaires (Costello *et al.*, 2012 ; Salz *et al.*, 2010), mais aussi par des améliorations d'ordre social et environnemental, en créant des emplois, en apportant des sources de revenus, en préservant la biodiversité et en assurant la fourniture régulière d'aliments sains. Par ailleurs, la reconstitution des stocks halieutiques peut contribuer à la viabilité et à la stabilité des écosystèmes, en les rendant moins vulnérables aux variations du milieu naturel et aux chocs extérieurs.

Dans bien des cas, les objectifs sont uniquement définis en fonction de critères biologiques, comme la production maximale équilibrée (MSY – on parle aussi de rendement maximal durable), et la conception des modalités et des instruments permettant d'y parvenir est souvent dictée par des considérations également biologiques. Or, concrètement, les programmes de reconstitution s'inscrivent dans un contexte économique, social et politique plus vaste. Il est par conséquent utile d'établir une distinction entre la *reconstitution des stocks halieutiques* et le *redressement des pêches* : la première se limite plus ou moins aux espèces et à leurs habitats, tandis que le second s'applique à toute la filière et aux populations concernées, en faisant intervenir la dimension humaine. Le *redressement*, au sens large, intègre les aspects socioéconomiques et les questions de gouvernance qui vont au-delà de la reconstitution proprement dite.

Le présent ouvrage porte sur des cas où les stocks sont fortement dépeuplés et où une volonté de les reconstituer se dessine. On notera que suivant les termes utilisés ici, le redressement des pêches suppose que des objectifs socioéconomiques entrent dans la conception et la mise en œuvre des plans.

Les objectifs d'ordre biologique et les engagements pris, notamment lors du Sommet mondial pour le développement durable (SMDD), revêtent une importance décisive pour la reconstitution des stocks halieutiques ; reste à savoir comment l'analyse et les instruments économiques peuvent s'appliquer dans ce domaine, y compris pour la détermination des objectifs et échéances. Une approche globale montre bien que l'économie a son rôle à jouer dans le choix des objectifs, les modalités à retenir, les instruments techniques et les moyens d'intervention, sans oublier les mécanismes de répression.

Le redressement des pêches pose de grosses difficultés aux pouvoirs publics. Il ne s'agit pas d'un simple problème technique, consistant par exemple à ramener la mortalité par pêche à un niveau permettant aux stocks de se reconstituer. C'est généralement un processus complexe qui appelle une coopération entre les différentes parties prenantes : responsables de l'élaboration des politiques, milieux scientifiques, représentants officiels, professionnels et populations concernées. D'ailleurs, les plans de gestion et de redressement des pêches donnent plus de place à la dimension humaine qu'aux stocks halieutiques (Hilborn, 2007 ; Davis, 2010). À cet égard, les gestionnaires intéressés et les

décideurs publics devraient être attentifs au fait que les pêcheurs sont souvent incités à pratiquer la surpêche (OCDE, 1997).

Comme indiqué dans le chapitre 1, l'accent est mis ici sur les aspects économiques et institutionnels du processus de redressement, et l'analyse met à profit des travaux antérieurs de l'OCDE relatifs aux instruments de marché et à l'économie politique de la réforme, ainsi que plusieurs études de cas. Ces études de cas englobent des activités de redressement visant non seulement des pêches pratiquées dans des pays de l'OCDE et certains pays en développement, mais aussi des pêches administrées par des organisations régionales. Elles portent sur des situations économiques, des conditions environnementales et des cadres d'action très divers. L'atelier organisé par l'OCDE en 2009 sur les aspects économiques de la reconstitution des stocks halieutiques, à Newport, Rhode Island (États-Unis), a également été riche d'enseignements¹.

On notera que la gestion et le redressement des pêches ne sont pas envisagés de la même manière d'un pays à l'autre. En témoigne l'inventaire des approches nationales et régionales appliquées aux programmes de reconstitution des stocks réalisé pour les besoins du présent projet. Le cadre institutionnel, les exigences réglementaires, les structures décisionnelles et la participation des acteurs concernés varient considérablement. L'éventail va de lois spécifiques qui imposent des calendriers et des procédures bien déterminés à des approches plus souples fondées sur des orientations et lignes directrices. Autrement dit, il n'existe pas de solution toute faite ; les approches doivent être adaptées au cas par cas.

Les structures institutionnelles et législatives d'un pays ou d'une région ont leur importance. Dans certains pays, la reconstitution des stocks est inscrite dans la législation nationale sur la gestion des pêches ; d'où une approche normative assortie d'échéances rigoureuses qui laisse peu de marge de manœuvre. Dans d'autres, les plans de reconstitution sont plutôt conçus pour des pêcheries données, moyennant des instruments et réglementations *ad hoc*. D'après les études de cas, les chances de réussite sont plus grandes dans les juridictions où des textes précis et contraignants s'appliquent aux stocks halieutiques (Caddy et Agnew, 2004 ; Wakeford *et al.*, 2007).

Cadre général

Ce chapitre insiste sur les grandes questions que soulève la nécessité de redresser les pêches et donne quelques exemples des avantages possibles et des obstacles rencontrés jusqu'à présent. Il commence par un examen des arguments en faveur du redressement et une description des besoins actuels dans ce domaine. Suit un aperçu des différentes trajectoires envisageables, certains des principaux problèmes posés par la comparaison de ces trajectoires, entre pêches et dans le temps, étant également évoqués. Plusieurs difficultés liées aux incertitudes et aux risques allant de pair avec le processus sont aussi abordées.

Arguments en faveur du redressement des pêches

Les initiatives prises pour mettre un terme à la surpêche et redresser les pêches retiennent de plus en plus l'attention depuis quelque temps, et les instances publiques sont appelées à agir plus vigoureusement aux niveaux international, régional et national. Beaucoup de stocks s'avèrent fragilisés (encadré 2.1), et des acteurs toujours plus nombreux se montrent déterminés à instaurer des modes plus satisfaisants de gestion et de gouvernance des pêches.

La tendance est indéniable. Le phénomène du dépeuplement est observé en plusieurs points de la planète, d'où des conséquences en termes de viabilité biologique, car les stocks et/ou les écosystèmes sont menacés, et de prospérité économique, car l'exploitation de stocks épuisés n'est pas rentable et revient à gaspiller des moyens de production. L'effondrement de stocks d'espèces très connues, comme le cabillaud de l'Atlantique Nord-Ouest, et l'impossibilité de les rétablir malgré une réduction de l'effort de pêche ou un moratoire, ont suscité des interrogations sur l'efficacité des plans de reconstitution des stocks surexploités (Caddy et Agnew, 2004 ; Rosenberg et Mogensen, 2006 ; Wakeford *et al.*, 2007). Les aspects économiques de la surexploitation ont par ailleurs été largement étudiés (Grafton *et al.*, 2007).

Toutefois, le constat n'est pas entièrement négatif. Plusieurs pays ont pris des mesures pour redresser des pêches, avec plus ou moins de succès. C'est ainsi qu'au Canada, la pêche au flétan et la pêche à la morue charbonnière sont revenues à des niveaux satisfaisants. Les premières tentatives consistant à réglementer l'effort (principalement en limitant le nombre de journées en mer) pour diminuer la mortalité par pêche ont échoué : les campagnes de pêche plus courtes ont entraîné un gaspillage des moyens mis en œuvre et une course au poisson entre les pêcheurs. Le raccourcissement des campagnes a aussi provoqué une perte d'efficacité dans les activités de transformation et de commercialisation. En revanche, l'instauration pour ces mêmes espèces de quotas individuels transférables a eu pour effet de rallonger les campagnes de pêche et de générer des rentes (Munro, 2010).

Le Japon et la Corée ont employé différentes mesures fondées sur la participation active des intéressés, passant par des structures de gestion locales et des formes d'autoréglementation telles que les fermetures par période et par zone (Uchida, 2009 ; Lee, 2009 ; Uchida *et al.*, 2010). Même si les résultats économiques sont mitigés et s'il est encore trop tôt pour dresser un bilan, on observe des signes encourageants quant à l'évolution des stocks. L'Islande est parvenue à maintenir la rentabilité et l'efficacité de la pêche à la morue bien qu'elle ait fortement réduit les taux de capture. Il en va de même au Danemark pour la pêche à la morue dans la mer Baltique. Grâce aux réformes imposées par la nouvelle mouture de la loi Magnuson-Stevens, notamment l'application de règles strictes et prudentes à la fixation de limites annuelles de captures, les États-Unis entendent mettre un terme à la surpêche dans leurs eaux intérieures. Entre 2000 et 2010, sur les 84 stocks surexploités initialement répertoriés, 36 ont disparu de la liste. Dans le même temps, 76 stocks ont été soumis à une surpêche ; cette situation a pris fin pour 36 d'entre eux.

Au mauvais état de nombreux stocks s'ajoutent des arguments en faveur du redressement des pêches qui peuvent être d'ordre *environnemental, économique et social*.

En ce qui concerne l'*environnement*, certaines pêches peuvent nécessiter un rééquilibrage pour maintenir la biodiversité et la résilience de l'*écosystème*. Une forte mortalité par pêche et un effort excessif risquent de compromettre la viabilité des activités halieutiques. Les incidences peuvent aussi être dommageables pour les habitats et les autres organismes vivants de l'*écosystème*.

Du point de vue *économique*, là où des prélèvements excessifs se traduisent par des niveaux de capture peu élevés, quand bien même la pêche reste viable au regard des critères biologiques, son potentiel économique est gaspillé. Les bénéfices des entreprises de pêche et les revenus des pêcheurs sont souvent maigres en pareil cas.

En aval, la diminution et/ou les fluctuations des stocks et des captures posent des problèmes aux entreprises de transformation, aux marchés et à la filière en général, en raison de l'instabilité de l'offre. Si l'offre et la qualité varient, les détaillants et les consommateurs ont du mal à évaluer le produit qui leur est proposé. De plus, les coûts peuvent se trouver majorés tout au long de la chaîne de valeur du fait de la complexité de la logistique. Le poisson sauvage est donc souvent désavantagé face à la concurrence d'autres produits alimentaires, à commencer par le poisson d'élevage. Par ailleurs, les plans de redressement peuvent aggraver une situation commerciale déjà précaire pendant la période de transition, la diminution ou les fluctuations de l'offre étant susceptibles de faire perdre des marchés. Les études de cas japonaise, coréenne et estonienne en fournissent une illustration. Les parties prenantes peuvent être dissuadées de souscrire au redressement, de crainte de ne pas retrouver le marché une fois la pêche rééquilibrée. Le cas norvégien du stock de hareng frayant au printemps est instructif à cet égard. En effet, l'activité a été maintenue à petite échelle pendant la reconstitution. Le stock serait peut-être revenu plus rapidement à un niveau satisfaisant dans le cas d'un moratoire complet, mais le fait d'avoir autorisé quelques captures s'est avéré payant. Un moratoire aurait très probablement fait perdre l'accès aux marchés (Sandberg, 2009).

Encadré 2.1. L'état des pêcheries dans le monde

Il est techniquement difficile d'évaluer la situation des stocks halieutiques de la planète. La FAO utilise la classification suivante à cet effet.

- Sous-exploité, inexploité ou nouvelle « pêcherie ». Ayant en principe un potentiel d'expansion élevé de la production totale ;
- Modérément exploité, exploité à raison d'un faible effort de pêche. Ayant en principe un potentiel d'expansion limité de la production totale ;
- Pleinement exploité. Le stock est exploité à un niveau proche de l'optimal, mais il n'y a plus de possibilités d'expansion future ;
- Surexploité. Le stock est exploité à un niveau supérieur à celui considéré comme durable à long terme, sans possibilité d'expansion future et avec un risque plus grand d'épuisement ou d'effondrement du stock ;
- Épuisé. Les captures sont très inférieures aux niveaux historiques, quelle que soit l'intensité de l'effort de pêche ;
- En reprise, ou en phase de reconstitution. Les captures se remettent à augmenter, après que le stock se soit épuisé ou effondré, à la suite d'un niveau de captures trop élevé.

Le graphique ci-après met en évidence les tendances des stocks mondiaux selon cette classification. Il montre que la situation est préoccupante, compte tenu du nombre d'espèces correspondant à des stocks surexploités, épuisés ou en reprise. Il y a cependant des signes positifs. La proportion de stocks exploités à un niveau proche de la production maximale équilibrée (MSY) a augmenté aux environs de 1995, La proportion de stocks en voie de reconstitution (qui n'apparaît pas séparément sur le graphique) a progressé elle aussi, surtout ces dernières années. Toutefois, le nombre de stocks offrant des perspectives d'expansion va en diminuant ; autrement dit, il ne faut guère s'attendre à une augmentation des captures à l'échelle mondiale. Ces données appellent cependant quelques remarques.

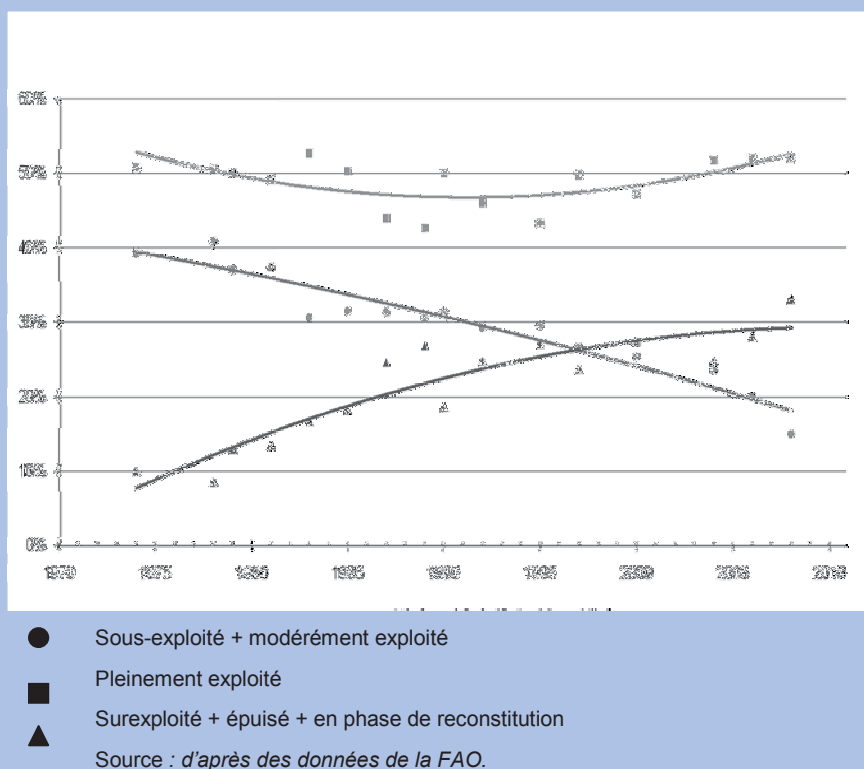
Premièrement, l'évaluation repose sur des données collectées sur certaines espèces en fonction des zones statistiques de la FAO, lesquelles ne coïncident pas, dans la plupart des cas, avec les juridictions nationales ou internationales. Les zones statistiques de la FAO sont essentiellement définies par des rectangles tracés sur la carte, tandis que les juridictions nationales sont délimitées par une projection régulière du trait de côte. Par conséquent, plusieurs ZEE ou les zones de compétence de plusieurs organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) peuvent figurer dans une même zone statistique de la FAO.

suite

Deuxièmement, une évaluation peut porter sur plusieurs groupes d'espèces, et chacun d'eux peut correspondre à de nombreux stocks ou sous-stocks. Par conséquent, l'évolution de chacun des stocks ou sous-stocks peut être masquée par la moyenne générale du groupe plus important auquel il appartient.

Enfin, la classification de l'état des stocks renvoie principalement à l'abondance des stocks, mais cette information n'étant pas disponible pour toutes les espèces, d'autres indicateurs peuvent être utilisés. Il arrive donc que la méthodologie employée diffère d'une espèce à l'autre.

Graphique 2.1. Tendances de l'exploitation des stocks halieutiques à l'échelle mondiale, 1974-2004



Les impacts *sociaux* négatifs de la surpêche et d'un effort excessif sont multiples. L'emploi est fluctuant, les conditions de travail sont mauvaises et la sécurité des travailleurs est mal assurée. Des captures plus importantes et plus stables sont bénéfiques à la collectivité, notamment là où il n'existe guère d'autres possibilités d'emploi.

La diminution des stocks risque aussi d'entraîner des conséquences sociales telles que la perte d'une culture, d'un savoir-faire et de connaissances qui peuvent difficilement perdurer si l'activité est interrompue pendant longtemps. A l'échelle régionale, la préservation d'un mode de vie et le maintien de l'emploi dans les localités côtières sont au nombre des avantages socioéconomiques de la reconstitution. Ainsi, la stabilité liée à l'existence d'une ressource bien gérée atténue l'incertitude économique et sécurise l'accès des pêcheurs au capital. Elle permet à la filière de rester compétitive, parallèlement à l'obtention de produits de meilleure qualité et de plus grande valeur.

Lorsque les plans de reconstitution font baisser la mortalité par pêche en réduisant l'effort mis en œuvre, les effets sont d'abord négatifs pour les pêcheurs et les personnes travaillant en aval, car les revenus et les emplois diminuent. La manière dont ces effets négatifs sont pris en compte joue un rôle essentiel dans tout plan de reconstitution. L'adhésion des parties prenantes et la transparence quant aux arbitrages attendus entre les pertes immédiates et les gains à moyen ou long terme sont impératives. Les chances de réussite d'un plan de reconstitution sont d'autant plus grandes que les acteurs concernés sont disposés à le soutenir et à y participer.

S'agissant des considérations d'ordre économique, social et environnemental, il faut rappeler que beaucoup des décisions relèvent de la puissance publique. Dans la plupart des pays, les pêches sont soumises à des lois et réglementations élaborées et mises en œuvre par des responsables politiques. Le redressement des pêches, dans le cadre de leur gestion, tend donc à faire partie des grands dossiers liés à des préoccupations économiques, sociales et environnementales.

Par ailleurs, de nombreux pays sont tenus de gérer leurs pêches de manière durable et responsable, en vertu du droit international (Convention des Nations Unies sur le droit de la mer), de traités internationaux et de leur propre législation. En 2002, lors du Sommet mondial pour le développement durable (SMDD), les gouvernements sont convenus de « maintenir ou restaurer les stocks à des niveaux permettant de produire le rendement maximal durable, le but étant d'atteindre d'urgence cet objectif pour les stocks réduits, et là où c'est possible, pas plus tard qu'en 2015 » (Nations Unies, 2002)².

Étant donné les coûts et les avantages décrits précédemment, différentes options s'offrent aux autorités compétentes. Dans bien des cas, les avantages de la reconstitution sont supérieurs aux coûts, mais leur répartition varie dans le temps et entre les parties concernées. Il faut donc savoir gérer la transition entre un stock épuisé et un stock reconstitué, comme indiqué plus loin, pour parvenir à des résultats concluants. Cependant, les pressions exercées par les parties prenantes pèsent également sur les décisions prises par les décideurs publics et les gestionnaires des pêches. Dans l'analyse qui suit, pour l'essentiel, on suppose que la décision de principe a déjà été arrêtée, et l'accent est mis sur la conception et la mise en œuvre du plan lui-même.

Étapes à prévoir

Le redressement est un processus. Sans entrer dans les détails de la conception du plan, on peut distinguer plusieurs étapes dans ce processus, comme le montre le graphique 2.2.

La *première étape* consiste à évaluer les facteurs environnementaux et biologiques, ainsi que la situation de la filière pêche et de la population concernée. Pour simplifier l'analyse, on part de l'hypothèse que les autorités compétentes ont décidé de redresser une pêche donnée. Dès lors que cette décision a été prise, il faut obtenir les données pertinentes et, éventuellement, un complément d'informations sur la pêche en question. Le rapport coûts-avantages de l'acquisition de nouvelles informations peut avoir son importance.

La *deuxième étape* consiste à fixer des objectifs réalisables qui s'inscrivent dans la durée. Il faut se demander à quel rythme le redressement doit être opéré, quelles sont les incertitudes et comment les marchés, les personnes et le secteur seront touchés. L'identification des acteurs concernés, la définition de leur rôle particulier dans le plan de redressement et la répartition des coûts et des avantages sont tout aussi importantes. Il

convient de veiller à ce que les objectifs du plan coïncident avec les intérêts des parties prenantes.

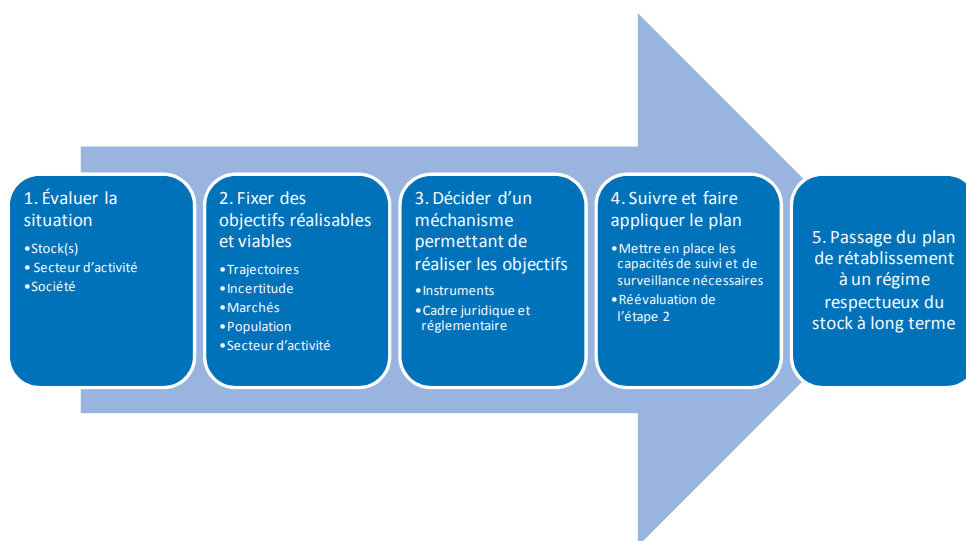
La *troisième étape* concerne les mécanismes à retenir pour parvenir à l'objectif affiché. Elle amène notamment à choisir les instruments de gestion et le cadre réglementaire qui conviennent. La solution peut consister à réglementer à la fois les moyens mis en œuvre et la production, à prévoir des fermetures par période ou par zone, et à attribuer des droits aux collectivités, aux individus ou à des zones précises. Il faut instaurer les règlements voulus, de même qu'un système de suivi et de surveillance pour en assurer le respect. La portée des tâches de suivi et de surveillance peut varier selon les cas. Il est parfois possible d'en laisser plus ou moins la responsabilité aux acteurs concernés, comme c'est souvent le cas dans les systèmes de gestion fondés sur des droits.

La *quatrième étape* consiste à établir un mécanisme de suivi du déroulement du plan. Cela suppose de recueillir et de diffuser des informations sur des indicateurs clés illustrant les bons et les mauvais résultats du plan, ainsi que les possibilités de le renforcer. Un mécanisme permettant d'adapter s'il y a lieu le plan de redressement est aussi à prévoir. Si, par exemple, les conditions biologiques ou socioéconomiques évoluent, il faut pouvoir réévaluer les étapes 1 et 2. La transparence, indicateurs chiffrés à l'appui, est essentielle cet égard.

La *cinquième étape* consiste à définir le régime de gestion postérieur au redressement de la pêche. Étant donné les coûts et les difficultés que le processus impose au secteur halieutique, la participation active de tous les intéressés est fondamentale, et les avantages tirés du redressement doivent leur revenir en partie³. Cette étape doit aussi empêcher un retour à la situation antérieure.

Les cinq étapes illustrées par le graphique 2.2 sont interdépendantes et comportent des effets en retour. Ainsi, les choix opérés en matière de suivi et de mise en application peuvent rejaillir sur les objectifs et sur les mécanismes employés pour les atteindre. Compte tenu de ces interactions, il faut prendre en compte les différentes étapes dès la conception du plan global de redressement.

Graphique 2.2. Étapes d'un plan de redressement

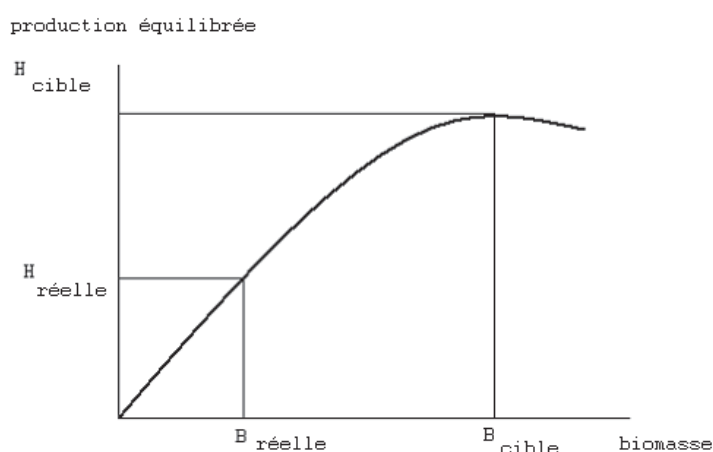


Pérennité du redressement

Bien que la présente étude porte sur les aspects économiques du redressement au sens large, l'accent est mis sur les pêches dont les difficultés sont dues en partie à des stocks insuffisamment abondants.

Que la production maximale équilibrée soit ou non un objectif justifié, à supposer qu'il soit réalisable, un rapport moyen peut être établi sur une longue période entre la taille du stock et un niveau de capture viable ; jusqu'à un certain point, l'augmentation de la taille du stock entraîne une augmentation du rendement durable (graphique 2.3). Le graphique ci-dessous met en évidence la courbe du rendement durable : chaque point situé sur cette courbe correspond à une exploitation viable (équilibrée) du stock pour une taille donnée.

Graphique 2.3. La relation entre biomasse et production équilibrée



Pour les besoins de la démonstration, le graphique 2.3 a été tracé de telle sorte qu'au départ, la biomasse se situe au-dessous du niveau jugé optimal par les autorités compétentes. Les captures sont donc inférieures aux quantités qui seraient obtenues si la biomasse était plus élevée, comme c'est normalement le cas pour les pêches qui ont besoin d'être rééquilibrées. L'objectif est de diminuer le taux d'exploitation ou l'effort de pêche pour permettre au stock de croître jusqu'à ce que sa biomasse atteigne le niveau cible (cet ajustement dynamique n'est pas représenté dans le graphique 2.3). Le raisonnement est le suivant : compte tenu des hypothèses générales sur le rapport entre biomasse et production équilibrée, il est possible de parvenir à des conditions naturelles durables dans lesquelles le stock est plus grand et le volume pêché plus important que dans la situation de départ.

Prise en compte de l'écosystème

L'analyse qui précède part de l'hypothèse réductrice selon laquelle la mortalité par pêche est le seul facteur en cause dans la taille du stock. Or l'écosystème englobant la pêcherie est beaucoup plus complexe, et d'autres facteurs s'y ajoutent. On peut citer la température, les courants, la salinité et les habitats. Ainsi, les variations du climat peuvent avoir un effet notable sur la taille, la croissance et autres caractéristiques des stocks. De plus, l'horizon temporel de ces changements influe sur les plans de reconstitution. Si les évolutions climatiques et les modifications du milieu aquatique qui en résultent sont

importantes et suffisamment rapides, elles peuvent compromettre les dispositions prises pour reconstituer les stocks halieutiques.

Signalons à cet égard la transformation des habitats, due notamment aux activités humaines. L'activité halieutique elle-même modifie les habitats, de façon différente d'une pêche à une autre, selon le niveau d'effort et la pression de pêche, les engins et méthodes employés, etc. Par ailleurs, elle est pratiquée dans un espace qui sert aussi à beaucoup d'activités autres que la pêche. Le transport, le tourisme, l'exploitation pétrolière et l'extraction de gravier sont des exemples d'activités économiques qui peuvent avoir une incidence directe ou indirecte sur l'écosystème, et donc sur les stocks halieutiques. Il convient de noter que certains habitats sont particulièrement vulnérables aux impacts exogènes.

Les pêches plurispécifiques l'emportent largement, car les techniques de capture sont peu sélectives, pour la plupart. Le problème des prises accessoires est donc très répandu et peut compliquer les initiatives de reconstitution. Les pêcheurs risquent d'être moins enclins à participer à un plan de reconstitution s'ils ne peuvent pas, après le succès de l'opération, augmenter les captures de l'espèce visée parce que les prises accessoires d'autres espèces sont excessives. En effet, étant donné la complexité des interactions entre espèces, l'épuisement d'un stock peut avoir des conséquences sur d'autres organismes aquatiques et, plus généralement, sur l'écosystème. Par exemple, l'abondance des crevettes nordiques et des crabes dans l'Atlantique Nord-Est s'explique peut-être par la surexploitation de leur prédateur, la morue (indépendamment d'un éventuel changement des conditions océaniques). En témoigne aussi la pêche à la morue, au capelan et à la crevette en Islande ; la gestion selon une approche globale s'avère difficile, malgré les nombreux travaux de repérage des interactions entre ces espèces (Jakobsson et Stefansson, 1998).

Par ailleurs, les relations entre prédateurs et proies compliquent sérieusement les opérations de reconstitution et sont souvent complexes, non linéaires et difficiles à prévoir. Elles n'en ont pas moins une grande importance dans beaucoup de pêches. Par exemple, les grands requins (espèces à croissance lente et à durée de vie longue) sont des prédateurs qui jouent un rôle clé dans l'écosystème. L'effondrement de beaucoup de populations de requins au large de la côte Est des États-Unis favorise la prolifération de raies, proies habituelles des requins ; d'où d'importantes conséquences pour les ports de pêche, car l'augmentation du nombre de raies nuit à la pêche commerciale de coquillages tels que le peigne baie de l'Atlantique (Myers *et al.*, 2007).

La préservation de la biodiversité est un avantage écologique important de la reconstitution des stocks. On estime que des écosystèmes diversifiés sont plus résilients et présentent une meilleure capacité d'adaptation à des fluctuations environnementales, notamment à des perturbations comme le changement climatique⁴. La gestion par espèce laisse progressivement place à une gestion plurispécifique, mais des difficultés subsistent, imputables essentiellement à la complexité biologique et à l'incertitude qui s'ensuivent. Au Canada, le Programme d'intégration de la pêche commerciale du poisson de fond est riche d'enseignements sur le rôle que peuvent jouer les quotas d'espèces non ciblées dans le redressement de pêches caractérisées par la coexistence de plusieurs espèces et de plusieurs types d'engins.

Malgré les écueils, une approche plus globale s'impose à l'échelle de l'écosystème, car la gestion d'une seule espèce à la fois peut avoir des conséquences inattendues qui risquent d'être dommageables. Même si l'approche écosystémique paraît difficilement conciliable avec les modèles quantitatifs actuels, il y a tout intérêt à l'employer dans des

modèles qualitatifs, par exemple à des fins de planification. Elle fait mieux percevoir les phénomènes d'interaction en jeu dans l'écosystème et peut renforcer les plans de reconstitution. En se limitant à une seule espèce dans la conception et la mise en œuvre de ces plans, on s'expose à des complications imprévues, et les chances de réussite sont moins grandes.

Ces questions de complexité et d'interdépendance, dont la liste n'est pas exhaustive, soulignent la nécessité d'aller plus loin dans la prise en compte de l'écosystème. Beaucoup de pays ont pris des mesures dans le sens d'une approche écosystémique de la gestion des pêches, mais rares sont les travaux visant à analyser l'utilité d'une telle approche pour le redressement de la pêche⁵.

Finalité des plans de redressement

Comme indiqué précédemment, la présente étude porte sur le redressement des pêches, au sens large, au-delà de la simple reconstitution des stocks halieutiques. La distinction n'est pas anodine. S'il s'agit de reconstituer les stocks d'un point de vue strictement biologique, le moyen le plus efficace consiste le plus souvent à cesser de pêcher, tout en prenant, le cas échéant, d'autres initiatives telles que le repeuplement ou l'amélioration de l'habitat. Si l'on entend aussi parer aux conséquences économiques, sociales et environnementales, l'économie intervient nécessairement. Sinon, il est impossible d'établir des points de référence pour définir les trajectoires temporelles, les mesures d'ajustement et autres éléments du plan de redressement. Mais, à l'évidence, un plan répondant à des préoccupations socioéconomiques ne saurait faire abstraction des caractéristiques biologiques du stock.

Problèmes de définition

La définition de concepts clés tels que la surpêche, la surexploitation et le dépeuplement, et la manière d'interpréter le redressement ou la reconstitution, ainsi que la réussite des interventions, ne vont pas de soi. Plusieurs pays ou organisations internationales ont défini la surpêche au sens large, en faisant généralement appel à la notion de production maximale équilibrée (MSY), tandis que d'autres ne s'y réfèrent pas (encadré 2.2). Par exemple, le ministère néo-zélandais de la Pêche établit une distinction précise entre stocks surexploités et stocks épuisés, reconnaissant explicitement que les modifications de l'écosystème ou le changement climatique peuvent influencer sensiblement sur la reconstitution de certains stocks. Aux États-Unis, dans la loi Magnuson-Stevens, la surpêche désigne un taux ou un niveau de mortalité par pêche qui compromet la capacité d'un stock à permettre une production maximale équilibrée sur le long terme.

Il existe deux grandes méthodes. La première consiste à appliquer des programmes ciblés, axés sur une ou plusieurs pêches et faisant appel à des mesures particulières pour réduire l'effort de pêche. Ces programmes, généralement limités dans le temps, s'appuient sur des textes de loi et emploient des points de référence de précaution et des règles de limitation des captures définis dans le cadre retenu (encadré 2.2). La seconde méthode fait du redressement un objectif parmi d'autres des plans habituels de gestion des pêches. Ces plans peuvent inclure dans la gestion des points de référence de précaution et des règles de limitation des captures qui ne sont pas nécessairement imposés par la législation. Cette méthode se prête mieux aux adaptations que la première, et la gestion courante de la pêche peut tenir une place plus importante aussi bien pendant qu'après la phase de reconstitution proprement dite.

Encadré 2.2. Définitions nationales des termes clés

Plusieurs pays ont défini les principaux termes associés à la reconstitution des stocks halieutiques, dans leur législation ou dans leurs politiques et directives. Un aperçu en est donné ci-dessous.

Nouvelle-Zélande

Surexploité : les stocks inférieurs à un certain seuil de biomasse, comme la limite non contraignante, sont souvent dits « surexploités ». Cependant, il conviendrait généralement d'employer le terme « épuisé » de préférence au terme « surexploité » parce que les stocks peuvent s'épuiser sous l'effet conjoint de la surpêche et de facteurs environnementaux et qu'il est le plus souvent impossible de dissocier ces deux types d'effet.

On considère qu'il y a *surpêche* lorsque la FMSY (ou autre variable représentative) est dépassée en moyenne. Plan de reconstitution : série de niveaux de capture ou de mortalité par pêche définis en vue de faire remonter un stock épuisé (c'est-à-dire un stock tombé en dessous de la limite non contraignante) au niveau voulu.

États-Unis

Surexploité : un stock ou un ensemble de stocks « dont la taille est si faible qu'un changement dans les pratiques de gestion s'impose afin d'atteindre un niveau et un taux de reconstitution appropriés » est qualifié de surexploité. On considère qu'un stock ou un ensemble de stocks est surexploité lorsque la taille de sa biomasse devient inférieure au niveau en dessous duquel sa capacité à permettre durablement une production maximale équilibrée est compromise.

Surpêche : selon les National Standard Guidelines, « il y a surpêche lorsqu'un stock ou un ensemble de stocks est soumis à un taux ou un niveau de mortalité par pêche qui compromet sa capacité à permettre durablement une production maximale équilibrée ».

Plan de reconstitution : programme de gestion qui vise à porter la biomasse d'un stock halieutique à un niveau qui permet durablement une production maximale équilibrée. Un plan de reconstitution doit être assorti d'une date de début et d'une date de fin, et indiquer l'objectif de biomasse (Bmsy) à atteindre avant l'échéance pour obtenir une production maximale équilibrée. Il doit aussi définir les objectifs intermédiaires de biomasse, afin que les gestionnaires puissent déterminer si la reconstitution se déroule comme prévu.

Australie

Surexploité : terme se rapportant à la biomasse d'un stock halieutique. Il reste trop peu de poissons ; plus techniquement, la biomasse du stock est tombée en dessous du point de référence limite. La Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy (orientations stratégiques en la matière) exige de maintenir les stocks au-dessus du niveau de biomasse à partir duquel le risque est jugé trop élevé (BLIM ou autre variable représentative). Les deux variables représentatives couramment utilisées sont : 0.5 BMSY (la moitié de la biomasse nécessaire à une production maximale équilibrée) et B20 (20 % de la biomasse non pêchée).

Surpêche : se rapporte au volume de la pêche. Le stock est soumis à des prélèvements trop grands ; autrement dit, la quantité pêchée excède le point de référence limite. Les orientations stratégiques précisent que toute activité ciblant des stocks surexploités relève de la surpêche. La mortalité par pêche (F) est supérieure au point de référence limite (FLIM). Quand le stock se situe à un niveau égal ou supérieur à BMSY, FMSY devient le niveau par défaut de FLIM. Une mortalité par pêche qui dépasse FLIM n'est pas définie comme étant de la surpêche lorsqu'une stratégie officielle de réduction de la population de poissons, ou une stratégie similaire, s'applique à un stock et que le niveau de ce stock reste supérieur au niveau ciblé (BTARG). Quand le niveau du stock est inférieur à BMSY mais supérieur à BLIM, FLIM diminue proportionnellement au niveau de biomasse par rapport à BMSY. A ce niveau du stock, une mortalité par pêche supérieure au point de référence cible (FTARG) mais inférieure à FLIM peut aussi être définie comme étant de la surpêche, selon la stratégie d'exploitation existante et/ou l'évolution récente de la biomasse. Toute mortalité par pêche est qualifiée de surpêche dès lors que le niveau du stock est inférieur à BLIM.

Union européenne

La *surpêche* est définie de la manière suivante : toute pêche où l'effort total est supérieur à ce qui est nécessaire pour atteindre ou correspondre à un objectif de gestion particulier, par exemple la production maximale équilibrée (MSY). Un plan de reconstitution est un ensemble de mesures visant à reconstituer des stocks épuisés. D'une durée de plusieurs années, il est généralement mis en œuvre selon différentes phases qui peuvent commencer par des mesures d'urgence et la mise en place de mesures techniques, comme dans le cas des plans concernant la morue et le merlu. Le dispositif s'accompagne d'un suivi et d'un contrôle, voire d'une aide financière pour les acteurs concernés, de manière à ce que la pression de pêche sur le stock épuisé se réduise.

Sources : Notes communiquées par l'Union européenne, la Nouvelle-Zélande et les États-Unis.

La présente étude s'intéresse à la fois aux programmes ciblés et aux objectifs inscrits dans des plans plus vastes de gestion des pêches.

Wakeford *et al.* (2007) attirent l'attention sur une distinction technique et juridique importante, dans certains endroits, entre *restauration* et *reconstitution*. Les plans de restauration sont plutôt axés sur le rétablissement d'espèces en voie de disparition et n'impliquent pas toujours de ramener les stocks à des niveaux commercialement viables. Les dispositions prévues sont alors généralement énoncées dans la législation nationale sur les espèces en voie de disparition, et non dans la législation applicable à la gestion des pêches. Les plans de reconstitution tendent quant à eux à ramener les stocks à des niveaux plus productifs d'exploitation. Dans certains pays, la législation sur les espèces en danger peut jouer un rôle de catalyseur pour le redressement de la pêche, d'où des plans de *restauration* qui entrent dans le champ retenu ici. Les plans ont tous leur pertinence pour notre examen, quel que soit le contexte réglementaire.

Il faut aussi savoir ce que l'on entend par le succès d'un programme. Au bout du compte, un programme de redressement peut être jugé concluant dès lors que la biomasse ciblée est atteinte et que les conditions de viabilité économique et environnementale de la pêche sont réunies. Or le temps nécessaire pour y parvenir peut être extrêmement long, et les pouvoirs publics décident parfois de fixer des objectifs à court et moyen terme qui servent de jalons pour faire apparaître et mesurer les résultats (ou le chemin parcouru vers la réussite à long terme). À brève échéance, un programme peut être jugé concluant si le taux réel de mortalité par pêche est inférieur ou égal à l'objectif fixé et si la biomasse augmente. On met alors en avant le problème immédiat de la surexploitation au sens biologique, en recourant à des objectifs intermédiaires qui permettent d'apprécier les progrès vers la réalisation de l'objectif plus lointain de redressement de la pêche.

Dans cette étude, la réussite du redressement est évaluée par rapport à l'objectif suivant : assurer la viabilité écologique et économique de la pêche de façon à optimiser les avantages pour la collectivité (au sens large), compte tenu des contraintes de ressources.

Choix des objectifs de redressement

De toute évidence, la pêche ne peut apporter des avantages socioéconomiques pérennes que si le stock de poissons se situe lui-même à un niveau biologique durable. Dans les cas étudiés ici où les stocks n'atteignent pas la taille jugée souhaitable, il faut fixer des objectifs précis en fonction des caractéristiques biologiques de l'espèce concernée et des aspects économiques et sociaux de la situation considérée.

L'utilisation de points de référence biologiques étant habituelle dans la plupart des plans de gestion et de redressement des pêches, il y a lieu de récapituler les plus répandus.

Aspects biologiques

Des points de référence de précaution sont utilisés dans l'évaluation des stocks halieutiques et la gestion des pêches pour déterminer les niveaux soutenable à long terme de mortalité par pêche et de biomasse du stock. Ces outils, ou d'autres du même type, sont nécessaires à l'élaboration de stratégies de reconstitution. La méthode des points de référence est généralement employée pour définir un seuil ou des objectifs dans les plans de reconstitution. Les quatre points ci-dessous sont normalement utilisés.

B_{lim} : (niveau de danger) les scientifiques proposent de considérer ce niveau comme le seuil en deçà duquel il existe un risque grave d'effondrement du stock.

B_{pr} : (niveau de précaution) à ce niveau plus élevé, on peut être raisonnablement certain que le stock restera supérieur à B_{lim} malgré les variations d'une année sur l'autre.

F_{lim} : à ce niveau de mortalité par pêche, le risque d'effondrement du stock est inacceptable.

F_{pr} : à ce niveau plus modeste de mortalité par pêche, la probabilité que la biomasse du stock reste supérieure à B_{lim} est élevée.

Le plan de reconstitution part du constat que la politique en vigueur a conduit à une dégradation du stock (avec un risque élevé qu'il devienne inférieur à B_{lim} , seuil en dessous duquel le niveau de reproduction est compromis). On notera qu'une marge d'incertitude entoure souvent la biomasse réelle du stock, le niveau de B_{lim} et les différentes raisons, qui peuvent se combiner, pour lesquelles la biomasse est faible : mortalité par pêche, variations naturelles, changements de la tendance climatique, etc.

Les estimations de la biomasse et les objectifs se fondent en général sur les captures passées, mais celles-ci ne renseignent guère à elles seules sur la capacité de charge des stocks. Dans les travaux publiés sur la reconstitution, il est souvent question de niveaux record de captures qui peuvent servir de point de référence pour les gestionnaires des pêches. Or il s'agit de pics de production généralement non viables qui correspondent souvent à des périodes de surpêche et ne sauraient donc constituer des objectifs à atteindre.

Les points de référence biologiques sont souvent difficiles à calculer en raison d'incertitudes diverses entourant les données et les spécifications des modèles. Cela ne doit pas pour autant empêcher les gestionnaires des pêches d'obtenir les meilleures estimations disponibles, en gardant toutefois à l'esprit les enseignements tirés par deux spécialistes éminents de la gestion des pêches : s'il n'y a qu'une leçon à retenir de l'observation des résultats passés, c'est que la gestion des pêches doit être fondée sur des principes clairs et incontestables avant de prétendre à la précision et à l'exactitude (Caddy et Mahon, 1995).

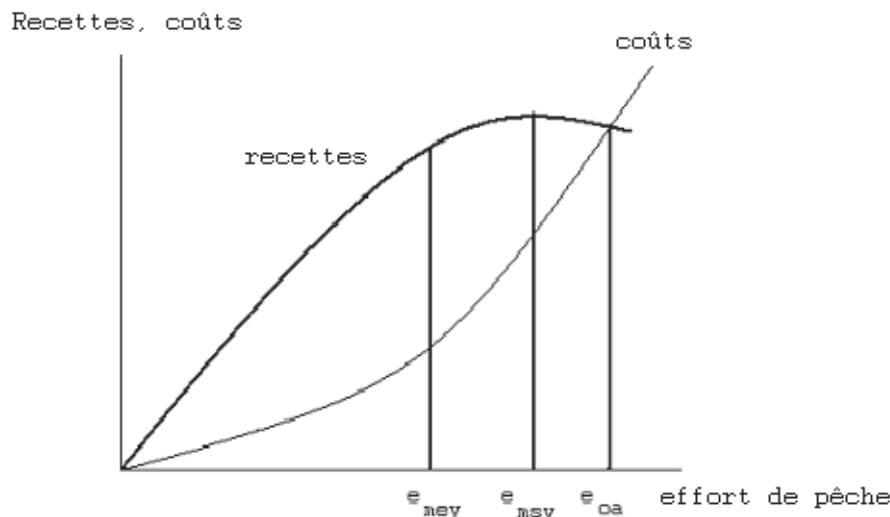
Aspects économiques

Le graphique 2.4 illustre le problème économique fondamental des pêches. Deux courbes de forme générale y représentent respectivement les recettes théoriques et les coûts. La courbe des coûts correspond au coût économique, c'est-à-dire au coût d'opportunité associé à l'activité halieutique. La courbe des recettes est une fonction de la courbe de production durable, mise en évidence par le graphique 2.3, et indique les recettes durables pour tous les niveaux d'effort jusqu'à e_{oa} . La courbe des recettes et la courbe des coûts reflètent toutes deux des caractéristiques biologiques simples mais courantes. Cette description, certes générale et théorique, d'un grand nombre de cas réels, vise à donner une idée du problème économique fondamental que posent la gestion et le redressement des pêches. Des hypothèses différentes concernant les caractéristiques biologiques et économiques de telle ou telle pêche modifieraient sans doute la forme et la position des courbes, mais le modèle reste valable pour la plupart des pêches (Larkin *et al*, 2011).

Apparaissent trois niveaux d'effort différents, qui ont chacun une importante signification économique. Le niveau e_{oa} représente l'effort qui va de pair (en théorie) avec l'accès libre. Tant qu'une rente peut être tirée de la pêche (recettes supérieures au coût d'opportunité), il est intéressant d'entrer sur le marché et de nouveaux participants

continuent d'arriver jusqu'à ce que toute la rente économique soit dissipée. La rente est la plus-value qui peut être tirée de l'activité halieutique après que tous les coûts et les revenus normaux ont été soustraits des recettes. Dans le graphique 2.4, elle correspond à la différence entre la fonction des recettes et la fonction des coûts. Les nouveaux entrants provoquent un accroissement de l'effort de pêche, d'où un déplacement vers la droite jusqu'à ce que le niveau d'effort corresponde à e_{oa} . À ce stade, les recettes équivalent aux coûts, il n'y a plus de rente à percevoir et les entrées nouvelles ne sont donc plus encouragées.

Graphique 2.4. Le problème socioéconomique des pêches à accès non réglementé



Le niveau e_{msy} représente l'effort qui permet de tirer de la pêche le rendement physique maximum, et donc les recettes maximum. Ce graphique suppose que le prix est exogène, si bien que les recettes arrivent au maximum lorsque les captures sont aussi à leur plus haut niveau.

Selon toute vraisemblance, le niveau d'effort e_{msy} n'est pas celui qui génère la plus forte rente pouvant être tirée de la ressource. Il y a tout lieu de penser que le niveau d'effort économiquement optimal est moins élevé, du moins dans une configuration statique. Le redressement d'une pêche est un processus dynamique et il se peut que, d'un point de vue purement économique, le niveau d'effort optimal soit inférieur au niveau d'effort associé à MSY.

Le graphique 2.4 décrit un problème communément rencontré dans la gestion des pêches, mais il n'indique pas comment les redresser. Il fait néanmoins ressortir la distinction entre objectif biologique (e_{msy}) et objectif socioéconomique (e_{mey}). Le choix de l'objectif est important. Si, pour la plupart, les plans de reconstitution sont axés sur un rendement maximal durable (ou production maximale équilibrée – MSY), l'utilisation de cet objectif présente des difficultés évidentes (Larkin *et al.*, 2007 ; Larkin *et al.*, 2011). Déjà difficile à calculer pour un stock donné, MSY risque de l'être encore plus pour une pêche plurispécifique. Dès lors que les espèces agissent les unes sur les autres, comme dans le cas des relations prédateurs-proies, ou qu'elles entrent en concurrence pour la nourriture ou l'espace, il est impossible, en pratique comme en théorie, d'optimiser MSY pour chacune d'elles. Étant donné les multiples interactions entre espèces dans les océans,

on peut se demander pourquoi MSY a été retenu comme point de référence dans la déclaration de Johannesburg (lors du SMDD).

D'un point de vue purement économique, la gestion des pêches devrait avoir pour objectif le rendement économique maximal (MEY). Cependant, cet indicateur ne présente pas que des qualités, car il est souvent difficile à estimer et peut paraître trop axé sur des valeurs monétaires⁶. De plus, dans une situation dynamique, pour maximiser la valeur actuelle nette du rendement économique maximal dans le futur, il faut se référer à un taux donné d'actualisation pour la collectivité. Certains progrès sont à signaler dans l'application de cet indicateur à la pêche commerciale (voir encadré 2.3 ; voir aussi Dichmont *et al.*, 2009, et Larkin *et al.*, 2007).

Encadré 2.3. Calculer le rendement économique maximal : exemple d'une pêche en Australie

Kompas et Che (2008) ont construit un modèle bioéconomique de plusieurs stocks de poissons à écailles et de requins situés dans le secteur de la pêche au chalut du sud et de l'est en Australie. Les solutions sont obtenues en maximisant dans le temps les bénéfices actualisés agrégés, compte tenu des fonctions d'exploitation spécifiées – la fonction de production établissant la relation entre les moyens de production utilisés pour la pêche et les captures – et de la relation entre le stock et le recrutement. Toutes les conditions initiales relatives à la biomasse sont reprises des mesures sur la biomasse vierge fournies par la Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) ou estimées à partir d'informations communiquées par la CSIRO.

Les résultats sont préliminaires et le modèle devra vraisemblablement être recalibré en fonction des études biologiques et des données économiques. Ils sont présentés sous deux formes :

- production et stocks dans un état stable (c'est-à-dire production optimale après reconstitution des stocks) ; et
- production pendant la phase de reconstitution.

D'après ces premiers résultats, pour quatre des principaux stocks (hoplostète orange, abadèche rose, *Seriola punctata* et *Neoplathycephalus richardsoni*), il faut entreprendre une sérieuse reconstitution pour maximiser les bénéfices. En d'autres termes, les niveaux passés de production et d'effort de pêche se sont traduits par des stocks d'une taille actuelle inférieure au niveau B_{MEY} . Le tableau ci-dessous montre le rapport entre le niveau des stocks associé à MEY (rendement économique maximal) et le niveau des stocks associé à MSY (production maximale équilibrée) : pour chaque espèce B_{MEY} est supérieur à B_{MSY} . Ce tableau donne aussi les productions optimales dans un état stable. Toutefois, pendant la phase de reconstitution, la production doit être fixée à un niveau inférieur au niveau de capture de 2004 pour permettre au stock de remonter à B_{MEY} .

Résultats du modèle bioéconomique du secteur de la pêche au chalut dans le sud et l'est de l'Australie (stocks de poissons à écailles et de requins)

Espèce	BMEY/ BCUR	BMEY/ BMSY	Production optimale dans un état stable (MEY) tonnes	TAC initial pendant la reconstitution* tonnes	Production (2004) tonnes
Hoplostète orange (Cascade)	1.64	1.47	995	665	1 600
Seriola punctata	1.30	1.08	4 117	3 114	4 100
Abadèche rose (perche))	1.80	1.29	1 397	914	1 073
Neoplathycephalus richardsoni	1.05	1.03	3 830	2 980	3 200

* Désigne le total admissible de capture (TAC) initial pendant la phase de reconstitution. Le TAC augmentera dans le temps jusqu'à ce que soit atteint le TAC optimal à l'état stable.

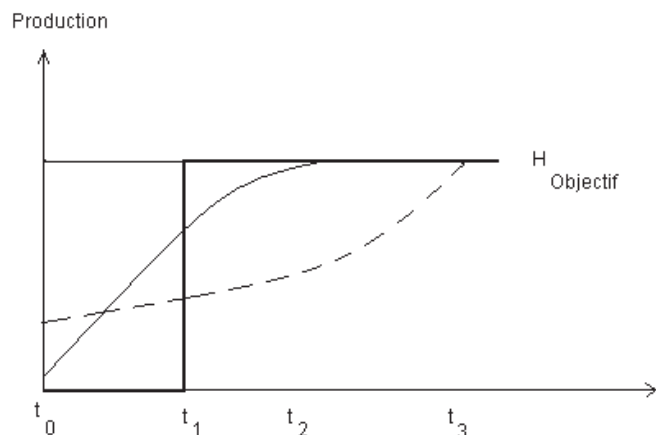
Source : Gooday *et al.* (2009).

Quel doit être le rythme du redressement ?

Étant donné que le redressement passe par une augmentation de la biomasse, il faut diminuer la mortalité par pêche au moins temporairement, afin que les poissons non prélevés, plus nombreux, fassent croître le stock. À supposer, comme dans le modèle précédemment décrit, qu'il existe une relation simple entre la biomasse et les quantités prélevées, il faut se demander en combien de temps l'objectif de production doit être réalisé.

À partir d'hypothèses simples concernant le rapport entre biomasse et captures, le graphique 2.5 met en évidence trois trajectoires d'exploitation différentes qui conduisent à l'objectif de production. Les axes représentent le temps (en abscisse) et les captures (en ordonnée). Les trois lignes correspondent à différents scénarios hypothétiques de production dans le temps. Chacun des scénarios suppose que la biomasse croît plus vite dès lors que les prises sont moins abondantes, de sorte que des taux de capture peu élevés au début de la période de reconstitution permettent d'atteindre plus rapidement la biomasse visée, et donc le niveau de production recherché. Tous les plans de reconstitution démarrent au moment zéro (t_0). La ligne épaisse (scénario 1) représente un plan dans lequel un moratoire total est imposé jusqu'en t_1 , moment auquel le stock s'est suffisamment reconstitué pour se prêter au taux d'exploitation visé, d'où la reprise immédiate des prélèvements dans ce scénario. Les deux autres plans n'imposent pas de moratoire, mais ils suivent des trajectoires différentes, qu'il s'agisse des taux de capture autorisés dans un premier temps ou de l'ajustement de ces taux jusqu'à ce que l'objectif soit atteint. La ligne fine (scénario 2) représente un plan de reconstitution dans lequel les taux de capture sont plutôt bas au départ mais, selon une démarche prudente (n'allant pas jusqu'à un moratoire), remontent relativement vite jusqu'à ce que l'objectif de production (et de biomasse) soit atteint en t_2 . La ligne en pointillé (scénario 3) correspond à un plan dans lequel les taux de capture sont plutôt élevés au départ mais progressent relativement moins vite par la suite, si bien que l'objectif n'est atteint qu'en t_3 . Ces trois scénarios peuvent être distingués en fonction du rythme auquel les objectifs de biomasse et de production sont atteints : « rapide » (scénario 1), « moyen » (scénario 2) et « lent » (scénario 3).

Si, d'après le graphique 2.5, un moratoire est le moyen le plus rapide d'atteindre la biomasse et le taux d'exploitation visés, il faut se garder d'en tirer des conclusions sur la stratégie optimale de reconstitution. Les hypothèses sur lesquelles s'appuie ce graphique pour illustrer des trajectoires possibles sont très réductrices. Ni les objectifs à retenir, en termes de biomasse et de production, ni les coûts et les avantages respectifs des différents plans de reconstitution, n'ont encore été envisagés. Néanmoins, le graphique renvoie implicitement à la notion de règles de production ou de capture, qui revêt une grande importance dans la gestion des pêches, surtout dans l'optique de leur redressement. Une règle de limitation des captures (autrement dit de la mortalité par pêche) est une fonction qui indique à quel niveau doivent se situer les prélèvements compte tenu de la taille du stock au moment considéré. Pour permettre au stock de croître, il faut que les prélèvements déterminés par la règle restent en dessous de la courbe de capture durable. Autrement dit, le taux de prélèvement doit être à tout moment inférieur au taux de croissance. Ces règles ont été abondamment étudiées (voir, par exemple, Anderson, 2010, et OCDE, 2009). L'étude de cas sur la morue en Islande donne un exemple de calcul d'un total admissible de capture à partir d'une règle de production.

Graphique 2.5. Trois trajectoires d'exploitation différentes

N'oublions pas que le choix de l'objectif relève en fait des pouvoirs publics. Que le plan de reconstitution soit axé sur la production maximale équilibrée, le rendement économique maximal ou tout autre objectif, il faut ensuite se demander comment procéder pour y parvenir. Dans les sections précédentes, l'examen des plans de redressement n'a pas précisé à quel rythme le processus devait se dérouler.

La rapidité de la reconstitution et l'objectif choisi dépendent dans une large mesure du taux d'actualisation retenu. Pour les plans de reconstitution, il paraît justifié d'utiliser un taux d'actualisation social et non commercial, étant donné que ces plans s'apparentent à des investissements publics. Le taux d'actualisation doit refléter l'écart entre la consommation ou la situation générale d'aujourd'hui et la consommation ou la situation générale de demain. Un taux d'actualisation élevé accorde au présent une valeur plus grande qu'à l'avenir, ce qui décourage les efforts de reconstitution, et inversement. Dans le même ordre d'idées, le taux d'actualisation peut indiquer dans quelle mesure le bien-être des générations futures doit être pris en compte par les générations actuelles. Il fait aussi intervenir les incertitudes vis-à-vis de l'avenir qui, si elles sont grandes, peuvent inciter à utiliser des taux d'actualisation plus élevés. Dès lors que les plans de reconstitution sont assimilables à des projets publics, le taux d'actualisation doit refléter le coût d'opportunité des fonds publics employés ainsi, par rapport à d'autres utilisations possibles. Le taux social d'actualisation à retenir ne fait guère l'unanimité. Ceux qui accordent la même valeur à l'avenir qu'au présent plaident pour un taux nul, alors que d'autres optent pour un taux positif reflétant leurs préférences.

La disparité entre taux d'actualisation public et taux d'actualisation privé peut engendrer des problèmes, notamment pour obtenir l'adhésion des parties prenantes aux programmes. Tandis que les autorités publiques peuvent considérer qu'un plan de reconstitution présente des avantages nets en se référant à un faible taux d'actualisation social, les acteurs privés peuvent arriver à une conclusion différente en retenant dans leurs analyses coûts-avantages un taux d'actualisation privé plus élevé, qui rend les avantages futurs moins attractifs au regard des coûts initiaux de la reconstitution. Dans ces cas, l'écart entre taux social et taux privé risque de faire obstacle à l'adoption d'une solution concertée par le secteur public et le secteur privé, comme pour beaucoup d'autres projets d'investissement publics. La solution peut passer par des transferts financiers

publics au bénéfice des opérateurs privés, de manière à recueillir l'appui voulu à des investissements utiles pour la collectivité.

Il n'existe pas de réponse toute faite quant au rythme de la reconstitution. Les résultats d'un travail de modélisation comparant différents profils temporels, en référence à un profil « optimal », sont décrits ci-après. L'analyse montre clairement que la reconstitution ne suit pas le même rythme d'une espèce à l'autre, compte tenu des caractéristiques biologiques propres à chacune, notamment le taux de croissance, en longueur comme en poids. Comme on pouvait s'y attendre, les espèces à croissance rapide ont des temps de reconstitution optimale plus courts que les espèces à croissance plus lente.

Sous un angle strictement bioéconomique, la règle optimale de limitation des captures est celle qui donne la valeur nette actualisée la plus élevée à l'ensemble des bienfaits à tirer de la ressource au fil du temps. En pratique, le choix de l'objectif et la manière d'y parvenir (la trajectoire de redressement) sont des enjeux de politique publique. Les autorités compétentes peuvent très bien décider de privilégier d'autres facteurs, par exemple en donnant plus de poids aux politiques régionales, à l'amélioration de la biodiversité ou aux questions de redistribution. De solides arguments peuvent toutefois être avancés en faveur de l'approche bioéconomique pour le choix des objectifs et de la trajectoire à emprunter. Certains des avantages et des inconvénients de l'analyse bioéconomique sont décrits ci-après.

Premièrement, l'estimation des recettes nettes doit prendre en compte l'ensemble des avantages provenant de plusieurs sources (gains monétaires, valeurs d'existence, etc.) et des coûts pour la collectivité, qu'il s'agisse de coûts monétaires directs ou de coûts non monétaires (ou difficiles à exprimer en termes monétaires), comme celui des effets sur l'environnement et la biodiversité. Le bilan des avantages nets doit donc refléter la valeur sociale réellement tirée de la pêche.

Deuxièmement, choisir une trajectoire de redressement revient à déplacer des avantages et des coûts dans le temps. Par exemple, en réduisant fortement les captures aujourd'hui, avec pour conséquence une augmentation plus tard, ou au contraire en les réduisant peu aujourd'hui, avec pour conséquence de maigres captures plus tard, on transfère les avantages tirés de la ressource d'une période à une autre. Or, surtout quand le stock est long à se reconstituer, les acteurs concernés risquent de ne pas pouvoir bénéficier ultérieurement de l'effort de reconstitution, et la composition des groupes intéressés peut très bien changer en cours de route. Ces considérations doivent entrer dans l'élaboration des stratégies de redressement, notamment lorsque la participation des acteurs concernés est nécessaire à la réussite de l'opération et que les marchés financiers ne peuvent pas être sollicités pour résoudre le problème. L'approche bioéconomique permet d'envisager cette répartition des avantages et des coûts dans le temps et, éventuellement, d'entrevoir des solutions.

Troisièmement, une stratégie de redressement concluante doit apporter des avantages nets à la collectivité dans son ensemble. Cela ne garantit pas que chaque acteur en tire profit. Il se peut que le coût du redressement soit supporté par des acteurs qui ne bénéficient pas du plan. Selon la structure de l'analyse, l'approche bioéconomique peut donner un éclairage sur la répartition entre parties prenantes, de même que sur les solutions envisageables. Par exemple, il est possible de faire intervenir des fonctions d'objectifs multi-attributs dans l'analyse bioéconomique pour étudier ce problème⁷.

Quatrièmement, Munro (2010) fait observer que les ressources naturelles constituent un capital pour la collectivité. Les plans de redressement doivent donc être analysés comme des programmes d'investissement. Cependant, la comparaison de différents plans ne va pas de soi, notamment parce que le capital physique et humain du secteur est relativement peu malléable : les travailleurs ont du mal à se reconvertir, et les biens peuvent difficilement être utilisés à d'autres fins. Cela se vérifie non seulement pour les navires et les autres équipements, mais aussi pour le personnel, dont le savoir-faire et les compétences spécialisées ne se prêtent guère à d'autres activités. Si tout le capital utilisé dans les pêches était parfaitement malléable, le choix d'un plan de redressement serait beaucoup plus aisé. Il y aurait alors tout intérêt à choisir la formule la plus rapide, par exemple en imposant un moratoire, dès lors que la consommation a davantage de valeur aujourd'hui que plus tard (moyennant un coefficient d'actualisation positif). Si le rôle du capital non malléable dans le choix des plans de redressement a été relativement ignoré dans les études économiques antérieures, il est évident pour beaucoup de responsables publics. La loi Magnuson-Stevens en donne une illustration aux États-Unis. Elle fixe un délai de reconstitution de dix ans, dans la mesure du possible, mais celui-ci peut être prolongé si les caractéristiques du stock le justifient.

D'autres travaux s'imposent pour éclairer certains aspects de la théorie économique appliquée dans ce domaine, concernant en particulier : l'élaboration de règles optimales de limitation des captures pour le redressement de la pêche, compte tenu du facteur temps ; la non-malléabilité du capital physique et humain ; et les modalités de prise en compte de l'incertitude et du manque d'informations.

Les méthodes axées sur une gestion prenant en compte l'écosystème doivent être élaborées plus avant. L'importance d'une telle approche ne fait aucun doute, et plusieurs pays ont pris des initiatives dans ce sens, mais la marche à suivre pour l'appliquer au redressement de la pêche reste à préciser. Cet aspect mérite une étude approfondie qui n'entre pas dans le cadre du présent ouvrage.

Impacts économiques possibles du redressement des pêches

Divers facteurs doivent être pris en considération dans l'évaluation des impacts économiques, réels ou possibles, du redressement des pêches. Les stocks qui ne sont pas exploités au maximum de leur potentiel ou à un niveau qui s'en rapproche en termes économiques représentent un manque à gagner qu'une meilleure gestion permettrait de récupérer. Les avantages à prévoir sont notamment une hausse de la valeur des captures et une baisse des coûts de prélèvement. Leur ampleur varie selon les spécificités des pêcheries.

Des estimations récentes indiquent que la pêche en mer entre pour 225 à 240 milliards USD par an dans la production économique mondiale, compte tenu des effets directs et indirects (Dyck et Sumaila, 2010). Selon une étude commandée par la Banque mondiale, la dissipation de la rente dans les pêches mondiales représente environ 50 milliards USD par an (Banque mondiale, 2008), et met principalement en cause un manque de gouvernance. D'après une autre étude (Sumaila et Suatoni, 2005), la reconstitution de 17 stocks aux États-Unis pourrait apporter des avantages économiques correspondant à une valeur actuelle nette de quelque 373 millions USD.

Selon une étude réalisée il y a peu (IDDDRA, 2010), dans les pêches du Royaume-Uni, la rente potentielle de la ressource pourrait être à peu près dix fois plus élevée qu'elle ne l'est actuellement. Une autre étude (Salz *et al.*, 2010) simule la remise en état des stocks et l'élimination de la surcapacité dans sept pêches importantes de l'Union européenne.

D'après les calculs du scénario de base, le profit théorique net tiré de ces pêches pourrait être quasiment multiplié par cinq par un plan de redressement de 15 ans. Durant la même période, la flotte de pêche serait ramenée à 5 700 navires, contre 7 400. Le profit net par navire augmenterait ainsi de 520 %. Même si la reconstitution des stocks et la réduction du nombre des navires ont un prix, les estimations font ressortir des profits avoisinant 500 millions EUR en valeur nette actualisée sur la période de redressement de 15 ans. Le profit net actualisé par navire serait près de deux fois plus élevé pendant la période de 15 ans que la moyenne pour 2005-2007.

Impact économique du redressement des pêches : résultats d'études de cas

Beaucoup de travaux ont visé à décrire différents plans de redressement et à en apprécier les résultats. On trouvera ci-après un aperçu des enseignements qui se dégagent, en termes d'impact économique, de plusieurs études de cas réalisées pour le présent projet. En général, ces études n'apportent guère d'éléments sur les effets économiques précis et chiffrés du redressement, pour diverses raisons, notamment parce que les données font défaut ou que le recul n'est pas suffisant pour permettre d'évaluer réellement les résultats. Néanmoins, elles donnent pour la plupart un éclairage intéressant sur les effets socioéconomiques des programmes mis en œuvre. Les études de cas contiennent des informations plus détaillées et des évaluations concernant des aspects autres que l'impact économique (www.oecd.org/fisheries).

Trois études de cas communiquées par la Corée illustrent l'élaboration de plans de redressement dans ce pays. Elles soulignent que certains instruments tels que la protection par zone et le réempoissonnement peuvent être associés aux mesures de réduction de l'effort de pêche. Elles portent sur trois espèces : le toroumoque japonais, l'étrille et la fausse courbine du Japon. Le plan de redressement de la pêche au toroumoque japonais a démarré en 2006. Depuis son adoption, les captures augmentent, en partie grâce à la maîtrise de l'effort de pêche, à la protection des zones de frai et à des programmes énergiques d'amélioration des stocks. L'augmentation du volume des captures s'accompagne d'une hausse de leur valeur. Faute de données suffisantes, il n'est pas possible de procéder à une analyse approfondie de la totalité des effets économiques du dispositif de redressement, mais à elle seule, l'augmentation du chiffre d'affaires des pêcheurs associée à l'accroissement des prises paraît se situer à 1.914 milliard KRW (environ 1.6 million USD) sur la période 2005-06.

Le plan de reconstitution de l'étrille a également démarré en 2006. Les captures ont été multipliées par trois entre 2006 et 2008, sous l'effet d'une évolution favorable de l'environnement et, en même temps, de l'effort de reconstitution. La valeur des captures a plus que triplé entre 2005 et 2008, soit une augmentation d'environ 108.560 milliards KRW en moyenne (à peu près 94 millions USD).

Le plan de reconstitution de la fausse courbine a commencé en 2007. Ce stock est partagé avec les pays voisins. Parallèlement à la réduction de l'effort, aux fermetures saisonnières et aux restrictions imposées aux engins, plusieurs mesures visant à améliorer le stock et l'habitat ont eu des effets positifs. Les prises se sont sensiblement accrues et leur valeur a augmenté de moitié, soit une progression de 38.208 milliards KRW environ (approximativement 33 millions USD) aux prix moyens. En revanche, la rentabilité est jugée médiocre.

Les trois études de cas du Japon portent sur le crabe des neiges dans la préfecture de Kyoto, le toroumoque japonais dans celle d'Akita et le saumon kéta à Hokkaido. Des plans de reconstitution des stocks de crabe des neiges sont mis en œuvre depuis 1983. Les

captures ont augmenté petit à petit et culminé en 1999. Elles sont en diminution depuis 2002, principalement sous l'effet d'une baisse du nombre de bateaux et de l'effort par navire. La valeur totale des débarquements de crabe des neiges est passée de 212 millions JPY (environ 2 millions USD) en 1983 à 493 millions JPY (approximativement 4.6 millions USD) en 1995. Étant donné la baisse du nombre de navires et la hausse de la valeur totale des débarquements à Kyoto, la valeur annuelle des débarquements de crabe des neiges par navire ne cesse d'augmenter et a presque doublé pendant la période de mise en œuvre du plan de reconstitution. La valeur des débarquements de crabe des neiges doit en partie sa progression à la hausse des prix pendant la période de forte croissance économique. Elle était inférieure à 10 millions JPY par an et par navire (environ 100 000 USD) en 1983 et elle est montée à plus de 20 millions JPY (à peu près 200 000 USD) au milieu des années 90. Les pêcheurs sont donc fortement incités à poursuivre l'application du plan.

La pêche au toroumoque japonais a été fermée de la fin 1992 à la fin 1995, date à laquelle un système de TAC a été mis en œuvre. Cette pêche a connu des fluctuations considérables. Depuis la fermeture de trois ans, la reconstitution du stock a été importante. Les conditions du marché ont toutefois entraîné une baisse des cours et le revenu moyen des ménages vivant de cette pêche est nettement inférieur à celui des autres. Les débarquements de toroumoque japonais à Akita sont passés de 71 tonnes en 1991 à 143 en 1995. Ils ont franchi la barre des 2 000 tonnes ces dernières années. Le prix du toroumoque japonais au débarquement à Akita s'est hissé à 3 053 JPY/kg (environ 33 USD/kg) immédiatement après la période de fermeture de trois ans. Néanmoins, il s'est effondré les années suivantes, tombant jusqu'à 204 JPY/kg. Ainsi, la valeur totale des débarquements de toroumoque japonais à Akita a culminé à 1 milliard JPY (quelque 11 millions USD) en 2003, puis est descendue à 0.57 milliard JPY en 2008.

Le programme de reconstitution du stock de toroumoque conduit dans la préfecture d'Akita a été bénéfique aux pêcheurs pendant les dix ans qui ont suivi la fermeture de la pêche. Néanmoins, depuis quelque temps, les pêcheurs de cette zone ne peuvent plus récolter tous les fruits de cette reconstitution, car les prix du toroumoque sur place ont baissé sous l'effet d'une offre abondante venue d'autres régions. Le chiffre d'affaires moyen par pêcheur était de 0.5 million JPY avant la fermeture et de 3 millions JPY ces dernières années. Cette hausse s'explique en partie par la diminution du nombre de pêcheurs après la fermeture.

Le plan de reconstitution du saumon keta remonte à 120 ans. Au début du XXe siècle, les captures ont fortement diminué pour se redresser à partir des années 70 en raison notamment des progrès techniques accomplis dans les méthodes d'élevage des larves et de la meilleure qualité de l'eau. Le plan de reconstitution s'est traduit par une nette augmentation du nombre de saumons adultes qui reviennent à Hokkaido. Il était inférieur à 10 millions avant le milieu des années 70, mais s'est hissé à 50 millions ces dernières années. Le chiffre d'affaires annuel des pêcheurs qui capturent le saumon au filet fixe sur les côtes s'établissait à 60 milliards JPY par filet dans les années 80. Dans les années 2000, il est tombé à 40 milliards JPY par filet. Ainsi, les résultats économiques du plan de reconstitution ont été remarquables dans les années 80, mais ils le sont nettement moins aujourd'hui du fait de la chute du prix du saumon à l'unité.

Retombées économiques de la reconstitution : résultats d'un modèle bioéconomique

Costello *et al.* (2012) apporte des éclairages supplémentaires sur les bénéfices monétaires possibles du redressement des pêches. Cette étude met en évidence un grand nombre des problèmes qui se posent et évalue les coûts et les avantages des plans en

tenant compte de nombreuses caractéristiques biologiques. Elle examine également l'intérêt d'éviter le processus conduisant à une surexploitation suivie d'une reconstitution, c'est-à-dire l'intérêt de maintenir un stock sain. Elle est récapitulée ci-après.

Le modèle et les principaux résultats

Le modèle bioéconomique comprend trois éléments liés entre eux : un *modèle biologique du stock*, qui représente la dynamique biologique de la pêche ; un *modèle de capture* qui relie la biomasse des prises et la biomasse du stock ; et un *modèle du profit* qui estime la valeur monétaire de la capture et le profit annuel net, et calcule la valeur actuelle nette de la ressource halieutique en tenant compte de la politique des pêches, du taux d'actualisation et de l'horizon temporel⁸. A l'aide de méthodes numériques, il est possible d'estimer une fonction de la politique d'effort de pêche qui optimise la valeur actuelle nette de la pêche considérée. Cette « politique optimale » sert de référence pour comparer différentes stratégies de redressement. Le modèle a été paramétré de façon à représenter 18 pêches fictives présentant différentes caractéristiques biologiques, économiques et de capture⁹.

Tableau 2.1. Valeur de la reconstitution à partir d'un état d'effondrement (référence) et gains économiques*

Valeur nette actuelle par an (milliers USD de 2008)

Espèces	Références	Valeur supplémentaire scénario optimal	Valeur supplémentaire scénario rapide	Valeur supplémentaire scénario lent	Durée de la reconstitution		
					Optimale	Rapide	Lent
Petits pélagiques subtropicaux	38 705	64 236	41 953	64 025	8	7	9
Crevettes subtropicales	391	23 908	17 283	23 262	4	2	4
Mérous subtropicaux	997	1 779	1 655	1 788	5	3	5
C. St-Jacques mers froides/tempérées	23 943	96 499	92 621	94 382	15	5	16
Pleuronectidés mers froides/tempérées	9 561	37 306	29 508	36 126	6	3	7
Napoléons subtropicaux	58	131	117	124	10	4	10
Vivaneaux subtropicaux	1 812	2 887	1 656	2 835	8	7	8
Carangidés subtropicaux	650	2 526	2 308	2 523	8	4	8
Merlus mers tempérées	56 999	228 427	182 698	218 226	7	2	7
Langoustes tropicales/subtropicales	9 000	24 602	18 257	23 565	6	2	6
Poissons de roche mers tempérées	23	17	13	18	26	19	29
Sparidés subtropicaux	208	601	579	573	22	6	29
Vivaneaux mers chaudes/tempérées	449	1 580	1 453	1 576	17	6	18
Soles mers froides/tempérées	4 783	1 405	1 430	773	5	3	6
Baudroies mers tempérées	30 219	134 929	128 859	133 815	19	3	28
Baliste mers tempérées	1 242	2 815	2 812	2 689	12	4	18
Clams subtropicaux	36	3	-7	3	4	4	5
Petits pélagiques mers tempérées	9 654	22 282	20 010	22 223	24	14	25

* De la reconstitution selon le rythme de celle-ci (optimal, rapide ou lent)

Source : adapté à partir de Costello *et al.* (2012).

Trois stratégies de reconstitution différentes (« rapide », « lente » et « optimale ») sont comparées au scénario de référence, dans lequel le stock n'est pas reconstitué et reste épuisé. Dans tous les cas, le stock est effondré au départ¹⁰. Dans le scénario dit « rapide », la pêche est fermée jusqu'à ce que la biomasse du stock atteigne l'objectif fixé. Dans le scénario « optimal », le stock est reconstitué moyennant un effort de pêche conforme à la stratégie de l'optimum économique jusqu'à ce que la biomasse atteigne l'objectif fixé. Dans le scénario « lent », l'effort de pêche est supérieur de 20 % à celui de

la stratégie de l'optimum économique pendant la durée nécessaire à la reconstitution du stock selon cette stratégie. Une fois ce point atteint, on revient à la stratégie de l'optimum économique jusqu'à ce que la biomasse atteigne l'objectif. Ces trois scénarios sont comparés avec la valeur nette actuelle du stock resté à l'état d'effondrement. Les principaux résultats de cette modélisation sont indiqués dans le tableau 2.1. Pour chacune des 18 espèces, la valeur nette présente est indiquée dans chacune des stratégies (optimale, rapide, lente) et dans le scénario de référence. Le nombre d'années nécessaires à la reconstitution suivant la stratégie retenue est également précisé.

Gains monétaires procurés par les différentes stratégies de reconstitution

Bien que les pêches utilisées dans l'analyse présentent des caractéristiques biologiques et économiques très différentes, les premiers résultats montrent qu'il y a beaucoup à gagner à reconstituer les stocks. La comparaison des valeurs absolues ne renseigne guère sur les mérites respectifs des différents plans de reconstitution, mais les valeurs relatives sont riches d'enseignements. Pour les 18 espèces concernées, la stratégie optimale économiquement se traduit par une hausse en valeur de 575 % en moyenne entre l'état d'effondrement et l'issue de la reconstitution du stock. Après suppression d'une valeur aberrante (la crevette subtropicale), la hausse relative en valeur est encore de 250 % en moyenne.

Il en ressort que renoncer à l'optimal économique entraîne un manque à gagner considérable. La stratégie de reconstitution optimale génère une valeur ajoutée supérieure en moyenne de 22 % à celle de la stratégie rapide et de 8 % à celle de la stratégie lente. Ces résultats sont fortement tributaires des hypothèses retenues au sujet de chacune des stratégies. D'autre part, compte tenu de ces hypothèses, la stratégie lente crée généralement une valeur ajoutée plus élevée que la stratégie rapide. Ce résultat est toutefois strictement subordonné aux hypothèses formulées et peut varier en fonction du taux d'actualisation employé.

Horizons temporels

Les horizons temporels varient considérablement selon les pêches et selon les stratégies. Avec la stratégie de reconstitution optimale, restaurer le stock prend entre 4 et 26 ans (en moyenne 11 ans). Lorsque la stratégie lente est choisie, la reconstitution peut prendre entre 4 et 29 ans, selon l'espèce. L'écart est nettement moins grand dans le cas de la stratégie rapide : la reconstitution s'effectue alors au mieux en seulement 2 ans et au pire en 19 ans.

Implications de taux d'actualisation différents

Il convient de noter l'effet des différents taux d'actualisation sur les résultats du modèle. Les résultats indiqués dans le tableau 2.1 ont été obtenus avec un taux d'actualisation de 1 %. Si on augmente celui-ci, il n'est plus économiquement optimal de reconstituer le stock de certaines espèces, car la valeur future est alors modeste en comparaison avec les bénéfices actuels. Dans la mesure où la reconstitution est en général considérée comme un investissement collectif à long terme, qui bénéficie aux générations futures, il semble en l'occurrence judicieux de se référer aux taux d'actualisation publics pour calculer la valeur nette actualisée. Par ailleurs, plusieurs incertitudes concernant les conséquences plus vastes d'un renoncement à la reconstitution, comme les incidences sur l'écosystème qui ne sont pas prises en considération directement dans l'analyse, peuvent être invoquées en faveur de taux d'actualisation plus bas si l'on se place du point de vue de la décision publique. Le niveau adéquat du taux d'actualisation à appliquer aux décisions d'investissement public ne fait guère consensus cependant¹¹.

Il est intéressant de se demander à quel taux d'actualisation il devient optimal de ne pas reconstituer les stocks de différentes espèces. D'après l'étude, le point de basculement se situe en moyenne à 6 % avec un écart type de 2.6 % pour les stocks modélisés. Autrement dit, entre 44 % et 72 % de ces stocks mériteraient d'être reconstitués avec un taux d'actualisation compris entre 5 % et 7 %, et entre 78 % et 100 % avec un taux d'actualisation compris entre 2 % et 3 %¹².

Incidences des caractéristiques biologiques sur la reconstitution

Ce modèle permet aussi d'examiner quelles corrélations existent entre les caractéristiques biologiques et la durée optimale de la reconstitution. Très logiquement, les stocks des espèces à croissance rapide se reconstituent plus vite. Ceux qui présentent un faible taux de mortalité naturelle affichent des temps de reconstitution optimale plus longs, très vraisemblablement parce que le renouvellement naturel de leur biomasse est faible. Il est à noter que, lorsque la taille minimale légale des prises est grande, la durée de reconstitution optimale est plus courte, probablement parce que davantage de poissons adultes ne sont pas capturés et ont donc le temps de donner naissance à une progéniture plus abondante.

La corrélation entre les différentes caractéristiques biologiques et les valeurs monétaires relatives des stocks reconstitués apporte également des éclairages intéressants. Il y a certes une corrélation positive entre le taux de croissance en longueur et la valeur relative du stock reconstitué, ce qui reflète le fait que les espèces à croissance plus rapide se rétablissent plus vite, mais il existe une corrélation négative entre le taux de croissance de la biomasse et la valeur relative du stock reconstitué. Ce résultat se retrouve lorsque les deux paramètres (taux de croissance en longueur et taux de croissance de la biomasse) sont pris en compte simultanément. Aussi est-il plus profitable de reconstituer des espèces dont le taux de croissance en longueur est supérieur au taux de croissance de la biomasse.

Portée des résultats

Ce travail de modélisation n'examine pas tous les aspects importants des plans de redressement, comme le coût des programmes de sortie de flotte, mais il fournit d'importantes indications sur les avantages potentiels de différentes stratégies de reconstitution, pour un large éventail de pêches. Les espèces choisies représentent des cycles biologiques divers, mais elles appartiennent à un espace géographique délimité des États-Unis et du Mexique, principalement pour des raisons de disponibilité des données. Afin de remédier à cette limitation, le modèle a été appliqué à une base de données mondiale de quatre paramètres clés du cycle biologique d'espèces marines commerciales. La comparaison avec les 18 espèces montre clairement qu'elles sont très largement représentatives des espèces commercialisées dans le monde, ce qui indique que les principaux résultats qualitatifs sont valables pour un éventail d'espèces qui ne se limite pas aux 18 retenues dans l'exercice.

Ces conclusions peuvent donner lieu à débat et reposent sur des postulats divers. Elles forment néanmoins une assise sur laquelle fonder des hypothèses à propos de la dynamique et de la valeur de différentes stratégies de reconstitution pouvant être testées et montrent sans ambiguïté que le redressement des pêches peut être très avantageux.

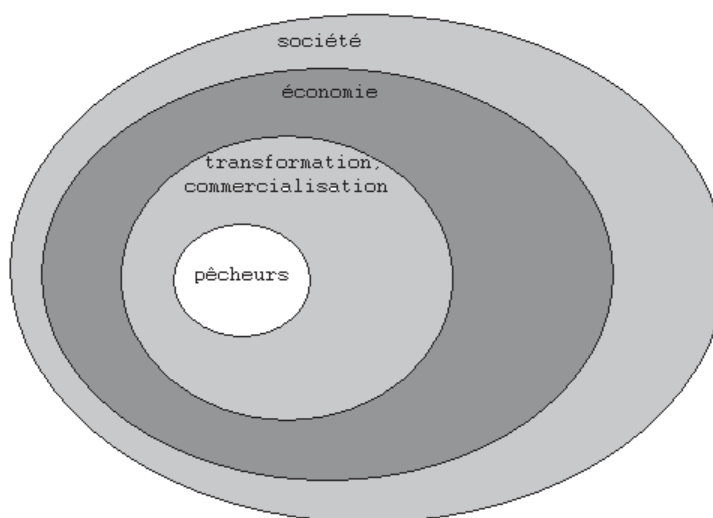
Autres considérations sur les impacts potentiels de la reconstitution

D'un point de vue socioéconomique, le redressement d'une pêche est censé avoir des retombées bénéfiques supplémentaires pour la collectivité. Leur répartition intéresse les responsables de l'action publique. Le problème, sur lequel nous nous attardons ci-après, revêt souvent un double caractère : technique et politique.

Le secteur halieutique n'est jamais isolé du reste de l'économie ou de la société. Le processus qui s'étend de la ressource à la consommation finale, voire au rejet de déchets, constitue une longue chaîne de valeur comportant plusieurs étapes, et il fait intervenir différents acteurs et considérations économiques (graphique 2.6). Il est difficile d'évaluer les effets particuliers de la reconstitution sur chaque élément de la chaîne, mais l'objectif devrait consister à redynamiser l'activité halieutique et à enrichir ainsi la collectivité dans son ensemble. C'est pourquoi une démarche globale, même s'il est souvent difficile de la mettre en œuvre faute de connaissances et de données, devrait être utilisée dans le redressement des pêches.

D'autres aspects du redressement des pêches, et de leur gestion en général, n'offrent pas de prise aux forces du marché car ils ne donnent pas lieu à des transactions. Il peut s'agir de considérations écologiques ou de la valeur d'existence des espèces concernées, mais aussi de la biodiversité, entre autres. L'intervention des pouvoirs publics est nécessaire pour accorder à ces aspects l'attention qu'ils méritent.

Graphique 2.6. Effets généraux de la reconstitution



Encadré 2.3. Les études sur l'économie de la reconstitution

Plusieurs études prennent expressément en compte des considérations économiques dans l'analyse du redressement des pêches. Elles ne mettent pas toutes l'accent sur les mêmes questions : Hanna (2009) analyse plusieurs problèmes de redistribution, Munro (2009) s'intéresse au rôle des incitations, Anderson (2009) examine les difficultés techniques soulevées par la fixation de niveaux de captures dans les programmes de redressement et Holland (2010) étudie les méthodes d'évaluation et de comparaison des stratégies de redressement.

D'autres études, comme celles de Worm *et al.* (2009), Sumaila *et al.* (2006) et la Banque mondiale (2008), évaluent la situation réelle et les problèmes de fond pour lesquels des efforts de reconstitution s'imposent.

L'analyse économique montre que la reconstitution des stocks nécessite de prendre en compte différents facteurs comme les incitations et les structures institutionnelles, ou les caractéristiques biologiques et les aspects socioéconomiques des stocks concernés.

La plupart de ces études mettent en évidence la dynamique propre au processus de reconstitution et les éventuelles différences de situation, non seulement d'une zone à l'autre mais aussi selon les caractéristiques des espèces, comme la durée de vie, les paramètres de croissance, la profondeur, etc. Costello *et al.* (2010) a créé un modèle bioéconomique en prenant différentes caractéristiques biologiques en considération.

Le processus étant dynamique, le choix d'un taux d'actualisation approprié, permettant de comparer des coûts et des avantages qui ne surviennent pas simultanément, est important (Azar, 2009, Costello *et al.*, 2012). Ce taux doit refléter la façon dont la société soupèse les avantages futurs et les coûts actuels, et doit être choisi par les gestionnaires des pêches lors de l'évaluation et de la comparaison des différentes stratégies de reconstitution envisageables.

L'incertitude dans les plans de reconstitution

Les incertitudes jouent de diverses manières sur les plans de reconstitution et la gestion des stocks. Elles traduisent un manque de connaissances non seulement sur la biosphère, mais aussi sur les rouages de l'activité halieutique elle-même et sur la façon dont l'affectent les variations des conditions naturelles ou non naturelles.

Les incertitudes peuvent être classées en fonction de leur type ou de leur origine¹³. Le type renvoie au domaine dans lequel elles entrent en jeu, par exemple économique, biologique ou politique.

En ce qui concerne la conception et la mise en œuvre de plans de reconstitution, les principales sources d'incertitude peuvent être classées comme suit :

- **Processus** : l'incertitude des processus est liée au caractère aléatoire ou confus des processus, lui-même dû à la variabilité naturelle. On en trouve un exemple dans la variabilité du recrutement au fil du temps, qui constitue un facteur important dans la conception des plans de reconstitution.
- **Observation** : l'incertitude des observations résulte d'erreurs de mesure ou d'échantillonnage. Les données sur les débarquements, par exemple, comportent souvent des erreurs de cette nature.
- **Modèles** : certaines incertitudes proviennent de l'utilisation de modèles. Ceux-ci peuvent être tout bonnement faux parce que les relations qu'ils présupposent sont soit trop simplistes, soit trop compliquées pour pouvoir étayer la décision.
- **Estimation** : l'incertitude des estimations tient au fait que plusieurs paramètres des modèles doivent être estimés à partir de données incomplètes. Cette source

d'incertitude est courante dans les modèles sur les pêches, pour lesquels il est souvent difficile et coûteux de collecter des données.

- **Institutionnelle** : l'incertitude institutionnelle renvoie au processus qui aboutit à la définition d'un plan effectif. Elle peut naître, par exemple, de difficultés rencontrées dans la communication sur les risques ou de problèmes institutionnels ou juridiques dus au rôle des différentes parties prenantes dans l'ensemble du processus de reconstitution, depuis la conception jusqu'à la mise en œuvre. Elle peut aussi être due au fait que les objectifs sont mal définis et, par conséquent, ne sont pas réalisables concrètement (Stephenson et Lane, 1995).
- **Mise en œuvre** : l'incertitude de la mise en œuvre se manifeste s'il n'est pas garanti que les mesures seront appliquées avec succès. Elle peut être due à de nombreux facteurs tels que le déficit de capacités institutionnelles, le déséquilibre des incitations, l'inefficacité du suivi ou les lacunes de la police des pêches.

Nous avons classé les incertitudes en fonction de leur origine ou de leur type, mais il convient de ne pas les considérer isolément. Ludwig *et al.* (1993) donnent des exemples de combinaisons d'incertitudes politiques, économiques et biologiques qui conduisent à une aggravation de la situation (encadré 2.4).

Toutes ces incertitudes sont présentes dans la gestion des pêches. Celles qui concernent les modèles, la mise en œuvre des mesures et les institutions méritent néanmoins une attention particulière.

Encadré 2.5. Exemples d'incertitudes et de leurs conséquences

On trouve dans Ludwig *et al.* (1993) un exemple de la façon dont les incertitudes économiques, politiques et biologiques peuvent interagir et aggraver la situation dans le secteur halieutique. Les facteurs agissant sont en l'occurrence les incitations (forces) économiques et politiques. Le mécanisme, appelé effet de cliquet, est le suivant : la taille du stock étant soumise à des fluctuations naturelles, des investissements supplémentaires sont réalisés pendant les « bonnes » années, mais quand la taille du stock descend en dessous du niveau « normal », le secteur sollicite l'aide de l'État. Des subventions (directes ou indirectes) sont alors accordées. Cela a pour conséquence d'encourager la surexploitation. Ainsi, quand les stocks sont élevés, l'investissement productif n'est pas limité (ou pas suffisamment), et quand ils deviennent faibles, des pressions politiques sont exercées pour éviter le désinvestissement, d'où l'effet de cliquet. C'est ce raisonnement qu'appliquent Hennesey et Healey (2000) pour expliquer l'effondrement des stocks de la principale espèce de poissons de fond au large de la Nouvelle-Angleterre.

Source : Brandt et Vestergaard (2011).

Incertitude des modèles et reconstitution

Le monde halieutique et l'économie sont par nature des systèmes complexes, que l'on modélise au moyen d'hypothèses simplifiées. Ces simplifications sont nécessaires pour que les modèles restent utilisables, fonctionnels et instructifs, mais parallèlement, elles engendrent des incertitudes qui rejaillissent sur l'utilité des résultats et des prévisions. Par exemple, les modèles considèrent souvent de façon simpliste que les relations entre différentes variables sont linéaires ou non linéaires et, de plus, que les variations sont réversibles. Ce n'est pas toujours le cas. Souvent, un système forcé à franchir un seuil donné se stabilise dans un nouvel état à partir duquel il n'est pas possible de revenir à la situation antérieure. Il arrive ainsi, dans certaines circonstances, que la diminution d'un stock ait déjà atteint un niveau auquel le taux de croissance devient négatif⁴. Dans ce cas,

le stock ne recommencera pas à croître même si la pêche est totalement interrompue. Les marchés qui, une fois perdus, peuvent être difficiles à faire renaître à cause de l'arrivée de produits de substitution, sont un autre exemple.

Ces subtilités posent des problèmes qu'il convient de traiter de la même manière que d'autres types d'incertitudes, c'est-à-dire en utilisant des modèles et mécanismes de décision robustes et adaptables dans le cadre de la conception des plans de reconstitution. Elles doivent aussi être prises en compte autant que faire se peut dans les modèles employés pour développer les plans de reconstitution.

Incertitudes institutionnelles et de mise en œuvre

Pour contrecarrer les effets négatifs des incertitudes institutionnelles, il importe de prendre en considération les questions de risque et d'incertitude dans la fixation des objectifs de la reconstitution et de bien communiquer sur les options et les résultats. Quelle que soit la qualité de la stratégie de reconstitution, la réalité est si complexe qu'il existera toujours un risque que les objectifs ne soient pas atteints. Il faut donc s'efforcer de mesurer les risques et les incertitudes de manière à ne pas susciter des attentes non réalistes, et d'indiquer clairement les arbitrages opérés au cours du processus de reconstitution.

L'incertitude de la mise en œuvre peut faire échouer la reconstitution, même si la mortalité par pêche est réduite, si de bonnes pratiques de gestion sont introduites et si d'autres mesures favorables sont appliquées. Ce cas de figure est illustré par un plan de reconstitution du stock de morue en Irlande. De nombreuses mesures de gestion ont certes été mises en œuvre convenablement, mais le manque de communication sur les risques associés a provoqué chez les pêcheurs et les gestionnaires des pêches une déception considérable qui a compromis toute l'opération (Kelly *et al.*, 2006). De ce fait, les chercheurs ont recommandé d'améliorer le plan en y incluant « des objectifs de performance clairs, mesurables, étayés par des données suffisantes pour évaluer le déroulement de la reconstitution, et en précisant qu'il comporte nécessairement des incertitudes ». Il faut que les scientifiques et les économistes indiquent clairement les incertitudes et les niveaux de risque dont s'accompagne toute stratégie de reconstitution (Kelly *et al.*, 2006).

Communiquer sur les incertitudes est un exercice d'équilibriste. Les parties prenantes peuvent être amenées à protester et tentées de se désengager s'il s'avère que les risques qui accompagnent un plan de reconstitution ont été sous-estimés. À l'inverse, si les incertitudes sont exagérément mises en avant, il peut être difficile d'obtenir leur adhésion. Ainsi, les estimations concernant l'incertitude des plans de reconstitution et les hypothèses qui les sous-tendent doivent être présentées aussi précisément que possible, communiquées avec soin et faire l'objet d'un débat approfondi.

Utilisation potentielle du cadre d'évaluation des stratégies de gestion

Il faudrait procéder à une analyse des risques en bonne et due forme pour chaque plan de reconstitution, dans le cadre de laquelle les sources et les différents types de risque seraient analysés. Le cadre d'évaluation des stratégies de gestion (ESG) peut être utile pour caractériser et mettre en œuvre des stratégies de redressement qui résistent à plusieurs types d'incertitude et qui sont capables de pondérer les multiples objectifs économiques, sociaux et biologiques¹⁵.

L'ESG est un cadre général employé pour concevoir et tester des procédures de gestion qui, dans la plupart des cas, spécifient des règles de décision concernant la fixation et l'ajustement des TAC et des niveaux d'effort nécessaires pour atteindre une série d'objectifs de gestion des pêches¹⁶. L'une des caractéristiques importantes du cadre est que des simulations sont exécutées pour tester la robustesse de différentes procédures de gestion à l'incertitude. Les procédures de gestion sont généralement sélectionnées de manière à ce qu'il existe une probabilité raisonnable qu'un objectif de gestion prédéterminé et chiffré puisse être atteint. L'ESG diffère des règles ordinaires de limitation des captures au sens où les procédures de gestion doivent spécifier les données et les méthodes d'évaluation utilisées pour relier les décisions et les résultats, par exemple la méthode de calcul du TAC censé permettre d'atteindre le niveau recherché de mortalité par pêche.

Un cadre d'ESG comprend en général un certain nombre d'éléments reliés entre eux : dynamique des populations, collecte de données, analyse de données, évaluation des stocks, règle de limitation des captures spécifiant une action de gestion, processus de décision de capture et plan de mise en œuvre de l'action de gestion. Un modèle d'exploitation est ensuite utilisé pour générer la dynamique de l'écosystème, variations naturelles comprises. Les données fournies par ce modèle sont recueillies pour simuler la collecte de données sur la pêche et leur variabilité. Elles sont entrées dans le modèle d'évaluation. Le résultat du modèle d'évaluation et la règle de limitation des captures déterminent l'action de gestion. L'effort et les captures de la flotte sont ensuite modélisés en tenant compte des possibles erreurs de mise en œuvre, et les captures qui en résultent sont de nouveau entrées dans le modèle d'exploitation. Cette opération est ensuite répétée de manière à modéliser le cycle de gestion dans son intégralité.

Disposer de ces éléments interdépendants permet de tester l'effet des modifications des différentes parties, moyennant par exemple un changement dans le modèle d'exploitation, de tester différentes hypothèses sur la variabilité stochastique, etc. Cela permet aussi de tester d'autres scénarios de gestion, en exécutant de nombreuses simulations stochastiques sur plusieurs années pour voir ce que donnent diverses procédures en fonction de différentes hypothèses. Plusieurs procédures de gestion peuvent ensuite être comparées eu égard à l'efficacité avec laquelle elles permettent d'atteindre les objectifs prédéterminés, compte tenu des contraintes. Ainsi, on peut rechercher une règle qui conduit à une faible probabilité d'effondrement du stock (par exemple un pourcentage donné des simulations exécutées), qui présente une faible variance moyenne des TAC et qui se traduit par une capture moyenne relativement conséquente. Le choix des procédures de gestion suppose en général de trouver un compromis entre différents objectifs, car ceux-ci se contredisent souvent mutuellement.

L'ESG et le recours à des procédures de gestion prédéterminées pour arrêter les actions de gestion peuvent se révéler plus avantageux que l'approche commune consistant à se référer à des évaluations régulières ou périodiques des stocks pour étayer ensuite les décisions sur les TAC. L'approche de l'ESG met clairement en évidence les procédures de gestion qui résistent aux variations, incertitudes et erreurs, à la fois dans la partie biologique du modèle et dans sa mise en œuvre. Si elle est appliquée correctement, elle aboutit à une définition précise des objectifs de gestion, qui peuvent être soupesés les uns par rapport aux autres. Comme l'ESG rend compte, en général, de divers indicateurs, les parties prenantes ont l'occasion de se pencher sur les différents arbitrages.

Le cadre d'ESG présente aussi des inconvénients. Il prend beaucoup de temps et peut réduire la latitude des gestionnaires une fois appliqué (Butterworth, 2007). De plus, sa

valeur est subordonnée à celle des modèles et hypothèses sur lesquels il s'appuie. Surtout, peut-être, il ne prend généralement pas en considération les aspects socioéconomiques. Pour devenir un outil utile aux gestionnaires des pêches, il faut qu'il intègre des modèles bioéconomiques.

Autres considérations concernant l'incertitude

Compte tenu des différents types et sources d'incertitudes, il est tentant de rechercher des approches générales pour traiter celles-ci dans le cadre de la conception des plans de redressement. Proposée par Charles (1998), l'une des pistes envisageables consiste à insister sur la *robustesse*, l'*adaptabilité* et la *précaution* dans la conception des plans de gestion des pêches. L'objectif général devrait être de faire en sorte que le plan donne des résultats acceptables malgré notre connaissance imparfaite du système halieutique lui-même.

Les plans doivent être *robustes*, au sens où, bien que nos connaissances soient imparfaites, ils permettront de réussir au moins dans une certaine mesure. Cela signifie que les gestionnaires des pêches doivent accorder la préférence ceux qui donnent des résultats satisfaisants dans la fourchette d'incertitude prévue.

Ils doivent aussi être *adaptables*, au sens où les informations et connaissances nouvelles doivent pouvoir être prises en compte et exploitées. Intégrer les éléments fournis par différents acteurs permet de mieux adapter la gestion aux différents changements se produisant pendant les campagnes de pêche.

Disposer d'un plan de reconstitution robuste et adaptable de gestion des pêches n'épargne pas aux gestionnaires des pêches les problèmes dus à l'incertitude. C'est pourquoi il est utile d'appliquer une *approche de précaution* à l'appréciation des risques, par exemple dans l'arbitrage entre épuisement du stock et pertes économiques éventuelles (encadré 2.5). Avec l'approche de précaution, une incertitude forte doit se traduire par l'adoption de mesures plus prudentes, par exemple par un abaissement des objectifs de capture.

Encadré 2.6. L'approche de précaution

En gestion des pêches, l'approche de précaution postule que l'incertitude doit être prise en compte expressément en fixant des points de référence précis qui déclenchent des actions définies. Elle suppose aussi que l'absence d'informations scientifiques ne conduise pas à l'immobilisme en matière de préservation de la ressource. Elle exige que, compte tenu des incertitudes, des mesures de protection soient prises, et assouplies à la seule condition que des données scientifiques attestent de façon convaincante que ces mesures ne sont pas nécessaires. On peut dire que l'incertitude favorise l'écosystème par rapport à la pêche. Vue sous cet angle, l'approche de précaution accorde la priorité à la prévention des crises et non aux mesures à prendre une fois que celles-ci se déclarent (Garcia, 1994).

L'approche de précaution en matière de gestion des pêches est prévue dans de nombreux textes internationaux tels que le Code de conduite de la FAO pour une pêche responsable (FAO, 1995) et l'Accord des Nations Unies sur les stocks chevauchants et migrateurs (Nations Unies, 1995).

Instruments de la reconstitution

Cette section fait le point sur les instruments dont disposent les gestionnaires des pêches et sur la manière de les utiliser. Une fois définis les objectifs du plan et une trajectoire, il reste à savoir comment les atteindre ou quels outils et actions peuvent constituer les incitations les plus adaptées à la réalisation de ces objectifs. Il n'existe pas

de solution unique convenant à toutes les situations et une approche au cas par cas s'impose, en fonction des objectifs de gestion, de la connaissance des stocks, de la nature et du type de participants, de la capacité à assurer la police des pêches, et de l'implication des parties prenantes dans le processus de gestion.

Les gestionnaires des pêches utilisent plusieurs instruments pour essayer de sauvegarder les stocks, favoriser la survie et la reproduction des poissons, et éviter la surpêche. Ils disposent de différents outils en vue d'atteindre certains objectifs économiques comme la réduction des coûts et l'amélioration de la valeur des prises. L'OCDE a déjà publié des rapports détaillant les avantages et les inconvénients des principaux instruments de gestion (OCDE, 1997 ; OCDE, 2006). Les réflexions qui suivent s'inspirent largement de ces publications. Le tableau 2.2 présente une vue d'ensemble des divers instruments de gestion des pêches mis en œuvre dans les pays de l'OCDE.

Tableau 2.2. Typologie des instruments de gestion

Méthode	Variable de contrôle	
	Effort de pêche (limitation des moyens de production)	Captures (limitation des prélèvements)
Réglementaire (mesures techniques administratives)	<ul style="list-style-type: none"> • maillage • taille/nombre d'engins • fermetures spatio-temporelles 	<ul style="list-style-type: none"> • sélectivité par la taille et le sexe • TAC
Réglementaire (régulation administrative de l'accès)	<ul style="list-style-type: none"> • licences/permis limités¹ non transférables³ (LL) • quotas d'effort individuel non transférables (EI) • droits d'usage territoriaux (DUT) • autres types de limitation de l'effort 	<ul style="list-style-type: none"> • quotas individuels² non transférables³ (QI) • quotas de capture collectifs (QC) • autres types de limitation des captures (volume maximum débarqué ou plafonds de capture par navire, PCN)
Économique s'appuyant sur le marché (régulation économique de l'accès ou méthode à base de droits)	<ul style="list-style-type: none"> • licences¹ transférables³ (LLT) • quotas d'effort individuel transférables (EIT) 	<ul style="list-style-type: none"> • quotas individuels² transférables³ (QIT)
Économique indépendante du marché	<ul style="list-style-type: none"> • taxe sur les moyens de production⁴ • subventions • redevances 	<ul style="list-style-type: none"> • taxe de débarquement • subventions • redevances

1. Système limitant le nombre de bateaux autorisés à pêcher, leur puissance de pêche individuelle et leur temps de pêche.

2. Quota individuel = fraction d'un total admissible de capture (TAC) allouée à un navire ou à une entreprise de pêche.

3. Transférable = négociable sur un marché.

4. Composantes de l'effort de pêche (consommations intermédiaires, capital fixe, travail).

Sources : OCDE (2006).

Classification des instruments de gestion

Les instruments de gestion varient, mais leur but est en général le même, à savoir maintenir la productivité des stocks halieutiques. Habituellement, ils ne sont pas conçus pour reconstituer des stocks ou redresser des pêches, mais plutôt pour maîtriser la mortalité par pêche, soit directement, soit indirectement, ce qui est le plus souvent nécessaire dans les plans de reconstitution. Il convient de noter que dans la plupart des cas, les gestionnaires utilisent plusieurs instruments pour une même pêche (encadré 2.7).

Les instruments de gestion peuvent être classés de différentes manières. Selon le tableau 2.2, ce classement peut se faire en fonction de la méthode de contrôle utilisée ou de l'objet du contrôle lui-même (variable de contrôle). Les méthodes de contrôle peuvent être classées comme suit : méthodes réglementaires (mesures techniques) ; méthodes réglementaires (régulation de l'accès) ; méthodes économiques s'appuyant sur le marché ; et méthodes économiques indépendantes du marché. Pour leur part, les variables de contrôle sont soit les moyens de production, soit les prélèvements.

Afin de faciliter l'examen, nous classons les instruments de gestion en fonction de la variable de contrôle, c'est-à-dire soit les moyens de production, soit les prélèvements.

Le programme de reconstitution du stock de flétan noir géré par l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord Ouest (OPANO) s'appuie sur une panoplie de mesures. Dans ce cadre, le niveau du TAC d'une année ne peut pas augmenter ou diminuer de plus de 15 % par rapport à celui de l'année précédente. Les pays contractants prélèvent la part qui leur revient dans le cadre leur régime national, mais l'OPANO exige que tous les navires de longueur supérieure ou égale à 24 mètres soient soumis à des permis spéciaux et inscrits sur une liste qui lui est communiquée. En outre, les navires autorisés ne peuvent débarquer leurs prises de flétan noir que dans les ports désignés par l'OPANO et ils peuvent faire l'objet d'inspections au port.

Encadré 2.7. Limitations techniques conjuguées à d'autres mesures

Généralement, dans les plans de reconstitution, les mesures techniques (concernant les moyens de production et/ou la production) ne sont pas utilisées seules mais en conjugaison avec d'autres dispositions. Les études de cas donnent des exemples (www.oecd.org/fr/tad/pecheries/).

Le programme coréen de reconstitution des stocks de toroumoque japonais associe les mesures suivantes : attribution de permis, zones de reproduction protégées, nurseries protégées, limitation de la taille des prises et réglementation du maillage des filets. La taille des engins et le nombre de filets par navire sont limités également. Le dispositif prévoit un TAC et l'accent est mis sur la mobilisation des parties prenantes et l'autorégulation.

Limitation des moyens de production

La limitation des moyens de production restreint l'emploi de certains des moyens utilisés par les pêcheurs dans le cadre de leur activité. Les restrictions sont généralement inscrites directement dans le droit (lois et règlements). Les plus courantes sont les suivantes : permis limités ; restrictions applicables aux engins de pêche (types de filets et taille de leurs mailles, par exemple) ; restrictions techniques concernant la taille des navires et la puissance des moteurs ; fermetures spatiotemporelles.

Depuis des dizaines d'années, ces mesures sont largement utilisées bien que la théorie et l'expérience aient démontré qu'elles sont insuffisantes, surtout quand elles sont mises en œuvre individuellement, à part dans de très rares cas particuliers. En théorie, si elles ne permettent pas de maîtriser la mortalité par pêche, c'est parce que l'effort de pêche résulte de l'imbrication de plusieurs facteurs (navires, moteurs, engins et équipages) et que la limitation de l'un d'entre eux est généralement compensée par le renforcement des autres, car ils sont dans une certaine mesure interchangeables. Par ailleurs, il est souvent difficile et coûteux de suivre l'application des mesures techniques de restriction des moyens de production.

L'expérience montre elle aussi que la limitation des moyens de production est rarement efficace, comme en témoigne le rapport de l'OCDE intitulé *Vers des pêcheries*

durables, qui récapitule des études de cas réalisées dans le monde entier. Certains exemples attestent néanmoins que la limitation des moyens de production peut contribuer dans une certaine mesure à préserver les stocks, notamment celui de la pêche au flétan du Pacifique au Canada, dont les conséquences ont néanmoins été lourdes avec par exemple l'amointrissement de la rente des ressources en raison d'une vaine course au poisson et la déstabilisation de l'approvisionnement des marchés, qui a elle-même entraîné une baisse des prix et des pertes sous diverses formes (Munro, 2010).

L'inefficacité manifeste de la limitation des moyens de production souligne la nécessité de bien faire la distinction entre l'effort de pêche et la mortalité par pêche. Lorsque le redressement d'une pêche passe par la diminution de la mortalité par pêche, il ne suffit pas toujours d'imposer des limites à un ou plusieurs des moyens de production contribuant à l'effort.

Régulation de l'accès

Au lieu de contrôler directement les moyens de production, les gestionnaires peuvent aussi recourir à des instruments qui limitent l'accès à une pêche et chercher ainsi à limiter l'effort de pêche et la mortalité par pêche réels. Les instruments de ce type ne sont pas nombreux et les plus courants sont les permis/licences non transférables, les quotas d'effort individuel non transférables et les droits d'usage territoriaux.

Dans la majorité des pays développés, les pêcheurs doivent être titulaires d'un permis. Il est possible de maîtriser l'effort de pêche, dans une certaine mesure, en limitant le nombre de ces permis dans des circonstances particulières, mais l'expérience montre toutefois que c'est en général extrêmement difficile, principalement pour les raisons suivantes : 1) il est difficile d'interdire à des aspirants pêcheurs d'acquiescer un permis ; 2) limiter le nombre de permis de pêche ne permet pas, en soi, de maîtriser directement l'effort de pêche.

Les permis et quotas d'effort non transférables posent les mêmes problèmes que la limitation technique des moyens de production. L'effort réel (soit l'effort qui détermine la mortalité par pêche) étant difficile à mesurer, l'efficacité de ce type d'instrument est problématique. La non-transférabilité de ces instruments ajoute à leur inefficacité. En effet, s'ils restreignent le nombre effectif de bateaux ou de pêcheurs dans une pêche, leur non-transférabilité rend plus difficile la sortie d'un pêcheur ou d'un navire de cette même pêche. Dans une perspective purement bioéconomique, il peut être jugé utile de réduire le nombre de pêcheurs ou de navires dans une pêche, mais ces limitations de l'activité ont souvent d'autres buts, par exemple freiner la concentration dans le secteur ou appuyer une politique régionale.

Un quota d'effort individuel non transférable confère à son détenteur une quantité spécifique d'unités d'effort (moyens de production). Ces unités d'effort sont en général exprimées au moyen d'unités de mesure de la capacité de pêche et/ou de la durée de la pêche, comme par exemple le nombre de jours de pêche autorisé, le nombre de pièges, de filets ou d'hameçons sur les lignes, ou le nombre d'heures de pêche par jour. Comme c'est le cas avec d'autres instruments du même type, les pêcheurs remplacent souvent les moyens de production qui sont limités par d'autres qui, eux, ne le sont pas. C'est pourquoi les quotas d'effort individuel non transférables sont difficiles à utiliser pour limiter la mortalité par pêche. Du fait de leur non-transférabilité, le système est rigide et les pêcheurs et les navires ont plus de mal à abandonner la pêche que lorsque les quotas sont transférables.

Les droits d'usage territoriaux signifient qu'une zone de l'océan est allouée à un utilisateur ou groupe d'utilisateurs désigné, exploitant cette zone grâce aux droits qui lui sont attribués. En général, ils donnent lieu à de nombreux transferts officiels ou non au sein du groupe. Ils sont appliqués avec quelque succès dans diverses zones de pêche et sont assez courants dans nombre de pêches qui visent des espèces relativement sédentaires, et quand les zones de pêches sont faciles à délimiter géographiquement. Ils sont appliqués partout dans le monde, encore que les exemples les plus connus concernent la pêche côtière au Japon, notamment la pêche au toroumoque japonais dans la préfecture d'Akita. En général, la gestion reposant sur les droits d'usage territoriaux exige la participation active des parties prenantes. L'efficacité est meilleure quand il est relativement aisé d'empêcher les autres pêcheurs potentiels d'exploiter les fonds de pêche et la ressource concernés.

Instruments économiques de limitation des moyens de production s'appuyant sur le marché

Il est possible de remédier en partie à l'inefficacité des permis/licences limités non transférables et des quotas d'effort individuel non transférables en les rendant transférables. Les mécanismes du marché, en l'occurrence l'achat, la vente et la location de ces instruments, sont en effet à même de renforcer leur efficacité. Si le nombre des permis de pêche est limité et s'ils sont transférables, ils créent des droits exclusifs pour leurs titulaires. Cependant, la limitation marchande des moyens de production ne doit pas être considérée comme une panacée en matière de gestion des pêches, car elle n'élimine pas l'inefficacité due au fait que des facteurs de production peuvent être substitués à d'autres. Qui plus est, il est difficile et coûteux d'en assurer le suivi.

Instruments économiques indépendants du marché

Depuis des dizaines d'années, les gestionnaires des pêches font appel à plusieurs types d'instruments économiques qui ne s'appuient pas sur le marché. Ces instruments servent à maîtriser certains éléments de l'activité, comme l'effort de pêche, les types d'engins utilisés, la rentabilité et les coûts.

Les mesures concernées, par exemple les subventions, les taxes sur les facteurs de production et les taxes de débarquement, sont aussi employées pour récupérer la rente de la pêche. Les taxes de débarquement sont une manière courante de collecter des fonds pour financer les infrastructures nécessaires, comme les installations portuaires, et, à ce titre, elles s'apparentent davantage à une redevance d'utilisation qu'à un impôt.

Parmi les exemples d'instruments de ce type figurent les taxes sur les facteurs de production comme le carburant, les taxes sur le revenu et les taxes de débarquement.

Du point de vue de la gestion des stocks, on considère généralement ces instruments économiques indépendants du marché comme un moyen d'assurer aux pêcheurs un certain niveau de rentabilité (cas des subventions par exemple). Même s'ils facilitent temporairement la vie des pêcheurs, ils ont un impact négatif sur la ressource et donc sur la durabilité et les avantages futurs.

Si les taxes sont à même de réduire l'effort de pêche et d'aider à capter une partie de la rente produite par l'activité, il est rare qu'elles permettent à elles seules de gérer des pêches convenablement. Cela s'explique très probablement par deux raisons. Tout d'abord, ces taxes sont techniquement difficiles à mettre à en place et beaucoup d'informations sont nécessaires pour en fixer le taux à un niveau adapté. En théorie, il

faudrait que le gestionnaire connaisse la courbe des coûts de chaque pêcheur pour le faire de manière optimale. Ensuite, et c'est sans doute plus important, il est politiquement difficile d'imposer des prélèvements aux pêcheurs si le secteur est en crise, ce qui peut expliquer pourquoi les subventions sont plus courantes.

Les plans de sortie de flotte et de rachat de navires et les programmes de formation et d'enseignement font aussi partie des instruments économiques non marchands appliqués à la maîtrise des facteurs de production. Les premiers ont fait l'objet d'une étude publiée récemment par l'OCDE, où sont formulées des lignes directrices sur leur mise en œuvre (OCDE, 2009a). L'une des conclusions les plus importantes dégagées de cette étude est que pour qu'un plan de sortie de flotte fonctionne, il est nécessaire de dissuader les pêcheurs d'investir de nouveau une fois leur sortie négociée.

Comme il a déjà été indiqué, le capital humain fait partie des facteurs de production dans la pêche. Différents pays ont investi dans des programmes de formation et d'enseignement destinés en général, mais pas toujours, à renforcer l'efficacité de la main-d'œuvre du secteur, et par voie de conséquence à améliorer son bien-être. Dans une optique de redressement, ces programmes peuvent aussi être utilisés pour diversifier les compétences, permettant ainsi aux pêcheurs de quitter la pêche plus facilement et de mener d'autres activités durant l'exécution du plan.

Limitation des prélèvements

Instruments réglementaires à caractère technique

Les limitations techniques de la production portent sur les captures elles-mêmes. La plus courante est le total admissible de capture (TAC), qui est souvent mesuré au niveau des débarquements. Le TAC fixe un maximum de capture autorisée pour des espèces, zones et périodes de l'année données. Il s'agit d'un des instruments de gestion les plus utilisés et il peut être associé à la plupart des autres dispositifs de gestion.

Bien que nécessaires dans la plupart des systèmes de gestion, les TAC ne permettent pas de dégager des bénéfices d'une pêche s'ils sont utilisés seuls. La théorie et l'expérience montrent clairement que fonder la gestion sur les seuls TAC se traduit par l'apparition d'une surcapacité, une réduction des saisons de pêche et des fluctuations dans les quantités débarquées (OCDE, 1997). En outre, cet instrument ne permet pas en soi de prévenir la surexploitation, par exemple si le niveau du TAC est trop élevé ou s'il n'est pas respecté.

Il n'en est pas moins vrai que la détermination d'un TAC est une condition préalable à la réussite d'un plan de reconstitution. Cependant, l'établir au niveau approprié n'est pas toujours simple, en particulier si l'incertitude est grande et si les opinions divergent sur la manière de mesurer le stock et sa capacité de résistance à la pression de pêche. La transparence dans l'estimation du TAC et le partage avec les parties prenantes des informations sur le processus et les hypothèses adoptées sont des éléments importants dans un plan de redressement. En effet, un consensus ou une communauté de vues sur la situation biologique et les objectifs choisis peut aider à obtenir l'adhésion des acteurs concernés. Si les pêcheurs et d'autres parties prenantes ne sont pas d'accord sur l'état initial des stocks ou ont des doutes à ce sujet, ils risquent d'être moins enclins à adhérer au plan de redressement et à le soutenir. Le consensus sur la nécessité d'un redressement est l'un des moteurs des plans lancés à l'initiative des professionnels, comme le montrent sans ambiguïté les études de cas du Japon, de la Corée et de l'Islande.

Outre le TAC, les gestionnaires des pêches réglementent souvent la composition des captures par sexe ou par taille, généralement au moyen de spécifications concernant les types d'engins autorisés et/ou de mesures qui limitent l'activité à certaines zones ou à certaines périodes, par exemple pour protéger les juvéniles et renforcer la capacité de reproduction du stock.

Instruments réglementaires à caractère administratif

Les instruments à caractère administratif concernant la production limitent le volume des prélèvements auxquels peuvent procéder les individus, les navires, les entreprises ou autres groupes. Ces mesures définissent généralement les droits dont disposent les pêcheurs concernés, même si ces droits peuvent être de natures et de formes très différentes.

Les instruments reposant sur la définition de droits d'accès aux stocks halieutiques visent en général à décourager les pêcheurs de pratiquer la course au poisson et de surcapitaliser, de manière à améliorer l'efficacité de l'allocation et de l'utilisation des ressources halieutiques. Des dispositifs de ce type existent déjà ou sont en cours de mise en place dans un nombre croissant de pêches (voir entre autres OCDE, 1997 ; OCDE, 2006 ; UE, 2009). Parmi les exemples figurent des quotas collectifs (QC), des quotas individuels non transférables (QI) et des quotas individuels transférables (QIT).

Il est généralement admis que la surpêche vient du fait que, les ressources halieutiques étant communes, les pêcheurs se portent mutuellement préjudice (externalités négatives réciproques). Autrement dit, en l'absence de droits exclusifs, ils ne sont pas incités à situer l'effort de pêche à un niveau optimal pour la collectivité. Les problèmes découlant des externalités négatives ne sont pas résolus par le jeu du marché du fait que dans beaucoup de pêches, il n'existe pas de droits de propriété ou d'accès. Plusieurs systèmes de gestion ont donc pour but l'attribution de droits exclusifs aux pêcheurs, de façon à internaliser les externalités négatives.

Dans certains cas, l'initiative de ces systèmes de gestion fondés sur les droits ne vient pas des pouvoirs publics mais des pêcheurs eux-mêmes (Ostrom, 1990). Dans d'autres, ce sont des organismes publics qui décident de les créer et qui attribuent les droits aux pêcheurs.

La partie suivante fait brièvement le point sur les instruments de gestion fondés sur les droits et leur relation avec les mesures de redressement des pêches.

Quotas de capture collectifs

Il est possible d'allouer des quotas de capture à un ensemble défini de pêcheurs, qui se charge ensuite de les répartir entre ses membres. La différence entre les quotas collectifs (QC) et les droits d'usage territoriaux est que les premiers ne s'appliquent pas à une zone géographique précise. On fait souvent appel aux quotas collectifs pour officialiser des droits d'accès traditionnels, notamment dans la pêche artisanale. La cohésion sociale et l'acceptation des plans de gestion des pêches sont nécessaires pour qu'ils se prêtent à une exploitation durable et portent leurs fruits.

La pêche au crabe des neiges dans la préfecture de Kyoto, au Japon, constitue un exemple intéressant. Elle fait l'objet d'un plan de redressement depuis 1983. Pendant sa fermeture saisonnière, le crabe des neiges est une capture accessoire de la pêche au balai japonais. Le plan de redressement ne prévoit pas d'objectifs précis, mais repose sur des mesures techniques et la limitation des moyens de production (création de zones

protégées et périodes de fermeture, par exemple). Les prises de cette espèce très importante pour le commerce de la région étaient en baisse depuis le pic observé en 1960. Le stock s'est dorénavant amélioré et, en septembre 2008, la pêche au crabe des neiges est devenue la première du Japon à bénéficier de l'écolabel MSC (Marine Stewardship Council). Seuls quinze navires sont autorisés à la pratiquer. Outre la réglementation officielle concernant notamment le TAC et les limitations du nombre et de la taille des navires, certaines règles volontaires portent sur la durée de la période de pêche, les zones fermées à la pêche, les restrictions concernant le type et la taille des engins. On estime que le plan de reconstitution repose essentiellement sur les règles volontaires de cette nature. Les efforts de réhabilitation de l'habitat constituent un autre aspect intéressant. L'étude de cas souligne que les membres de la Fédération de pêche à la senne danoise de Kyoto se considèrent propriétaires de la ressource et qu'ils possèdent de fait des droits d'accès quasi exclusifs sur les stocks de crabe des neiges de Kyoto. L'accent est mis sur la réduction des coûts de transaction et il est par ailleurs intéressant d'observer que l'accès est restreint indirectement par le biais de l'appartenance aux groupes et familles qui pratiquent traditionnellement cette pêche. Le dispositif a entraîné une hausse de la valeur des débarquements par navire, ce qui renforce encore le plan de reconstitution.

Dans le même domaine, les programmes coréens représentent une autre variante intéressante : ils reposent également sur une implication active des parties prenantes et l'autogestion, et portent sur des pêches spécifiques avec l'attribution de droits exclusifs à des groupes de pêcheurs bien définis (Lee *et al.*, 2006 ; Uchida *et al.*, 2010). Ce type de gestion volontaire ne se cantonne pas uniquement aux systèmes de gestion communautaires, comme le montre clairement l'expérience de la pêche au hoki en Nouvelle-Zélande. En l'occurrence, ce sont les acteurs du secteur qui ont demandé non seulement l'établissement d'un TAC à un niveau approprié mais la mise en place d'autres mesures de régulation.

L'exemple de la pêche aux ormeaux, au Mexique, montre qu'une large coopération entre les différentes parties concernées peut déboucher sur des mesures de reconstitution. Ces démarches partant de la base demandent une intense coordination entre les parties prenantes à différents niveaux de gouvernance. En cas de succès, elles peuvent servir de cadre à d'autres pêches.

La pêche à la coquille Saint-Jacques dans la baie de Saint-Brieuc montre quant à elle comment une étroite coopération entre les chercheurs et les pêcheurs peut concourir à la réussite d'un plan de redressement dans le cadre d'une cogestion. La reconstitution de ce stock de coquilles Saint-Jacques a porté ses fruits sur les plans tant économique qu'écologique.

La coopération au sein du groupe peut porter entre autres sur l'entretien de la zone de pêche, la surveillance des activités illégales, l'élimination des espèces préjudiciables et l'échange d'informations. Elle peut encore avoir pour objet la recherche en commun de lieux de pêche, le repeuplement de l'espèce ciblée et l'attribution de zones de pêche ou l'organisation de l'accès par roulement, ainsi que la définition et la mise en œuvre de différentes restrictions opérationnelles concernant certains facteurs tels que l'âge ou la taille des prises, la taille du maillage, la quantité d'engins, la production totale, la durée des opérations de pêche, la délimitation de zones protégées et les fermetures saisonnières. Certains groupes adoptent aussi des mesures de contrôle de la qualité et coordonnent les activités de commercialisation. Les autorités encouragent la formation de groupes de ce type en procédant à des transferts monétaires collectifs qui doivent servir aux activités menées en commun.

Quotas individuels (QI)

Les quotas individuels limitent les prises par unité de pêche de telle sorte que la somme de tous les quotas est égale au TAC. La théorie et l'expérience montrent qu'ils permettent d'assurer une préservation satisfaisante des ressources en éliminant la course au poisson, en améliorant la sécurité, et en réduisant la pêche fantôme et les conflits entre engins. Cela se traduit par plus de stabilité économique et une meilleure qualité des captures débarquées.

Instruments économiques de limitation de la production s'appuyant sur le marché

Quotas individuels transférables (QIT)

Contrairement aux simples quotas individuels (QI), les quotas individuels transférables (QIT) peuvent faire l'objet de transactions commerciales sur le marché. Cette propriété réduit encore davantage les coûts d'exploitation, accroît la rente de ressource, améliore le climat de l'investissement, diminue la capacité de la flotte et augmente la rentabilité. La transférabilité des quotas peut cependant être limitée pour des raisons sociales. Le plan de reconstitution des stocks norvégiens de morue montre par exemple que la limitation de la transférabilité peut réduire les éventuels effets négatifs du commerce des quotas sur des régions vulnérables, et aider à obtenir l'adhésion des parties concernées.

La comparaison des expériences de l'Islande et de la Nouvelle-Zélande en matière de reconstitution offre des indications précieuses. Les deux pays ont utilisé des systèmes de QIT mais les ont appliqués de manières différentes. Selon la loi sur la pêche de la Nouvelle-Zélande, tous les stocks dont la biomasse se situe en deçà du niveau de la production maximale équilibrée (MSY) doivent être reconstitués. La loi ne fixe aucun délai spécifique mais stipule que le TAC doit être modifié en conséquence. Il n'existe pas de clause analogue en Islande, mais une disposition générale applicable à toutes les ressources halieutiques.

L'expérience du Programme d'intégration de la pêche commerciale du poisson de fond, au Canada, montre aussi comment les QIT peuvent être utilisés avec succès dans un programme de reconstitution. L'un des éléments importants de ce plan intégré a été la fixation de QIT pour sept pêches commerciales qui ciblent plus de 60 stocks tout au long de la côte pacifique du Canada, chacune utilisant des engins différents. Ce sont les autorités fédérales qui ont défini les grands critères et objectifs de la gestion, mais les pêcheurs professionnels se sont vu conférer la faculté de concevoir ensemble le système devant permettre de les respecter. Conjuguée à un strict système de suivi, l'application des QIT à toutes les espèces représentées, y compris aux espèces non ciblées, a nécessairement amené les pêcheurs à réduire leurs prises dans les stocks en cours de reconstitution. Cependant, grâce à la souplesse apportée par la négociabilité des quotas, le programme a aussi permis aux pêcheurs d'améliorer leurs performances économiques et donc de maintenir la viabilité économique de l'activité à un niveau élevé.

Au Danemark, dans la pêche à la morue en mer du Nord, les droits de propriété négociables appliqués aux quotas de capture, au tonnage brut, à la puissance des moteurs et aux jours en mer ont permis une réduction considérable du nombre de bateaux de pêche. Bien que les captures aient diminué dans d'énormes proportions pendant la reconstitution, la valeur des débarquements par navire a baissé pour certains types de bateaux ; elle est toutefois restée relativement stable pour d'autres. Il est intéressant de noter que, selon les projections économiques, l'augmentation de la rente de ressources

provient pour l'essentiel de la réduction de la taille de la flotte et non de l'augmentation des captures. Cela peut s'expliquer en partie par le fait que l'augmentation des captures de morue peut entraîner la surexploitation d'autres espèces ; il est donc important de ne pas adopter une approche monospécifique dans les pêches multispécifiques.

On a constaté que les systèmes de quotas permettaient d'aligner efficacement les incitations des pêcheurs sur les objectifs de la reconstitution. Dans la pêche pélagique en Islande, les pêcheurs eux-mêmes ont réclamé l'intervention des pouvoirs publics pour éviter l'effondrement des stocks. Dans le cas de la pêche au hoki en Nouvelle-Zélande, des restrictions autres que la simple réduction du TAC ont été mises en place à l'initiative du secteur lui-même. S'agissant de la morue en mer du Nord, les pêcheurs danois se sont opposés à la reconstitution des stocks en partie parce que les bénéfices qu'ils pouvaient en attendre à longue échéance ne compensaient pas les pertes qu'ils auraient eu à subir à court terme, non seulement dans la pêche à la morue mais aussi dans celle d'autres espèces qui ne peuvent pas être pleinement exploitées ou qui ne peuvent l'être qu'à des coûts plus élevés.

Le recours à des quotas transférables présente donc plusieurs avantages, mais il a souvent un coût en termes d'emploi. Par ailleurs, il est fréquent que la propriété des quotas soit concentrée. C'est pourquoi la plupart des pays qui ont instauré des systèmes de quotas ont en même temps fixé des limites au nombre de titres pouvant être détenus et des règles concernant leur transférabilité dans le temps ou entre groupes définis de détenteurs. En outre, dans de nombreux cas, l'allocation initiale de ces quotas s'est révélée problématique.

Par ailleurs, l'expérience montre que les systèmes de QI et de QIT doivent être assortis, pour porter leurs fruits, de systèmes de surveillance et de suivi qui ont eux-mêmes un coût relativement élevé.

Instruments économiques non marchands de limitation des prélèvements : incitations financières

Différentes incitations financières, dont des taxes et des redevances, peuvent être employées pour encourager les pêcheurs à limiter la mortalité par pêche en réduisant leur effort, et pour retirer une rente de la pêche.

Les taxes et redevances peuvent servir à limiter l'effort de pêche et à retirer une rente de l'activité halieutique. La pêche au poulpe, en Mauritanie, fait l'objet de mesures économiques non marchandes qui constituent un cas intéressant. Dans cette activité, les facteurs de production comme les prélèvements sont réglementés, moyennant en particulier les permis de pêche accordés tant aux bateaux nationaux qu'aux navires étrangers. Deux catégories d'acteurs sont en présence : les pêcheurs industriels et les pêcheurs artisanaux ; il faut veiller à prévenir les tensions entre eux, tout particulièrement les conflits territoriaux. Les pêcheurs artisanaux bénéficient d'un libre accès *de facto*. Les accords sur la pêche conclus avec d'autres pays (et notamment l'Union européenne) représentent une source de revenus importante pour l'État, à travers la vente de permis de pêche. Les autorités ont toutefois décidé de lancer un nouveau plan de gestion, car celui qui est en vigueur actuellement soulève apparemment plusieurs problèmes, notamment des problèmes de redistribution.

Autres mesures indirectes de gestion

Les mesures de gestion étudiées jusqu'ici sont centrées sur les stocks halieutiques et sur les flottes. Cependant, il en existe d'autres qui s'inscrivent dans une perspective plus large et qui vont résolument dans le sens de la gestion écosystémique des pêches¹⁷. Deux d'entre elles sont présentées succinctement ci-après : amélioration de l'habitat et amélioration de stocks halieutiques.

Amélioration de l'habitat

Plusieurs techniques de gestion de l'espace sont mises en œuvre dans le cadre des stratégies de reconstitution des stocks, depuis la création de zones marines protégées à celle des zones « sans capture », en passant par la fermeture de la pêche dans un périmètre donné ou pendant des périodes déterminées. Ces outils peuvent servir à protéger des habitats essentiels pour les poissons ou des zones sensibles telles que les zones de reproduction ou les nourriceries. Toutefois, l'effort de pêche peut être transféré ailleurs ou à d'autres pêches, et, sauf dans le cas des espèces sédentaires, la gestion de l'espace risque de ne porter que sur une partie des stocks. Néanmoins, les réserves marines et les zones marines protégées peuvent être un outil de gestion des pêches complémentaire des instruments habituels de réglementation des moyens de production et de la production.

Par exemple, la Norvège a adopté des mesures territoriales à des fins de gestion des pêches, de manière à sauvegarder les zones de reproduction et des habitats vulnérables, et à reconstituer des stocks amenuisés de morue côtière, de sébaste et d'équille, entre autres. Les études de cas japonaises et coréennes montrent que l'amélioration de l'habitat peut être menée parallèlement à une action de reconstitution des stocks halieutiques et être intégrée à un plan de redressement.

Renforcement de la ressource halieutique

La reconstitution des stocks par des techniques fondées sur l'aquaculture donne des résultats mitigés. Le repeuplement n'est peut-être pas adapté à tous les espèces, mais il pourrait contribuer à reconstituer certains stocks côtiers ou sédentaires.

D'après Bell *et al.* (2008), on définit trois types de renforcement de la ressource :

- *Repeuplement* : désigne le lâcher de juvéniles d'élevage dans le milieu naturel, destiné à ramener une biomasse féconde fortement diminuée à un niveau offrant des rendements importants et réguliers. Le terme peut aussi renvoyer à la réintroduction d'une espèce dans une zone où elle est éteinte afin de recréer un stock ou pour des raisons de préservation (élevage larvaire à des fins de préservation).
- *Renforcement du stock* : désigne le lâcher de juvéniles d'élevage dans le milieu naturel, destiné à augmenter la quantité naturelle de juvéniles et à optimiser les captures en dépassant les contraintes de recrutement.
- *Pacage marin* : désigne le lâcher de juvéniles d'élevage dans le milieu marin ou un estuaire, en vue de les capturer une fois qu'ils ont grandi. Il convient de noter que les animaux ne sont pas lâchés spécifiquement pour accroître la biomasse féconde, même si cela peut arriver quand la taille des captures dépasse la taille de première maturité ou quand les individus lâchés ne sont pas tous pris.

Pour appliquer ces techniques, une attention particulière doit être accordée aux effets sur l'écosystème et les stocks naturels, aux avantages économiques de l'approche et à la manière de l'intégrer aux dispositifs existants de gestion des pêches.

A Hokkaido, au Japon, le plan de reconstitution de la population de saumon keta comprend un volet de renforcement du stock. Il s'appuie principalement sur la limitation des captures au filet fixe près des côtes, mais l'élevage larvaire tient un rôle important. Les élevages, auparavant privés pour la plupart, ont été nationalisés, puis de nouveau privatisés en partie ces dernières années. Les acteurs privés jouent en l'occurrence un rôle notable. Aucune analyse économique importante n'a été réalisée au préalable, mais il ressort d'un rapport que la réglementation relative aux filets fixes côtiers a été conçue par les pêcheurs eux-mêmes, de manière à limiter au minimum les coûts de transaction et à réduire les coûts d'application à la charge des pouvoirs publics (Kobayashi, 2009). Cet exemple illustre l'application de la gestion coopérative au Japon. Il a donné moins de résultats que d'autres systèmes de gestion en place au Japon, notamment à cause de la plus grande diversité des parties prenantes et de difficultés rencontrées dans l'élevage larvaire, par exemple.

Les études de cas coréenne et japonaise montrent que le renforcement du stock peut être appliqué dans le cadre d'un éventail plus large de mesures de redressement d'une pêche.

Autres observations concernant les instruments utilisés dans la reconstitution de stocks

Il n'est pas possible d'apporter une réponse unique à la question de savoir quel instrument convient le mieux au redressement des pêches. Le choix dépend de nombreux facteurs, mais des enseignements peuvent néanmoins être tirés de la théorie et l'expérience.

Premièrement, établir un TAC pour chacune des espèces d'une zone de pêche n'est pas suffisant, car les forces qui sont à l'origine de la surpêche et de la dissipation de la rente continuent de jouer.

Deuxièmement, les systèmes de gestion fondés sur les droits se révèlent efficaces pour gérer les stocks et tout laisse penser qu'ils le sont aussi pour les reconstituer, si les bonnes incitations existent (Grafton *et al.*, 2005 ; Sutinen, 1999 ; Larkin *et al.*, 2007). Dans certaines conditions, ces systèmes sont susceptibles d'entraîner l'extinction de certaines espèces, ce qui est a priori contraire aux objectifs de la gestion écosystémique. Toutefois, ces conditions sont rarement réunies, même si les théoriciens ne s'entendent pas sur un degré de probabilité (Grafton *et al.*, 2007). Les systèmes de gestion qui s'appuient sur des droits afin de limiter la production (quotas) se révèlent efficaces pour maîtriser l'exploitation des ressources, tout en créant de la rente et des profits et en réduisant le nombre de participants (Sutinen, 1999). Sur le plan de la reconstitution, l'enseignement le plus important est que ces systèmes ont montré qu'ils protégeaient avec efficacité les stocks de poissons et l'habitat.

Troisièmement, l'expérience montre que les restrictions techniques imposées aux facteurs de production ne sont pas propices à la réduction de la mortalité par pêche. Elles ne devraient donc pas être considérées comme une option de premier choix pour la reconstitution des stocks.

Quatrièmement, d'après une étude de Sutinen (1999) sur l'efficacité de différents instruments de gestion dans les pays de l'OCDE, les fermetures par période ou par zone

ne sont pas très efficaces pour assurer la conservation des ressources. Elles peuvent toutefois être nécessaires dans les plans qui prévoient la reconstitution d'espèces et où la protection de sous-ensembles de la population ou de leur habitat, comme les reproducteurs et/ou les zones de reproduction, est jugée utile.

Il faut ajouter que les stocks halieutiques et les pays présentent de grandes différences et qu'il n'est pas toujours possible d'utiliser certains types d'instruments.

Lorsqu'il s'agit de choisir les instruments à utiliser, les gestionnaires des pêches ont à prendre en compte des éléments comme la disponibilité des données, les capacités de suivi et de surveillance, les coûts et avantages des différents instruments de gestion, les aspects culturels, les traditions et le droit national et international. Certaines types de mesures de gestion peuvent avoir un coût prohibitif et/ou être impossibles à faire respecter en l'absence d'un suivi et d'une surveillance, ou faute de données. Les spécificités culturelles et les traditions peuvent être à l'origine d'une opposition aux plans de reconstitution, même lorsqu'ils sont bien conçus, et le droit national ou international peut faire obstacle à l'application de certains types de mesures de gestion.

Indiscutablement, il n'y a pas qu'une réponse à la question de savoir quels instruments les gestionnaires des pêches doivent utiliser aux fins de redressement. Il est cependant utile de connaître les limites et les mérites des différents instruments et de les confronter à la réalité dans laquelle ils sont censés être appliqués.

Lorsqu'une pêche a besoin d'être redressée, il est peu probable que le système de gestion qui a abouti à cette situation soit le plus propice à son redressement. Si la situation est due à la surpêche et/ou à la dissipation de la rente, et non à des facteurs purement biologiques et environnementaux, il est indéniable que des changements s'imposent dans le système de gestion en place. La manière d'apporter ces changements et les divers blocages qui entravent le processus sont abordés dans le chapitre suivant.

Notes

1. L'atelier sur les aspects économiques de la reconstitution des stocks halieutiques a été organisé à l'initiative du Comité des pêcheries de l'OCDE et s'est tenu à Newport, Rhode Island (États-Unis) les 21 et 22 mai 2009. Voir *The Economics of Rebuilding Fisheries: Workshop Proceedings* (OCDE, 2010).
2. La production maximale équilibrée, ou rendement maximal durable, désigne la quantité maximale qui peut être prélevée à tout moment sur un stock dans les conditions environnementales existantes. Voir, par exemple, Parker (2003).
3. Sur ce point, voir Sutinen (2008).
4. Voir par exemple, le projet MEFÉPO sur la gestion écosystémique des pêches (www.liv.ac.uk/mefepo).
5. Sur l'approche écosystémique des pêches, voir FAO (2003).
6. En théorie, le rendement économique maximal devrait inclure tous les coûts et prix pertinents, en tenant compte des coûts et avantages environnementaux et sociaux. Cependant, l'évaluation de ces coûts et avantages nécessite une grande quantité d'informations, dont beaucoup sont rarement disponibles.
7. Pour un examen plus détaillé de ce point, voir OCDE (2010).
8. Le modèle biologique est un modèle à temps discret, non spatial, à population structurée par taille moyennant trois catégories de taille et un recrutement de type Beverton-Holt. Le

modèle de capture s'appuie sur une relation linéaire entre prises et stock sur la base d'un paramètre de capturabilité. Pour plus de détails, voir Costello *et al.* (2012).

9. Les pêches réelles qui ont inspiré ces pêches imaginaires et les sources de données qui ont servi à les caractériser sont énumérées dans Costello *et al.* (2012).
10. L'effondrement correspond à la situation où la biomasse du stock est réduite à 50 % de sa valeur à MSY ou à un niveau quasiment équivalent.
11. Pour plus de détails, voir Zhuang *et al.* (2007) et Azar (2009).
12. Ces pourcentages renvoient au nombre de stocks modélisés.
13. Pour davantage de précisions sur les types d'incertitudes, voir Brandt et Vestergaard (2011).
14. Ce phénomène est parfois appelé dépensation en biologie. Il peut être dû à plusieurs facteurs comme la baisse de la probabilité de trouver un partenaire sexuel ou un accroissement de la prédation par petit. Voir Liermann et Hilborn (2001).
15. Sur le cadre d'évaluation des stratégies de gestion et son utilisation dans différentes pêches, voir Holland (2010), dont s'inspirent en grande partie les présents commentaires.
16. Il existe très peu d'exemples d'ESG qui prennent explicitement en compte l'économie ou des objectifs économiques, alors qu'intégrer des modèles bioéconomiques dans le cadre pourrait orienter les gestionnaires et les parties prenantes dans leurs décisions de gestion. Voir Holland, 2010.
17. Pour une étude de l'approche écosystémique de la gestion des pêches, voir FAO (2003).

References

- Andersen, P., J.L. Andersen et H. Frost (2010), “ITQs in Denmark and Resource Rent Gains” in *Marine Resource Economics*, 25, pp. 11-22.
- Anderson, L.G. (2010). “Setting allowable catch levels within a stock rebuilding plan” in *OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries*, OECD, Paris.
- Anderson, L.G. et J.C. Seijo (2010), *Bioeconomics of Fisheries Management*. Wiley-Blackwell.
- Azar, S.A. (2009). A Social Discount Rate for the US. *International Research Journal of Finance and Economics*, Vol. 25.
- Bell, J.D., K.M. Leber, H.L. Blankenship, N.r. Loneragan et R. Masuda (2008), A new era for restocking, stock enhancement et sea ranching of coastal fisheries resources. *Reviews in Fisheries Science*, 16, pp. 1-8.
- Binet, T. (2010). *Cephalopods in Mauritania*, OECD internal document, Paris.
- Brett, U.S. et N. Vestergaard (2011). Assessing Risk et Uncertainty in Fisheries Rebuilding Plans, Working Papers 107/11, University of Southern Denmark, Department of Environmental et Business Economics.
- Butterworth, D.S. (2007). Why a management procedure approach? Come positives et negatives. *ICES Journal of Marine Sciences*, 64.
- Caddy, J.F. et D.J. Agnew (2004). An Overview of Recent Global Experience with Recovery Plans for Depleted Marine Resources et Suggested Guidelines for Recovery Planning, *Review of Fish et Fisheries*, Vol. 14, pp. 43-112.
- Caddy, J.F., Mahon, R. (1995). *Reference points for fisheries management*. FAO Fisheries Technical Paper, No. 347, Rome.
- Costello, C., B.P. Kinlan, S.E. Lester et S.D. Gaines (2012). The economic value of rebuilding fisheries. *OECD Food, Agriculture et Fisheries Working Paper N°55*, OECD, Paris.
- Davis, J.C. (2010), *Rebuilding Fisheries: Challenges for Fisheries Managers* in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries. Paris.
- Dichmont, C.M., S. Pascoe, T. Kompas, A.E. Punt, et R. Deng. (2010). On Implementing Maximum Economic Yield in Commercial Fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (PNAS) 107(1).
- Dick, A.J. et U.R. Sumaila (2010). Economic impact of ocean fish populations in the global fishery. *Journal of Bioeconomics*. Published online: 19 August 2010.
- EU (2009) *Green Paper. Reform of the Common Fisheries Policy*. Brussels. eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=com:2009:0163:fin:en:pdf.
- FAO (1995), *Code of conduct for responsible fisheries*. Food et Agriculture Organisation of the United Nations. Rome. FAO (2002), *CWP Hetbook of Fishery Statistical Stetards*. Section G: FISHING AREAS - GENERAL. CWP Data Collection. In: FAO Fisheries et Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 10 January 2002. [Cited 12 December 2011]. www.fao.org/fishery/cwp/hetbook/G/en

- FAO (2006), *Stock Assessment for Fishery Management: A Framework Guide to the Stock Assessment Tools of the Fisheries Management Science Programme*, FAO Fisheries Technical paper No. 487, FAO, Rome.
- Garcia, S.M. (1994). The precautionary principle: Its implications in capture fisheries management. *Ocean et Coastal Management*, 22, pp. 99-125.
- Gooday, P., T. Kompas, NT. Che et R. Curtotti (2009) “Harvest Strategy Policy et Stock Rebuilding for Commonwealth Fisheries in Australia: Moving Toward MEY” in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries. Paris. Grafton, R. Q., T. Kompas, et R.W. Hilborn (2007), “Economics of Overexploitation Revisited”, *Science*, Vol. 318. no. 5856, p. 1601.
- Hanna, S. (2009). “Managing the transition: distributional issues of fish stock rebuilding” in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries.. Paris..
- Hilborn, R. (2007). Managing fisheries is managing people: what has been learned? *Fish et Fisheries* 8, pp. 285–296.
- Hobday, A.J., A. Smith, H. Webb, R. Daley, S. Wayte, C. Bulman, J. Dowdney, A. Williams, M. Sporicic, J. Dambacher, M. Fuller, T. Walker. (2007), *Ecological Risk Assessment for the effects of Fishing: Methodology*, Report R04/1072 for the Australian Fisheries Management Authority, Canberra.
- Hollet, D. S. (2010), “Management Strategy Evaluation et Management Procedures: Tools for Rebuilding et Sustaining Fisheries”, *OECD Food, Agriculture et Fisheries Working Papers*, No. 25, OECD Publishing.
- IDDR (2010), The Potential Benefits of a Wealth-based Approach to Fisheries Management: An Assessment of the Potential Resource Rent from UK Fisheries. DEFRA Project MF 1210.
- Jakobsson, J., G. Stefansson (1998), “Rational harvesting of the cod – capelin - shrimp complex in the Iceltic marine ecosystem,” *Fisheries Research*, No. 37, pp. 7-21.
- Kelly, Ciaran J., Edward. A. Codling, et E. Rogan (2006), “The Irish Sea cod recovery plan: some lessons learned”, *ICES Journal of Marine Science*, Vol. 63, pp. 600–610.
- Kobayashi, T. (2009), History of salmon stock enhancement in Japan. Hokkaido University Publication, Sapporo, Japan (in Japanese).
- Kompas, T. et TN Che (2008), *Maximum Economic Yield in the Southern et Eastern Scalefish et Shark Fishery*, ABARE Report to the Fisheries Resources Research Fund, Canberra, February.
- Larkin, S.L., G. Sylvia, M. Harte et K. Quigley (2007), “Optimal Rebuilding of Fish Stocks in Different Nations: Bioeconomic Lessons for Regulators”, *Marine Resource Economics*, Vol. 21, pp. 395-413.
- Larkin, S., S. Alvarez, G. Sylvia, et M. Harte. (2011), “Practical Considerations in Using Bioeconomic Modelling for Rebuilding Fisheries”, *OECD Food, Agriculture et Fisheries Working Papers*, No. 38, OECD Publishing.
- Lee, Sang-Go (2009), “Rebuilding fishery stocks in Korea: A national comprehensive approach”, in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries. Paris.
- Lee, K.N., J.M. Gates et J. Lee (2006), Recent Developments in Korean Fisheries Management. *Ocean et Coastal Management*, 49, pp. 355-366.
- Liermann, M. et R. Hilborn (2001), Depensation: evidence, models et implications. *Fish et Fisheries*, Vol. 2.
- Ludwig, D., R. Hilborn, C. Waters (1993), Uncertainty, Resource Exploitation, et Conservation: Lessons from History. *Science*, Vol. 260, 2 April.

- Munro, G. (2010), *Getting the economics et the incentives right: instrument choices in rebuilding fisheries* in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries. Paris.
- Myers, R.A., J.K. Baum, T.D. Shepherd, S.P. Powers, et C.H. Peterson (2007), “Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean”, *Science*, Vol. 315, no. 5820.
- North, D.C. et P.T. Robert (1973), *The Rise of the Western World: A New Economic History*, New York, Cambridge University Press.
- OECD (1997), *Towards Sustainable Fisheries*. Paris.
- OECD (2006), *Using Market Mechanisms to Manage Fisheries*. Paris.
- OECD (2009a), *Reducing Fishing Capacity: Best Practices for Decommissioning Schemes*. Paris.
- OECD (2009b), *Making Reform Happen in Environmental Policy*, OECD, Paris. ([ENV/EPOC/WPNEP\(2009\)4/FINAL](#))
- OECD (2009c), *Strengthening Regional Fisheries Management Organisations*. Paris.
- OECD (2010), *The Economics of Rebuilding Fisheries. Workshop Proceedings*, Paris.
- OECD (2011), *Fisheries Policy Reform. National Experiences*. Paris.
- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- Parker, S.P. (2003), *McGraw-Hill Dictionary of Scientific & Technical Terms*, 6^{ème} édition. McGraw-Hill.
- Rosenberg, A.A. et C.B. Mogensen (2007), *A Template for the Development of Plans to Recover Overfished Stocks*, WWF, www.peta.org/marine.
- Salz, P., E. Buisman, H. Frost, P. Accadia, R. Prellezo et K. Soma (2010). *Study on the remuneration of spawning stock biomass. Final Report*, Framian. ec.europa.eu/fisheries/documentation/studies/remuneration_of_the_spawning_stock_biomass_en.pdf.
- Setberg, P. (2009). Rebuilding the stock of Norwegian spring spawning herring. Lessons learned, in OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries. Paris.
- Stephenson, R.L., et Lane, D.E. 1995. “Fisheries management science: a plea for conceptual change”. *Canadian Journal of Fisheries et Aquatic Sciences*, 52, pp. 2051–2056.
- Sumaila, U.R., A. Khan, R. Watson, G. Munro, D. Zeller, N. Baron et D. Pauly (2007), “The World Trade Organization et global fisheries sustainability”, *Fisheries Research* 88, pp. 1–4.
- Sumaila, U.R. et E. Suatoni (2006). Economic Benefits of Rebuilding U.S. Ocean Fish Populations, *fisheries Centre Working Paper* No. 2006-04, University of British Columbia, Vancouver, B.C., available at www.fisheries.ubc.ca/publications/working/index.php
- Sutinen, J.G. (1999). What works well et why: evidence from fishery management experiences in OECD countries. *ICES Journal of Marine Science*, Vol. 56.
- Sutinen, J.G. (2008). Major Challenges for Fishery Policy Reform: A Political Economy Perspective, OECD Food, Agriculture et Fisheries Working Paper No. 8, available online at www.oecd.org/fisheries.
- Swasey, J.H. et A.A. Rosenberg (2006), *An Evaluation of Rebuilding Plans of US Fisheries*, Lenfest Ocean Program, Washington DC, April.
- Troadec et Boncoeur, J. (2003). Economic Instruments for Fisheries Management, unpublished report to the OECD.

- Uchida, H. (2009). Community-based management for sustainable fishery: lessons from Japan. In *OECD Workshop Proceedings: Economics of Rebuilding Fisheries*, OECD, Paris.
- Uchida, H., E. Uchida, J-S. Lee, J-G. Ryu et D-Y. Kim (2010). Does Self Management in Fisheries Enhance Profitability? Examination of Korea's Coastal Fisheries. *Marine Resource Economics*, Vol. 25.
- UN (1995). *Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation et Management of Straddling Fish Stocks et Highly Migratory Fish Stocks*, A/CONF.164/37.
- UN (2002). *Report of the World Summit on Sustainable Development, Johannesburg, South Africa, 26 August–4 September 2002*, Chapter 1.2, Plan of implementation of the WSSD (www.Johannesburgsummit.org). World Summit of Sustainable Development website: www.un.org/events/wssd/
- Yagi, N. (2010), *Stock Rebuilding Plan for Chum Salmon in Hokkaido, Japan*, OECD internal document, Paris.
- Yamazaki, S., T. Kompas et R.Q. Grafton (2009), “Output versus Input Controls under Uncertainty: The Case of a Fishery” in *Natural Resource Modeling*, N°2.
- Wakeford, R.C., D.J. Agnew et C.C. Mees (2007), *Review of Institutional Arrangements et Evaluation of Factors Associated with Successful stock Recovery Programs*, CEC 6th Framework Programme No. 022717 UNCOVER, MRAG Report, March.
- World Bank, (2008). *The Sunken Billions. The Economic Justification for Fisheries Reform*. Washington D.C.
- Worm, B, R. Hilborn, JK Baum, T.A. Branch, J.S. Collie, C. Costello, M.J. Fogarty, E.A. Fulton, J.A. Hutchings, S. Jennings, O.P. Jensen, H.K. Lotze, P.M. Mace, T.R. McClanahan, C. Minto, S.R. Palumbi, A.M. Parma, D. Ricard, A.A. Rosenberg, R. Watson, D. Zeller (2009). “Rebuilding global fisheries”, *Science* N°325, pp. 578-585.
- Zhuang, J. Z. Liang, T. Lin et F. De Guzman (2007), “Theory et Practice in the Choice of Social Discount Rate for Cost-benefit Analysis: A Survey”, *ERD Working Paper*, No. 94, Asian Development Bank. May.



Extrait de :
Rebuilding Fisheries
The Way Forward

Accéder à cette publication :
<https://doi.org/10.1787/9789264176935-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2013), « Pourquoi et comment redresser les pêches », dans *Rebuilding Fisheries : The Way Forward*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264168916-4-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.