

## Une approche néo-institutionnaliste des systèmes de gestion des pêches en Europe et en Amérique du Nord

Pascal Le Floch<sup>1,\*</sup> et James R. Wilson<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Économie, UMR AMURE, Université de Brest, Quimper, France

<sup>2</sup> Économie, Université du Québec, Département Science de gestion, Rimouski, Canada

Reçu le 11 janvier 2016. Accepté le 30 octobre 2018

Les auteurs s'interrogent sur les modes de gestion des pêcheries en mettant en perspective les évolutions de la politique commune de la Pêche. Ils en fournissent un éclairage grâce à des éléments de comparaison entre les systèmes en vigueur dans l'Union européenne, aux États-Unis et au Canada. L'originalité de leur analyse est que, bien que se référant à une approche économique néo-institutionnaliste, ils ne se contentent pas d'arbitrer entre ces modalités de gestion des pêches à l'aide du critère de la minimisation des coûts de transaction et mobilisent en complément les travaux sur les systèmes socio-écologiques. En filigrane, c'est à une réflexion sur la gestion des communs qu'ils nous convient, et qui fait écho aux dossiers publiés sur ce thème par *NSS* en 2011 et 2012.

La Rédaction

**Résumé** – L'article retient comme problématique la portée et les limites de la régionalisation des pêches, en s'appuyant sur les expériences en Europe, aux États-Unis et au Canada. Après un rappel de la dimension historique de la politique commune de la pêche en Europe, l'article offre une synthèse des principaux concepts tirés de l'économie néo-institutionnaliste et des travaux sur les systèmes socio-écologiques. Une approche comparée en Europe, au Canada et aux États-Unis offre une diversité du caractère opérationnel des régimes de gestion des pêcheries. L'examen comparatif des trois grands systèmes de gestion des pêches est fondé sur des institutions guidées par la recherche d'un compromis entre critères écologiques et socio-économiques. La situation européenne se situe entre le mode décentralisé aux États-Unis et le régime canadien, le plus enraciné historiquement dans une conduite centralisée. En effet, la gestion des pêcheries, en Europe et en Amérique du Nord, est désormais intégrée à une approche écosystémique.

**Mots-clés** : pêche / régionalisation / droits de pêche / système socio-écologique / institution / cogestion

**Abstract** – **A neo-institutionalist approach to fisheries management systems in Europe and North America.** This article focuses on the advantages and limitations of regionalization in fisheries, using the experiences of Europe, the United States, and Canada. Regionalization in European fisheries has encountered several obstacles that have greatly reduced its scope since implemented in 2004. After discussing the historical dimension of the Common Fisheries Policy, the methodological approach draws on neo-institutional economics and research on the socio-systems. The third section is devoted to a comparative approach between three main fisheries management systems in Europe, the United States and Canada. Since the passage of the Magnuson Act, the U.S. has experimented with advanced forms of decentralization. Canada, on the other hand, has evolved towards a more centralized form of fisheries management. In reviewing these three cases, Europe seems to be somewhere between these other two examples. Decentralized management using markets and rights-based management in principle offers a better allocation of fishing efforts than centralized management because it takes into account the regional

\*Auteur correspondant : [plefloch@univ-brest.fr](mailto:plefloch@univ-brest.fr)

or even local nature of the resources exploited and the human populations that depend on them. However, the financial burden related to decentralized fisheries management may be expensive for the institutions involved. The comparative approach of the three major fisheries management systems is based on institutions guided by the search for a compromise between ecological and socio-economic criteria. Indeed, fisheries management in Europe and North American is now integrated into an ecosystems approach.

**Keywords:** fishery / regionalization / fishing rights / socio-ecological system / institution / co-management

La littérature consacrée aux institutions apporte des arguments pour soutenir des modèles décentralisés dans la gestion des ressources communes. L'économie néo-institutionnaliste se caractérise par un rapprochement du paradigme néo-classique et du thème des droits de propriété (Chavance, 2012), même si les travaux des principaux auteurs affichent une diversité d'analyses. Chez Coase (1960) et Williamson (1979), l'analyse en termes de coûts de transaction pose la question des formes d'organisation productives les plus efficaces, recherchant la meilleure allocation des ressources ; les travaux de North (1991) et Ostrom (1990) ont surtout été guidés par le caractère formel et informel des institutions et leurs règles de fonctionnement. Un lien commun aux travaux néo-institutionnalistes se situe dans la recherche de solutions intermédiaires entre le marché et l'État (Coase, 1970 ; Ostrom, 1990 ; North, 1990, 1991). L'émergence récente d'un nouveau paradigme des pêches plaçant la protection de l'écosystème comme objectif prioritaire rend plus pertinente encore l'analyse des institutions dans un cadre pluridisciplinaire nourri par les sciences sociales et les sciences de la nature (Pikitch *et al.*, 2004 ; Fletcher *et al.*, 2010 ; Link et Browman, 2014). Ce paradigme, appréhendé au travers du concept de système socio-écologique, cherche cependant son mode opérationnel (Cormier *et al.*, 2017 ; Thébaud *et al.*, 2017), alors que son inscription législative est une réalité en Europe (avec la directive cadre Stratégie pour le milieu marin de 2008), au Canada (avec The Oceans Act de 2005) et aux États-Unis (avec The National Ocean Policy de 2010).

L'Union européenne propose depuis 2004 une gestion régionalisée par grand bassin maritime. La régionalisation des pêches est définie comme le transfert du processus de prise de décision vers les parties prenantes (*stakeholders*) à la gestion d'un bassin de ressources (Eliassen *et al.*, 2015 ; van Hoof, 2015 ; van Tatenhove *et al.*, 2015). Il s'agit donc d'une forme de décentralisation de la gestion des ressources communes. C'est aussi l'occasion pour la Commission européenne d'abandonner une microgestion dont le coût semble trop élevé au regard de la valeur ajoutée du secteur<sup>1</sup>. Le terme même de microgestion traduit l'inefficacité des mesures de gestion adoptées par l'Union européenne pour des situations diverses. Pour éviter les régimes dérogatoires

dans chaque pêcherie, l'Union a été conduite à multiplier les mesures pour tenir compte des spécificités des zones d'exploitation. Il s'agit d'un argument que l'on retrouve dans les travaux de l'économie néo-institutionnaliste pour défendre des modèles hybrides, entre le marché et l'État (Griffon, 1992 ; Ostrom, 2010). Ainsi, la décentralisation dans la gestion des ressources halieutiques permettrait une meilleure allocation de l'effort de pêche, en incluant toutes les parties prenantes.

La première section de l'article est consacrée à la dimension historique de la politique commune de la pêche (PCP)<sup>2</sup>. La Commission européenne a largement contribué, au moins sur la première décennie, au développement de la surcapacité de pêche à l'échelle de l'ensemble des États membres. Le changement de trajectoire, vers un rétrécissement du format des flottilles, a renforcé un processus de décision centralisé au plus haut niveau.

La deuxième section propose une lecture néo-institutionnaliste des systèmes de gestion des pêcheries en référence aux travaux de Coase (1960) sur les alternatives aux organisations centralisées. Le concept de système socio-écologique permet d'identifier les principaux facteurs de blocage à une décentralisation des institutions détenant un pouvoir de décision. Les références classiques retiennent les publications d'Ostrom (2010) sur les systèmes polycentriques, ceux de North (1991) dédiés aux institutions et aux normes et se nourrissent des travaux menés dans les sciences du vivant, en particulier ceux de Levin (1998).

<sup>1</sup> «La microgestion au niveau de l'UE diminuant, il s'ensuivrait une réduction considérable du volume de travail requis pour discuter, négocier et suivre la très complexe "microgestion de Bruxelles". Tout ceci se traduirait par une diminution des coûts pour les administrations nationales.» ([https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/regionalisation\\_fr.pdf](https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/regionalisation_fr.pdf)).

<sup>2</sup> Cet article est le fruit d'une collaboration à l'occasion d'un congé de recherches à l'université du Québec, à Rimouski, en 2015. La rédaction d'un ouvrage sur les pêches maritimes françaises (Le Floch et Wilson, 2017) fut l'opportunité de comparer les systèmes de gestion des pêches en Europe et en Amérique du Nord. Une première version a été présentée en 2015 au cours du 83<sup>e</sup> congrès de l'Acfas (Association francophone pour le savoir).

La troisième section présente les trois grands systèmes de gestion en Europe, aux États-Unis et au Canada. Le domaine des pêcheries relève de la seule compétence exclusive de l'Union européenne, avec toutefois des formes dérogatoires confiées aux États membres dans les zones côtières. Les systèmes en vigueur en Amérique du Nord offrent deux exemples contrastés. Le système de gestion des pêcheries aux États-Unis adopte un mode régionalisé dans la mesure où les États participent à une gestion par grands bassins maritimes. Au Canada est mis en œuvre un régime centralisé à l'échelle du gouvernement fédéral, laissant peu d'espace aux provinces.

La discussion est engagée dans la quatrième section de l'article en comparant ces trois grands systèmes de gestion des pêcheries et leurs coûts associés. L'étude des trajectoires de la gouvernance des pêcheries aux États-Unis et au Canada fournit en effet un cadre de référence pour l'Europe quant aux formes hybrides entre centralisation et décentralisation.

## Analyse historique de la politique commune de la pêche en Europe

Les fondements institutionnels et juridiques de la PCP remontent à 1970 avec la publication de deux règlements communautaires. Le premier de ces règlements 2141/70 accorde « sans discrimination selon la nationalité aux ressortissants des six États membres le droit de pêche dans les eaux de chacun d'eux » (Vignes, 1970). Ce règlement établit une politique commune des structures dans le secteur de la pêche. Le second règlement 2142/70 propose une organisation commune des marchés pour les produits de la pêche.

La PCP encadre tous les domaines de gestion des ressources marines vivantes, de la pêche et de l'aquaculture. Les politiques publiques d'encadrement touchent trois dimensions de l'industrie : la conservation des stocks de poissons, la taille des flottilles et le fonctionnement des marchés des produits de la mer.

Le principe fondateur de la PCP, mise en œuvre en 1983, se situe dans les clés de répartition des quotas entre pays pour garantir une stabilité relative des activités de la pêche<sup>3</sup>. Chaque État membre reçoit des droits de pêche, calculés à partir des captures historiques (ou droits historiques). Les quotas par pays sont dénommés les totaux autorisés de capture (TAC). La répartition initiale des TAC remonte aux négociations de 1976 lors d'une

conférence des ministres des pêches à La Haye (Pays-Bas). Les droits historiques deviennent des clés de répartition entre les États côtiers, hors Méditerranée.

La dynamique de l'investissement sur les premières années de la PCP, soutenue par la Commission européenne et les États membres, contribue au déséquilibre entre la disponibilité des ressources et l'effort de pêche. En fin d'année 1987, la Commission européenne reconnaît l'inefficacité des mesures engagées depuis la mise en place de la PCP pour enrayer la course au poisson et le suréquipement des flottilles (Le Floc'h et Wilson, 2017).

Le premier acte de la PCP s'achève en 1992, une période de rupture marquée par une crise structurelle (surexploitation de nombreux stocks cibles, ouverture du marché commun et endettement de nombreux armements) et conjoncturelle (dévaluations des monnaies au Royaume-Uni, en Italie et en Espagne). Cette crise a profondément touché l'industrie des pêches européennes et particulièrement les flottilles françaises. La nouvelle PCP en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 1993 prévoit trois modifications majeures au regard du document initial de 1983 : la sélectivité des engins de pêche, le régime de droits de pêche par des licences et la restructuration des flottilles<sup>4</sup>. La deuxième réforme de la PCP, adoptée le 20 décembre 2002, annonce de nouvelles orientations. La Commission européenne et le Conseil européen admettent l'échec de la politique de suivi des flottilles, encadrée par des plans d'orientation pluriannuels. La diminution constante de nombreux stocks halieutiques contraint les instances européennes à supprimer les plans de réduction et à engager une approche pluriannuelle des plans de gestion des stocks. C'est aussi l'occasion d'introduire le terme de régionalisation, reconnaissant l'inefficacité d'un mode de gouvernance centralisé, éloignant considérablement les pêcheurs des centres de décision.

La régionalisation des pêches est confirmée dans la troisième réforme actée en 2013 et entrée en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 2014<sup>5</sup>. En revanche, sous la pression de plusieurs États membres dont la France, la Commission européenne a dû retirer de sa proposition l'adoption obligatoire de quotas individuels transférables (QIT) pour tout navire de plus de 12 mètres. Cette démarche

<sup>4</sup> Règlement (CEE) n° 3760/92 du Conseil des communautés européennes, du 20 décembre 1992 instituant un régime communautaire de la pêche et de l'aquaculture, *Journal officiel des Communautés européennes*, L 389

<sup>5</sup> Règlement (UE) n° 1380/2013 du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne du 11 décembre 2013 relatif à la politique commune de la pêche, modifiant les règlements (CE) n° 1954/2003 et (CE) n° 1224/2009 du Conseil et abrogeant les règlements (CE) n° 2371/2002 et (CE) n° 639/2004 du Conseil et la décision 2004/585/CE du Conseil, Bruxelles.

<sup>3</sup> Règlement (CEE) n° 170/83 du Conseil des Communautés européennes du 25 janvier 1983 instituant un régime communautaire de conservation et de gestion des ressources de pêche, *Journal officiel des Communautés européennes*, L 24.

s'appuyait sur la combinaison d'une forme de régionalisation par la consultation des parties prenantes et l'instauration d'un marché de droits à pêcher. L'évolution du régime institutionnel, par de nouvelles réglementations dans l'histoire de la PCP, appelle un détour par l'économie des institutions.

## Une lecture néo-institutionnaliste des systèmes de gestion des pêcheries

La dimension institutionnelle des pêcheries soulève déjà des points de vue divergents chez les économistes au début des années 1970. La conférence organisée par l'université de Colombie britannique en 1969 accueille ainsi une nouvelle génération d'économistes formés aux nouveaux outils quantitatifs inspirés par la théorie du contrôle optimal (Wilén, 2000). Ces travaux démontrent que la gestion d'une pêcherie par un seul régulateur garantit en principe la restauration de la rente et la maximisation du profit, avec peu d'égards pour l'efficacité d'autres formes institutionnelles. Cependant, lors de cette même conférence, Ronald H. Coase, dans un de ses rares commentaires consacrés à la gestion des pêches, décrit le rôle des institutions et s'oppose à la solution d'un seul régulateur, par exemple l'État, ou d'un seul exploitant, propriétaire unique, pour garantir une régulation efficace : «... I don't say that the current analysis has led to error but that, if retained, it is likely to hinder development. I regard, for example, an approach in terms of maximizing rent and its dissipation as rather clumsy. But my purpose here is not to try and change the analysis; it is to emphasize the need to combine it with institutional studies» (Coase, 1970). Sa contribution à cette conférence ne s'inscrit pas dans le courant dominant et novateur de la modélisation des systèmes dynamiques, il est vrai à une période où le thème de la surexploitation n'est pas encore d'actualité.

Au cours des années 1980, la recherche empirique sur les pêcheries propose une lecture du fonctionnement des institutions en privilégiant les cas d'études démontrant l'efficacité d'arrangements menés à des échelles locales (Wilson, 1982). Le thème de l'analyse institutionnelle de la gestion des pêches fait partie du programme de recherche mené par Ostrom (1990, 2008, 2010), qui propose une lecture des institutions de gestion des ressources naturelles par la notion de système socio-écologique (Ostrom, 2008 ; Platteau, 2004 ; Trawick, 2001 ; Berkes *et al.*, 1989). Les principales propriétés d'un système socio-écologique sont des frontières clairement identifiées du bassin de ressources communes, des instruments juridiques pour la résolution des conflits accompagnés de mesures de contrôle et de sanctions, une reconnaissance des droits de propriété, l'intégration des systèmes d'exploitation dans un schéma institutionnel plus large. Dans une représentation plus

marquée par la dynamique des populations, Levin (1998, 2000) utilise le concept de systèmes adaptatifs complexes en s'appuyant sur la littérature évolutionniste. On retrouve chez Levin comme chez Ostrom des caractères communs, notamment le phénomène d'intégration. Levin ajoute également comme élément central la non-linéarité face au changement, expliquée par des effets de dépendance à un sentier (Arthur, 1989), un élément bien présent dans les travaux de North (1990, 1991).

La création d'un sentier de dépendance implique la prise en compte du poids de l'histoire des communautés. Cette notion de sentier de dépendance, employée dans le contexte du changement technique au cours des années 1980 (Nelson et Winter, 1982), a eu un écho dans l'analyse des institutions (Pierson, 2000). Les propriétés reconnues au phénomène de sentier de dépendance sont les mécanismes d'auto-renforcement : la mémoire collective, l'apprentissage, une forme d'anticipation adaptative des événements. Le poids de l'histoire détermine les choix et les comportements des individus, parfois en provoquant un phénomène de verrouillage sur une décision résultant de ces mécanismes d'auto-renforcement. La reproduction des comportements antérieurs menace les réformes institutionnelles. Les situations de crise peuvent aussi déboucher sur un renouvellement des institutions, démontrant la capacité des pêcheurs à modifier les routines par l'innovation technologique ou organisationnelle (Coulthard, 2012 ; Gutierrez *et al.*, 2011 ; Grafton, 2005).

L'ensemble des propriétés reconnues aux systèmes socio-écologiques dans les pêcheries permet d'identifier plusieurs modes de gestion, d'un mode centralisé, donc éloigné des producteurs, à une cogestion transférant le processus décisionnel au plus près des acteurs (Jentoft, 1989 ; Sen et Nielsen, 1996). Ces derniers ont appuyé leur typologie des modèles de cogestion dans les pêcheries sur cette définition : « fisheries co-management is defined as an arrangement where responsibility for resource management is shared between the government and user groups » (Sen et Nielsen, 1996, p. 406). On retrouve deux points d'entrée aux systèmes de gouvernance : la coordination entre l'État et les acteurs ainsi que la nécessité de produire des arrangements ou accords. Cette coordination entre l'État et les autres parties prenantes suit une procédure centralisée ou décentralisée (Tab. 1). Dans le premier cas, la prise de décision reste sous contrôle de l'État avec un échange réduit d'information (modèle du centre vers la périphérie ou *top down*) ou autorise une consultation avec les communautés de pêcheurs (cogestion par consultation). Le second cas implique une décentralisation du processus décisionnel, soit partagée sur la base d'un partenariat (cogestion partenariale), déléguée avec l'approbation de l'État (cogestion par délégation), soit

**Tab 1.** Typologie des modèles de cogestion.

Modèle de cogestion	Coordination	Procédure
Centre-périphérie	Échange d'information réduit entre État et acteurs	Centralisée
Cogestion par consultation	Mécanismes consultatifs formels	Centralisée
Cogestion partenariale	Décision partagée entre État et acteurs	Cogérée
Cogestion par délégation	Décision par les acteurs, sous approbation de l'État	Décentralisée
Gestion par l'industrie avec renversement de la charge de la preuve	Décision par les acteurs, avec information à l'État	Décentralisée

Source : adapté de Raakjær (2009) et Hegland *et al.* (2012).

gérée par l'industrie avec information à l'État (renversement de la charge de la preuve).

Les trois derniers modèles de cogestion décrivent des formes variées de régionalisation, avec un transfert vers les parties prenantes (réduisant la distance entre le centre et la périphérie) et une participation dans la prise de décision (décentralisation). Le concept de régionalisation est étroitement associé à celui de cogestion. Eliassen *et al.* (2015, p. 226) proposent cette clarification pour éviter la confusion dans l'emploi de ces deux concepts : «The linkage between regionalisation and co-management is relatively straightforward, as the “distance” between policy-makers and those subjected to the policy is reduced through regionalisation. It can therefore be seen as one of the two main features of regionalisation: simultaneous “moving out” (to users and other stakeholders) and “moving down” (to lower politico-administrative levels; traditional decentralisation) of policy-making». L'ensemble de ces éléments décrits chez Ostrom (1990), North (1991) et Levin (1998) plaide pour des formes décentralisées de gestion des écosystèmes exploités afin de tenir compte des propriétés propres à un bassin de ressources ou à un territoire. La décentralisation est justifiée pour une plus grande implication des acteurs locaux dans le processus de consultation, voire de décision, et parfois pour des raisons budgétaires peu évidentes à démontrer. La section suivante décrit les expériences en Europe et en Amérique du Nord, en identifiant les bassins maritimes et le mode de gestion des pêches.

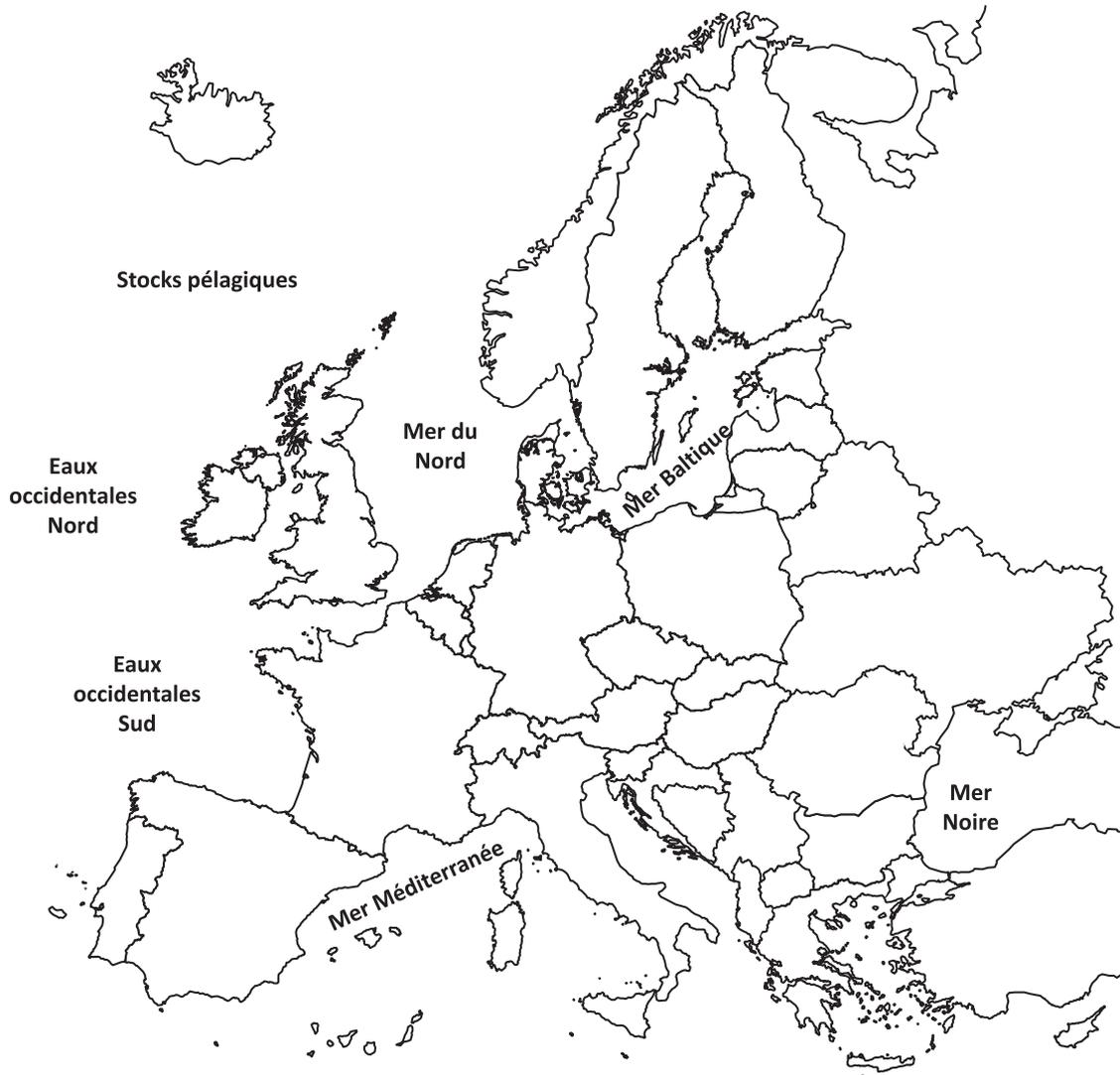
## Description des systèmes de gestion des pêcheries

Une étude comparée des expériences en Europe et en Amérique du Nord permet de saisir les enjeux de la régulation, sous l'autorité du Conseil et du Parlement en Europe, confiés aux États fédérés côtiers par le gouvernement fédéral américain et sous contrôle fédéral au Canada.

## Système de gestion des pêches en Europe

La Commission européenne a proposé la création de conseils consultatifs régionaux au cours de la seconde réforme de la PCP en 2002 autour de grands bassins maritimes : mer Noire, mer Méditerranée, eaux occidentales sud et eaux occidentales nord en Atlantique, mer du Nord, mer Baltique et stocks pélagiques (Fig. 1). Le terme régional disparaît avec la réforme de 2013 (Hatchard et Gray, 2014). Si les frontières de ces grands bassins de ressources sont clairement identifiées, elles ne permettent pas toujours de réconcilier les possibilités de pêches avec les aires de répartition des espèces. En Atlantique, par exemple, deux grands bassins couvrent les pêcheries exploitées par des flottilles espagnoles, françaises, irlandaises et britanniques à titre principal (eaux occidentales sud et eaux occidentales nord). Or, certains stocks ne relèvent pas d'un seul bassin, soulevant la question de la spatialisation des droits à exploiter entre espaces chevauchants. Les frontières des grandes pêcheries obéissent à des règles de répartition des droits de pêche entre États membres décidées au cours des années 1970. Or, les pressions anthropiques et les effets du changement climatique ont modifié les aires de répartition spatiales des stocks sur les dernières décennies. C'est un point abordé dans les systèmes adaptatifs complexes dont l'évolution se produit par des régimes de transition entre différents états d'un écosystème menacé par des facteurs de pression anthropique principalement (Hagstrom et Levin, 2017).

La mise en place de conseils consultatifs n'a pas modifié le fonctionnement organisationnel de la gestion des pêcheries. La prise de décision sur la gestion des quotas est maintenue au plus haut niveau, obligeant les ministres de chaque État membre à participer au conseil annuel de décembre pour le partage des totaux autorisés de capture (TAC) sur la base des droits historiques (ou stabilité relative). La Commission européenne propose le niveau annuel des quotas par espèce et par zone de pêche, ainsi que leur répartition entre États. Le Conseil des ministres des pêches détient seul le pouvoir de décision



**Fig. 1.** Bassins maritimes en Europe (Source : d'après Commission européenne [[https://ec.europa.eu/fisheries/partners/advisory-councils\\_en](https://ec.europa.eu/fisheries/partners/advisory-councils_en)]).

sur la fixation des quotas de pêche (Union européenne, 2012, art. 43, section 3). En revanche, l'adoption de nouvelles mesures de gestion requiert, depuis le 1<sup>er</sup> décembre 2009, l'approbation du Conseil et du Parlement européen (Fig. 2), sur un principe de codécision. Si cette mesure renforce le processus de centralisation, elle offre cependant un nouveau recours dans la prise de décision par l'intervention des députés européens, leur donnant l'occasion d'exercer des pressions politiques pour la défense de certaines communautés<sup>6</sup>.

<sup>6</sup> Le documentaire de Loïc Jourdain (2017), « Des lois et des hommes », décrit le combat mené par des pêcheurs insulaires en Irlande auprès des parlementaires européens afin de conserver leur droit de pêche.

Le processus consultatif s'appuie sur la sphère scientifique (Centre international pour l'exploration de la mer, CIEM), d'un côté, sur l'industrie et la société civile, de l'autre.

### Système de gestion des pêches en Amérique du Nord

La décentralisation avec transfert de la prise de décision aux États-Unis offre un exemple de régionalisation avancée. Le gouvernement fédéral garantit le respect des principes constitutionnels et l'application conforme par chaque État côtier des normes prescrites dans la loi sur les pêcheries. La situation des pêcheries au Canada s'inscrit dans le fondement de l'Acte d'Amérique du Nord britannique (1867), instituant une séparation des pouvoirs entre le niveau fédéral et les provinces.

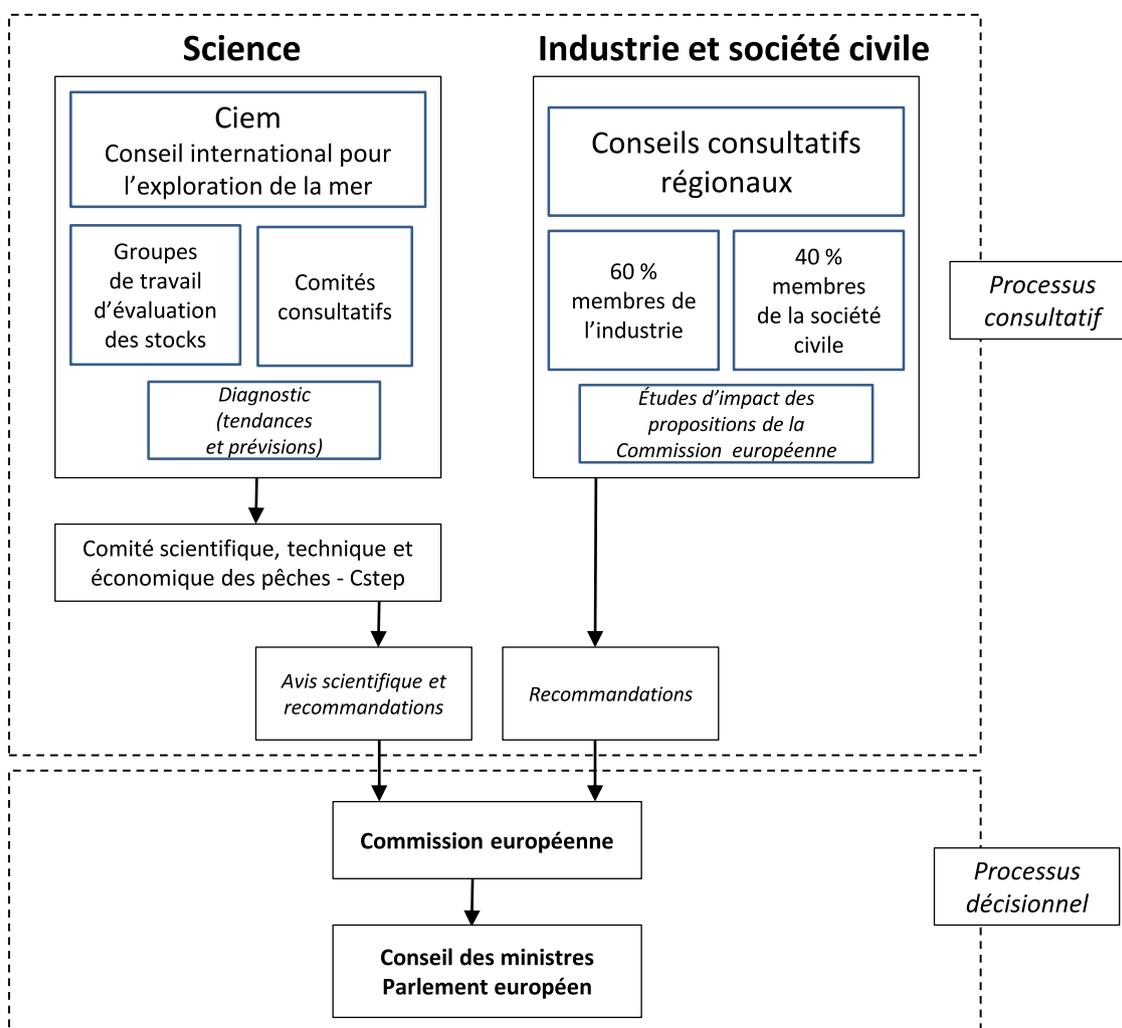


Fig. 2. Processus consultatif et décisionnel de la gestion des pêches en Europe.

Le modèle centralisé au Canada s'appuie sur un régime de licences limitées en nombre et des quotas individuels. Aux États-Unis, les quotas individuels adoptés à l'échelle des pêcheries peuvent faire l'objet de transferts entre producteurs. Les droits sont considérés comme des privilèges transférables (Brinson et Thunberg, 2016).

### La gestion publique des pêches aux États-Unis

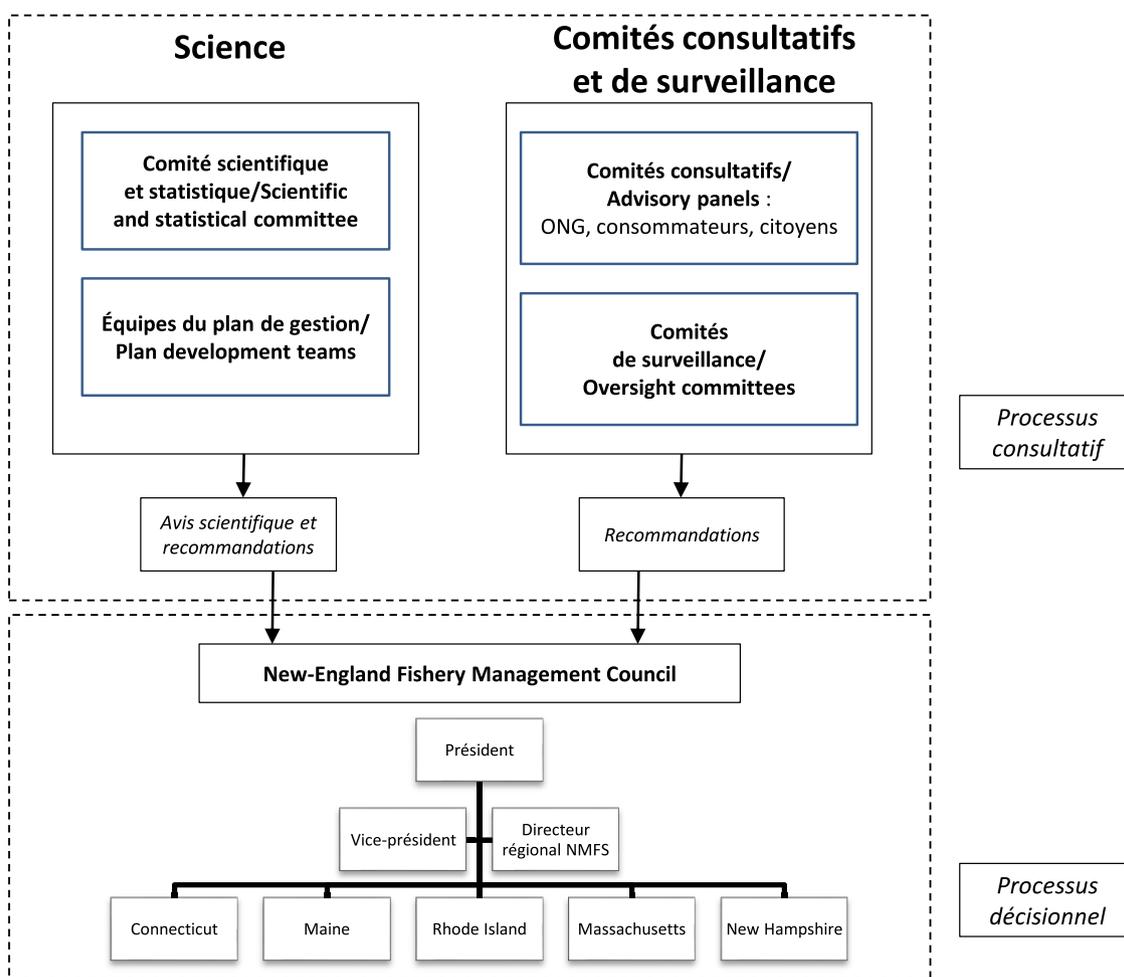
La régulation de l'accès aux pêcheries aux États-Unis est soumise à la loi cadre «The Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act (MSA)», adoptée en 1976, puis réformée en 1996 et 2006 (Holland, 2010). Sous un contrôle fédéral, les États côtiers participent à la gestion des pêches selon un schéma spatial distinguant huit grandes pêcheries : Pacifique Nord, Pacifique, Pacifique Ouest, Nouvelle-Angleterre, Atlantique central, Atlantique Sud, Caraïbes, golfe du Mexique (Fig. 3). Chaque bassin maritime est

administré à une échelle régionale dans le cadre d'un Conseil régional des pêcheries (US Regional Fishery Management Council).

À titre d'exemple, le Conseil régional des pêcheries de Nouvelle-Angleterre s'étend sur cinq États côtiers-fédérés : Connecticut, Maine, Rhode Island, Massachusetts, New-Hampshire (Fig. 4). Le processus décisionnel repose sur 18 membres votants, dont un représentant officiel de chaque État, et le directeur régional scientifique du NOAA Fisheries. Le président et le vice-président du comité exécutif sont nommés par le secrétaire du commerce (niveau fédéral). Les membres votants représentent des intérêts politiques (fonctionnaire principal de chaque État côtier fédéré), scientifiques (direction régionale du NOAA et autres membres de formation scientifique) et commerciaux (représentants de l'industrie des pêches commerciales ou de la pêche récréative). Les autres parties prenantes (ONG environnementales, représentants des citoyens) peuvent participer au processus consultatif (*advisory panels*), en appui à



**Fig. 3.** Bassins maritimes aux États-Unis (source : d'après National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA Fisheries).



**Fig. 4.** Processus consultatif et décisionnel de la gestion des pêches aux États-Unis (exemple de la Nouvelle-Angleterre).



**Fig. 5.** Bassins maritimes au Canada (source : d'après ministère des Pêches et des Océans [<http://www.dfo-mpo.gc.ca/regions/index-fra.htm>]).

des comités de surveillance. Le dispositif de consultation est complété, comme dans le cadre européen, par un comité scientifique et des équipes chargées de préparer des plans de gestion pour chaque pêcherie.

Les membres du conseil de gestion peuvent venir de la société civile. Les nominations relèvent du Secrétariat du commerce. Dans les faits, les membres du conseil de gestion détenant un pouvoir de décision appartiennent à l'administration des pêches et à l'industrie. Cet exemple de gestion décentralisée des pêches, reposant sur une cogestion régionalisée, a donc ses limites.

### La gestion des pêches au Canada

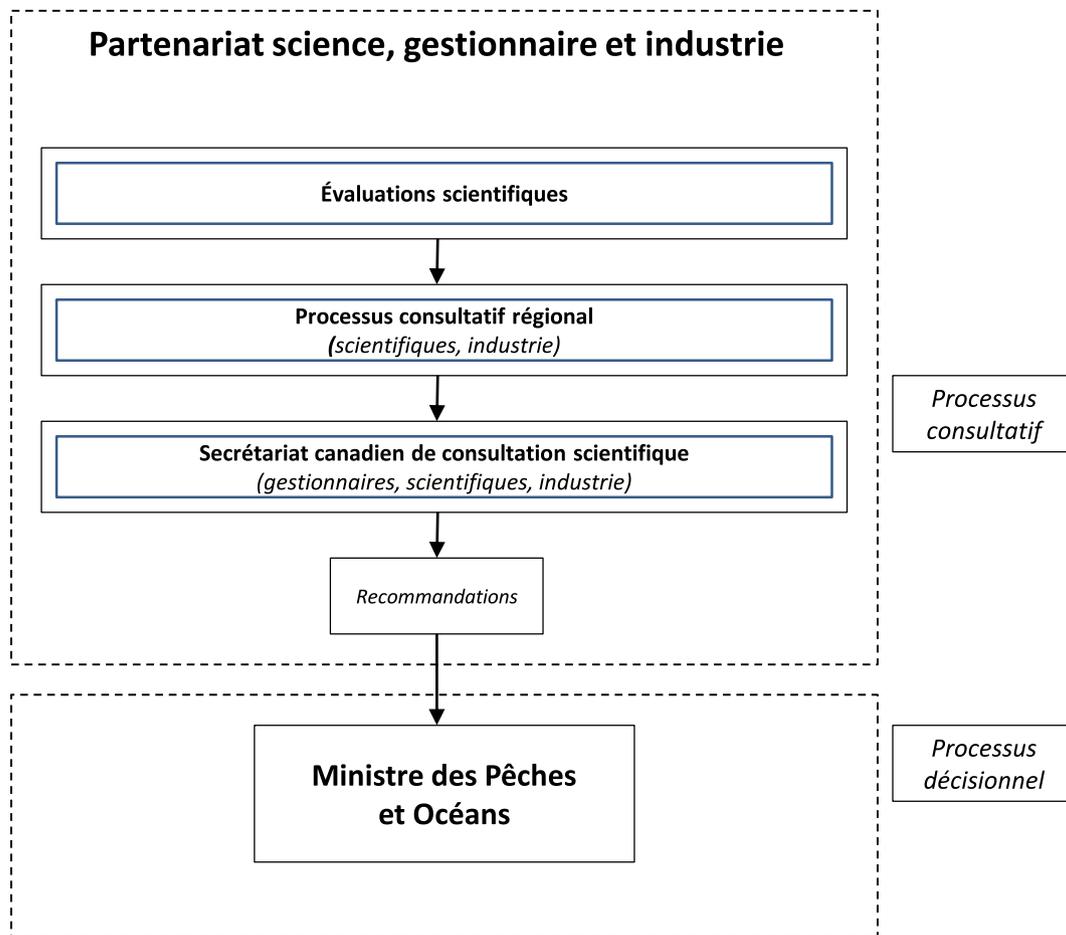
La loi sur les pêcheries au Canada remonte à 1867, confiant au pouvoir fédéral les premiers éléments d'une régulation, par la rédaction d'une section dans la constitution (Parsons, 2010). La gestion des grandes pêcheries au Canada s'appuie sur un découpage distinguant six bassins maritimes: Terre-Neuve et Labrador, Maritimes-Scotia-Fundy, golfe du Saint-Laurent, Québec, Centre et Arctique et Pacifique (Fig. 5).

Sur une période plus récente, deux mouvements majeurs, et en sens inverse, ont animé les politiques de gestion des pêches. Le premier remonte à la décennie 1990 avec la création des conseils pour la conservation des ressources halieutiques. Les pêcheries de l'est canadien voient la création des premiers conseils en 1993, puis en 1998 une seconde instance est instituée

pour la côte Pacifique. Sous contrôle du gouvernement fédéral et du ministère des Pêches et Océans, ces deux conseils consultatifs ont pour objectif d'assouplir une gestion trop centralisée des pêcheries et perçue comme trop favorable à l'industrie (Wilson, 2008). Ce schéma reflète le modèle de cogestion par consultation, associant le niveau central (ministère des Pêches et Océans) et des acteurs de l'industrie et de la science pour l'est et l'ouest du Canada à travers les conseils consultatifs (Fig. 6). L'industrie des pêches reste cependant partenaire du gouvernement fédéral dans l'adoption de régimes de droits d'accès. En 2011, un retour vers un régime plus centralisé a conduit à la suppression des conseils consultatifs, remplacés par un processus consultatif régional (précisé sur la figure 6).

L'effondrement du stock de morue en Atlantique Nord-Ouest a probablement conforté le gouvernement fédéral dans une position de centralité, imposant en 1992 un moratoire toujours en vigueur, accompagné d'un fonds d'indemnisation en faveur des communautés de pêcheurs de Terre-Neuve et Labrador, du golfe du Saint-Laurent, des Maritimes-Scotia-Fundy et du Québec. Sur le plan législatif, la ressource est reconnue comme un bien commun pour lequel les droits ne sont pas officiellement transférables.

Les observateurs du système de gestion des pêcheries au Canada le décrivent comme un système « paternaliste », le gouvernement fédéral incarnant une figure tutélaire (Lane et Stephenson, 2000). L'objectif



**Fig. 6.** Processus consultatif et décisionnel de la gestion des pêches au Canada.

de la régulation se tourne davantage vers la préservation des ressources au profit des populations dépendantes de l'activité de la pêche plutôt que vers une maximisation de la rente. La non-patrimonialisation de la ressource halieutique, dans le sens où la ressource est non cessible, limite la notion de privilèges transférables, empêchant, dans le cas général, des transferts de permis de pêche entre les provinces canadiennes. Seuls les exploitants directs de la ressource prennent part à la consultation selon une hiérarchie bien établie, donnant la priorité aux nations autochtones, puis aux pêcheurs professionnels et, en dernier lieu, aux pêcheurs récréatifs. Lane et Stephenson (2000), mais également un collectif de chercheurs (Grafton *et al.*, 2006) conseillent de réformer ce processus institutionnel afin d'introduire des mécanismes incitatifs selon des méthodes décentralisées, telles que des quotas individuels transférables.

Le débat sur la régulation des pêches, sur la base des expériences aux États-Unis et au Canada, met en concurrence une gestion décentralisée motivée par la captation d'une rente et une planification centrale assise

sur la préservation des ressources destinées aux communautés dépendantes des activités de pêche.

### Comparaison entre les systèmes de gestion des pêcheries en Europe et en Amérique du Nord : apports et limites

La gouvernance des pêches en Europe se situe à mi-chemin entre la situation aux États-Unis, décrite comme un régime décentralisé à l'échelle des États côtiers, et le système de gestion canadien, qui maintient la gestion des pêcheries au niveau fédéral. Le principe de la stabilité relative, maintenant des droits historiques négociés entre États membres au cours des années 1970, a survécu à trois réformes de la PCP. Les enjeux socio-économiques et écologiques ont changé de nature et d'échelle depuis les premiers pas de la PCP. Face à l'impossibilité d'échanges de droits sur un même bassin de ressources, les entreprises déploient des stratégies d'investissements directs à l'étranger (Hatcher *et al.*, 2002).

La non-patrimonialisation de la ressource a même conduit à la création d'un marché informel entre pêcheurs de même nationalité. Depuis l'arrêté de 2006 attribuant des quotas par navire<sup>7</sup>, l'État français a été contraint de créer une réserve pour assurer aux nouveaux entrants un droit de pêche (Larabi *et al.*, 2013). La question des droits de pêche, cessibles ou non, n'est donc pas étrangère au mode de gouvernance dans un cadre nouveau de protection de l'écosystème.

La mise en place des conseils consultatifs par bassin maritime marque un progrès pour rapprocher les producteurs de différents États membres concernés par une même pêcherie. Sur ce point, la régionalisation est réelle, car ce rapprochement réduit la distance entre centre et périphérie par le transfert de compétences, mais seulement à titre consultatif. Une poussée plus avancée de cette expérience vers un transfert des compétences décisionnelles (et donc vers un régime de cogestion décentralisé) se heurte au maintien historique de la stabilité relative, empêchant un transfert des droits entre producteurs d'un même bassin maritime, indépendamment de leur nationalité. C'est ici une limite forte du système de gestion des pêcheries en Europe.

L'étude des trois grands systèmes de gestion soulève également la question des coûts comparatifs des mesures engagées. Les travaux sur ce sujet sont peu nombreux. Une première tentative menée par Arnason *et al.* (2000) a comparé le coût de la gestion des pêches en Islande, Norvège et Terre-Neuve. Un travail plus approfondi, mené par Wallis et Flaaten (2003), offre une lecture à l'échelle de 12 États de l'OCDE (Australie, Canada, Union européenne à 15 États-membres côtiers, Islande, Japon, Corée, Mexique, Nouvelle-Zélande, Norvège, Pologne, Turquie et États-Unis) sur la base des données de 1997. Cette étude place le Canada en tête, avec un coût de 152 dollars US par tonne de poisson débarqué, 142 pour les États-Unis et 87 pour l'UE15. Une étude plus récente de Costello et Mangin (2015), sur les données de 2012, aboutit à la même hiérarchie. Le montant engagé par le gouvernement fédéral canadien s'élève à 475 dollars US par tonne, suivi des États-Unis avec 325 dollars par tonne. Le montant n'est pas fourni pour l'Union européenne. Seuls le Royaume-Uni (280 dollars US par tonne) et le Danemark (140 dollars US par tonne) figurent dans le classement. L'examen budgétaire des mesures de gestion ne met pas en évidence un coût prohibitif du système canadien, le plus centralisé, comparé au système de gestion aux États-Unis. Il est même reconnu que des formes décentralisées entraînent

des coûts plus élevés en raison d'une multiplication des phases de concertation entre les multiples usagers d'un même bassin de ressources.

## Conclusion

Comme l'a souligné Coase (1960, 1970), le coût total d'un processus institutionnel décentralisé de décision doit être comparé au coût d'un processus centralisé. L'argument avancé par la Commission européenne pour une régionalisation des pêches, dans les propositions de la dernière réforme de la PCP, portait sur un transfert de la micro-gestion de l'autorité centrale (Bruxelles) vers les acteurs. Ce transfert doit en principe réduire le temps consacré aux négociations longues et coûteuses au niveau supérieur. Ce n'est pourtant pas un élément démontré dans l'expérience la plus aboutie de décentralisation aux États-Unis. Le coût d'une gestion décentralisée peut même dépasser celui d'une administration centralisée, notamment en raison d'une multiplication des phases consultatives entre l'ensemble des parties prenantes, retardant la prise de décision. Le coût transactionnel plus élevé d'un mode décentralisé, du fait de phases de concertation menées sur l'ensemble des bassins de ressources, peut être contrebalancé par un plus fort engagement des parties prenantes. Ce n'est donc pas dans l'élément budgétaire que se situent les avantages d'un régime institutionnel décentralisé. C'est pourquoi l'agenda relatif à l'avancée de la régionalisation des pêches en Europe ne doit pas se limiter à une approche comparative du coût des mesures de gestion entre formes centralisées et décentralisées.

Des grilles de lecture empruntées aux travaux sur les systèmes socio-écologiques (Levin, 1998; Ostrom, 2010) intègrent l'ensemble des parties prenantes à un mode de gestion tourné vers la protection de l'écosystème (Pikitch *et al.*, 2004; Le Floc'h *et al.*, 2018). L'émergence d'un nouveau paradigme des pêches, motivé par la protection de l'écosystème et la prise en compte des interactions entre espèces, conforte des modes de régulation spécifiques à chaque pêcherie. L'étude des trajectoires sur la gouvernance des pêcheries aux États-Unis et au Canada fournit des exemples utiles pour aider à la construction d'un modèle de gestion adapté au contexte européen. La question du transfert du processus de la prise de décision vers les pêcheurs et autres parties prenantes n'a d'intérêt qu'en rapprochant l'avis scientifique établi à l'échelle des stocks de poisson et les décisions de gestion liées aux quotas. Le rôle des scientifiques par rapport aux autres acteurs d'une pêcherie est d'ailleurs un élément commun aux trois grands systèmes de gestion. L'adoption progressive d'une approche écosystémique des pêches requiert de nouvelles connaissances sur les

<sup>7</sup> *Journal officiel de la République française (JORF)*, 2006. Arrêté du 26 décembre 2006 établissant les modalités de répartition et de gestion collective des possibilités de pêche (quotas de captures et quotas d'effort de pêche) des navires français immatriculés dans la Communauté européenne.

interactions entre espèces. Dans la forme actuelle d'une gestion centralisée en Europe, l'objectif d'un rendement durable des pêcheries européennes semble, en effet, difficile à atteindre en raison d'un écart croissant entre « la réalité biologique et les mesures de gestion<sup>8</sup> ».

## Références

- Arnason R., Hannesson R., Schrank W.E., 2000. Costs of fisheries management: the cases of Iceland, Norway and Newfoundland, *Marine Policy*, 24, 3, 233-243, [doi.org/10.1016/S0308-597X\(99\)00029-9](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(99)00029-9).
- Arthur W.B., 1989. Competing technologies, increasing returns and lock-in by small historical events, *The Economic Journal*, 99, 116-131, <https://www.jstor.org/stable/2234208>.
- Berkes F., Feeny D., McCay B., Acheson J., 1989. The benefits of the commons, *Nature*, 340, 6229, 91-93, <https://www.nature.com/articles/340091a0.pdf?origin=ppub>.
- Brinson A.A., Thunberg E.M., 2016. Performance of federally managed catch share fisheries in the United States, *Fisheries Research*, 179, 213-223, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.03.008>.
- Chavance B., 2012. *L'économie institutionnelle*, Paris, La Découverte.
- Coase R.H., 1960. The problem of social cost, *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44, <https://doi.org/10.1002/sres.3850090105>.
- Coase R.H., 1970. Discussion of "Achieving efficient regulation of a fishery", in Scott A.D., (Ed.), *Economics of fisheries management: A symposium*, Vancouver, Institute of Animal Resource Ecology, University of British Columbia, 60-61.
- Cormier R., Kelble C.R., Anderson M.R., Allen J.I., Grehan A., Gregersen O., 2017. Moving from ecosystem-based policy objectives to operational implementation of ecosystem-based management measures, *ICES Journal of Marine Science*, 74, 1, 406-413, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw181>.
- Costello C., Mangin T., 2015. *Country-level costs vs. benefits of improved fishery management*, <https://www.oceanprosperityroadmap.org/wp-content/uploads/2015/05/6.-Country-Level-Costs-vs.-Benefits-Fishery-Management-Report-5-26-15A.pdf>.
- Coulthard S., 2012. Can we be both resilient and well, and what choices do people have? Incorporating agency into the resilience debate from a fisheries perspective, *Ecology and Society*, 17, 1, 4, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04483-170104>.
- Eliassen S.Q., Hegland T.J., Raakjaer J., 2015. Decentralising: the implementation of regionalisation and co-management under the post-2013 Common Fisheries Policy, *Marine Policy*, 62, 224-232, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.022>.
- Fletcher W.J., Shaw J., Metcalf S.J., Gaughan D.J., 2010. An ecosystem based fisheries management framework: the efficient, regional-level planning tool for management agencies, *Marine Policy*, 34, 1226-1238, <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.04.007>.
- Grafton R.Q., 2005. Social capital and fisheries governance, *Ocean and Coastal Management*, 48, 753-766, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2005.08.003>.
- Grafton R.Q.R., Arnason R., Bjørndal T., Campbell D., Campbell H.F., Clark C.W., Connor R., Dupont D.P., Hannesson R., Hilborn R., Kirkley J.E., Kompas T., Lane D.E., Munro G.R., Pascoe S., Squires D., Steinshamn S.I., Turris B.R., Weninge Q., 2006. Incentive-based approaches to sustainable fisheries, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 699-710, <http://doi.org/10.1139/f05-247>.
- Griffon M., 1992. Économie institutionnelle et gestion des ressources naturelles renouvelables, *Économie Rurale*, 208-209, 70-74, [https://www.persee.fr/doc/eco\\_ru\\_0013-0559\\_1992\\_num\\_208\\_1\\_4455](https://www.persee.fr/doc/eco_ru_0013-0559_1992_num_208_1_4455).
- Gutierrez N.L., Hilborn R., Defeo O., 2011. Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries, *Nature*, 470, 386-389, <http://doi.org/10.1038/nature09689>.
- Hagstrom G., Levin S.A., 2017. Marine ecosystems as complex adaptive systems: emergent patterns, critical transitions, and public goods, *Ecosystems*, 20, 3, 458-476, <http://doi.org/10.1007/s10021-017-0114-3>.
- Hatchard J., Gray T., 2014. From RACs to advisory councils: Lessons from North Sea discourse for the 2014 reform of the European Common Fisheries Policy, *Marine Policy*, 47, 87-93, <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.02.015>.
- Hatcher A., Frere J., Pascoe S., Robinson K., 2002. "Quota-hopping" and the foreign ownership of UK fishing vessels, *Marine Policy*, 26, 1, 1-11, [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(01\)00035-5](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(01)00035-5).
- Hegland T.J., Ounanian K., Raakjær J.A., 2012. Why and how to regionalize the Common Fisheries Policy, *Maritime Studies*, 11, 7, <https://link.springer.com/article/10.1186/2212-9790-11-7>.
- Holland D.S., 2010. Governance of fisheries in the United States, in Grafton R.Q., Hilborn R., Squires D., Tait M., Williams M. (Eds), *Handbook of marine fisheries conservation and management*, Oxford, Oxford University Press, 382-392.
- Jentoft S., 1989. Fisheries co-management: Delegating government responsibility to fishermen's organizations, *Marine Policy*, 13, 2, 137-154, [https://doi.org/10.1016/0308-597X\(89\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0308-597X(89)90004-3).
- Lane D., Stephenson R.L., 2000. Institutional arrangements for fisheries: alternate structures and impediments to change, *Marine Policy*, 24, 5, 385-393, [http://doi.org/10.1016/S0308-597X\(00\)00014-2](http://doi.org/10.1016/S0308-597X(00)00014-2).
- Larabi Z., Guyader O., Macher C., Daurès F., 2013. Quota management in a context of non-transferability of fishing rights: the French case study, *Ocean & Coastal Management*, 84, 13-22, <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.001>.
- Le Floc'h P., Wilson J.R., 2017. *Les pêches maritimes françaises. 1983-2013*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, <https://books.openedition.org/pur/63630?lang=fr>.

<sup>8</sup> Association française halieutique, 2016. Fixation des quotas de pêche 2017 : pour de trop nombreux stocks, les ministres ne pourront pas suivre l'avis scientifique, communication, <https://www.association-francaise-halieutique.fr>.

- Le Floc'h P., Bertignac M., Curtil O., Macher C., Mariat-Roy E., Paulet Y.-M., 2018. A multidisciplinary approach to the spatial dimension in ecosystem-based fisheries management, *Aquatic Living Resources*, 31, 23, <https://doi.org/10.1051/alr/2018014>.
- Levin S.A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems, *Ecosystems*, 1, 5, 431-436, <http://doi.org/10.1007/s100219900037>.
- Levin S.A., 2000. Multiple scales and the maintenance of biodiversity, *Ecosystems*, 3, 6, 498-506, [www.jstor.org/stable/3658770](http://www.jstor.org/stable/3658770).
- Link J.S., Browman H.I., 2014. Integrating what? Levels of marine ecosystem-based assessment and management, *ICES Journal of Marine Science*, 71, 5, 1170-1173, <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsu026>.
- Nelson R., Winter S.G., 1982. *An evolutionary theory of economic change*, Cambridge, USA, The Belknap Press of Harvard University Press.
- North D.C., 1990. *Institutions, institutional change and economic performance*, Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- North D.C., 1991. Institutions, *The Journal of Economic Perspectives*, 5, 97-112, <http://doi.org/10.1257/jep.5.1.97>.
- Ostrom E., 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*, Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Ostrom E., 2008. *Polycentric systems as one for solving collective-action problems*, [http://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/bitstream/handle/10535/4417/W08-6\\_Ostrom\\_DLC.pdf](http://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/bitstream/handle/10535/4417/W08-6_Ostrom_DLC.pdf).
- Ostrom E., 2010. Beyond markets and states: Polycentric governance of complex economic systems, *American Economic Review*, 100, 3, 641-672, <http://doi.org/10.1257/aer.100.3.641>.
- Parsons L.S., 2010. Canadian marine fisheries management: a case study, in Grafton R.Q., Hilborn R., Squires D., Tait M., Williams M. (Eds), *Handbook of marine fisheries conservation and management*, Oxford University Press, 393-414.
- Pierson P., 2000. Increasing returns, path dependence and the study of politics, *American Political Science Review*, 94, 2, 251-267, <http://doi.org/10.2307/2586011>.
- Pikitch E.K., Santora C., Babcock E.A., Bakun A., Bonfil R., Conover D.O., Dayton P., Doukakis P., Fluharty D., Heneman B., Houde E.D., Link J., Livingston P.A., Mangel M., McAllister M.K., Pope J., Sainsbury K.J., 2004. Ecosystem-based fishery management, *Science*, 305, 346-347, <http://doi.org/10.1126/science.1098222>.
- Platteau J.-P., 2004. Monitoring elite capture in community-driven development, *Development and Change*, 35, 2, 223-246, <http://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2004.00350.x>
- Raakjær J.A., 2009. *Fisheries management system in crisis – the EU Common Fisheries Policy*, Aalborg, Aalborg University Press.
- Sen S., Nielsen J.R., 1996. Fisheries co-management: a comparative analysis. *Marine Policy*, 20, 5, 405-418, [http://doi.org/10.1016/0308-597X\(96\)00028-0](http://doi.org/10.1016/0308-597X(96)00028-0).
- Thébaud O., Link J.S., Kohler B., Kraan M., Lopez R., Poos J. J., Schmidt J.O., Smith D.C., 2017. Managing marine socio-ecological systems: picturing the future, *ICES Journal of Marine Science*, 74(7), 1965-1980, <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsw252>.
- Trawick P.B., 2001. Successfully governing the commons: Principles of social organization in an Andean irrigation system, *Human Ecology*, 29, 1, 1-25, <https://doi.org/10.1023/A:1007199304395>
- van Hoof L., 2015. Fisheries management, the ecosystem approach, regionalisation and the elephants in the room, *Marine Policy*, 60, 20-26. doi: [10.1016/j.marpol.2015.05.011](https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.05.011)
- van Tatenhove J., van Leeuwen J., Soma K., 2015. Marine governance as processes or regionalization: Conclusions from this special issues, *Ocean and Coastal Management*, 117, 70-74, <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.09.009>.
- Vignes D., 1970. La réglementation de la pêche dans le Marché commun au regard du droit communautaire et du droit international, *Annuaire français de droit international*, 16, 829-840. [https://www.persee.fr/doc/afdi\\_0066-3085\\_1970\\_num\\_16\\_1\\_1627](https://www.persee.fr/doc/afdi_0066-3085_1970_num_16_1_1627).
- Wallis P., Flaaten O., 2003. Fisheries management costs: Concepts and studies, in Schrank W.E., Arnason R., Hannesson R. (Eds), *The cost of fisheries management*, London, Taylor & Francis Ltd.
- Wilen J.E., 2000. Renewable resource economists and policy: what differences have we made? *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 3, 306-327, <http://doi.org/10.1006/jeem.1999.1110>
- Williamson O.E., 1979. Transaction-Cost Economics: The governance of contractual relations, *Journal of Law and Economics*, 22, 2, 233-261, <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/466942?mobileUi=0&>.
- Wilson J.A., 1982. The economical management of multi-species fisheries, *Land Economics*, 58(4), 417-434, <https://www.jstor.org/stable/3145690>.
- Wilson J.R., 2008. The joint planning agreement experience in Canada, in Townsend R., Shotton R., Uchida H. (Eds), *Case studies in fisheries self-governance*, FAO Fisheries technical paper 504, 125-133.

**Citation de l'article** : Le Floc'h P., Wilson J.R., 2019. Une approche néo-institutionnaliste des systèmes de gestion des pêches en Europe et en Amérique du Nord. *Nat. Sci. Soc.* 27, 3, 297-309.