



HAL
open science

Histoire des pressions anciennes et récentes sur les milieux aquatiques en Bretagne

Jean-Marc Roussel, Chantal Gascuel, Catherine Grimaldi, Michel Pascal,
Jean-Luc Baglinière

► **To cite this version:**

Jean-Marc Roussel, Chantal Gascuel, Catherine Grimaldi, Michel Pascal, Jean-Luc Baglinière. Histoire des pressions anciennes et récentes sur les milieux aquatiques en Bretagne. *Innovations Agronomiques*, 2012, 23, pp.95-105. 10.17180/25sc-qs53 . hal-01209107

HAL Id: hal-01209107

<https://hal.science/hal-01209107v1>

Submitted on 28 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Histoire des pressions anciennes et récentes sur les milieux aquatiques en Bretagne

**J.M. Roussel¹, C. Gascuel-Oudou², C. Grimaldi², M. Pascal¹,
J.L. Baglinière¹**

¹ INRA, UMR 0985, Ecologie et Santé des écosystèmes, F-35000 Rennes

² INRA, UMR 1069, Sol Agro et Hydrosystèmes Spatialisation, F-35000 Rennes

Correspondance : Jean-Marc.Roussel@rennes.inra.fr

Résumé

De tout temps les milieux aquatiques ont été un vecteur d'essor de l'activité économique dans nos sociétés. Cet article propose un panorama de l'évolution des principales pressions anthropiques sur les milieux aquatiques en Bretagne. L'exercice consiste à replacer dans une perspective historique certains sujets qui font débat aujourd'hui comme la continuité écologique, la qualité de l'eau et des habitats aquatiques. Les phénomènes plus récents que sont les invasions biologiques et les changements climatiques représentent des facteurs d'instabilité future des écosystèmes aquatiques. L'évolution des écosystèmes aquatiques vers de nouveaux équilibres pourrait prendre une direction défavorable, si elle n'est anticipée, vis-à-vis des services qu'ils rendent à nos sociétés.

Mots clés : Continuité écologique, qualité de l'eau, pollutions diffuses, remembrement rural, habitats aquatiques, invasions biologiques, changement climatique

Abstract : Historical analysis of human activities and their effects on freshwaters in Brittany

The economic development of human societies has long been closely connected to the use of freshwaters. This article proposes an overview of major anthropogenic pressures on aquatic ecosystems in Brittany. Some contemporary problems such as river fragmentation, water and habitat quality are discussed thanks to a retrospective analysis based on some study cases. In addition, biological invasions and climate change are identified as new threats to aquatic ecosystems. The evolution of freshwaters towards uncertain ecological equilibriums may detrimentally affect ecosystems services to our societies in the future.

Keywords : River fragmentation, water quality, land reform, nonpoint source pollution, aquatic habitats, biological invasion, climate change

Introduction

« Assurons-nous bien du fait avant que de nous inquiéter de la cause. (...) nous éviterons le ridicule d'avoir trouvé la cause de ce qui n'est point ». C'est par cette citation du philosophe et scientifique Bernard de Fontenelle (1687) que Max Thibault et Pierre Rainelli (1992) commençaient leur article critique sur la gestion du saumon Atlantique en France. Revisitant un certain nombre de présupposés scientifiques sur la qualité des cours d'eau et de la ressource piscicole, leurs travaux pointent la nécessité d'une démarche rigoureuse dans l'analyse historique des pressions exercées par l'homme sur la nature (Thibault, 1996). Certes, la mise en place des bases de données sur les écosystèmes aquatiques doit faciliter l'analyse temporelle pour ce qui concerne les décennies récentes (cf portails <http://www.eaufrance.fr>, <http://www.rieb-eau.org>). Mais l'exploration des tendances plus anciennes demeure un travail délicat qui repose essentiellement sur l'analyse de textes anciens, voire celles des restes de thanatocénoses, et sans lequel on risque de propager une vision erronée des relations passées entre l'homme et la nature.

Cet article propose un panorama de l'évolution des principales pressions anthropiques sur les milieux aquatiques en Bretagne. Sans avoir l'ambition d'être exhaustif, la démarche consiste plutôt à s'appuyer sur certains cas d'études documentés, en les replaçant dans une perspective historique lorsque des éléments anciens de comparaison existent. Les principales pressions historiques sur les habitats aquatiques (1) et sur la qualité de l'eau (2) seront successivement abordées, avant de présenter l'émergence de nouvelles menaces pour les écosystèmes (3). Au delà des faits et de leurs causes, on essaiera d'identifier certaines conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques continentaux et les services qu'ils représentent pour l'homme. Ce panorama se situe dans le contexte d'une prise de conscience récente des enjeux multiples liés aux milieux aquatiques, qui s'est concrétisée par des engagements réglementaires forts au niveau européen (RAMSAR, CITES, Directives Habitats Faune Flore, DCE qualité de l'eau et connectivité).

1. Evolution de la qualité des habitats aquatiques

1.1 Continuité écologique : la trame était-elle si bleue avant ?

Sous l'impulsion des récentes Lois Grenelle (Trames vertes et bleues), la connectivité amont-aval au sein des hydrosystèmes est devenue une préoccupation principale en matière d'intégrité des habitats aquatiques. Le référentiel national des obstacles à l'écoulement (ROE) répertorie plus de 3200 obstacles aujourd'hui en Bretagne, dont une majorité de seuils barrant le lit mineur *sensu stricto* et d'une hauteur inférieure à 50 cm. Ces seuils sont le plus souvent des ouvrages hydrauliques anciens dans le paysage régional puisqu'ils font partis d'anciens moulins à eau. Les moulins à eau ont connu leur expansion à partir du Moyen Age, majoritairement pour l'industrie minotière, puis pour le textile et le papier. Au début du XIXe siècle, on en dénombrait plus de 6500 en Bretagne (Thibault et Vinot, 1989). L'utilisation de l'énergie hydraulique pour accompagner l'essor de nos sociétés a donc bousculé depuis longtemps la trame bleue dans les rivières bretonnes. Ainsi, la discontinuité écologique liée aux activités humaines a façonné les écosystèmes aquatiques dont nous héritons de la gestion aujourd'hui, et cela bien avant que cette préoccupation ne vienne au goût du jour.

Quant aux ouvrages hydrauliques majeurs de plus de 5 m de hauteur, ils représentent moins de 1% des obstacles en Bretagne. Ils ont été associés à d'autres services tels que la navigation fluviale avec la construction du canal de Nantes à Brest dans la première moitié du XIXe siècle, et aujourd'hui la fourniture d'eau potable, d'énergie renouvelable (hydroélectricité), voire certains loisirs nautiques et halieutiques. A ce titre, on peut se rappeler que la Bretagne a été relativement épargnée par la

construction de grands barrages au XXe siècle. Cette quasi absence permet d'expliquer que le nombre de rivières à saumon n'a pas régressé depuis le XIXe siècle dans la région, contrairement au reste du territoire français, d'autant que les zones de frayères nécessaires à la reproduction sont accessibles rapidement dès l'estuaire franchi par les géniteurs (Thibault, 1987). Par ailleurs, la Bretagne a été parmi les premières régions françaises, en 1996, où un arasement de grand barrage (15 m) a été réalisé à Kernansquillec sur le Léguer.

1.2 La transformation des paysages ruraux

Souvent oubliée quoique récente, une cause majeure et générale de la dégradation physique des habitats aquatiques en Bretagne tient à la profonde transformation des paysages agricoles sur les bassins versants. Fer de lance de la révolution agricole, le remembrement rural mis en place dès les années 50 a permis le regroupement des terres et l'agrandissement de la taille des exploitations, parallèlement au développement d'un machinisme agricole plus compétitif. Outre les interventions mécaniques directes sur le lit mineur des cours d'eau (détournement, recalibrage), les opérations de drainage visant à rendre les fonds de vallées utilisables pour les cultures ont entraîné une diminution des zones humides estimée à 15% en Bretagne (Aurousseau et Squidant, 1995, *in* Mérot *et al.*, 2005). Ceci correspond à une altération majeure et récente de la trame bleue. Ces zones humides abritent pourtant une faune et une flore spécifique en matière de biodiversité. Lieu de processus de dénitrification, elles assurent un rôle central sur la réduction des quantités de nitrate dans les eaux superficielles (Montreuil *et al.*, 2010).

La disparition des haies et talus sur les bassins versants en Bretagne, phénomène estimé à plus de 180 000 kilomètres linéaires entre 1996 et 2008 (source : L'environnement en Bretagne, cartes et chiffres clés / Édition 2011), a eu un rôle indirect sur les hydrosystèmes. Cependant les études réalisées, notamment sur les débits de la Vilaine, peinent à le démontrer statistiquement. Les arasements de haies et de talus se sont étalés sur quelques décennies et ils ont été concomitants d'autres transformations des paysages : drainage agricole, retournement des prairies et introduction du maïs, modification des systèmes de cultures. Les travaux de modélisation indiquent cependant leur rôle sur le débit. Le bocage réduit globalement l'écoulement, et le décale dans le temps à l'automne, par une reprise des écoulements plus tardive (Caubel *et al.*, 2001).

L'ensemble des transformations des paysages a pu favoriser l'érosion et le transfert de matières particulaires vers les cours d'eau. La fragmentation du paysage, par le bocage, ou par une hétérogénéité des occupations du sol dans les versants réduit la connectivité des flux de particules et donc l'extension des zones potentiellement contributives au transfert des MES. De plus, la destruction de la ripisylve, dernière barrière physique contre l'afflux de sédiments dans le cours d'eau, favorise l'érosion hydraulique des berges. Ce phénomène est accentué par certaines pratiques d'élevage où le bétail au pâturage dans les prairies ripariennes piétine le bord des petits cours d'eau (Lefrançois *et al.*, 2007). Grâce à des modèles prenant en compte la topographie et les caractéristiques bocagères, la présence de zones à risque vis-à-vis du transport de sédiments vers le cours d'eau peut être identifiée sur les bassins versants (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011).

1.3 L'altération des substrats aquatiques

Toutefois, la mise en évidence d'une modification des habitats aquatiques à l'échelle de plusieurs décennies reste délicate par manque de données historiques sur ce point. Sur le bassin versant de l'Oir (Manche, ORE Petits Fleuves Côtiers), les relevés faits dans les années 90, comparés à ceux de 2009, mettent en évidence une augmentation significative des faciès d'écoulements lents et des granulométries fines (Martignac, 2009). Les mécanismes mis en jeu dans l'augmentation des fractions

fines dans la composition des substrats aquatiques pourraient être liés à une modification de l'occupation des sols. Sur la même période en effet, ce bassin versant a vu ces surfaces de prairies permanentes se réduire de moitié au profit des zones cultivées. Les cultures, et notamment le maïs fourrager (augmentation de 25% des surfaces), ont pu conduire à amplifier les phénomènes d'érosion conduisant à accroître le transport solide de matières fines vers le cours d'eau.

Les conséquences de la banalisation des habitats aquatiques (uniformisation des écoulements et augmentation des fractions granulométriques fines dans le substrat) sur l'écologie de ces petits cours d'eau restent mal connues. On sait toutefois que les échanges à l'interface eau-substrat peuvent être modifiés, altérant l'oxygénation de l'eau dans la zone hyporhéique et l'activité microbienne associée au recyclage de la matière organique dans les cours d'eau (Navel *et al.*, 2010, 2012). Pour la faune aquatique et notamment les poissons, cette désoxygénation entraîne une augmentation de mortalité chez les stades précoces de salmonidés, et les capacités d'adaptation à l'hypoxie variable pourraient représenter un facteur important de l'évolution de ces populations (Roussel, 2007 ; Côte *et al.*, sous presse). D'une manière plus générale, ces modifications d'écoulement et de structure granulométriques changent la capacité d'accueil du cours d'eau pour certaines espèces.

2. Evolution de la qualité de l'eau

2.1 Un certain mythe de l'idéal d'antan

En matière de qualité d'eau, il est une croyance commune selon laquelle la situation actuelle est moins bonne que celle du passé. L'absence de mesures physicochimiques suffisamment anciennes et d'éléments de comparaison fiables nourrit un certain mythe de l'idéal d'antan, dont Thibault (1995) s'est employé à démontrer les rouages. L'essor de la société bretonne dès le moyen âge est intimement lié à l'utilisation de l'énergie hydraulique, et l'expansion des moulins à eau correspond au développement d'activités économiques spécifiques comme le rouissage des plantes textiles (lin, chanvre), la tannerie et la papeterie. Or, on peut supposer que la production d'effluents par ces activités ont pu impacter significativement la qualité de l'eau des rivières. Il existe à ce titre des récits anciens rapportant l'ampleur de telles pollutions dans les eaux courantes (rapportés par Thibault, 1996). Ainsi, la prospérité économique bretonne des XVI^e et XVII^e siècles liée entre autre au commerce international de différents types de toile s'est sans doute accompagnée d'une pollution croissante des cours d'eau. Il convient d'ajouter que l'activité d'extraction de minerais, notamment le plomb argentifère qui s'intensifie au cours du XIX^e siècle, a également généré des effluents toxiques ajoutant localement à la pollution des eaux de surface (Thibault, 1995).

La seconde moitié du XIX^e et la première moitié du XX^e voient un recul global des activités économiques sur les cours d'eau et parallèlement une intensification de l'exploitation agricole du territoire, avant que ne commence la révolution agricole et agro-alimentaire en Bretagne. Ceci amène Thibault (1995) à émettre l'hypothèse qu'une période de meilleure qualité des eaux dans les cours d'eau bretons se situerait au cours de la première moitié du XX^e siècle. Cette période correspond aussi à un changement progressif dans l'origine des pressions anthropiques, passant de multiples pollutions ponctuelles liées aux activités économiques « du bord de l'eau », vers des pollutions diffuses de l'azote, du phosphore et des produits phytosanitaires prenant leur origine dans l'intensification agricole sur les bassins versants. Enfin, la croissance urbaine d'abord faible au XIX^e siècle et qui démarre réellement à partir des années 50 en Bretagne s'est accompagnée également d'une extension de l'adduction d'eau potable dans les foyers. Avant que ne se généralise la construction de stations de traitement des eaux usées, les impacts de ces rejets urbains se sont ajoutés au phénomène de pollution diffuse naissant. La période très récente, avec une meilleure maîtrise des pollutions ponctuelles et du traitement des eaux, remet en avant les pollutions diffuses agricoles. C'est en particulier le cas du phosphore.

Le sol constitue à cet égard un marqueur historique des usages et un indicateur de possibles pollutions anciennes de l'eau. Les sols des berges des cours d'eau sont parfois marqués par ces pollutions, avec l'exemple emblématique des prairies Saint-Martin à Rennes, polluées par des sédiments déposés provenant d'anciennes tanneries, et remettant en cause leur usage actuel par des jardins familiaux. Le suivi de la qualité des sols par le réseau de surveillance que constitue le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS - maille de 16 km²) ne permet pas d'analyser des hétérogénéités à une échelle spatiale de la qualité des sols aussi fine que celle des lits majeurs ou corridors fluviaux. Des investigations spécifiques dans ces zones devraient lever l'incertitude concernant l'ampleur de ces activités et leur rôle potentiel sur l'eau. A l'inverse les mesures du RMQS montrent bien l'impact des pollutions agricoles diffuses des dernières décennies. Notamment, on peut identifier les teneurs élevées en cuivre, zinc, phosphore et autres éléments adsorbés de manière privilégiée dans les sols, et pouvant potentiellement migrer vers les eaux, en fonction du taux de saturation des phases porteuses de ces éléments, variables selon les sols.

2.2 Le développement des pollutions diffuses

L'apparition d'impacts diffus de l'activité agricole sur la qualité de l'eau est visible dès les années 1980. La sécheresse de 1976, suivie par un hiver pluvieux, semble avoir été un déclencheur d'une augmentation relative brutale des teneurs en nitrate des cours d'eau. Cette augmentation est liée à une non consommation de l'azote par les plantes due à la sécheresse, suivi par leur lixiviation, marquant probablement une entrée massive des nitrates dans les nappes superficielles qui alimentent de manière dominante les cours d'eau. En Bretagne, les réseaux de surveillance se sont mis en place à cette époque et ont progressivement couvert l'ensemble des petits fleuves côtiers pour le paramètre nitrate. L'analyse des chroniques (Gascuel-Odoux *et al.*, 2010) montre une augmentation progressive des flux et concentrations en nitrate des eaux jusque dans les années 90, suivie par une phase de stabilisation, voire une amélioration depuis quelques années dans certains cas.

Le paramètre nitrate a servi d'indicateur de l'impact des pollutions diffuses agricoles, car il représente une mesure facile à réaliser. Il a cependant des limites. C'est un élément soluble donc stocké dans les nappes, ce qui a deux conséquences paradoxales : une mesure hebdomadaire suffit à mesurer les flux et donc à estimer l'état des pressions. Cependant, ces flux ne peuvent être attribués à l'azote apporté ou même lixivié dans l'année, mais à un niveau moyen correspondant au temps de résidence moyen de l'eau dans les nappes. Les grands fleuves européens ont des chroniques plus longues (Seine, Loire, Tamise) qui permettent de faire le lien entre les grands changements de systèmes agricoles et de paysage et les pressions (Howden *et al.*, 2010). Ce lien est plus difficile à établir à partir des réseaux de surveillance sur l'eau en Bretagne qui ne datent que de quatre décennies environ.

L'augmentation de la charge azotée dans les cours d'eau bretons n'est pas sans incidence sur les écosystèmes aquatiques. Une analyse rétrospective du statut trophique du Scorff (Morbihan) sur les 40 dernières années a été entreprise, à partir d'analyses isotopiques réalisées sur des collections d'échantillons archivés (écailles de poissons). Elle met en évidence le phénomène par lequel l'enrichissement nutritif de l'eau accroît la diffusion de carbone atmosphérique dans l'eau (carbone inorganique dissous), sa transformation en carbone organique par les producteurs primaires aquatiques, et enfin son transfert dans les chaînes alimentaires jusqu'aux poissons (Roussel *et al.*, 2012). L'imbrication étroite des cycles de l'azote et du carbone dans le phénomène d'eutrophisation en cours d'eau est ainsi mise en évidence.

D'autres éléments comme le phosphore, adsorbés sur le sol, et dans une moindre mesure le carbone organique dissous (COD), ont des modes de transfert et des dynamiques plus rapides *via* le transport de matière en suspension pour le phosphore, la fluctuation des nappes dans les zones humides pour le COD. Ils nécessitent des suivis de plus grande fréquence pour estimer les flux. Ils présentent une plus

grande variabilité inter-annuelle, puisque plus sensibles à la variabilité des précipitations. Les suivis actuels ne permettent d'estimer ces flux qu'en agrégeant un ensemble de mesures sur un ensemble d'années, ce qui obère toute possibilité d'analyse des variations temporelles. Les évolutions des flux de phosphore sont ainsi difficilement analysables. S'agissant de micropolluants organiques, pesticides notamment, les suivis sont plus récents et de plus basse fréquence encore, alors même que leur usage et probablement leurs effets sur les milieux aquatiques se sont modifiés au cours du temps (sur le sujet des pesticides précisément, lire l'article de Thierry Caquet).

Au final, si le paramètre nitrate constitue un indicateur imparfait des évolutions des pressions des pollutions diffuses agricoles sur l'eau, c'est encore plus vrai des autres paramètres. Ce constat plaide pour le renforcement des mesures de surveillance de l'eau, sur les réseaux opérationnels comme sur des observatoires de recherche où la fréquence et la diversité des paramètres suivis sont meilleures. La modélisation apparaît comme une approche complémentaire pour compléter les observations passées, effectuer des rétro-analyses autant qu'une projection sur les évolutions futures. Ces approches de modélisation à l'échelle de bassins versants sont relativement bien développées pour l'azote, faibles voire quasi inexistantes pour les autres pressions.

3. Vers de nouvelles menaces ?

Deux types de pressions nouvelles sur les écosystèmes, aquatiques en particulier, sont souvent avancés pour les inquiétudes qu'elles suscitent en matière de biodiversité et de services écologiques : les invasions biologiques et le changement climatique. Au delà des polémiques, la démarche de Fontenelle (les faits d'abord, les causes après) semble la plus perspicace pour aborder ces questions.

3.1 L'invasion des écosystèmes aquatiques bretons

En cela, les travaux de Michel Pascal et collaborateurs permettent de définir la réalité du phénomène des invasions biologiques dans une perspective historique. Selon Pascal *et al.* (2006), une invasion biologique est « le fait d'une espèce qui a accru son aire de répartition initiale, avec ou sans rapport avec l'activité humaine, et constitue, dans l'aire nouvellement conquise, une ou des populations pérennes se reproduisant et se maintenant sur place sans d'obligatoires apports extérieurs ». S'intéressant au cas des vertébrés en France métropolitaine au cours de l'Holocène (de 9200 ans avant J.C. à 2002), ces auteurs montrent que le taux d'invasion par siècle est inférieur à l'unité entre -2006 et 1600, époque à laquelle débute une croissance exponentielle sans fléchissement pour atteindre la valeur de 132 pour les 50 dernières années du XXe siècle.

Le cas de l'ichtyofaune d'eau douce est relativement bien documenté. L'augmentation holocène du nombre d'espèces s'élève à 19 (+27%), ce qui représente la tendance la plus forte au sein des groupes faunistiques considérés (Pascal *et al.*, 2006). Ce « succès » tient aux introductions volontaires et aux connexions hydrauliques interbassins opérées pour la navigation fluviale. Onze espèces invasives sont décrites comme présentant des populations pérennes en Bretagne (source : <http://www.observatoire-biodiversite-bretagne.fr/especes-invasives>). Les effets sur les écosystèmes aquatiques receveurs peuvent être multiples (lire la synthèse par Cucherousset et Olden, 2011). Ils peuvent exercer une prédation sur la faune autochtone dont certaines espèces présentent un intérêt patrimonial. Par exemple, le Silure glane, *Silurus glanis*, présent dans la Vilaine peut s'alimenter de migrateurs amphihalins comme l'alose, *Alosa alosa*, (Syvaeranta *et al.*, 2009) ou les lamproies, et la gambusie *Gambusia* spp. s'attaque aux stades larvaires d'amphibiens (Segev *et al.*, 2009). Les poissons invasifs peuvent changer les relations trophiques au sein des communautés (Vander Zanden *et al.*, 1999), et en cascade le cycle des nutriments et la production primaire des écosystèmes (Figueredo et Giani, 2005).

Si les connaissances historiques de l'invasion par les invertébrés aquatiques sont moins documentées, les conséquences n'en sont pas moins importantes. Certaines espèces invasives d'amphipodes (e.g. *Gammarus pulex*) qui supplantent les autochtones en Bretagne (e.g. *Gammarus duebeni celticus*) ont une tendance plus affirmée à l'omnivorie (Piscart *et al.*, 2011a). Le processus de fragmentation et de recyclage de la matière organique des cours d'eau peut alors être fortement réduit (Piscart *et al.*, 2011b). Autre exemple, les écrevisses invasives introduites en France pour l'aquaculture, ont des effets spectaculaires en affectant simultanément diverses composantes de l'écosystème. La Bretagne est surtout concernée par l'écrevisse américaine *Orconectes limosus* et l'écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* (source ONEMA). Une étude récente consacrée à cette dernière montre qu'elle est douée d'une grande plasticité alimentaire et devient elle-même une ressource alimentaire centrale pour les communautés de poissons des écosystèmes envahies (Roussel *et al.*, 2012).

Autre phénomène important pour la faune aquatique, les espèces introduites sont parfois réservoirs et/ou vecteurs de pathogènes eux-mêmes autochtones ou surtout introduits. À titre d'exemple, les écrevisses d'Amérique du Nord sont porteuses saines du champignon *Aphanomyces astaci* qui décime les populations autochtones de l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes* (Diéguez-Urbeondo, 2006), menaçant l'espèce de disparition en Bretagne et sur l'ensemble du territoire métropolitain de la France. Ce phénomène est actuellement observé sur le bassin de la Sélune colonisé par l'écrevisse signal *Pacifastacus leniusculus* à partir de retenues artificielles (barrages). De même, un petit cyprinidé originaire d'Asie, *Pseudorasbora parva*, arrive aux portes sud-est de la Bretagne. Il peut être porteur d'un parasite eucaryote (*Sphaerothecum destruens*) responsable de mortalité massive chez les poissons (Gonzlan *et al.*, 2005), et présentant un risque important pour le devenir de l'ichtyofaune bretonne.

Finalement, ce sont les invasions par des végétaux qui font actuellement l'objet de mesures de gestion spectaculaires dans les milieux aquatiques bretons. Les quatre plantes responsables d'atteintes significatives à la biodiversité aquatique et entraînant des impacts économiques majeurs en Bretagne sont les jussies, *Ludwigia peploides* et *L. uruguayensis*, l'élodée d'Argentine, *Egeria densa*, et le myriophylle du Brésil, *Myriophyllum aquaticum* (Quéré *et al.*, 2011). Importées dans le cadre du commerce lié à l'aquariophilie, elles sont fréquemment libérées dans le milieu naturel et de nouvelles stations sont signalées régulièrement en étangs, marais et cours d'eau lenticues. À l'heure actuelle, c'est le territoire breton dans son ensemble qui semble impacté. Capables de doubler leur biomasse en quelques semaines, elles sont peu consommées par la faune aquatique, supplantent les plantes autochtones, et déséquilibrent le fonctionnement des écosystèmes. Elles représentent des obstacles à l'écoulement favorisant les inondations et entravant la navigation. Les opérations d'arrachage nécessitent des interventions mécaniques et humaines coûteuses : sur la Vilaine, c'est plus de 400 000 euros qui auraient été dépensés à ces fins pour la seule année 2003.

3.2 Le changement climatique

Le rapport de synthèse du GIEC en 2007 (IPCC Climate Change 2007 Synthesis Report, http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html) rappelle les faits : le réchauffement du système climatique est univoque car il tient simultanément de l'augmentation des températures moyennes mondiales de l'atmosphère et des océans, de la fonte généralisée des neiges et des glaces, et de l'élévation du niveau mondial moyen des mers. Notamment, les températures ont augmenté en moyenne de 0,74°C dans l'hémisphère nord entre 1906 et 2005. Les modèles qui intègrent l'effet des gaz à effets de serre (GES), notamment le CO₂ issu de la combustion d'énergie fossile, aboutissent à des tendances qui correspondent aux données enregistrées par les stations météorologiques sur le siècle écoulé, sur chaque continent. A partir de scénarios plus ou moins optimistes sur la capacité de nos sociétés à ralentir les émissions de GES, les modèles pour l'ouest de la France prédisent d'ici la fin du siècle en cours une augmentation des températures moyennes (de +2 à +4°C), un changement

dans le régime saisonnier des précipitations et une baisse de 5 à 10% de l'écoulement. Autour de ces tendances moyennes, il est prédit une fréquence plus élevée des aléas climatiques extrêmes (crues et étiages sévères, canicule).

Pour analyser la question de l'évolution de la quantité et de la qualité de l'eau, des milieux aquatiques et des services écologiques associés dans les scénarios climatiques du GIEC, la démarche retenue allie deux approches. La première repose sur l'analyse des chroniques des données issues d'observations passées, provenant d'observatoires de recherches (ORE, SOERE) ou d'observatoires opérationnels de l'Etat et des collectivités territoriales. Elle permet d'identifier le rôle des mécanismes climatiques sur l'environnement. La seconde approche correspond à l'élaboration de modèles pour représenter la dynamique spatiale et temporelle du fonctionnement des agro-écosystèmes. Cette approche de simulation intègre les mécanismes mis à jour à partir des données d'observations ou d'expérimentations spécifiques, ainsi que diverses forçages environnementaux, dont le climat (scénarios GIEC) ou l'évolution des systèmes agricoles. S'appuyant sur cette démarche, les travaux réalisés récemment dans le cadre du programme CLIMASTER offre une précieuse synthèse des effets du changement climatique sur différentes composantes des écosystèmes aquatiques en Bretagne, Loire Atlantique et Basse Normandie (Delahaye et Gascuel-Oudou, sous presse).

D'emblée un premier constat s'impose : l'accélération climatique enregistrée depuis les années 60 est synchronisée à l'apparition d'autres forçages environnementaux majeurs en Bretagne, notamment liés à l'intensification agricole. Il est alors difficile de séparer les impacts du forçage climatique qui semble à la fois plus tenu mais plus stochastique. De plus, les tendances obtenues sont assez incertaines compte tenu de l'incertitude même des scénarios climatiques utilisés. La forte variabilité autour des tendances moyennes appelle à la prudence quant aux conclusions. Néanmoins, les travaux mettent en avant des effets mitigés, tantôt favorables, défavorables ou invariables, selon les composantes de l'environnement considérées et les services écologiques associés aux milieux aquatiques.

Notamment, on estime de l'ordre de 20 à 25% la baisse des débits des cours d'eau d'ici la fin du siècle, qui devrait s'accompagner d'un allongement de la période d'étiage vers le mois de novembre (Mérot *et al.*, sous presse). Les surfaces de zones humides en tête de bassin versant pourraient également se réduire de 10 à 20%. De plus, les simulations des bilans hydriques font apparaître une augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses, particulièrement dans la seconde moitié du XXI^e siècle (Lamy *et al.*, sous presse). Le climat pourrait aussi moduler les flux d'azote aux exutoires *via* l'augmentation de la dénitrification dans les zones humides, si toutefois ces dernières ne subissaient pas une régression trop sévère de leur surface ni une altération majeure de leur intégrité fonctionnelle (Salmon-Monviola *et al.*, sous presse). De même, l'augmentation des températures pourrait augmenter le stock de matière organique mobilisable des sols, se traduisant par une libération de COD dans les eaux de surface (Gruau *et al.*, sous presse). En matière de flux hydro-sédimentaires sur les bassins versants, l'accent est mis sur la nécessité de maîtriser les sources de sédiments, notamment en tête de bassin versant (Viel *et al.*, sous presse), alors que la projection climatique souligne une aggravation de la sensibilité des sols à l'érosion d'ici la fin de XXI^e siècle (Le Gouée *et al.*, sous presse).

Les impacts sur les biocénoses aquatiques sont également difficiles à identifier. Il est possible d'utiliser les préférences thermiques des différentes espèces de poissons et de les croiser avec l'évolution attendue des températures de l'eau. On obtient alors des cartes, à large échelle, de progression ou de régression des espèces (Lassalle *et al.*, 2008). Mais sans des connaissances approfondies sur la capacité des espèces à évoluer face à ces changements, l'exercice est partiel. La complexité à modéliser la réponse des organismes aquatiques au réchauffement est révélée notamment si l'on considère certaines fonctions biologiques séparément. Par exemple, des modèles énergétiques développés montrent que l'augmentation des températures dans la gamme attendue pour la Bretagne n'engendrerait pas, à elle seule, une baisse des performances de croissance des juvéniles de salmonidés (Bal *et al.*, 2011). A l'inverse, ces performances seraient fortement liées à certains forçages biotiques comme la compétition pour la ressource trophique. Enfin, les effets du changement climatique

liés à la modification des débits et des flux hydro-sédimentaires pourraient modifier de manière plus drastique les conditions de vie des organismes dans les habitats aquatiques.

3.3 L'accumulation des pressions, vers un cocktail explosif ?

D'une manière générale, les impacts écologiques et socio-économiques causés par la conjonction de forçages anthropiques multiples sur les milieux aquatiques restent incertains. Les modèles visant à évaluer l'évolution des milieux aquatiques sous la pression du climat en Bretagne montrent des effets probablement négatifs sur la ressource en eau, alors que les processus d'érosion hydrique et les flux hydro-sédimentaires devraient s'intensifier parallèlement. La dystrophie engendrée par l'ampleur des pollutions azotées en Bretagne, même si la situation tend vers l'amélioration et que les effets du changement climatique pourraient être favorables sur ce point, reste un facteur supplémentaire d'instabilité dans les écosystèmes aquatiques. De même, l'arrivée de nouveaux micropolluants organiques liés aux produits vétérinaires et pharmaceutiques nécessite la mise de suivis spécifiques. Les effets de nombreuses espèces invasives restent très mal documentés à l'heure actuelle, en dépit de la récente accélération du taux d'invasion enregistré chez les vertébrés pour le moins. L'évolution climatique actuelle pourrait faciliter les invasions biologiques par des espèces à répartition plus méridionale.

L'ensemble de ces remarques conduit à penser que l'évolution des milieux aquatiques vers de nouveaux équilibres écologiques pourrait prendre une direction défavorable, si elle n'est anticipée, vis-à-vis des services qu'ils rendent à nos sociétés. L'évaluation des impacts écologiques et socio-économiques d'une telle évolution est sans doute une question majeure pour la gestion future des ressources naturelles liées aux milieux aquatiques.

Références bibliographiques

- Bal G., Rivot E., Prévost E., Piou C., Baglinière J-L., 2011. Effect of water temperature and density of salmonid juveniles on growth of young-of-the-year Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology*, 78, 1002-1022.
- Caubel-Forget V., Grimaldi C., Rouault F., 2001. Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences Série II*, 332, 107-113.
- Côte J., Roussel J.M., Le Cam S., Bal G., Evanno G. (sous presse). Population differences in response to hypoxic stress in Atlantic salmon. *Journal of Evolutionary Biology*.
- Cucherousset J., Olden J.D., 2011. Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries*, 36, 215-230.
- De Fontenelle B., 1687. *Histoire des oracles*, Première dissertation, chapitre IV.
- Delahaye et Gascuel-Odoux (sous presse). Eau et sol ; écosystèmes continentaux aquatiques et terrestres. In Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. *Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions*. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Diéguez-Uribeondo J., 2006. The dispersion of the Aphanomyces Astaci-carrier *Pacifastacus leniusculus* by humans represents the main cause of disappearance of the indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* in Navarra. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 380-381 : 1303-1312.
- Figueredo C., Giani A., 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology* 50, 1391-1403.

- Gascuel-Oudoux C., Aurousseau P., Doray T., Squidant H., Macary F., Uny D., Grimaldi C., 2011. Incorporating landscape features to obtain an object-oriented landscape drainage network representing the connectivity of surfaceflow pathways over rural catchments. *Hydrological Processes* 25, 3625–3636.
- Gascuel-Oudoux C., Aurousseau P., Durand P., et al., 2010. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment* 408, 5657-5666.
- Gozlan R. E., St-Hilaire S., Feist S. W., Martin P., Kent M. L., 2005. Biodiversity-disease threat to European fish. *Nature* 435, 1046.
- Gruau G., Viaud V., Denès J., Durand P., Jaffrézic A., Panaget T., Pierson-Wickmann A-C., Rouxel M. (sous presse). Matière organique des eaux et des sols. *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Howden NJK., Burt TP., Worrall F., Whelan MJ., Bierozza M., 2010. Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868-2008) : are increases irreversible ? *Hydrological Processes* 24, 2657-2662.
- Lamy C., Cantat O., Le Gouée P., Dubreuil V., Bensaid A., Lemerrier B., Savouret E., (sous presse). Sécheresse et réserve en eau des sols. *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Lassalle G., Beguer M., Beaulaton L., Rochard E., 2008. Diadromousfish conservation plans need to consider global warming issues : an approach using biogeographical models. *Biological Conservation* 141, 1105-1118.
- Le Gouée P., Lemerrier B., Cantat O., Delahaye D., Walter C., Goulet A., Jambou N., Viel V., Reuillet R., Bensaid A. (sous presse). Modélisation de la sensibilité des sols à l'érosion hydrique. *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Lefrançois J., Grimaldi C., Gascuel-Oudoux C., Gilliet N., 2007. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. *Hydrological Processes* 21, 2923-2933.
- Martignac F., 2009. Evolution de l'habitat de l'Oir : mise en évidence de la modification des compositions granulométriques du substrat d'un cours d'eau bas-normand. Master 2 Gestion des Habitats et des Bassins Versants, UFR S.V.E., Université de Rennes 1, 60p.
- Mérot P., Aubert A., Josse J., Le Parven E., Montreuil O. (sous presse). Le cycle de l'eau dans les bassins versants : débits, niveaux de nappe, extension des zones humides. *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Mérot P., Hubert-Moy L., Gascuel-Oudoux C., Clément B., Drand P., Baudry J., Thenail C., Environmental Assessment : a Method for Improving the Management of Controversial Wetland. *Environmental Management* 37, 258-270.
- Montreuil O., Mérot P., Marmonier P., 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments : effect of discharge and stream order. *Freshwater Biology* 55, 2305-2318.
- Navel S., Mermillod-Blondin F., Montuelle B. et al., 2010. Interactions between fauna and sediment control the breakdown of plant matter in river sediments. *Freshwater Biology* 55, 753-766.
- Navel S., Mermillod-Blondin F., Montuelle B. et al., 2012. Sedimentary context controls the influence of ecosystem engineering by bioturbators on microbial processes in river sediments. *Oikos* 121, 1134-1144.
- Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D., 2006. Invasions biologiques et extinctions, 11 000 ans d'histoire des vertébrés en France. Editions Belin,Quae, 350 p.

- Piscart C., Roussel J-M., Dick J.T.A., Grosbois G., Marmonier P., 2011a. Effects of coexistence on habitat use and trophic ecology of interacting native and invasive amphipods. *Freshwater Biology* 56, 325-334.
- Piscart C., Navel S., Maazouzi C., et al., 2011b. Leaf litter recycling in benthic and hyporheic layers in agricultural streams with different types of land use. *Science of the Total Environment* 409, 4373-4380.
- Quéré E., Ragot R., Geslin R., Magnanon S., 2011. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest. 33p.
- Roussel J.M., 2007. Carry-over effect in browntrout (*Salmo trutta*) : hypoxia on embryos impairs predation avoidance by alevins in experimental channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 786-792.
- Roussel JM., Paillisson JM., Cucherousset J., Poulet N., Damien JP., 2012b. Trophic ecology of the invasive red-swamp crayfish *Procambarus clarkii* and its potential predators in the Brière Marsh, France. 8th IsoEcolConference, 20-24 August 2012, Brest, France. Poster.
- Roussel JM., Perrier C., Erkinaro J., Niemela E., Labonne J., Beall E., Cunjak RA., Riera P., 2012a. The use of fish scale collections to study recent changes in C and N cycles in rivers. 8th IsoEcolConference, 20-24 August 2012, Brest, France. Oral Communication.
- Salmon-Monviola et al. (sous presse). *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.
- Segev O., Mangel M., Blaustein L., 2009. Deleterious effects by mosquitofish (*Gambusia affinis*) on the endangered fire salamander (*Salamandra atra*). *Animal Conservation* 12, 29-37.
- Syvaeranta J., Cucherousset J., Kopp D. et al., 2009. Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften* 96, 631-635.
- Thibault M., 1987. Eléments de la problématique du saumon Atlantique en France. *In* La restauration des rivières à saumon (Thibault M., Billard R., éditeurs), INRA éditions Paris, p. 413-425.
- Thibault M., 1995. La rivière et l'homme, qualité des eaux courantes et activités humaines : l'exemple des rivières à saumon de Bretagne depuis l'Ancien Régime. *in* Des ressources et des Hommes, Editions du pays touristique des Enclos et des Monts d'Arrées, F-29400 Landivisiau. p. 22-57.
- Thibault M., 1996. Le saumon Atlantique entre méthode expérimentale et opinion. *Penn ar Bed*, 163, 1-12.
- Thibault M., Rainelli P., 1992. Aveuglement des experts et présupposée idéologiques : la gestion du saumon Atlantique en France. *Cahiers du Germes*, 14, 255-268.
- Thibault M., Vinot C., 1989. Les moulins à eau sur les cours d'eau à saumon atlantique de Bretagne. Evolution et diversification des implantations ; modification de l'écosystème. *Revue de géographie de Lyon*, 64(4), 204-212.
- Vander Zanden M. J., Casselman J. M., Rasmussen J. B., 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401, 464-467.
- Viel V., Vongvixay A., Grimaldi C., Delahaye D., Gilliet N., Rollet A-J., Lespez L., Gascuel-Oudou C. (sous presse). Dynamique temporelle des flux sédimentaires dans les bassins versants agricoles. *In* Merot Ph., Delahaye D., Dubreuil V., Desnos Ph., 2012. Le climat change dans le Grand Ouest : évaluation, impacts, perceptions. Sous presse, Presses Universitaires de Rennes.