ONEMA
Office national de l'eau
et des milieux aquatiques

Comprendre
pour agir



Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation

Florence Baptist, Nicolas Poulet
& Nirmala Séon-Massin (coordinateurs)

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie

N°13

Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation



Florence Baptist, Nicolas Poulet
& Nirmala Séon-Massin (coordinateurs)



Préface

La réalité du changement climatique a aujourd'hui dépassé la controverse : selon l'Organisation météorologique mondiale sur l'état du climat, l'année 2013 se classe à la sixième place, ex aequo avec 2007, des années les plus chaudes jamais enregistrées à l'échelle mondiale, confirmant la tendance au réchauffement observée sur le long terme. Si au niveau métropolitain les températures n'ont pas été inhabituelles, nous avons en revanche eu affaire à des événements climatiques remarquables tels que l'enneigement et la pluviométrie exceptionnels ayant entraîné les inondations dans le Sud-Ouest ou les tempêtes Christian et Dirk. Quant à l'année 2014, elle semble être aussi partie pour être une année thermiquement exceptionnelle puisque les mois de mai, d'août et de septembre ont été les plus chauds dans le monde depuis le début des relevés de températures en 1880 (selon l'Agence américaine océanique et atmosphérique, NOAA). Par ailleurs, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a récemment réévalué à 0,6°C l'élévation des températures moyennes de surface pour la période 1951-2010.

Les experts s'accordent sur le fait que les causes sont d'origine anthropique via notamment les émissions de gaz à effet de serre. Il apparait évident que ces modifications rapides et profondes du climat auront un impact sur l'ensemble des écosystèmes et des organismes qui leur sont inféodés de même que sur les services qu'ils produisent et dont les populations humaines bénéficient. La présidence par la France de la prochaine Conférence des Parties de la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, qui se tiendra à Paris du 30 novembre au 11 décembre 2015 (COP21/CMP11) confirme l'attention porté à ce sujet. L'objectif est que tous les pays, qu'ils soient développés ou en développement, s'engagent sur un accord universel contraignant sur le climat.

Les lacs, cours d'eau et marais ne couvrent que 0,01 % de la surface de la Terre. Malgré cette faible superficie, ces systèmes abritent une grande variété d'espèces avec notamment 9 % du nombre total d'espèces animales identifiées à ce jour. Ces milieux présentent, par ailleurs, une forte vulnérabilité au changement climatique, ne serait-ce que parce que celui-ci a un impact direct sur le cycle de l'eau. De plus, la majorité des espèces aquatiques sont des organismes à sang froid ce qui les rend d'autant plus sensibles aux modifications même légères de la température de leur milieu. Enfin, ces perturbations viennent s'ajouter aux multiples pressions : surexploitation des populations, pollution des eaux, modifications des régimes hydrologiques, espèces invasives, etc. Le changement climatique, qu'il s'agisse de la montée des températures ou de la modification des régimes hydrologiques, est donc de nature à bouleverser de manière importante le fonctionnement de ces systèmes.

C'est pourquoi l'Onema s'est engagé dans le soutien d'actions de recherche visant à améliorer nos connaissances sur les effets du changement climatique, notamment sur l'hydrologie et l'hydrogéologie d'une part et sur les populations piscicoles d'autre part. Citons, par exemple, les études d'analyses sur le long terme de

l'évolution des débits d'étiages et des niveaux des nappes, menées respectivement par Irstea et le BRGM. En ce qui concerne les poissons, l'Onema a soutenu et contribué à différentes actions de recherche telles que les projets menés par Irstea sur les migrateurs amphihalins à l'échelle européenne, ceux de l'Université Paul Sabatier (Toulouse III) sur les changements récents des aires de distribution des poissons d'eau douce, ceux de l'Université de Lorraine sur l'impact du réchauffement sur la reproduction ou encore le projet Explore 2070 piloté par le ministère en charge de l'écologie. Nombre de ces nouvelles données ne sont pas restées cantonnées à la sphère académique et ont été transférées et discutées avec les gestionnaires. Elles ont également apporté un appui technique significatif lors de l'élaboration du plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) en 2011.

L'objectif général de cet ouvrage est ainsi de donner un aperçu des connaissances actuelles relatives aux modifications observées et projetées du climat et de l'hydrologie, et à l'impact de ces modifications sur les peuplements piscicoles. Les poissons constituent en effet, des modèles biologiques particulièrement intéressants pour évaluer l'amplitude des changements en cours dans les milieux aquatiques et les capacités d'adaptation des organismes (acclimatation, migration). Colonisant la quasi-totalité des eaux de surface, ils intègrent les différents types de pressions anthropiques et se révèlent être d'excellents indicateurs pour l'évaluation de la qualité écologique des milieux aquatiques. Enfin, ils jouent un rôle de première importance pour les populations en tant que ressource alimentaire et sont au centre de nombreuses activités socio-économiques : pêche professionnelle, pêche de loisir, aquaculture, etc. Il en découle une forte disponibilité de données (connaissances écologiques, suivis de populations...) essentielles à la compréhension des processus en jeu et qui font souvent défaut pour la majorité des taxons aquatiques.

Les poissons constituent des espèces "repères" incontournables si nous voulons simultanément comprendre les évolutions liées au changement climatique et mener une politique de préservation des milieux aquatiques la plus adaptée.

Philippe Dupont
Directeur de l'action scientifique et technique
Onema



Résumé

Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation

L'ouvrage s'organise en quatre chapitres. Le premier fait état des connaissances actuelles concernant l'évolution observée et projetée de la température, des précipitations et de l'hydrologie des cours d'eau dans un contexte de changement climatique. Les différents types de modèles permettant d'aboutir à ces projections sont présentés. Le deuxième chapitre décrit l'impact d'ores et déjà observé du changement climatique sur la physiologie, la phénologie et les aires de distribution des poissons d'eau douce au cours de ces dernières décennies. Les écrits s'appuient sur des études expérimentales mais également empiriques. Trois zones géographiques sont étudiées plus en détail : le bassin du Rhône, le bassin de la Seine et le lac Léman. Le troisième chapitre introduit les différents modèles existants visant à évaluer la vulnérabilité des poissons d'eau douce dans le futur. Les modèles statistiques de distribution sont décrits avec précision pour permettre au lecteur d'identifier les données nécessaires à leur mise en œuvre, l'échelle d'interprétation des données ainsi que les incertitudes inféodées à ces outils. Enfin, le quatrième chapitre apporte des éléments sur les stratégies d'adaptation qui peuvent être mises en place pour limiter la vulnérabilité de ces organismes dans le futur. Nous verrons notamment que les actions préconisées s'inscrivent très largement dans le cadre de la réglementation actuelle.

Chapitre 1 - Comprendre l'impact du changement climatique sur la ressource en eau

Le climat du globe a toujours fluctué au cours du temps sous l'influence directe et indirecte de différents phénomènes (forçage orbital, modification de l'albédo, perturbation de la circulation atmosphérique, boucles de rétroaction). Toutefois, les activités anthropiques responsables d'émission des gaz à effet de serre (GES et d'aérosols), ont engendré des modifications climatiques incontestables depuis la fin du XIX^{e} siècle aboutissant à une augmentation de la température de l'air, du niveau moyen des océans mais également à une réduction des surfaces enneigées ou des calottes glaciaires. En France métropolitaine, l'analyse de données rétrospectives a permis d'estimer à environ 1°C l'augmentation moyenne de la température de l'air et à 1,6°C celle de la température de l'eau au cours du XX^{e} siècle. Une réduction du couvert neigeux à moyenne altitude témoigne également du changement climatique en cours. D'autres variables, telles que les précipitations, l'évapotranspiration, l'hydrologie de surface ou souterraine sont également touchées mais les tendances sont moins claires du fait des difficultés rencontrées pour dissocier les effets liés au changement climatique de ceux associés aux activités humaines.

Dans l'objectif d'évaluer l'évolution du climat et des différentes composantes du cycle de l'eau (précipitations, évapotranspiration, eau de surface, eau souterraine), des modèles climatiques couplés à des modèles hydrologiques ont été construits et paramétrés sur la base de différents scénarios d'émission de GES. Au cours des prochaines décennies, les projections climatiques anticipent, en France métropolitaine, un réchauffement compris entre 1,5°C et 3°C et ce quel que soit le scénario d'émission de GES considéré. Au-delà, les projections divergent largement selon le scénario envisagé et deviennent très incertaines avec des réchauffements pouvant aller de 2°C à plus de 4,5°C à l'horizon 2100. Concernant la ressource en eau, les projections (précipitations, évapotranspiration et débit) sont moins robustes et diffèrent selon les modèles. Toutefois, l'évapotranspiration devrait augmenter notamment dans le Sud-Ouest de la France. Les débits moyens mensuels des rivières devraient diminuer et les étiages se renforcer sur de vastes portions du territoire (particulièrement la moitié Sud). Enfin, le taux de recharge des nappes souterraines pourrait être réduit, de même en ce qui concerne le niveau piézométrique des aquifères. Les activités humaines viendront très probablement renforcer les effets du changement climatique sur la ressource en eau notamment à travers une augmentation des prélèvements destinés à l'alimentation en eau potable ou à l'agriculture.

Ainsi, et bien que ces projections soient assorties d'un grand nombre d'incertitudes, les impacts potentiels du changement climatique sur la ressource en eau en France métropolitaine devraient être importants, avec une tendance prononcée à la diminution. Les milieux aquatiques et notamment les poissons devraient être particulièrement touchés dans ce contexte.

Chapitre 2 - Décrire l'évolution des peuplements de poissons à l'heure du changement climatique

La physiologie, les rythmes biologiques et la répartition des poissons dépendent de facteurs environnementaux incluant la température, les conditions hydro-morphologiques ainsi que la qualité de l'eau (oxygène dissous, concentration de polluants, etc.). Le dérèglement climatique à travers son impact sur ces variables est donc un facteur fort de changement pour ces espèces.

Bien qu'il soit particulièrement difficile dans le cas des milieux dulçaquicoles (eaux douces) de distinguer les effets du changement climatique de ceux des pressions anthropiques locales, un certain nombre d'études ont d'ores et déjà mis en évidence l'effet d'une augmentation de la température sur les peuplements piscicoles. L'évolution de certains caractères physiologiques en réponse à une augmentation de la température de l'eau a engendré des modifications au niveau de la reproduction, de la croissance et des rythmes saisonniers. En outre, certaines espèces se sont déplacées le long du cours d'eau en étendant leur limite supérieure lorsque le déplacement n'était pas contraint par d'autres facteurs comme les seuils ou les barrages. Ces déplacements ont entrainé une modification de la composition des communautés avec pour conséquence une variation de la richesse spécifique et du nombre d'espèces dominantes.

Ainsi, bien que le signal soit encore ténu dans certains cours d'eau et bien souvent brouillé par l'impact des pressions anthropiques, les conséquences du changement climatique sont déjà observées à l'échelle du territoire français. Ce phénomène s'ajoute aux activités humaines au sein des réseaux hydrographiques (barrages, retenues, artificialisation des berges, prélèvements pour divers usages, rejets d'eau de mauvaise qualité, etc.) conduisant dans certains cas à accentuer les modifications écologiques.

Néanmoins, le manque de données disponibles sur le long terme ainsi que la redéfinition de la stratégie d'échantillonnage dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance réduit le champ des possibles quant à l'étude de l'évolution actuelle des peuplements sous forçage climatique. En outre, un fossé sépare encore les théories écologiques des observations réalisées *in situ* nécessitant encore un travail de recherche approfondi dans ce domaine.

Chapitre 3 - Anticiper l'impact du changement climatique sur les peuplements de poissons

Ces dernières années, de nombreux outils ont vu le jour dans l'objectif d'évaluer l'impact du changement climatique sur les organismes vivants. Parmi ceux-ci les modèles statistiques de distribution occupent une place importante car ils reposent sur des hypothèses simples et permettent de projeter dans le futur l'évolution potentielle des habitats d'une espèce donnée, et ce, en réponse à différents scénarios d'évolution climatique. Certains processus écologiques n'étant pas pris en compte dans ces modèles, d'autres outils ont été développés en parallèle : les modèles mécanistes. Plus puissants et plus robustes, ils nécessitent néanmoins beaucoup de connaissances sur la biologie des espèces. Leur application à un grand nombre d'espèces reste donc encore limitée.

Bien que de nombreuses hypothèses sous-jacentes limitent la transposition des résultats à une échelle locale, les projections issues des modèles de distribution donnent des tendances permettant d'évaluer d'une part la vulnérabilité de chaque espèce et d'autre part l'évolution de la richesse et de la composition des communautés.

De manière générale, l'ensemble des modèles annonce un glissement des aires de répartition des espèces d'eau froide vers les zones amont. L'aire de répartition des espèces inféodées aux têtes de bassin se réduirait à des zones refuge en altitude, avec un risque d'extinction accru dans certains bassins de plus faible altitude. A l'inverse, les espèces situées dans les zones intermédiaires ou aval telles que les cyprinidés ou les centrarchidés seraient favorisées. A l'échelle des communautés, une augmentation de la richesse spécifique est attendue sur l'ensemble du cours d'eau accompagnée d'une homogénéisation des communautés. En d'autres termes, elles seront probablement plus riches mais se ressembleront davantage d'où une perte de diversité.

La vulnérabilité des espèces au changement climatique dépend des exigences écologiques de chaque espèce et certaines de ces exigences ne sont actuellement pas prises en compte dans les modèles pour les poissons d'eau douce en France métropolitaine (capacité de dispersion, pressions anthropiques, processus adaptatifs et évolutifs etc.). Une approche quantitative accompagnée d'une analyse critique des résultats à dires d'expert apparaît aujourd'hui être une solution pour préciser les cartes de distribution potentielle de chaque espèce sous forçage climatique.

Dans l'avenir, l'élaboration de modèles hybrides alliant modèles statistiques et modèles mécanistes devrait permettre d'affiner les projections issues des modèles de distribution sous réserve de données disponibles. Le développement de ces modèles doit s'accompagner d'une poursuite de tous les travaux de recherche déjà engagés sur la compréhension des relations pressions/impacts qui interviennent dans la définition des mesures d'adaptation (notions de pollution thermique, de débit réservé, d'espèce invasive…). La capitalisation de longues séries temporelles à la fois biologiques et environnementales (débits, température de l'eau, etc.) est également essentielle. Par ailleurs, il apparait que les connaissances sur l'écologie des espèces - même les plus communes - sont bien trop parcellaires pour permettre la réalisation de modèles mécanistes : combler ces lacunes doit être une priorité. Enfin, trop peu d'études s'intéressent à des horizons temporels de quelques décennies qui constituent pourtant une cible intermédiaire très importante pour la gestion. Beaucoup de travaux restent donc à réaliser dans ce sens.

Chapitre 4 - Agir pour réduire la vulnérabilité des peuplements de poissons

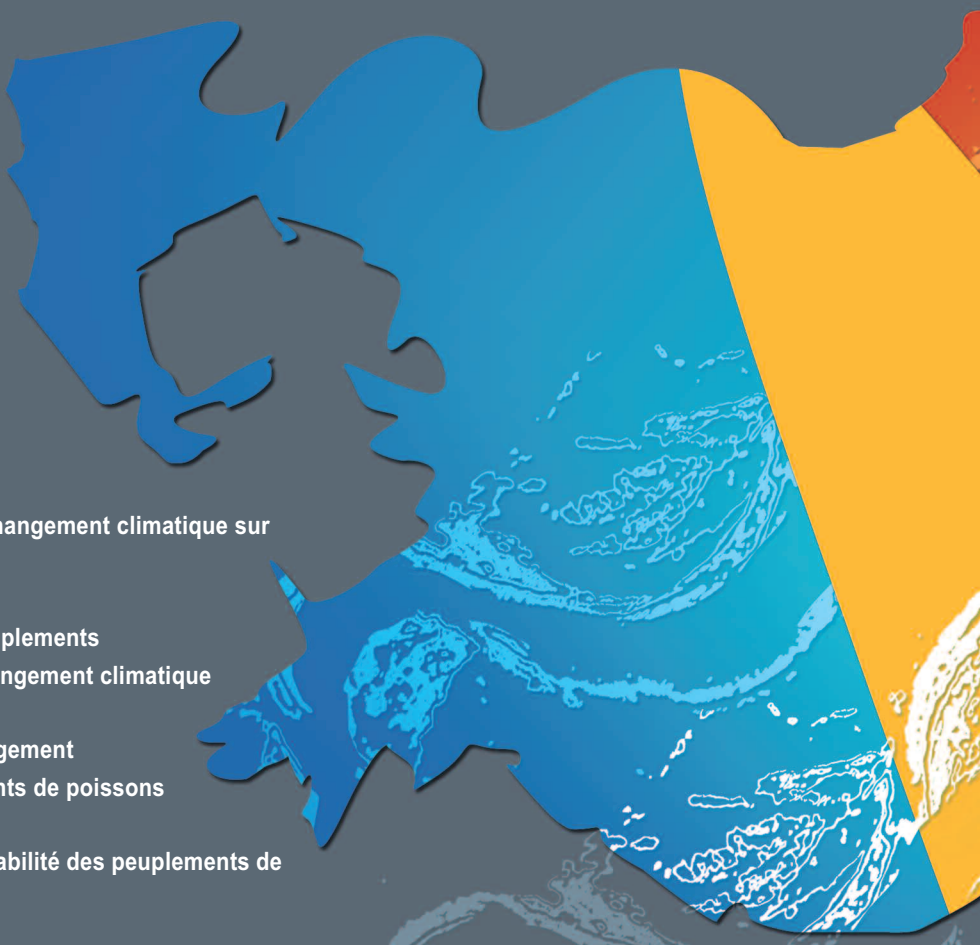
L'adaptation au changement climatique est un processus complexe déjà bien amorcé en France métropolitaine. Le plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) a posé les première bases en 2011 et s'est traduit par des mécanismes incitatifs et réglementaires comme le schéma régional du climat, de l'air et de l'énergie (SRCAE) ou le plan climat-énergie territorial (PCET). Dans le domaine de l'eau, aucune obligation réglementaire spécifique n'a toutefois été formulée. Néanmoins, les éléments présentés dans ce chapitre montrent que

les actions actuellement mises en application au travers de la directive cadre sur l'eau (DCE) constituent un formidable levier pour réduire la vulnérabilité des populations de poissons dans un contexte de changement climatique. En effet, le relèvement des débits réservés, la construction d'indicateurs tels que le débit objectif d'étiage ou encore la mise en œuvre d'actions visant à réduire la consommation en eau comme prévu par le PNACC constituent des avancées majeures en termes de gestion quantitative de la ressource en eau. Le rétablissement de la continuité écologique, appliqué de manière globale à l'ensemble des organismes holobiotiques (passant toute leur vie dans le même milieu) et amphihalins (le cycle de vie alterne entre le milieu marin et l'eau douce), permettra aux espèces d'atteindre des zones qui leur seraient plus favorables dans l'avenir dans la mesure où les conditions d'habitat (hydrologie, physicochimie...) leur sont encore favorables. De fait, cela doit impérativement s'accompagner de l'amélioration de la qualité des eaux ou encore de la restauration des cours d'eau ; ces actions favoriseront la survie des poissons dans un environnement changeant. Ainsi, en dépit des incertitudes entourant les projections climatiques et hydrologiques, le changement climatique doit être considéré comme un argument supplémentaire pour entreprendre et mettre en œuvre les mesures d'atténuation des pressions favorisant la résilience et l'adaptation des milieux et des organismes.

Des programmes de recherche devraient permettre par ailleurs d'approfondir des points essentiels incluant par exemple l'amélioration des connaissances sur les « préférences » thermiques et/ou hydromorphologiques des poissons, sur leur déplacement le long des réseaux hydrographiques, ou encore sur leur capacité d'adaptation ou d'acclimatation. L'impact relatif des pressions anthropiques par rapport au forçage climatique, les liens entre qualité de l'eau, température et populations de poissons sont également des questions qui requerront l'attention des chercheurs. Enfin les incertitudes des modèles de répartition devront être réduites afin de permettre des projections robustes à des échelles plus fines (échelle du bassin versant par exemple) en vue d'une utilisation opérationnelle.

Pour finir, le maintien et le développement des observatoires et réseaux de mesure constitueront un élément clé pour suivre à la fois l'ampleur des changements mais également l'efficacité des mesures mises en œuvre. Ainsi, d'une part, il importe de poursuivre et d'amplifier dès aujourd'hui les actions de toute nature permettant de restaurer et préserver le bon fonctionnement des milieux aquatiques ; leur bonne santé leur permettra d'être plus résilient aux évolutions liées au changement climatique et donc de réduire la vulnérabilité des espèces. D'autre part, la poursuite d'acquisition de données et de travaux de recherche adéquats doit permettre à moyen terme de mieux comprendre les phénomènes en cause et de mieux y faire face. Les deux approches sont essentielles car complémentaires.





12 1. Comprendre l'impact du changement climatique sur la ressource en eau

40 2. Décrire l'évolution des peuplements de poissons à l'heure du changement climatique

62 3. Anticiper l'impact du changement climatique sur les peuplements de poissons

86 4. Agir pour réduire la vulnérabilité des peuplements de poissons

115 Bibliographie

Sommaire



Ce chapitre a été rédigé par
Florence Baptist (Biotope)
Michael Guillon (Biotope)

Avec la contribution de
Bénédicte Augeard (Onema)
Florence Habets (UMR Métis univ. Pierre et Marie Curie, CS Onema)
Olivier Perceval (Onema).





1

Comprendre l'impact du changement climatique sur la ressource en eau



14 ■ Le climat : définition et facteurs d'influence

17 ■ Le dérèglement climatique : causes et conséquences

26 ■ Les outils de modélisation pour projeter l'évolution du climat et des ressources en eau

31 ■ Les évolutions modélisées du climat et de la ressource en eau dans le futur, en France métropolitaine

39 ■ Conclusions et perspectives



Le climat : définition et facteurs d'influence

Selon l'Organisation météorologique mondiale, le climat se définit comme étant les conditions moyennes observées dans un endroit donné (température, précipitations…) et calculées à partir d'observations d'au moins 30 ans. Il se caractérise par des valeurs moyennes, mais également par des variations et des extrêmes. A l'échelle de la planète, le climat est le produit, dans l'espace et dans le temps, de toute une série d'interactions entre les éléments qui composent les compartiments suivants :

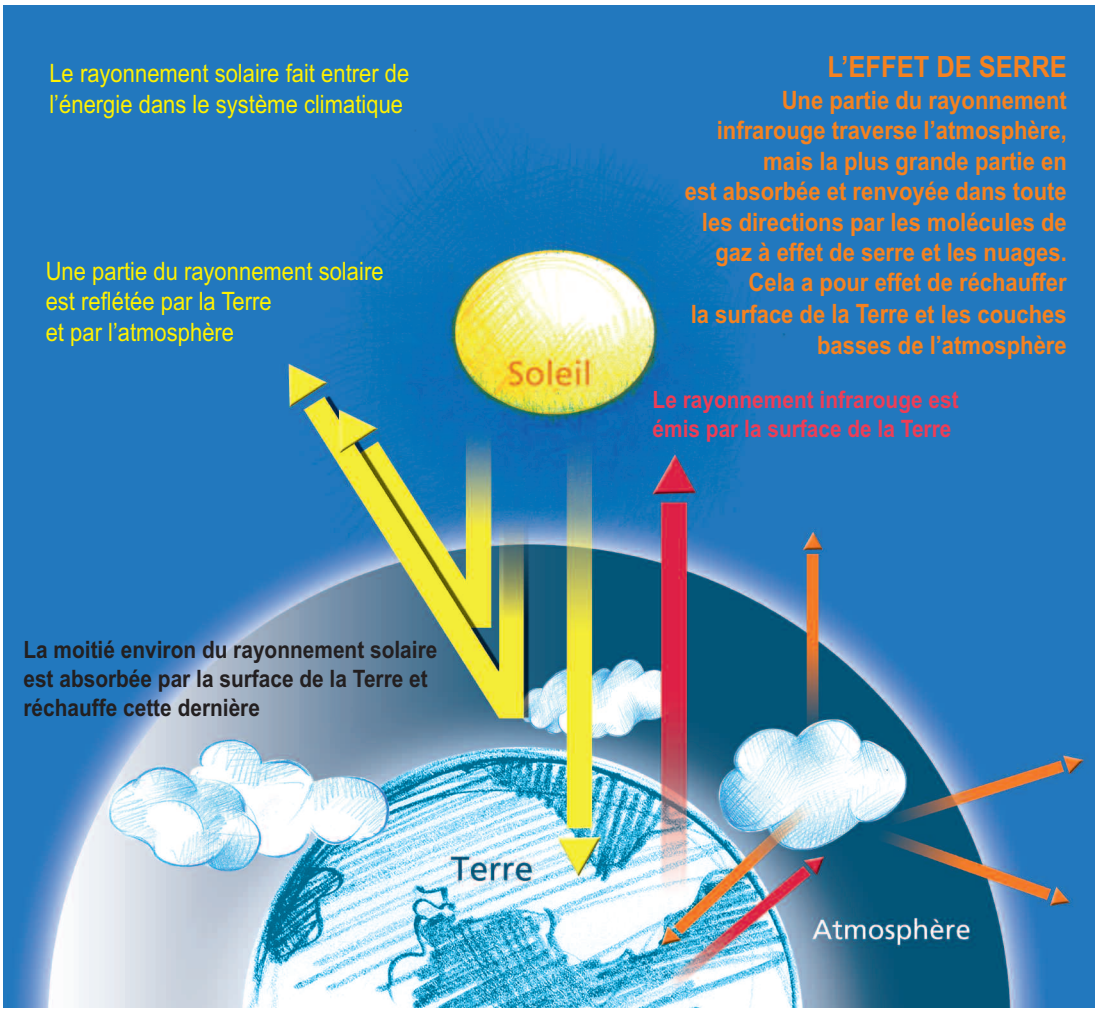
- l'atmosphère ;
- la lithosphère (croute terrestre) ;
- l'hydrosphère (l'ensemble des mers, des océans, des lacs et des cours d'eau de la planète) ;
- la cryosphère (surfaces de neige et de glace) ;
- la biosphère (l'ensemble des êtres vivants).

L'équilibre des échanges énergétiques entre ces compartiments peut être modifié par différentes voies.

La première voie est la quantité d'énergie solaire reçue par la Terre. La Terre est, en effet, soumise à des variations périodiques de son axe et de son orbite qui modifient sa position par rapport au soleil et par conséquent la quantité de rayonnement reçue (Figure 1). Ces variations, également intitulées « cycles de Milankovitch », expliquent en partie la mise en place progressive des cycles glaciaires/interglaciaires qui caractérisent le régime climatique depuis les derniers millions d'années jusqu'à nos jours (Lisiecki et Raymo 2005, Jouzel *et al.* 2007). La fréquence de ces cycles est donc très longue, de l'ordre de 10 000 à 100 000 ans.

Toutefois, ce forçage orbital n'explique qu'une partie des variations climatiques. Les propriétés des différents compartiments du globe tels que l'atmosphère, les océans, la cryosphère ainsi que leurs interactions complexes jouent un rôle prépondérant dans l'amplitude et la fréquence de ces cycles glaciaires/interglaciaires (Sigman et Boyle 2000, Jouzel *et al.* 2007), notamment en engendrant une modification de la fraction du rayonnement solaire réfléchie par le globe. Cette fraction qui varie selon la sombreur de la surface terrestre est appelée albédo. Les éléments qui contribuent le plus à l'albédo sont principalement, au niveau de l'atmosphère, les nuages et les aérosols (particules en suspension dans l'atmosphère) et au niveau de la lithosphère, la nature de la surface terrestre (sol nu, végétation, glace). Le climat est également dépendant de la concentration de gaz à effet de serre (GES) présents dans l'atmosphère (Figure 1). En effet, les GES naturellement présents dans l'atmosphère, c'est-à-dire la vapeur d'eau, le CO_2, l'ozone, le méthane et l'oxyde nitreux, absorbent une partie du rayonnement émis par la Terre (ce qui réchauffe les basses couches de l'atmosphère) et en réémettent une partie vers l'espace. Quand la concentration de GES augmente, une partie plus importante du rayonnement infrarouge est piégée dans les basses couches de l'atmosphère, engendrant un réchauffement à basse altitude.

Figure 1



Présentation schématique du mécanisme de l'effet de serre au sein du bilan radiatif du système climatique (d'après GIEC 2007).

D'autres phénomènes influencent également le climat. Citons par exemple les phénomènes appelés « *El Niño* » ou « *La Niña* » issus d'une perturbation dans la circulation atmosphérique générale entre les pôles et l'équateur liée à des variabilités de la température de l'océan. Dans le cas d'*El Niño*, les zones de précipitation sont déplacées vers l'est dans l'océan Pacifique et empêchent la remontée d'eau froide le long de la côte de l'Amérique du Sud. A l'inverse, lors de l'apparition de *La Niña*, le renforcement des alizés dans l'océan Pacifique Ouest éloigne des côtes de l'Amérique du Sud les eaux chaudes de surface, provoquant un renforcement de la remontée d'eau froide. Dans les deux cas, ces situations atmosphériques engendrent généralement des cyclones et des sécheresses violentes de part et d'autre de l'océan Pacifique ainsi qu'à une échelle plus globale. De même, les variations cycliques à grande échelle des courants atmosphériques et océaniques de l'océan Atlantique Nord peuvent influencer le climat. Parmi celles-ci, on peut citer l'oscillation Nord Atlantique[1] et l'oscillation Atlantique multidécennale[2].

Les circulations à grande échelle de l'eau des océans affectent également le climat en participant à la redistribution de la chaleur. Par exemple, le Gulf Stream, qui prend sa source entre la Floride et les Bahamas et se dilue dans l'océan Atlantique au niveau du Groenland, joue un rôle dans la régulation des températures de l'ouest de l'Europe en hiver. Son importance a toutefois été minimisée ces dernières années par les scientifiques (Seager *et al.* 2002).

1- L'indice NAO (Oscillation Nord Atlantique) quantifie une différence de pression normalisée entre deux stations météorologiques (Gibraltar et Reykjavik).
2- L'indice AMO (Oscillation Atlantique multidécennale) est calculé en faisant la moyenne de la température de surface de l'océan Atlantique au nord et à l'équateur.

Enfin, le climat est sous l'influence directe et indirecte de phénomènes de rétroaction pouvant amplifier ou freiner l'effet initial des phénomènes décrits ci-dessus. Un exemple de rétroaction positive est celui entraîné par la fonte des neiges et des glaces sous l'effet de l'élévation des températures. La réduction des surfaces enneigées à l'échelle du globe conduit à une augmentation des surfaces plus sombres (terrestres ou en eau) piégeant davantage la chaleur émise par le soleil (Figure 2). La vapeur d'eau est également à l'origine de phénomène de rétroaction positive : l'augmentation de la température élève la capacité de l'atmosphère à contenir de la vapeur d'eau renforçant là également l'effet de serre. Enfin, l'eau liquide contenue notamment dans les nuages peut également contribuer à refroidir l'atmosphère *via* la réflexion du rayonnement solaire vers l'espace (surtout les nuages hauts), ou engendrer, à l'inverse, un réchauffement de l'atmosphère en piégeant le rayonnement infrarouge montant (surtout les nuages bas).

Figure 2



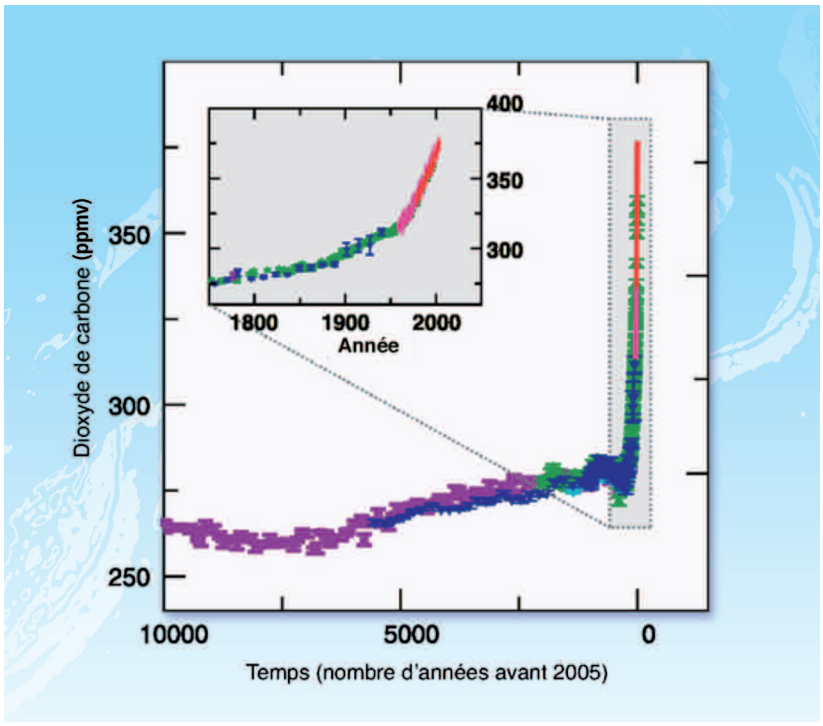
© N. Poulet - Onema

Les surfaces sombres découvertes par la fonte des neiges piègent la chaleur et accélèrent le processus de fonte.

Le dérèglement climatique : causes et conséquences

Les activités humaines sont à l'origine de l'émission croissante de gaz à effet de serre (GES). En effet, si au cours des derniers millénaires la concentration en CO_2 dans l'atmosphère était de l'ordre de 280 ppmv (parties par million et par volume), elle est passée brutalement de 280 à 395 ppmv entre 1800 et le début du XXIe siècle (Figure 3).

Figure 3

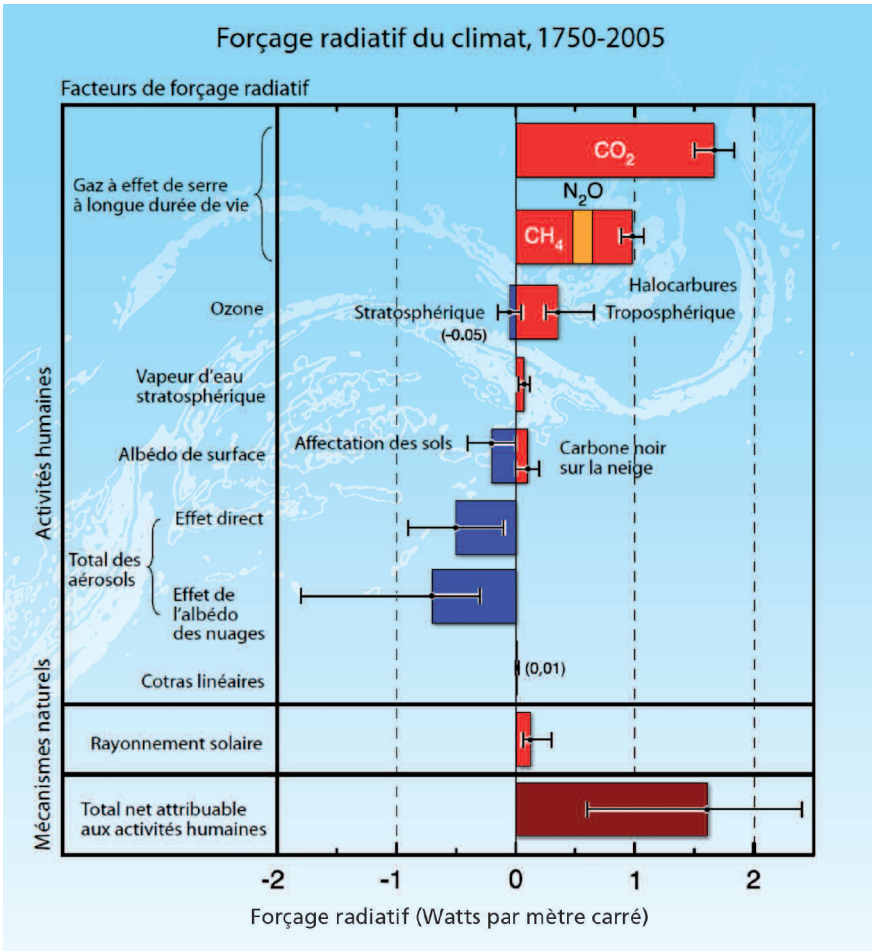


Concentrations atmosphériques de CO_2 durant les 10 000 dernières années (grand graphique) et depuis 1750 (médaillon). Les mesures proviennent des carottes de glace (symboles de couleurs différentes correspondant aux diverses études) et d'échantillons atmosphériques (lignes rouges) (GIEC 2007).

Le transport et l'industrie (dont la production de composés halogénés) sont les principales activités humaines à l'origine de ces rejets, mais les activités agricoles (déboisement, libération de protoxyde d'azote à travers l'utilisation d'engrais azotés, méthane éructé par les ruminants) y contribuent également de manière non négligeable (Figure 4, page suivante).

Comme expliqué dans la section précédente, l'élévation de la concentration de ces GES a pour conséquence une modification du bilan radiatif de l'atmosphère (Figure 4) accompagnée, selon les lois de la physique, d'une augmentation de la température atmosphérique et d'une modification du taux d'évaporation, de l'humidité atmosphérique et des processus de condensation.

Figure 4



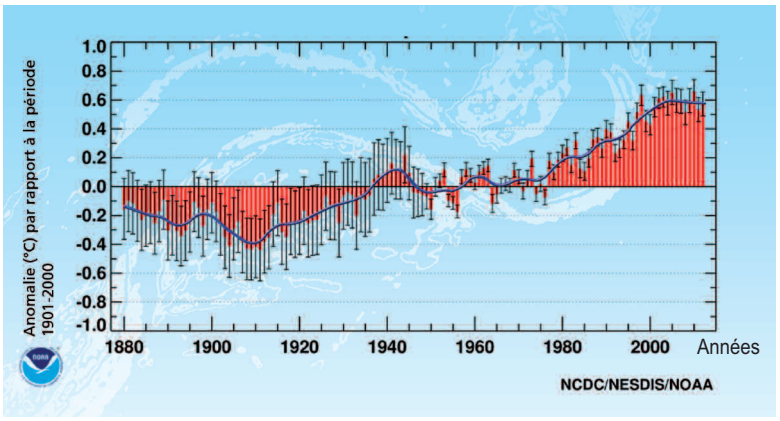
Résumé des principaux éléments du forçage radiatif du changement climatique (GIEC 2007). Les forçages positifs ont tendance à réchauffer le climat, les forçages négatifs à le refroidir. Nota : le carbone noir provient de la combustion incomplète de substances solides ou liquides comme les combustibles fossiles, les biocarburants et la biomasse. En se déposant sur la neige, le carbone noir modifie l'albédo. Le sol absorbe donc davantage le rayonnement solaire. Les cotras linéaires correspondent aux traînées de condensation émises par les avions qui réfléchissent les rayons du soleil et absorbent les infrarouges. En générant une augmentation de la nébulosité, elles sont à l'origine de légers forçages radiatifs positifs.

L'observation des variables climatiques (température, précipitations) au cours des dernières décennies met effectivement en évidence des modifications majeures de ce type avec des conséquences sur le cycle de l'eau (évapotranspiration, ruissellement, eaux souterraines) et sa qualité (thermie, chimie).

Impact observé sur la température atmosphérique

Depuis un siècle, la température moyenne du globe terrestre a évolué rapidement comme en témoignent les mesures terrestres réalisées depuis environ 150 ans (Figure 5). La hausse globale des températures entre 1951 et 2010 serait d'environ 0,6°C (GIEC 2013). La vitesse moyenne du réchauffement au cours des cinquante dernières années a par ailleurs quasiment doublé par rapport à celle des cent dernières années. Ainsi, les douze dernières années (2001–2012) figurent parmi les quatorze années les plus chaudes depuis 1880 (NOAA 2012).

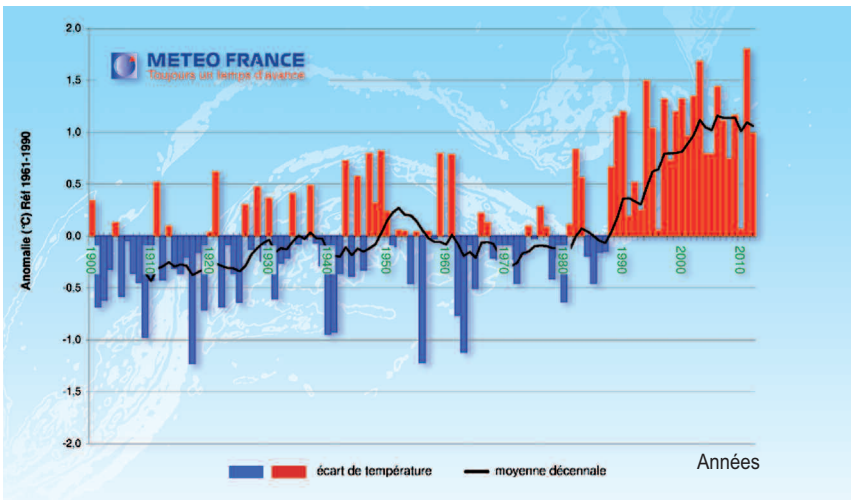
Figure 5



*Evolution de la température moyenne à la surface du globe, d'après les données du Centre national de données climatologiques de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*)* © NCDC: Global Surface Temperature Anomalies. En ordonnée se trouvent les écarts de températures en °C de 1880 à 2012 par rapport aux normales calculées pour la période 1901-2000.

Les changements ont également été observés à une échelle plus locale. Au cours du XX^{e} siècle, en France métropolitaine, la température moyenne de l'air a augmenté d'environ 1°C avec un réchauffement plus important au Sud qu'au Nord (Soes 2011, Figure 6).

Figure 6





Évolution de l'anomalie de température annuelle moyenne en France au XX^{e} siècle, par rapport à la normale 1961-1990. La température moyenne annuelle est définie comme la demi-somme des moyennes annuelles des températures minimales et maximales quotidiennes. Pour obtenir l'anomalie par rapport à la période 1961-1990, la température moyenne annuelle est soustraite à sa moyenne sur la période 1961-1990. Les anomalies négatives sont en bleu, les positives en rouge. Ce graphique est établi à partir de séries homogénéisées sur la période 1900-2012 réparties sur la France métropolitaine (Météo-France, 2012).

Ces augmentations sont plus importantes dans le cas des températures minimales (+1,2°C), les maxima n'augmentant que d'environ 0,6°C (Moisselin *et al.* 2002). L'analyse des séries de données effectuée par Météo-France sur la période 1951-2000 met par ailleurs en évidence des températures diurnes et des températures de fin de nuit plus élevées, ainsi qu'une diminution du nombre de jours de gel (Dandin 2007).

Impact observé sur les précipitations, la cryosphère et le niveau des océans

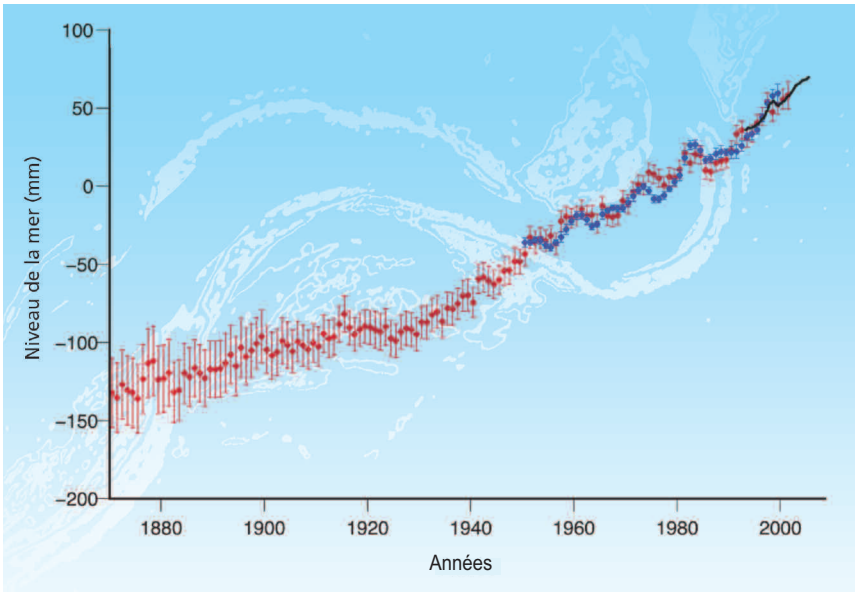
Dans un contexte de changement climatique, les précipitations sont affectées par deux processus distincts. La hausse des températures, permettant à l'air de contenir plus d'humidité, aurait un impact sur la fréquence et l'intensité des précipitations. Le réchauffement atmosphérique étant par ailleurs plus important au niveau des

latitudes élevées, ceci engendrerait une réduction du gradient thermique entre les pôles et l'équateur avec pour effet une modification de la circulation atmosphérique, des vents et de tout le cycle hydrologique.

Au niveau global, l'interprétation des séries de données disponibles sur la seconde moitié du XX^{e} siècle confirme ces hypothèses. En effet, les zones subtropicales tendent à s'assécher alors qu'une augmentation des précipitations au niveau des faibles latitudes est observée.

En outre, la superficie des zones enneigées et en glace diminue d'année en année (en lien également avec l'élévation des températures) : la couverture neigeuse à l'échelle de l'hémisphère nord s'est restreinte d'environ 7,5 % sur la période 1992 à 2005 avec une période de transition brutale entre 1986 et 1988 (Brown 2000). De la même manière, les données satellitaires (depuis 1978) montrent que l'étendue annuelle moyenne des glaces a régressé d'environ 2,7 % par décennie dans l'océan Arctique avec un recul plus marqué en été d'environ 7,4 % (Comiso 2002, 2003). Cette fonte de la banquise entraîne une augmentation du niveau moyen des océans (en moyenne de 1,8 mm/an depuis 1961 et de 3,1 mm/an depuis 1993, Church et White 2006, Figure 7).

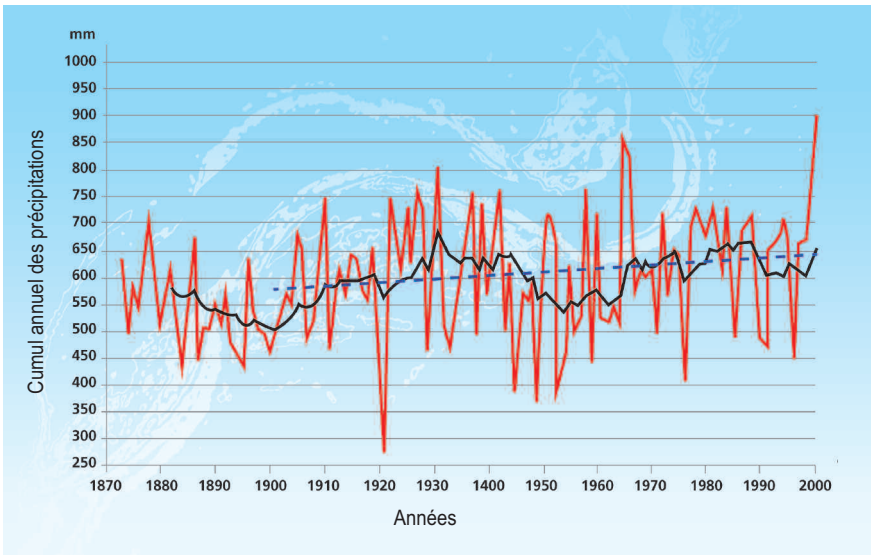
Figure 7



Moyennes annuelles du niveau moyen mondial de la mer sur la base de reconstructions de niveaux de zones de la mer (en rouge), mesures marégraphiques (en bleu), et altimétrie par satellite depuis 1992 (en noir). L'unité du niveau de la mer est le millimètre par rapport à la moyenne de 1961 à 1990. Les barres d'erreur sont calibrées à 90% des intervalles de confiance (GIEC 2007).

En France, et bien que la tendance ne soit pas toujours nette, voire contredite dans le Sud, les précipitations annuelles sont dans l'ensemble en augmentation (Moisselin *et al.* 2002, Dubuisson et Moisselin 2006, Figure 8).

Figure 8



Évolution de 1873 à 2000 du cumul annuel des précipitations (en mm) à Paris-Montsouris (trait rouge) (Moisselin et al. *2002). En noir, moyenne glissante sur 15 points. Trait discontinu bleu : tendance 1901-2000.*

Une accentuation des contrastes saisonniers et une plus grande diversité régionale sont également observées : ainsi, dans le nord du territoire français, les précipitations ont eu tendance à augmenter en hiver et à diminuer en été (Dandin 2006, 2007). En outre, les sécheresses estivales sont de plus en plus fréquentes et intenses (Dubuisson et Moisselin 2006).

A l'inverse, aucune tendance claire concernant l'évolution des événements extrêmes n'a pu être mise en évidence en raison d'un manque de recul sur les données disponibles à ce sujet et de la forte variabilité spatiale des précipitations en France. De fait, les indices permettant de caractériser les évènements générant des cumuls journaliers intenses ne concordent pas tous. On note toutefois que le nombre de jours de fortes précipitations (>10 mm) est en hausse sur les deux tiers nord de la France (Dubuisson et Moisselin 2006) comme partout dans le monde (en lien avec l'augmentation de l'humidité de l'air).

Impact potentiel sur l'évapotranspiration

L'évapotranspiration[3] est une des composantes fondamentales du cycle hydrologique et son étude est essentielle pour évaluer les conséquences d'une augmentation de la température sur le bilan hydrologique d'une région ou d'un bassin versant. Toutefois, l'importance de cette variable contraste avec le fait que l'on ne dispose que de très peu de mesures directes de l'évapotranspiration effective[4] sur l'ensemble des terres émergées du globe (Boé 2007) malgré un certain nombre d'initiatives telles que le réseau fluxnet[5]. Les variations de l'évapotranspiration sont déterminées non seulement par l'apport d'humidité mais également par la disponibilité en énergie, le vent de surface ou encore la concentration en CO_2 *via* son effet sur la transpiration des plantes. De manière générale, on s'attend à une augmentation de l'évapotranspiration dans les régions où le stress hydrique ne s'accroît pas (c.-a.-d. au niveau des forêts tropicales ou dans les zones présentant une augmentation des précipitations).

Impact observé sur le ruissellement et les extrêmes hydrologiques

Bien que de nombreuses études aient porté sur l'évolution des débits dans un contexte de changement climatique, les tendances rapportées à l'échelle mondiale demeurent très contrastées (Bates, 2008). Ceci découle principalement du fait qu'il est difficile de faire une distinction entre les effets des variations du climat, et les effets liés aux activités humaines (changement d'utilisation des terres, construction de réservoirs, etc.). En outre, la couverture spatiale des points de collecte de données étant très limitée, l'obtention d'un signal clair est particulièrement difficile. La France n'échappe pas à ce constat. L'analyse de plus de deux cents chroniques de débits journaliers montre qu'aucun changement généralisé n'a pu être décelé au cours du siècle dernier (Grésillon *et al.* 2007). On observe toutefois ponctuellement des tendances significatives à la baisse des modules de rivières non influencées (Encadré 1) sur les 40 dernières années dans la partie sud et plus précisément dans les Pyrénées et les Cévennes (Giuntoli 2012). Le lien de causalité avec le changement climatique est néanmoins difficile à établir du fait de l'oscillation atlantique multidécennale (voir note de bas de page n°2) (Boé et Habets 2014).

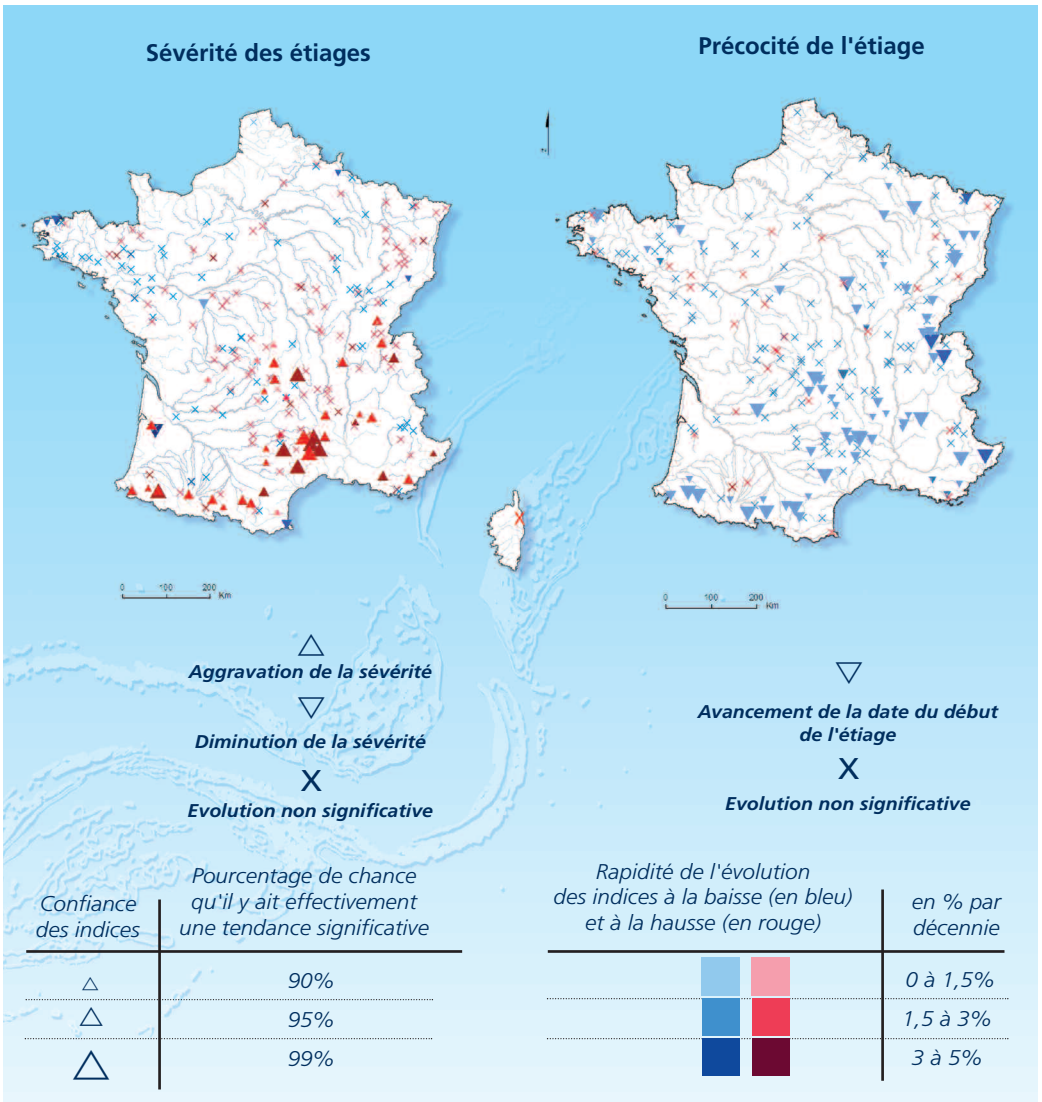
Similairement, la majorité des études s'accorde sur le fait qu'il n'y a pas de tendance générale significative de l'évolution des volumes de crue depuis le milieu du XX^{e} siècle (Renard *et al.* 2006, Renard 2006). Ce résultat s'explique par une forte variabilité régionale. Dans les Alpes, un renforcement de la fréquence des crues extrêmes a néanmoins été enregistré au cours des vingt dernières années du fait d'une augmentation des débits des rivières alimentées par les glaciers (Bard *et al.* 2012). Il a par ailleurs été noté, localement, une avancée du pic de crue au printemps en lien avec une fonte précoce du manteau neigeux (OsCC 2011).

3- Quantité d'eau transférée vers l'atmosphère par évaporation au niveau du sol et par transpiration des plantes.
4- C'est pour cette raison que l'on ne parle pas d'impact observé mais uniquement d'impact potentiel du changement climatique sur cette variable.
5- http://fluxnet.ornl.gov/introduction

Concernant les débits d'étiage, aucune modification significative n'a été observée dans le nord de la France ou au niveau des cours d'eau nivaux (Giuntoli et Renard 2010, Giuntoli *et al.* 2012). A noter toutefois, qu'une étude portant sur deux cours d'eau nivaux, le Chéran et l'Isère, a révélé une réduction de plus de 35% des débits en début d'été (OsCC 2011). Il semblerait par ailleurs que les étiages aient lieu plus tôt en été, mais cette tendance n'est pas encore confirmée (Figure 9).

Enfin, dans le sud de la France, la sévérité et la durée des étiages auraient augmenté sur la période 1968 à 2007 bien que l'origine de ce phénomène soit difficilement identifiable (problèmes métrologiques, variations cycliques des courants atmosphériques et océaniques de l'océan Atlantique, réchauffement climatique lié à l'augmentation des GES).

Figure 9



Tendances détectées sur la période 1968-2007 concernant la sévérité (à gauche) et la précocité des étiages (à droite) au niveau de 236 stations hydrométriques situées en France métropolitaine. 32 % des stations présentent une période d'étiage plus précoce (modifié d'après Giuntoli et Renard 2010, Giuntoli *et al.* 2012).

Description des variables hydrologiques communément utilisées

Le débit d'un cours d'eau correspond au volume d'eau qui traverse une section transversale d'un cours d'eau par unité de temps. Les débits sont souvent exprimés en m^3/s. On distingue généralement :

- le débit moyen journalier. Rapport entre le volume écoulé durant une journée complète (de 0 à 24 h), et la durée correspondante. Ce volume est calculé à partir de la chronique des débits instantanés ;
- le débit moyen mensuel, annuel et interannuel (module). Moyenne, pour une période donnée, des débits moyens journaliers. Sur un pas de temps interannuel, le module est la moyenne des moyennes annuelles.
- le débit naturel reconstitué. Débit qui serait observé en absence d'ouvrage hydraulique modifiant le régime du cours d'eau au niveau de la station. Une valeur est estimée pour les débits mensuels et annuels uniquement ;
- le débit influencé. Débit d'un cours d'eau perturbé du fait des interventions humaines mais tel que les écoulements conservent leurs caractéristiques générales ;
- le débit quinquennal sec. Débit mensuel qui a une probabilité de 4/5 d'être dépassé chaque année. Il permet de caractériser un mois calendaire de faible hydraulicité ;
- le débit d'étiage. Débit minimum d'un cours d'eau calculé sur un temps donné en période de basses eaux. Ainsi pour une année donnée on parlera de : débit d'étiage journalier, débit d'étiage de n jours consécutifs, débit d'étiage mensuel : moyenne des débits journaliers du mois d'étiage.

On caractérise par ailleurs les étiages par des moyennes sur plusieurs jours consécutifs. Il peut s'agir du mois le plus faible (QMNA ou débit mensuel minimal de l'année), des trois jours les plus faibles (VCN3 ou débit moyen minimal sur trois jours consécutifs) ou, plus largement, des n jours les plus faibles (VCNn). De même, une des manières de caractériser les crues d'une année est d'utiliser soit le plus fort débit instantané (QIX) soit le plus fort débit journalier (QJX).

Enfin, il est fréquemment fait mention du temps de retour d'une crue ou d'un étiage. Destiné à caractériser la fréquence d'apparition de ces phénomènes, il correspond à l'inverse de la probabilité que l'événement en question soit atteint ou dépassé chaque année. Par exemple, pour une crue de fréquence 0,1 la période de retour sera de 10 ans et cette crue sera dite décennale. Ce débit de pointe décennal a, chaque année, une chance sur 10 d'être atteint ou dépassé.

Source : www.hydro.eaufrance.fr/glossaire.php

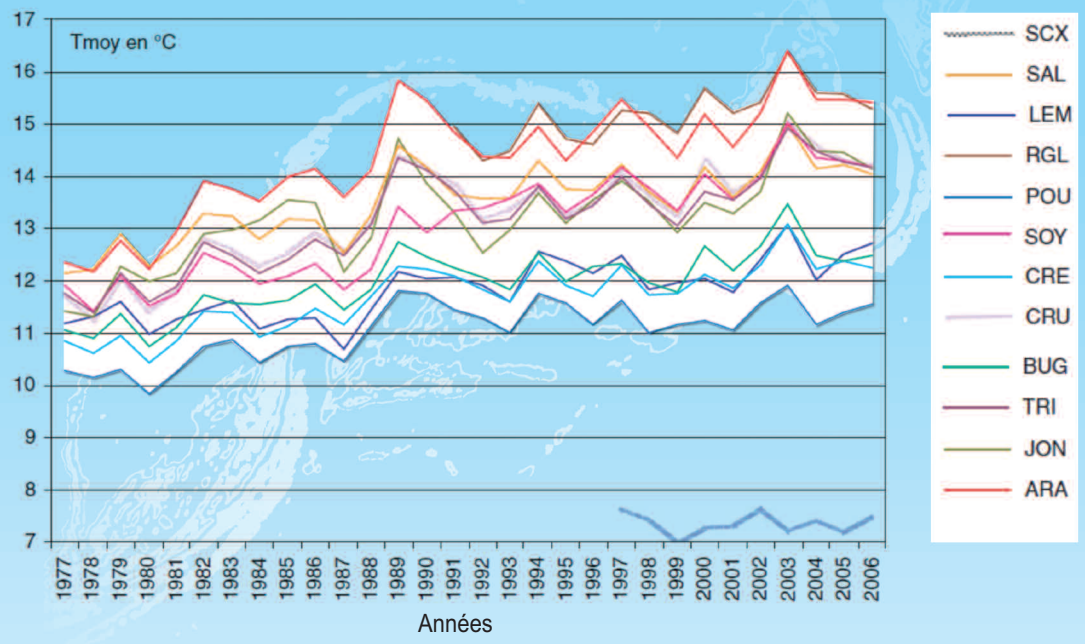
Impact observé sur les eaux souterraines

Le niveau des nappes souterraines est fortement dépendant des infiltrations issues de la partition des précipitations entre évapotranspiration, écoulement de surface, et infiltration vers la nappe. Ainsi, les modifications du climat auront nécessairement un impact sur les réserves d'eaux souterraines. Toutefois, aucune tendance générale, temporelle ou spatiale, n'a pour le moment pu être détectée en France métropolitaine comme le soulignent les résultats obtenus par Vernoux et Seguin (2011) : série temporelle trop courte, couverture spatiale hétérogène, multiples facteurs confondants incluant les activités anthropiques et l'oscillation multi-décennale.

Impact observé sur la température de l'eau

Au cours des dernières décennies, l'augmentation de la température de l'air s'est accompagnée d'une élévation de la température des cours d'eau et plans d'eau. Poirel (2008) souligne par exemple une tendance générale à la hausse aussi bien pour le Rhône que pour ses affluents entre 1977 et 2006 : proche de 1°C dans le cas de la Saône, elle atteint 1,5°C sur l'Ain et à l'aval du Bugey et 2°C environ en aval de l'Isère (Figure 10).

Figure 10



Les stations :
SCX = amont du Léman
LEM = aval du Léman
POU = 25km aval du Léman
CRE = amont centrale de Creys-Malville
BUG = amont central de Bugey
JON = aval confluence Ain/Rhône
SAL = amont centrale de Saint Alban
RGL = amont de l'Isère
SOY = aval de l'Isère
CRU = aval confluence Drôme/Rhône, amont centrale de Cruas-Meysse
TRI = amont centrale de Tricastin
ARA = aval confluence Durance/Rhône)

Évolution des températures moyennes annuelles de l'eau du Rhône (Poirel et al. *2008).*

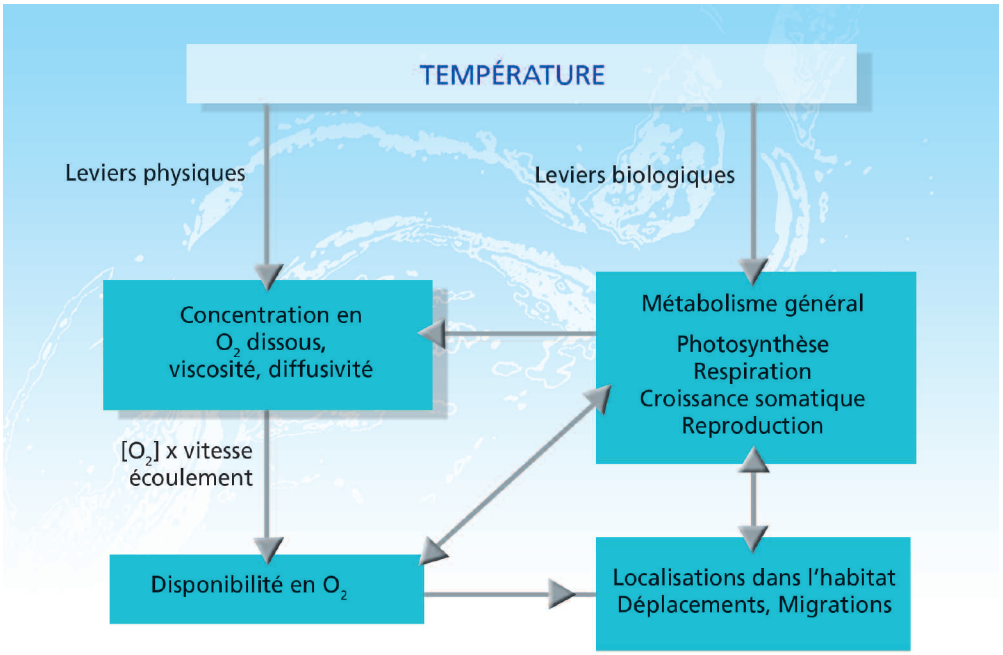
De manière analogue, l'étude des séries temporelles sur la Loire moyenne a mis en évidence un réchauffement moyen annuel de 1,2°C au cours des 32 années entre la première décennie (1977-1986) et la dernière (1999-2008) s'expliquant en premier lieu par le réchauffement de la température de l'air et dans un second temps par une hydraulicité plus faible (Floury 2012). Ces résultats sont en accord avec les précédentes observations réalisées par Moatar et Gailhard (2006) sur la même rivière entre 1976 et 2003 ainsi que dans le cas d'autres grandes rivières européennes (par exemple, un réchauffement de 1,4 à 1,7°C au cours du XX^{e} siècle sur le Danube et ses affluents, Webb et Nobilis 2007). Ces tendances ont également été rapportées dans le cas des lacs. Les mesures réalisées au lac du Bourget à deux mètres de profondeur sur la période 1984 à 2011 indiquent une augmentation moyenne de 1,1°C, les années 2003 et 2011 correspondant aux valeurs les plus élevées (OsCC 2012). Ces résultats doivent toutefois être interprétés avec précaution car ils découlent généralement de l'analyse de séries temporelles dont la durée est inférieure à 40 ans. En outre, d'autres facteurs explicatifs doivent également

être pris en compte comme les activités humaines ou les variations cycliques des courants atmosphériques et océaniques de l'océan Atlantique (par exemple, oscillation multidécennale Atlantique, Sutton et Hodson 2005, Sutton et Dong 2012, Boé et Habets 2014).

Impact potentiel sur la chimie de l'eau

La température de l'eau agit directement et indirectement sur de nombreuses fonctions chimiques (concentration en oxygène dissous, viscosité, diffusivité) et biologiques (métabolisme des végétaux et animaux) (Figure 11). L'augmentation de la température pourrait avoir pour conséquence une modification de l'équilibre entre la disponibilité en oxygène et les besoins métaboliques (Dumont *et al.* 2007) augmentant ainsi les risques de déséquilibre trophique (Fabre 2012). Néanmoins, aucune étude sur le sujet n'est actuellement disponible.

Figure 11



Processus reliant la température à la disponibilité en oxygène et ses impacts sur les écosystèmes aquatiques (d'après Dumont et al. *2007).* Pour rappel, la concentration maximale en oxygène dissous dans l'eau diminue quand sa température augmente. Par exemple, à 10°C, la concentration maximale en oxygène dissous est de 11mg/L et, à 30°C, cette concentration maximale n'est plus que de 7 mg/L.

Conclusion

Les changements observés du climat et de l'hydrologie reflètent les conséquences attendues de l'augmentation des GES émis par les activités humaines depuis deux siècles (GIEC 2007, Cook *et al.* 2013). Toutefois, si le signal concernant la température de l'air est relativement clair et global, l'évolution qualitative et quantitative de la ressource en eau au cours du siècle dernier semble plus contrastée. En outre, lorsque des tendances sont observées, le lien de causalité avec le dérèglement climatique est parfois difficile à établir du fait de l'existence de multiples facteurs confondants (activités anthropiques, oscillation multidécennale etc.).

Dans la section suivante, sont présentés les modèles qui permettent de projeter dans l'avenir l'évolution de la ressource en eau afin d'évaluer les conséquences possibles du changement climatique. L'accent est également mis sur les incertitudes associées à ces modèles.

Les outils de modélisation pour projeter l'évolution du climat et des ressources en eau

Évaluer l'importance du changement climatique, l'anticiper et s'adapter requièrent l'utilisation de la modélisation numérique. Ces modèles, basés sur les équations de la mécanique des fluides et de la conservation d'énergie ont commencé à exister dès 1960 aux États-unis et se sont peu à peu complexifiés dans l'objectif de produire des projections de plus en plus précises et robustes du climat futur.

L'évolution du climat étant fonction des émissions de GES, des scénarios d'émissions de GES ont été proposés par le GIEC et utilisés par les climatologues comme données d'entrée des modèles simulant le climat futur. Les scénarios climatiques émergeant de ces simulations sont à leur tour utilisés dans des modèles d'impacts permettant notamment de simuler les effets du climat sur l'hydrologie ou les écosystèmes.

Les scénarios d'émission de gaz à effet de serre

Les scénarios d'évolution future de la composition atmosphérique, appelés également scénarios SRES (*Special Report on Emissions Scenarios*), ont été élaborés sur la base de projection socio-économiques (démographie, modes de vie, nouvelles technologies, etc.) (Nakićenović et Swart 2000). Quatre scénarios ont ainsi été construits (Figure 12) :

- **scénario A1.** Réduction des inégalités Nord-Sud avec un développement économique sur le schéma actuel. Trois groupes décrivent des directions différentes en termes de stratégies énergétiques. A1FI correspond à une forte intensité d'utilisation des combustibles fossiles ; A1T correspond à des sources d'énergie autres que fossiles et A1B correspond à un état intermédiaire entre les deux situations précédentes ;
- **scénario B1.** Réduction des inégalités Nord-Sud avec un développement soucieux de l'environnement et du développement durable ;
- **scénario A2**. Développement hétérogène avec un développement économique sur le schéma actuel. Ce scénario se rapproche le plus de l'évolution actuelle de notre société ;
- **scénario B2.** Développement hétérogène avec un développement soucieux de l'environnement et du développement durable.

Comme mentionné ci-dessus, les concentrations de GES estimées selon ces différents scénarios étaient jusqu'à maintenant utilisées comme données d'entrée des modèles simulant le climat futur.

Lors de la préparation du 5ème rapport du GIEC, dont la publication a commencé en 2013, une approche différente a été adoptée afin de favoriser l'émergence de scénarios d'adaptation. Pour analyser l'évolution du climat futur, les experts du GIEC ont cette fois défini *a priori* quatre trajectoires d'émissions et de concentrations de GES, baptisés RCP (*Representative Concentration Pathways* ou « profils représentatifs d'évolution de

concentration ») (Moss *et al.* 2008, 2010). Ces RCP sont utilisés par les différentes équipes d'experts (climatologues, hydrologues, agronomes, économistes…), qui travaillent pour la première fois en parallèle. Les climatologues en déduisent des projections climatiques globales ou régionales. Les économistes établissent des scénarios permettant de définir les conditions socio-économiques mondiales compatibles avec ces différents RCP (*Shared Socio-Economic Pathways, SSP*).

Quatre familles de RCPs ont ainsi été construites :

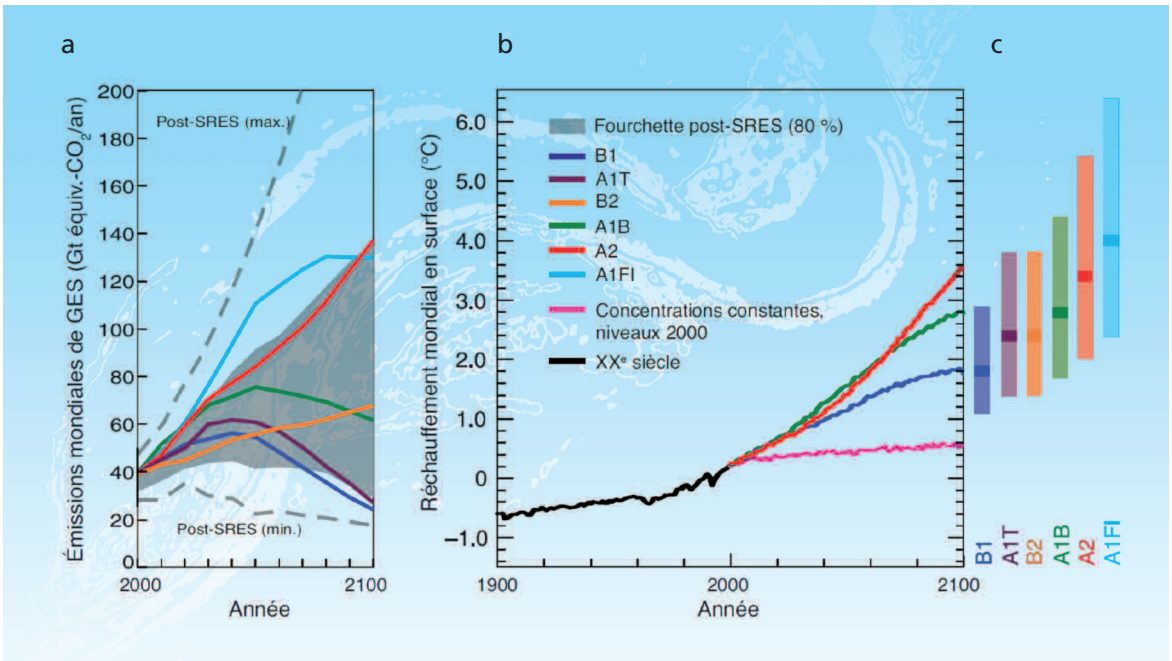
■ **RCP 8.5.** En 2100, le forçage radiatif atteint est de 8,5 W/m^2, ce qui correspond à une concentration équivalente en CO_2 d'environ 1 370 parties par millions en volume (ppmv). Le forçage radiatif est en pleine augmentation en 2100 ;

■ **RCP 6.** En 2100, le forçage radiatif atteint est de 6 W/m^2, ce qui correspond à une concentration équivalente en CO_2 autour de 850 ppmv. La stabilisation se fait après 2100 ;

■ **RCP 4.5.** En 2100, le forçage radiatif atteint est de 4,5 W/m^2, ce qui correspond à une concentration équivalente en CO_2 autour de 650 ppmv. La stabilisation se fait après 2100, mais commence vers 2060 ;

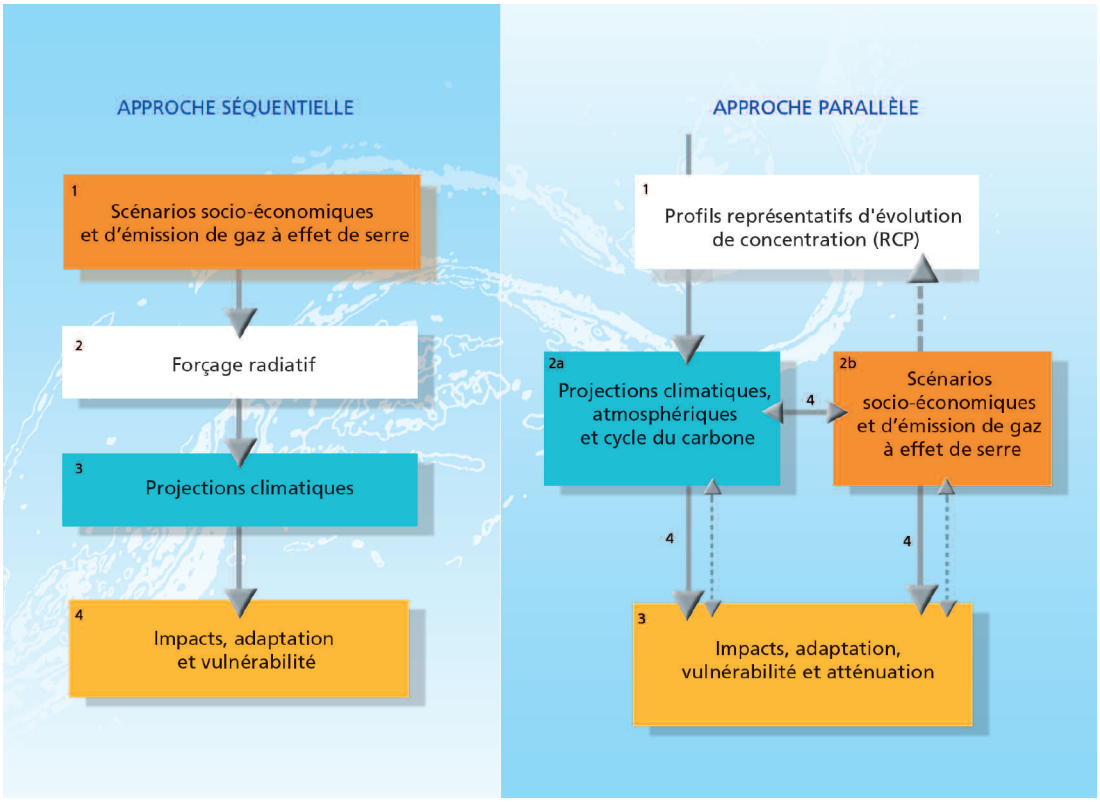
■ **RCP 2.6.** Le forçage radiatif atteint un pic de 3 W/m^2 (concentration équivalente en CO_2 autour de 490 ppmv) avant 2100 et diminue ensuite. Il sera autour de 2,6 W/m^2 en 2100. Ce scénario est aussi appelé RCP 3-PD, pour 3 W/m^2 puis *Peak-decline*. C'est ce scénario qui permettrait de garder une hausse des températures globales en dessous de 2°C.

Figure 12



Présentation des scénarios d'émission des GES pour la période 2000-2100 et projections relatives de l'évolution des températures de surface.
a. Émissions mondiales de GES en l'absence de nouvelle politique climatique : six scénarios illustratifs de référence (SRES, lignes colorées) et intervalle au 80e percentile des scénarios publiés depuis le SRES (post-SRES, partie ombrée). Les lignes en pointillé délimitent la plage complète des scénarios post-SRES.
b. Les courbes en trait plein correspondent aux moyennes mondiales multimodèles du réchauffement en surface pour les scénarios A2, A1B et B1, en prolongement des simulations relatives au XXe siècle. La courbe en rose correspond aux simulations effectuées à l'aide de modèles de circulation générale couplés atmosphère-océan (MCGAO) en maintenant les concentrations atmosphériques au niveau de 2000.
c. Les barres sur la droite précisent la valeur la plus probable (zone foncée) et la fourchette probable correspondant aux six scénarios de référence du SRES pour la période 2090-2099.
Tous les écarts de température sont calculés par rapport à 1980-1999 (GIEC 2007).

Figure 13



Présentation des approches séquentielles (SRES) et parallèles (RCP et SSP). Les chiffres correspondent aux différentes étapes, les étapes 2a et 2b étant menées simultanément. Les flèches pleines indiquent un transfert d'information, les flèches en pointillé large la sélection des RCP et les flèches en pointillé rapproché l'intégration des informations pour permettre l'évaluation des impacts et l'élaboration des stratégies d'atténuation et d'adaptation (modifié d'après Moss *et al.* 2008).

La correspondance entre RCP et SRES n'est pas évidente *a priori* car un scénario RCP peut être compatible avec plusieurs scénarios SRES. C'est le cas de RCP 4.5 qui pourrait être compatible avec trois familles de scénarios SRES étudiées (A2, B1 et B2). Inversement, une même famille de scénarios SRES peut être compatible avec plusieurs scénarios RCP.

Les modèles climatiques : les modèles de circulation générale

La modélisation du climat nécessite la prise en compte du fonctionnement de l'ensemble des compartiments du système climatique ainsi que de leurs interactions. De fait, les modèles numériques actuellement utilisés, intitulés modèles de circulation générale (*Global Circulation Model , GCM*) rassemblent plusieurs modules (atmosphérique, océanique, glace de mer) couplés entre eux. La complexité et la quantité de calculs associés consomment d'énormes ressources informatiques et sont extrêmement coûteuses. Pour ces raisons, les modélisations à l'échelle du globe ne peuvent présenter, pour le moment, que des résolutions horizontales assez faibles (environ 200 kilomètres pour les plus fines).

Cette faible résolution peut avoir un impact très important sur les simulations et notamment pour les précipitations en général très dépendantes du contexte local. La France en est un bon exemple. Du fait de sa topographie complexe, les régimes climatiques sont assez contrastés et varient largement sur des courtes distances. Afin d'affiner les résultats, des méthodes dites de régionalisation ont été développées.





Régionalisation des scénarios climatiques

Plusieurs méthodes existent pour accroitre la résolution spatio-temporelle et corriger les biais des modèles climatiques (mauvaise représentation du relief, mauvaise prise en compte de l'influence marine, défaut physique des modèles). Appelées descente d'échelle, régionalisation, désagrégation spatiale ou « *downscaling* », ces méthodes permettent de faire apparaitre les détails des conditions climatiques locales cohérentes avec les valeurs observées.

Il existe deux grandes approches pour augmenter la résolution spatio-temporelle des simulations climatiques :

■ la descente d'échelle « dynamique » qui consiste à affiner la résolution des modèles globaux. Trois familles de modèles existent :

- les modèles globaux à haute résolution sur l'ensemble du globe qui nécessitent des temps de calcul longs et des moyens importants,
- les modèles globaux à résolution variable pour lesquels la grille de calcul uniforme au départ sur l'ensemble du globe est modifiée pour renforcer la résolution spatiale dans la zone que l'on veut étudier. Les modèles ARPEGE-Climat (Météo-France) et LMDZ (IPSL LMD) possèdent cette capacité de zoom (Gibelin et Déqué 2003) jusqu'à une résolution de quelques dizaines de kilomètres,
- les modèles régionaux qui sont bornés à une partie du globe (comme l'Europe) et forcés au niveau des limites par des modèles globaux possédant une résolution plus faible. Cette méthode permet d'atteindre une haute résolution spatiale (de 10 à 20 km) nécessaire à une simulation représentative du climat local (reliefs, contrastes terre-mer, traits de côte complexes) et prend en compte les processus physiques régionaux ;

■ la descente d'échelle « statistique » qui repose sur la détermination d'une relation statistique entre les variables globales de faible résolution et les variables locales de surface à haute résolution. Les méthodes statistiques pour projeter les variables globales à l'échelle locale sont très nombreuses et accompagnées de limites d'application propres à leur structure interne.

A noter qu'il est souvent nécessaire de réaliser une correction statistique et ce quel que soit le type de descente d'échelle, sous peine de biaiser fortement les résultats.

Les modèles hydrologiques

A l'issu de la modélisation climatique, les projections obtenues sont injectées dans des modèles hydrologiques dans l'objectif d'évaluer leur impact sur différentes variables hydrologiques locales (module, débit de crue, débit d'étiage, etc.). Il existe deux grands types de modèles :

■ le premier a pour principe de reproduire au mieux les processus physiques observés, par exemple, à l'échelle d'un bassin versant (modèles dits mécanistes ou explicites, comme SAFRAN-ISBA-MODCOU couplés dans SIM[6], Habets *et al.* 2008) ;

■ les autres modèles sont dits conceptuels (comme les modèles GR4J, GARDENIA, Perrin *et al.* 2003, Thiéry 2003). Ils tentent de reproduire fidèlement les observations sans pour autant modéliser l'ensemble des processus physiques.

Si les modèles conceptuels sont souvent très performants sur les périodes actuelles, ils ne sont *a priori* pas conçus pour réagir de façon optimale en dehors de leur domaine de calibration (par exemple changement d'occupation du sol). A l'inverse, les modèles physiques doivent avoir une bonne caractérisation de l'environnement (caractérisation du sol et de la végétation par exemple), données généralement difficiles à acquérir et ils sont souvent moins performants que les modèles conceptuels sur le temps présent. Par contre, ils sont supposés être plus robustes dans un contexte où les conditions climatiques et environnementales sont modifiées.

6- La chaîne Safran-Isba-Modcou a été développée dans le cadre d'une coopération entre le CNRM-GAME et le Centre de géosciences de Mines ParisTech.

Des incertitudes à toutes les étapes

Les incertitudes concernant les projections climatiques et hydrologiques sont importantes et doivent être prises en compte lors de la réalisation d'études visant à anticiper l'impact du changement climatique sur les populations ou sur l'environnement (Figure 14).

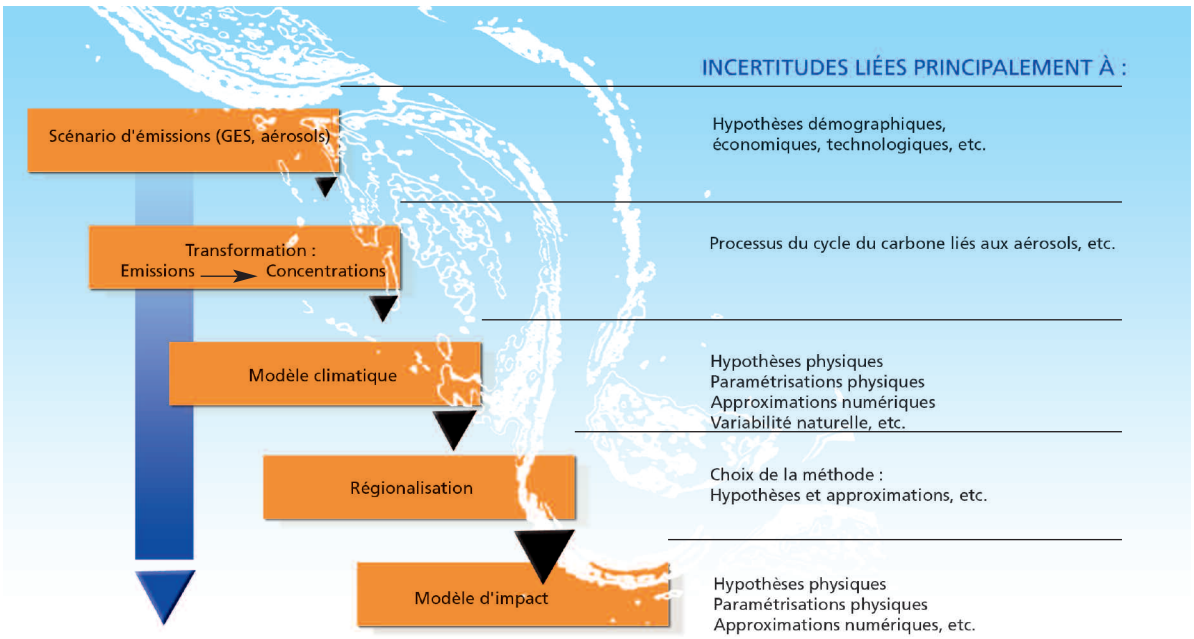
Au niveau des scénarios d'émission de GES, les incertitudes résultent des hypothèses sélectionnées mais également de l'évolution des sociétés.

Concernant la modélisation en tant que telle, ces incertitudes sont liées à la conception même des modèles climatiques et aux méthodes de résolution employées. Elles sont d'ailleurs amplifiées par la descente d'échelle, la complexité des processus en jeu, les interactions entre variables et les boucles de rétroaction.

La traduction des projections des modèles climatiques sur les régimes hydrologiques, et particulièrement sur les extrêmes, présente également des incertitudes importantes. En effet, les modèles utilisés reposent principalement sur l'hypothèse de stationnarité[7] qui dans le contexte du changement climatique fait encore largement débat.

En outre, certaines variables ne sont pas toujours prises en compte dans les modèles hydrologiques (Fabre 2012). Par exemple, l'influence de la végétation n'est pas explicitement prise en compte dans les modèles conceptuels (occupation du sol) ; de même, les activités anthropiques (telles que les prélèvements ou les barrages) sont rarement intégrées limitant ainsi la possibilité de distinguer clairement les effets des changements climatiques des pressions anthropiques.

Figure 14



Présentation de la cascade des incertitudes lors de la réalisation d'une étude portant sur le changement climatique (d'après Boé 2007).

7- La moyenne et la variabilité des valeurs des éléments du climat sont considérées constantes. Or le climat n'est de toute évidence pas stationnaire, il a largement évolué depuis la naissance de la Terre et évoluera encore dans le futur.

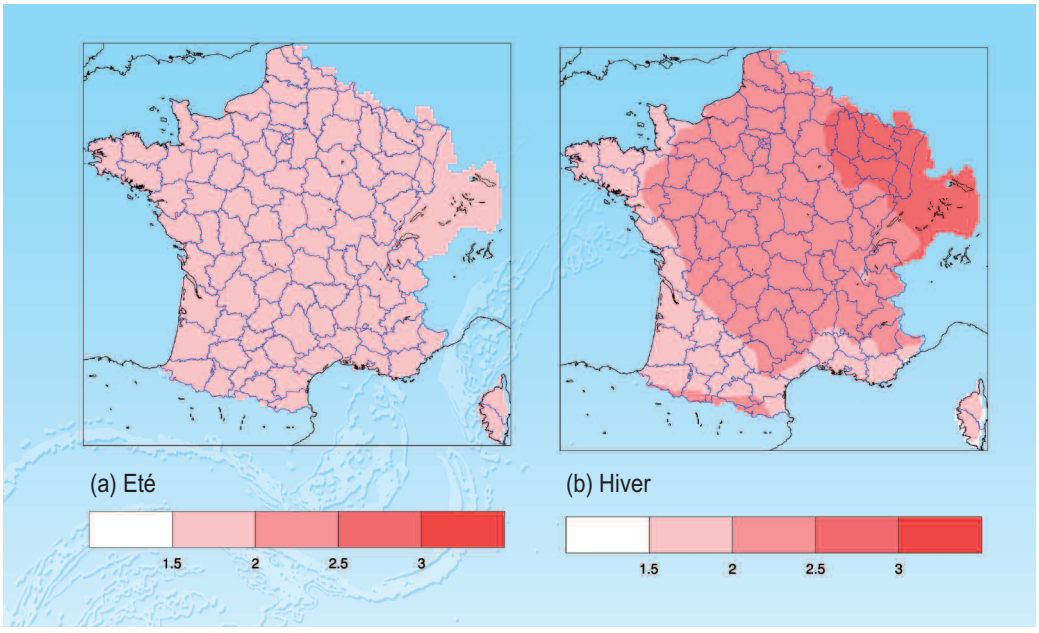
Les évolutions modélisées du climat et de la ressource en eau dans le futur, en France métropolitaine

Ces dernières années, la communauté scientifique s'est mobilisée autour de la question du changement climatique et de son impact sur la société. Les modèles décrits précédemment ont permis de conduire des travaux interdisciplinaires qui quantifient les effets attendus sur la ressource en eau. Les sections suivantes présentent les résultats obtenus (l'ensemble des résultats présentés ici sont issus d'études basées sur CMIP3 / GIEC AR4), dans le cas de la France pour un certain nombre de variables climatiques et hydrologiques.

Impact projeté sur la température de l'air

A l'échelle de la France, tous les scénarios projettent une augmentation de la température de l'air allant de 1,5 à 3°C à l'horizon 2050. Les simulations pour l'horizon 2100 sont beaucoup plus hétérogènes et prédisent une augmentation d'environ 2 à 4,5°C par rapport aux températures actuelles (Déqué *et al.* 2005) (Figure 15). Les évènements extrêmes tels que les vagues de chaleur en été devraient être également plus fréquents (Déqué 2007).

Figure 15

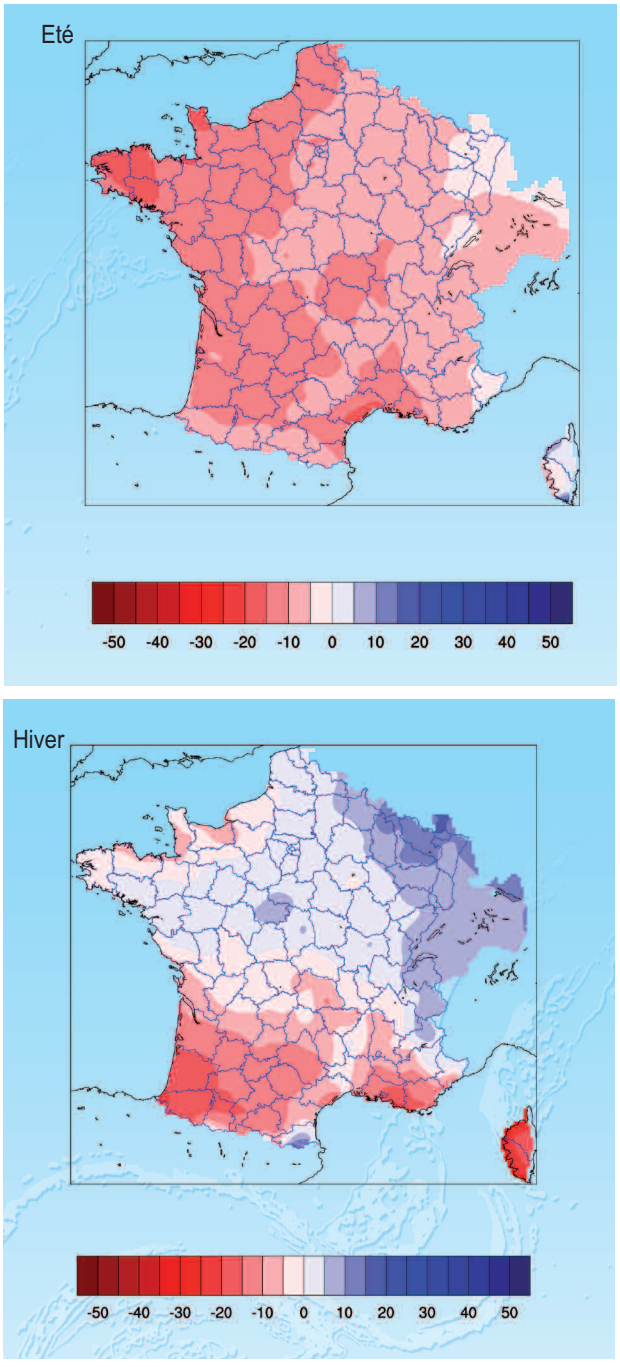


Moyenne multi-modèles des anomalies de température (°C) (a) pour la période estivale (juin – juillet – août) et (b) pour la période hivernale (décembre – janvier – février) couvrant la période 2046-2065 par rapport à la climatologie 1961-1990. Résultats issus de 15 simulations GIEC et 7 simulations ARPEGE V4 (Pagé et Terray 2011).

Impact projeté sur les précipitations

La régionalisation des projections selon le scénario A1B de quinze simulations du GIEC et de sept simulations ARPEGE (modèle Météo-France) entre les périodes 2046/2065 et 1961/1990 montrent une diminution des précipitations en été sur pratiquement tout le territoire (Boé 2007, Pagé et Terray 2011, Figure 16). En hiver, c'est au contraire une augmentation des précipitations qui est simulée notamment dans le Centre et Nord-Est, le Sud-Ouest subissant un assèchement (Boé 2007). Au printemps, les changements seraient limités (Drias, données Météo-France, CERFACS, IPSL 2013). Enfin, les simulations en automne ne permettent pas d'identifier de tendances claires (Drias, données Météo-France, CERFACS, IPSL 2013).

Figure 16



Moyenne multi-modèles des anomalies de précipitations (mm/an) pour la période estivale (juin – juillet – août) et pour la période hivernale (décembre – janvier – février) couvrant la période 2046-2065 par rapport à la climatologie 1961-1990.
Résultats issus de 15 simulations GIEC et 7 simulations ARPEGE V4 (Pagé et Terray 2011).

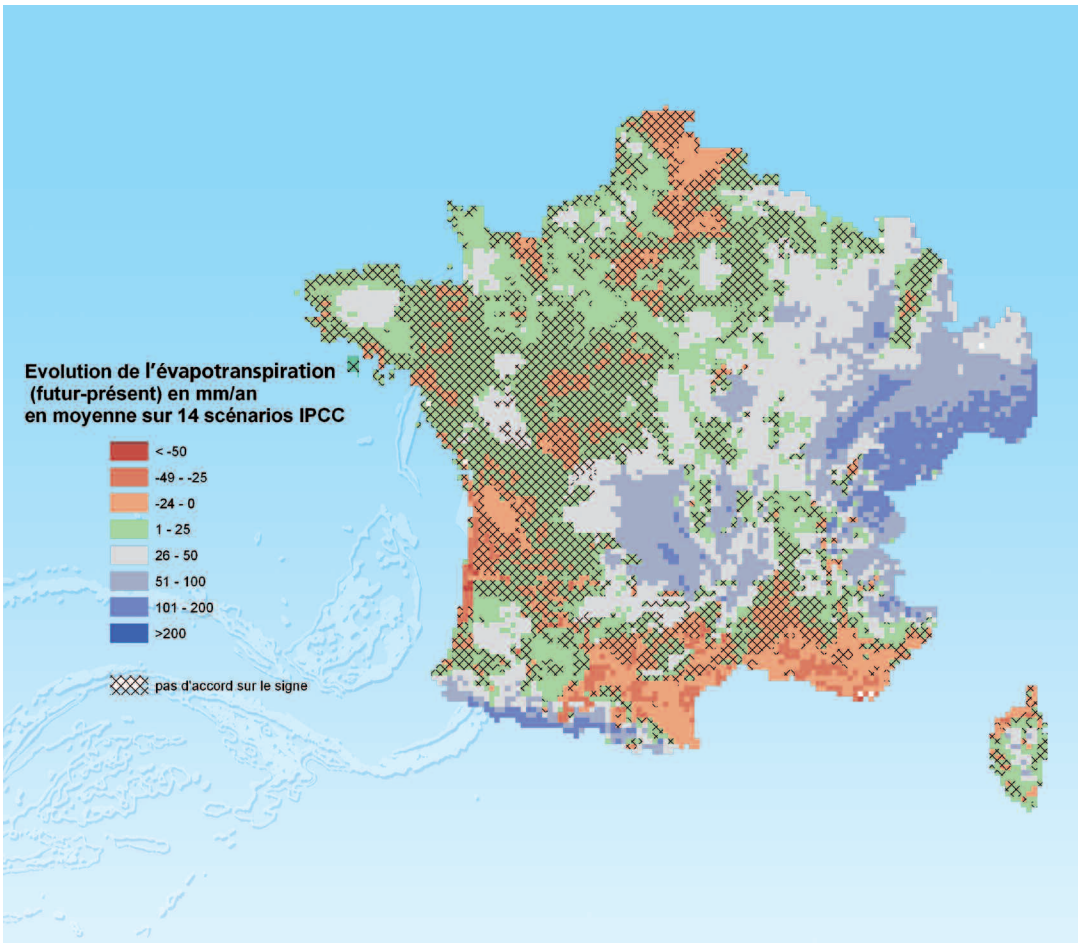
Concernant les événements extrêmes, les projections réalisées par le biais des modèles globaux à haute résolution à l'échelle de l'Europe indiquent une augmentation des fortes pluies en hiver et, à l'inverse, une augmentation de la durée des sécheresses en été (Déqué 2007).

Enfin, au niveau de l'enneigement, l'ensemble des modèles appliqués aux Alpes et aux Pyrénées prédisent une diminution importante à faible altitude, moins marquée à plus haute altitude (Beniston 2005, Lopez-Moreno *et al.* 2009).

Impact projeté sur l'évapotranspiration

Boé (2010) a réalisé un travail spécifique à l'échelle de la France afin de quantifier les possibles variations futures de l'évapotranspiration réelle. Ces simulations, obtenues en utilisant le modèle à base physique (SIM) et quatorze projections climatiques désagrégées selon le scénario A1B, prédisent une diminution importante de l'évapotranspiration sur les façades méditerranéenne et atlantique à l'inverse des régions de l'est de la France et des reliefs (Figure 17). A noter que selon les modèles climatiques ou hydrologiques, l'évolution projetée de l'évapotranspiration réelle est encore particulièrement hétérogène (Habets *et al.* 2013).

Figure 17

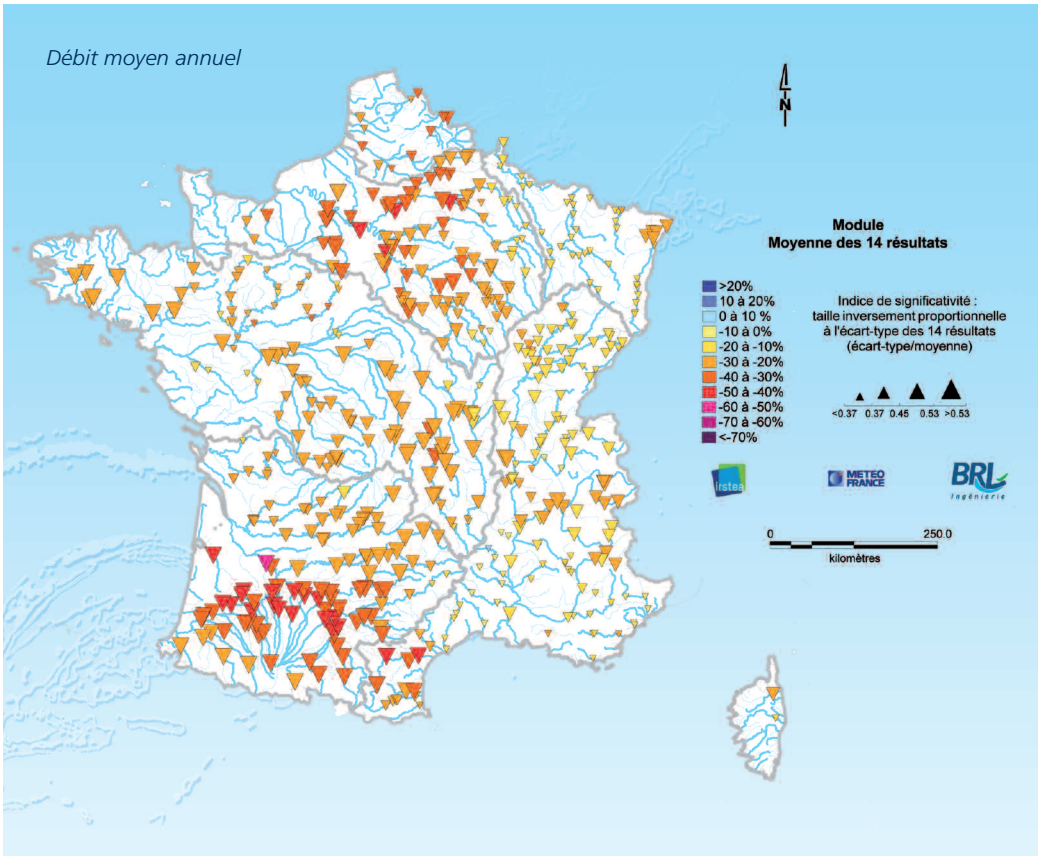


Evolution de l'évapotranspiration réelle à l'horizon 2050 projetée à partir de quatorze projections climatiques régionalisées sous scénario A1B par SIM, en mm/an (d'après les résultats de Boé et al. *2009).* Les zones hachurées correspondent aux régions où il y a une forte incertitude sur le signe de l'évolution entre les projections.

Impact projeté sur le ruissellement et les extrêmes hydrologiques

Le changement climatique aura un impact marqué sur le ruissellement et les débits fluviaux. Les résultats du projet Explore 2070 utilisant sept projections climatiques (scénario A1B) et deux modèles hydrologiques (GR4J et SIM) concluent à une baisse probable du débit moyen annuel sur toute la métropole, de l'ordre de 10% à 40% pour une majorité de bassins (scénario A1B, période 2046-2065, Chauveau *et al.* 2013, Figure 18). Les contreforts pyrénéens seraient particulièrement touchés avec une baisse de l'ordre de 10 à 60%. La cause prépondérante de la baisse de ces débits est une baisse des cumuls de précipitations annuelles couplée à l'augmentation de la demande évaporatoire.

Figure 18

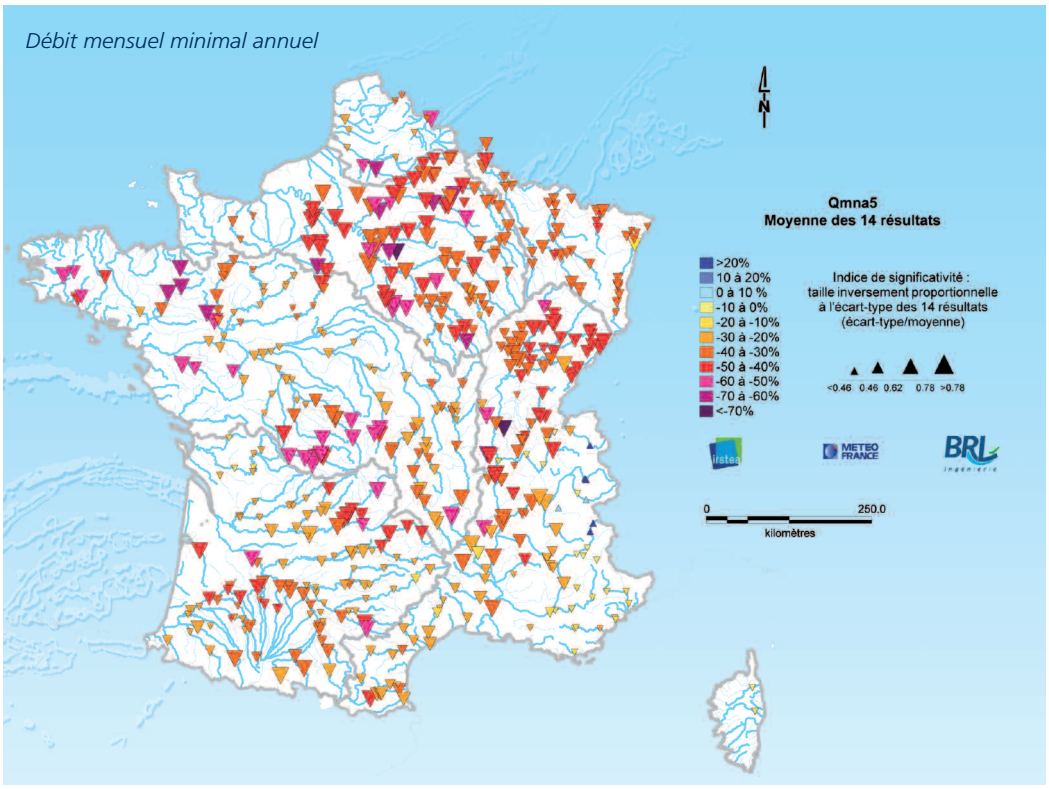


Evolutions relatives possibles du débit moyen annuel (en %) entre 1961-90 et 2046-65. (Explore 2070 - MEDDE/Météo-France, Irstea, BRLi 2013, Chauveau et al. *2013).* Les résultats présentés correspondent à la moyenne des sorties de deux modèles hydrologiques (GR4J et SIM) alimentés par les sorties désagrégées de 7 modèles climatiques (total de 14 simulations selon le scénario A1B).

Concernant les débits d'étiage, une forte majorité des simulations s'accordent sur une baisse générale des débits, plus accentuée encore que la baisse de la ressource moyenne annuelle. Le QMNA5 (Encadré 1) pourrait baisser de 5 à 65% selon les régions (Figure 19).

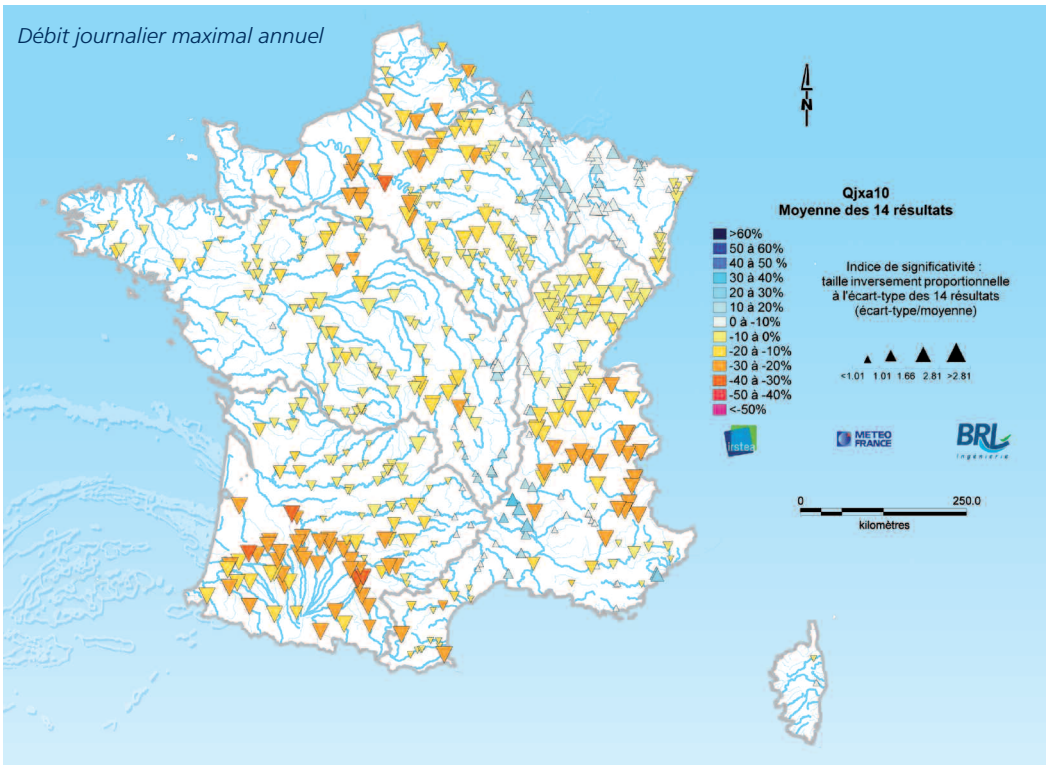
Les débits des mois d'août et de septembre des bassins à régime pluvial océanique pourraient baisser de 30 à 70% sur la plus grande partie du territoire. Cette baisse pourrait être particulièrement sensible dans le bassin Seine-Normandie, sur la rive gauche de la Garonne, ainsi que sur la moitié nord du bassin Rhône-Méditerranée. Concernant le risque de crue, le débit journalier maximal de période de retour 10 ans (QJXA10) pourrait augmenter dans les Cévennes et dans le Nord-Est de la France (Figure 20).

Figure 19



Evolutions relatives possibles du débit mensuel minimal annuel de période de retour 5 ans (QMNA5 en %) entre 1961-90 et 2046-65 (Explore 2070 - MEDDE/Météo-France, IRSTEA, BRLi 2013, Chauveau et al. *2013).*
Les résultats présentés correspondent à la moyenne des sorties de deux modèles hydrologiques (GR4J et SIM) alimentés par les sorties désagrégées de 7 modèles climatiques (total de 14 simulations selon le scénario A1B).

Figure 20



Evolutions relatives possibles du débit journalier maximal annuel de période de retour de 10 ans (QJXA10, en %) entre 1961-90 et 2046-65 (Explore 2070 - MEDDE/Météo-France, Irstea, BRLi 2013, Chauveau et al. *2013).*
Les résultats présentés correspondent à la moyenne des sorties de deux modèles hydrologiques (GR4J et SIM) alimentés par les sorties désagrégées de 7 modèles climatiques (total de 14 simulations selon le scénario A1B).

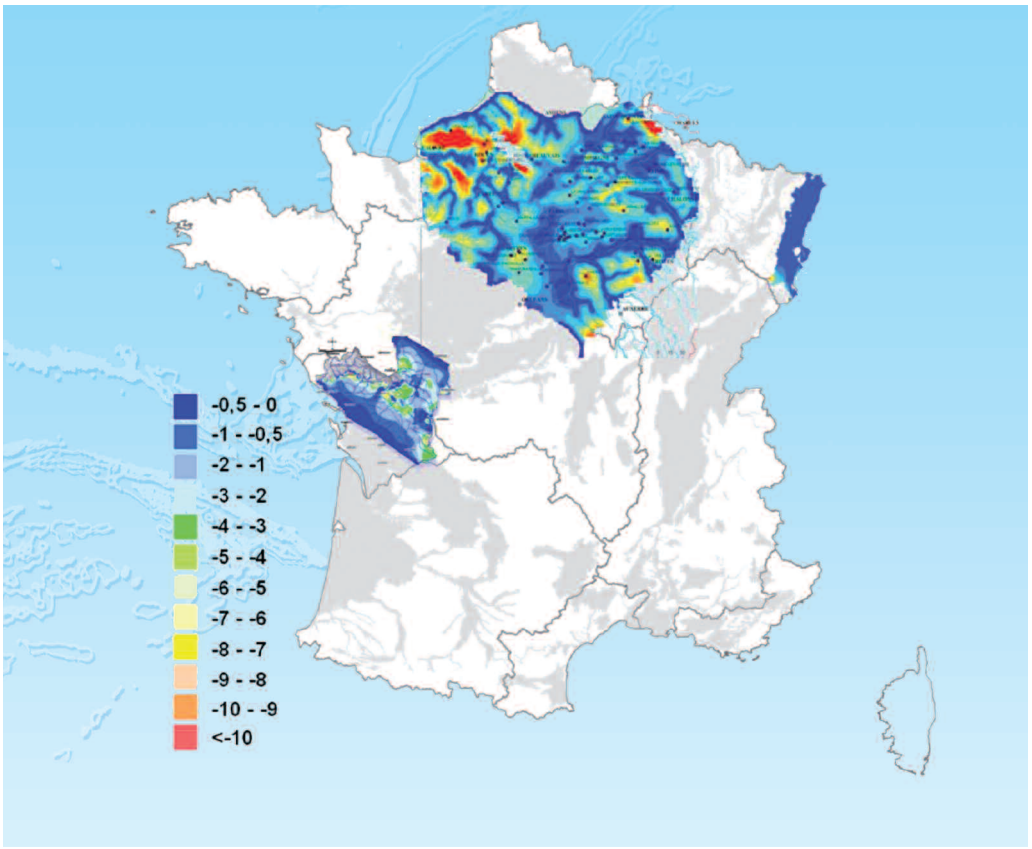
Impact projeté sur les eaux souterraines

Un certain nombre d'études projettent une modification majeure de la recharge et des niveaux piézométriques de grandes nappes souterraines. En France, il est prédit une baisse quasi générale de la recharge comprise entre 10 et 25% (Explore 2070 - MEDDE/MINES Paris Tech/BRGM 2013, Boé *et al.* 2009). Le Sud-Ouest pourrait être la zone la plus sévèrement touchée avec des baisses comprises entre 30 et 50% (Explore 2070 - MEDDE/MINES Paris Tech/BRGM 2013, Boé *et al.* 2009).

En termes de niveau piézométrique, les modélisations réalisées soulignent de manière générale une baisse du niveau moyen mensuel de la nappe liée à la baisse de la recharge. Ces résultats sont très variables spatialement selon la localisation des piézomètres, variation plus faible dans les vallées comparativement aux plateaux situés à une plus grande distance du cours d'eau. Dans le cas des projections optimistes, il est prédit une légère baisse des niveaux de l'ordre de 0,5 m à 1,5 m (par exemple la majorité du bassin de la Seine et du Rhin), voire pour certaines régions une hausse locale possible (Poitou, nappes captives de l'Aquitaine, résultats d'Explore 2070 - MEDDE/MINES Paris Tech/BRGM 2013, Habets *et al.* 2013, Figure 21). Dans le cas des modèles pessimistes, les résultats suggèrent de fortes diminutions, pouvant atteindre 10 m sur les plateaux (par exemple le pays de Caux, la plaine de Beauce), les baisses étant conséquentes mais plus limitées sur le socle (1 à 4 m).

Ces baisses significatives s'expliquent principalement par une diminution de la pluviométrie et une hausse significative de l'évapotranspiration (*via* notamment l'élévation de température, non suffisamment compensée par une augmentation de l'humidité de l'air).

Figure 21



Evolution du niveau piézométrique (en m) au niveau de trois bassins versants à l'horizon 2046-2065 sans modification de pompage. Projection ARPEGE, scénario A1B, Explore 2070 - MEDDE/MINES Paris Tech/BRGM 2013.

Impact projeté sur la thermie de l'eau

Les températures de l'eau devraient suivre une tendance similaire. Des travaux de modélisation réalisés dans le cadre du projet Explore 2070 estiment à 1,6°C l'augmentation de la moyenne annuelle des températures de l'eau sur l'ensemble des 31 stations réparties sur le territoire français (Explore 2070 - MEDDE/Météo-France, IRSTEA, BRLi, 2013). Cette augmentation varierait entre un minimum de 1,1°C et un maximum de 2,2°C. Ces augmentations moyennes cachent cependant de fortes inégalités selon les stations : augmentation médiane comprise entre 0,6 et 2,2°C pour la température de l'eau et entre 2 et 2,5°C pour la température de l'air.

Interactions entre changement climatique et pressions anthropiques

Les éléments présentés ci-dessus soulignent l'importance des changements attendus dans les décennies à venir. L'impact de ces changements sur le cycle de l'eau pourrait être accentué (ou atténué) par les activités anthropiques. La chenalisation ou l'endiguement pourraient par exemple aggraver les inondations en probable augmentation dans les décennies à venir. Le changement d'utilisation des terres, notamment lié aux pratiques agricoles, pourrait accentuer les risques d'érosion et une surcharge en matières en suspension en tête de bassin versant suite à l'accroissement des événements extrêmes (fortes pluies). L'étalement urbain pourrait limiter les surfaces d'infiltration accentuant les pics de crue et limitant la recharge des nappes. Enfin, le recours croissant à l'irrigation, le développement de cultures très consommatrices en eau en période d'étiage (cultures énergétiques, maïs, peuplier, etc.) ou encore l'augmentation de la démographie dans certaines régions de France pourraient contribuer à accroitre les prélèvements en eau, avec pour conséquence une réduction des débits moyens des cours d'eau et du niveau piézométrique des nappes et une accentuation des risques d'étiages en été.

Enfin, une dégradation de la qualité des eaux couplée à une augmentation de la température pourraient être à l'origine d'une modification du devenir et de la répartition des substances chimiques entre les différents compartiments de l'environnement, se traduisant par des changements en termes d'exposition, de biodisponibilité et donc de toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques (Encadré 2, Stahl *et al.* 2013).

Encadré 2

Impact du changement climatique sur la qualité des eaux

L'eau et les milieux aquatiques se caractérisent par la présence d'une grande diversité de polluants d'origines diverses (industrielles, agricoles, urbaines) présents à l'état de mélange en faibles concentrations et susceptibles de provoquer des dysfonctionnements au sein des écosystèmes aquatiques (Schwarzenbach *et al.* 2006, Tableau 1). En l'absence de mesures drastiques visant à réduire les émissions de GES, des effets du changement climatique sur la qualité des eaux sont à anticiper dans les prochaines décennies. Ceux-ci pourraient se manifester de différentes manières (EEA 2011).

L'augmentation de la sévérité et de la fréquence des évènements de sécheresse entraîneront des modifications majeures du régime hydrologique des cours d'eau, se traduisant par une diminution du pouvoir de dilution des contaminants. Ces effets pourraient néanmoins être atténués par une augmentation du temps de séjour des contaminants dans les eaux, ce qui favoriserait leur dégradation.

Dans les régions où les précipitations gagneront en intensité, les flux de polluants apportés au milieu par les rejets urbains de temps de pluie seront plus importants, ainsi que la remobilisation de contaminants « historiques » stockés dans les sédiments fluviaux à la suite d'épisodes de crues (EEA 2011). L'intensification des évènements pluvieux à caractère extrême devrait également accroître le transfert des produits phytopharmaceutiques et des produits pharmaceutiques à usage vétérinaire vers les eaux de surfaces (Bloomfield *et al.* 2006, Boxall *et al.* 2009).

Certains facteurs environnementaux comme le rayonnement UV dont la distance de pénétration dans la colonne d'eau est largement dépendante du pH et de la transparence des eaux (deux paramètres pouvant subir l'influence du changement climatique) pourraient venir modifier la toxicité même de certains contaminants, en augmentant la réactivité de ces derniers par un phénomène appelé photo-activation.

Enfin, l'incidence vraisemblablement accrue des ravageurs, maladies et mauvaises herbes contribuerait à exacerber le problème par une application plus large et plus fréquente des pesticides et produits vétérinaires. Cette utilisation accrue pourrait toutefois être contrebalancée par une augmentation de la volatilisation de certains produits phytosanitaires et une dégradation accélérée des résidus de pesticides dans les sols et les eaux de surface dues à des températures plus élevées (Bloomfield *et al.* 2006). Sur le long terme, des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origines anthropique et climatique auront probablement un impact plus significatif sur les flux de pesticides et leur transfert vers les milieux aquatiques que les effets directs du changement climatique sur les processus contrôlant le transport et le devenir de ces polluants.

Tableau 1 *Quelques exemples de micropolluants aquatiques ubiquistes (tiré de Schwarzenbach* et al. *2006).*

Origine /usage	Classe	Exemple de substances	Problèmes associés
Substances chimiques industrielles	Solvants	Tétrachlorométhane	Contamination de l'eau de boisson
	Intermédiaires de synthèse	Méthyl-t-buthyléther	
	Produits pétrochimiques	BTEX (benzène, toluène, xylène)	
Produits industriels	Additifs	Phtalates	
	Lubrifiants	PCB	Bioamplification dans les chaînes trophiques, pollution atmosphérique transfrontière à longue distance
	Retardateurs de flamme	Polybromo-diphényléther	
Produits de consommation courante	Détergents	Nonylphénols éthoxylés	Effets de perturbation endocrinienne des produits de dégradation (nonylphénols)
	Produits pharmaceutiques	Antibiotiques	Résistance bactérienne aux antibiotiques
	Hormones	Ethinyl-estradiol	Féminisation des poissons
	Produits d'hygiène corporelle	Filtres UV	Effets multiples (et partiellement connus)
Biocides	Pesticides	DDT	Effets toxiques et métabolites persistants
		Atrazine	Effets sur les producteurs primaires
	Biocides à usage non agricole	Tributhylétain	Effets de perturbation endocrinienne
		Triclosan	Effets sur des espèces non ciblées en première intention, produits de dégradation persistants
Substances d'origines géogénique et naturelle	Métaux traces	Pb, Cd, Hg	Risques pour la santé humaine Problèmes de qualité de l'eau de boisson
	Substances inorganiques	As, Se, U, fluorure	
	Goût et odeur	Méthyl isobornéol, géosmine	
	Cyanotoxines	Microcystine	
	Hormones d'origine humaine	Œstradiol	Féminisation des poissons
Désinfection /oxydation	Sous-produits de la désinfection	Trihalométhanes, acides haloacétiques, bromates	Problèmes de qualité de l'eau de boisson, problèmes de santé humaine
Produits de transformation	Métabolites, produits de dégradation des substances chimiques susmentionnées	Métabolites des composés perfluorés (PFAS)	Bioaccumulation malgré une faible hydrophobicité
		Métabolites des herbicides chloroacétanilides	Problèmes de qualité de l'eau de boisson



Conclusions et perspectives

Comme l'attestent les données historiques, le climat du globe a toujours fluctué au cours du temps sous l'influence directe et indirecte de différents phénomènes (forçage orbital, modification de l'albédo, perturbation de la circulation atmosphérique, boucles de rétroaction). Toutefois, les activités anthropiques, et notamment l'émission de gaz à effet de serre (GES), ont engendré des modifications climatiques incontestables depuis la fin du XIX^{e} siècle aboutissant à une augmentation de la température de l'air, du niveau moyen des océans mais également à une réduction des surfaces enneigées ou des calottes glaciaires.

En France métropolitaine, l'analyse de données rétrospectives a permis d'estimer à environ 1°C l'augmentation moyenne de la température de l'air et de 1,6°C celle de la température de l'eau au cours du XX^{e} siècle. Une réduction du couvert neigeux à moyenne altitude témoigne également du changement climatique en cours. D'autres variables, telles que les précipitations, l'évapotranspiration, l'hydrologie de surface ou souterraine sont également affectées mais les tendances sont moins claires du fait des difficultés rencontrées pour dissocier les effets liés au changement climatique de ceux associés aux activités humaines et de la longueur parfois trop courte des chroniques de données.

Dans l'objectif d'évaluer quelle pourrait être, dans les décennies à venir, l'évolution du climat et des différentes composantes du cycle de l'eau (précipitations, évapotranspiration, eau de surface, eau souterraine), des modèles climatiques combinés à des modèles hydrologiques ont été construits et testés sur la base de différents scénarios d'émission de GES.

Au cours des prochaines décennies, les projections climatiques anticipent, en France métropolitaine, un réchauffement compris entre 1,5°C et 3°C et ce quel que soit le scénario d'émission de gaz à effet de serre (GES) considéré. Au-delà les projections divergent largement selon le scénario envisagé et deviennent très incertaines avec des réchauffements pouvant aller de 2°C à plus de 4,5°C à l'horizon 2100.

Concernant la ressource en eau, les simulations (précipitations, évapotranspiration et débit) sont moins robustes et diffèrent selon les modèles. Toutefois, l'évapotranspiration devrait augmenter notamment dans l'est de la France. Les débits moyens mensuels devraient diminuer et les étiages se renforcer sur de vastes portions du territoire (particulièrement la moitié sud). Enfin le taux de recharge des nappes souterraines pourrait être réduit, de même en ce qui concerne le niveau piézométrique des aquifères. Les activités humaines viendront très probablement renforcer les effets du changement climatique sur la ressource en eau notamment à travers une augmentation des prélèvements destinés à l'agriculture par exemple.

Ainsi, et bien que ces projections soient assorties d'un grand nombre d'incertitudes, les impacts potentiels du changement climatique sur la ressource en eau en France devraient être importants, avec une tendance prononcée à la diminution. Les milieux aquatiques et notamment les poissons devraient être particulièrement touchés dans ce contexte. Ce point fait l'objet des chapitres suivants.

Ce chapitre a été rédigé par
Florence Baptist (Biotope)
Olivier Perceval (Onema)
Nicolas Poulet (Onema)
Nirmala Séon-Massin (ONCFS)

Avec la contribution de
Laëtitia Buisson (UMR Ecolab, Univ. Paul Sabatier)
Martin Daufresne (Irstea)
Cécile Delattre (EDF, R&D)
Daniel Gerdeaux (Inra)
Gaël Grenouillet (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Laurence Tissot (EDF, R&D).





2

Décrire l'évolution des peuplements de poissons à l'heure du changement climatique



42 Introduction

44 Impacts observés du changement climatique : les tendances générales

57 Quelques cas d'étude en France métropolitaine

61 Conclusions et perspectives



Introduction

Les lacs, cours d'eau et marais ne couvrent que 0,01 % de la surface de la Terre. Malgré cette faible superficie, ces systèmes abritent une grande variété d'espèces (Mc Allister 1997). Ainsi, environ 9% du nombre total d'espèces animales identifiées à ce jour (soit environ 1 400 000) vivent dans les milieux aquatiques continentaux (Balian et al. 2008). Quarante pour cent des 30 000 espèces de poissons connues dans le monde et plus de 100 000 espèces d'invertébrés vivent en eau douce[7]. En dépit de cette richesse, les milieux dulçaquicoles présentent des taux d'extinction relatifs et absolus nettement plus élevés que les milieux marins et terrestres (Dudgeon *et al.* 2006, Heino *et al.* 2009). En France métropolitaine, quatre espèces de poissons d'eau douce disparues et quatre en danger critique d'extinction sont recensées sur les 69 évaluées[8] (liste rouge UICN France, MNHN, SFI, Onema 2010). Dans le monde, plus d'une douzaine d'espèces semblent avoir disparu (voir le site http://creo.amnh.org). Ce déclin s'explique principalement par la surexploitation des populations, la pollution des eaux, les modifications des régimes hydrologiques, la destruction, la fragmentation, l'homogénéisation des habitats ou encore les introductions accrues d'espèces invasives (Dudgeon *et al.* 2006).

Le changement climatique accentuera très probablement ce phénomène à travers l'augmentation de la température des eaux, la réduction des précipitations ou indirectement à travers l'émergence de conflits d'usage autour de la ressource en eau (Xenopoulos *et al.* 2005). Des observations empiriques réalisées au cours du XX^{e} siècle ont ainsi montré que le changement climatique affectait d'ores et déjà de nombreuses espèces et communautés d'espèces dans différentes régions du globe (Hughes 2000, McCarty 2001, Walther *et al.* 2002, Parmesan et Yohe 2003, Root *et al.* 2003).

Comprendre les effets précis du changement climatique sur les peuplements piscicoles est ainsi devenu essentiel afin de pouvoir mettre en œuvre des mesures d'adaptation cohérentes avec celles permettant d'atténuer l'effet des autres contraintes anthropiques exercées sur le milieu (Heino *et al.* 2009).

Depuis plusieurs décennies, les travaux visant à qualifier les effets contemporains du changement climatique sur l'environnement se sont multipliés. Diverses approches sont proposées incluant l'expérimentation en conditions (semi) contrôlées et l'analyse des données passées et actuelles des suivis piscicoles (Encadré 3). Les résultats obtenus permettent d'appréhender l'impact actuel du changement climatique à diverses échelles spatiales et temporelles.

L'objet de ce chapitre est de présenter les résultats les plus récents concernant les modifications observées de la faune piscicole d'eau douce, de l'organisme à la communauté, en réponse au changement climatique.

7 -Chiffres avancés à l'occasion de la journée annuelle d'information de l'Eawag mardi 22 juin 2010 : http://www.eawag.ch/index_EN.

8- Le nombre total d'espèces de poisson d'eau douce recensées en France métropolitaine s'élève à 95. L'état des lieux réalisé par l'UICN a porté sur 69 espèces parmi ces 95 (source : UICN France, MNHN, SFI, Onema 2010).

Quelles données pour étudier l'évolution à long terme des peuplements aquatiques ?

L'étude de l'évolution à long terme des peuplements aquatiques nécessite de disposer de chroniques sur plusieurs décennies sur des espèces cibles et idéalement des conditions environnementales (thermie, physico-chimie, hydrologie...). En France, des données sont collectées au niveau des stations du réseau hydrobiologique et piscicole (RHP, depuis 1995), versées en partie dans les nouveaux réseaux de surveillance redéfinis avec la directive cadre sur l'eau depuis 2007, et des centres nucléaires de production d'électricité (CNPE, depuis 1977).

Le réseau hydrobiologique et piscicole (RHP)

Mis en œuvre à l'échelle nationale à partir de 1995, le RHP était anciennement constitué d'un ensemble d'environ 650 sites prospectés annuellement par la pêche à l'électricité. Ce suivi était intégré dans les programmes de suivi de la qualité des eaux qu'étaient le réseau national de bassin (RNB) et le réseau complémentaire de bassin (RCB). Depuis 2007, les réseaux de contrôle de surveillance (RCS) et de contrôle opérationnel (RCO) se sont respectivement substitués au RNB et RCB.

Au sein de ces nouveaux réseaux, le nombre de sites prospectés pour le suivi piscicole est de 1 506 sur les 1 569 stations que compte le RCS (Figure 22). Ces stations sont échantillonnées une fois tous les deux ans et permettent ainsi d'évaluer l'état des communautés piscicoles et les tendances d'évolution au niveau d'un bassin. Néanmoins le changement d'objectif opéré entre le RHP et le RCS (vérification de l'atteinte du bon état *via* des bioindicateurs) a entraîné une redéfinition de la stratégie d'échantillonnage (méthodes, pas de temps…) ce qui complexifie l'analyse des données.

Les suivis au niveau des centres nucléaires de production d'électricité

Le parc de production nucléaire d'EDF en France est constitué de 19 centrales dont 14 situées en grands cours d'eau (Loire-Vienne, Rhône, Seine, Garonne, Rhin-Meuse-Moselle), quatre en bord de mer et une en estuaire (Gironde). Chaque centrale dispose, depuis sa mise en service, d'une surveillance environnementale avec un suivi hydrobiologique réalisé par une équipe scientifique. Un rapport annuel public est produit pour chaque centrale et diffusé à l'administration. L'objectif de la surveillance physico-chimique et biologique de l'environnement est de connaître la concentration dans l'eau des substances chimiques rejetées par la centrale nucléaire, suivre l'évolution naturelle du milieu récepteur et déceler une évolution anormale qui proviendrait du fonctionnement de la centrale. Ces suivis constituent une source de données inégalée pour suivre l'évolution des communautés piscicoles.

Figure 22



Répartition des stations de suivi qualitatif des eaux superficielles (RCS) par district hydrographique.



Impacts observés du changement climatique : les tendances générales

Pour accomplir son cycle de vie, chaque espèce présente des exigences, plus ou moins marquées, en termes de qualité de l'eau (l'oxygène par exemple) et d'habitat (la vitesse de courant par exemple). Ces paramètres sont notamment conditionnés par deux facteurs clés que sont :

- la température, qui joue sur la productivité de l'écosystème ;
- l'hydrologie qui conditionne le transport solide et donc une partie de l'habitat.

L'interaction des deux influe sur l'oxygène dissous.

Ces deux facteurs évoluant de la source à l'estuaire, il est possible d'identifier des guildes[9] d'espèces qui vont se succéder (ou s'ajouter) le long du gradient longitudinal. Huet (1949) a ainsi proposé une classification des communautés piscicoles basée sur la largeur et la pente du cours d'eau (facteurs corrélés à la morphologie, à l'hydrologie ou encore à la température).

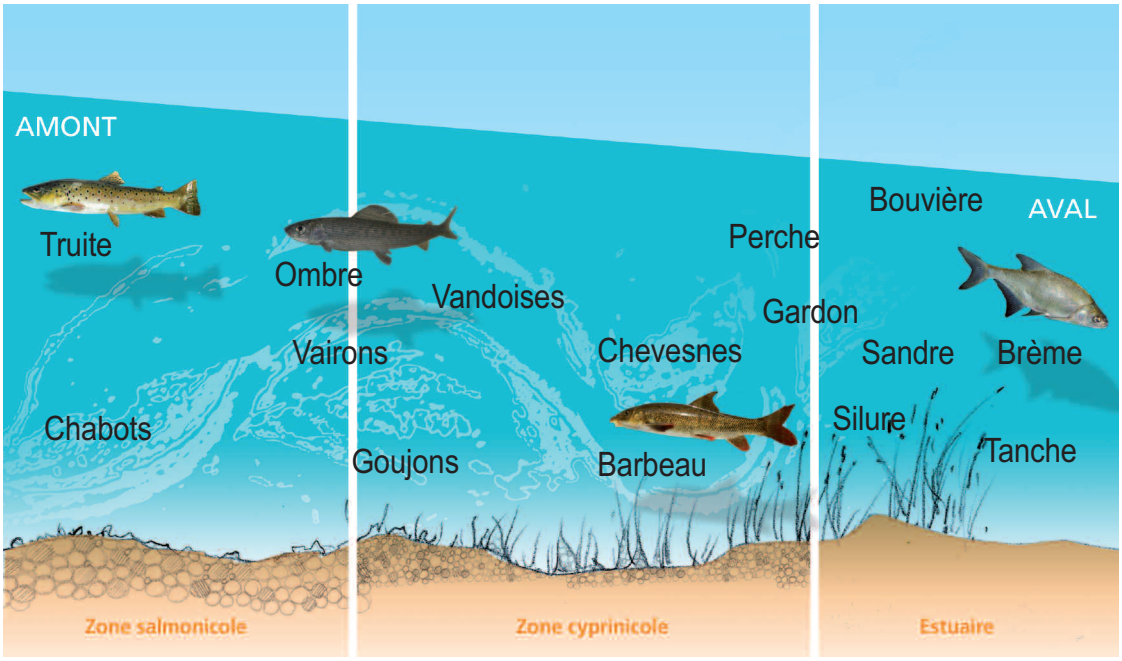
De manière générale (Figure 23) :

- les espèces rhéophiles[10] , sténothermes [11] d'eau froide se rencontrent sur l'amont des cours d'eau (zone à truite). Elles incluent la truite commune (*Salmo trutta*), les chabots (*Cottus* sp.), la lamproie de Planer (*Lampetra planeri*), les vairons (*Phoxinus* sp.) ;
- les cyprinidés rhéophiles (barbeau commun (*Barbus barbus*), vandoises (*Leuciscus* sp), spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), goujons (*Gobio* sp.), chevesne (*Squalius cephalus*), hotu (*Chondrostoma nasus*) caractérisent la zone intermédiaire du cours d'eau (zone à ombre et zone à barbeau) ;
- enfin, les espèces limnophiles[12] et thermophiles[13] sont davantage inféodées aux zones situées en aval et à faible pente (zone à brème) avec par exemple la présence de la bouvière (*Rhodeus amarus*), la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*), le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*), le gardon (*Rutilus rutilus*), le sandre (*Sander lucioperca*), la perche (*Perca fluviatilis*), la carpe (*Cyprinus carpio*).

L'accomplissement du cycle de vie des poissons et leur répartition étant principalement déterminés par la température et le régime hydrologique, le réchauffement climatique, est un facteur potentiellement fort de changement au sein des populations et communautés de poissons. Graduels ou au contraire brutaux, les effets interviennent à plusieurs niveaux, en affectant, par exemple, certains processus tels que la croissance ou la reproduction ou en modifiant la phénologie[14], et par conséquent les relations au sein des réseaux trophiques. De fait, le changement climatique peut induire une modification de l'aire de répartition des espèces et donc de la structuration des communautés (Figure 24). Dans la suite, des exemples seront donnés illustrant la diversité et l'ampleur de ces effets.

9- Regroupement d'espèces taxonomiquement proche (ici les poissons) ayant des similitudes quant à leurs exigences vis-à-vis d'un ou plusieurs facteurs écologiques (température, hydrologie…).
10- Organismes accomplissant la totalité de leur cycle de vie en milieu courant.
11- Organismes ne tolérant que des variations de température de faible amplitude autour des valeurs moyennes.
12- Organismes vivant dans les parties calmes des cours d'eau ou dans les eaux stagnantes (marais par exemple).
13- Organismes qui affectionnent les eaux chaudes.

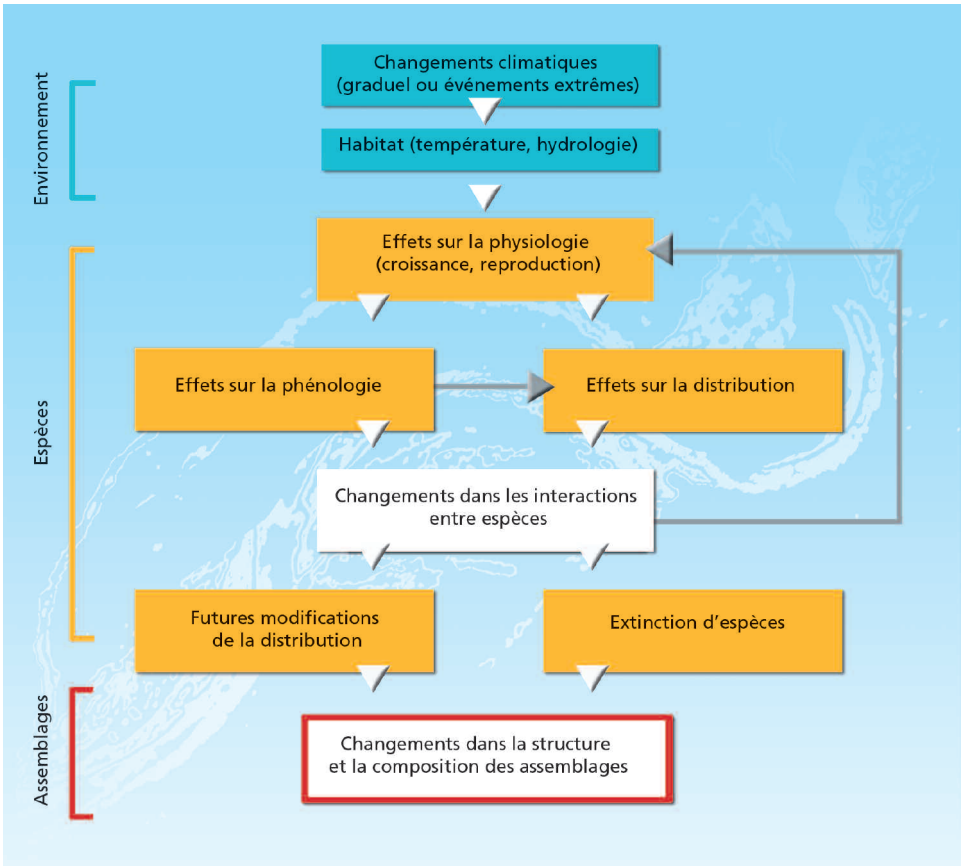
Figure 23



© N. Poulet - Onema, © A. Richard Onema, © H. Carmié Onema, © Микова Наталия

Évolution schématique de la structure des communautés piscicoles le long du gradient amont-aval.

Figure 24



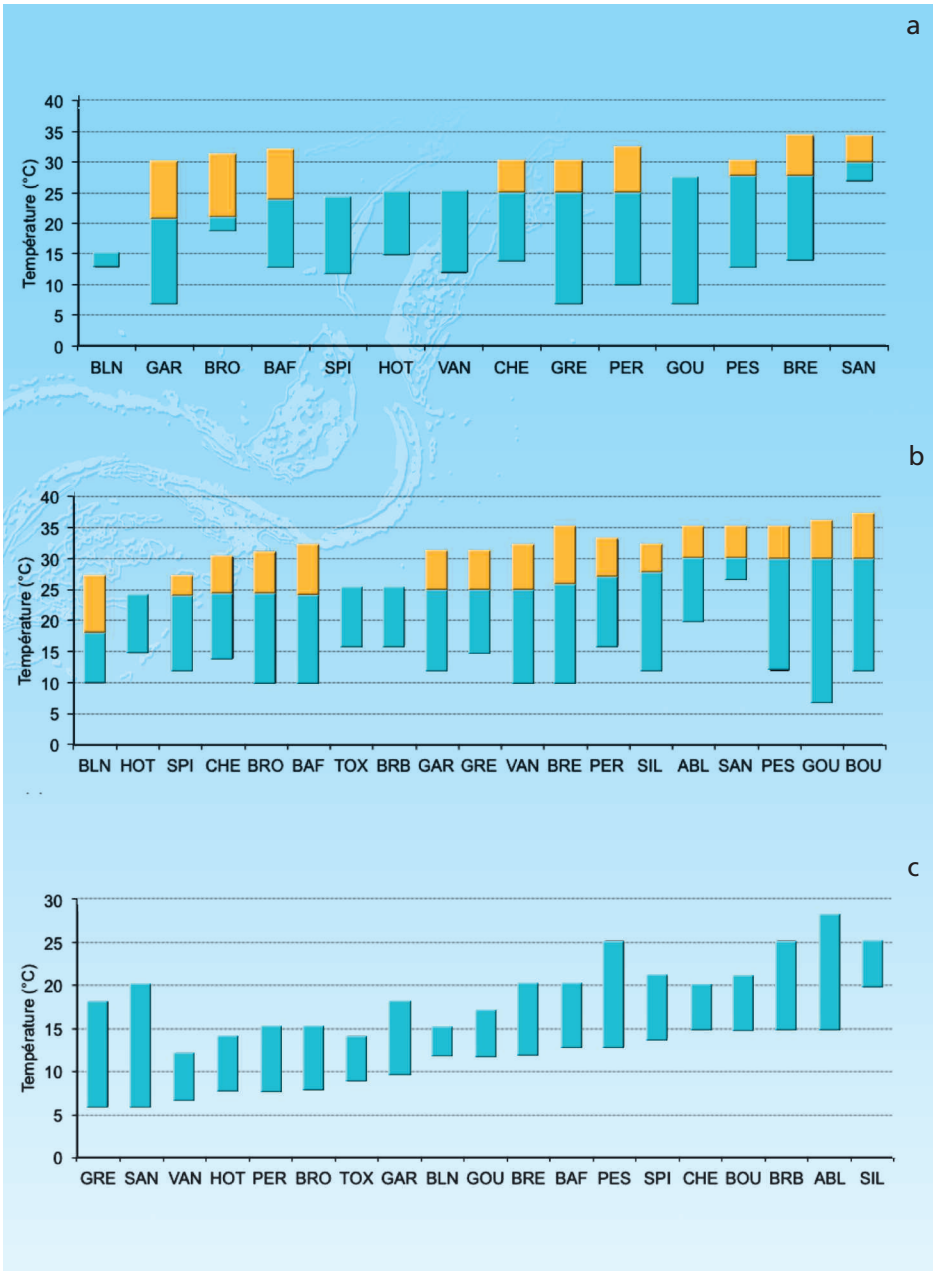
Conséquences potentielles du changement climatique sur les assemblages d'espèces de poisson (modifié d'après Hughes 2000 et Buisson 2009).

14- Phénologie : étude de l'apparition d'événements périodiques (annuels le plus souvent) dans le monde vivant, déterminées par les variations saisonnières du climat. En botanique, les événements périodiques sont par exemple la floraison, la feuillaison, la fructification. Dans le monde animal, on note par exemple l'arrivée d'oiseaux migrateurs, le retour des saumons pour le frai, etc.

Les impacts potentiels et observés du changement climatique sur la physiologie des organismes

L'ensemble des fonctions vitales comme le métabolisme, le taux d'ingestion et de digestion, la nage ou encore la reproduction est dépendant des conditions environnementales et notamment de la température de l'eau (Piffady 2010, Souchon et Tissot 2012, Figure 25). Par exemple, l'étape de maturation sexuelle et de formation des gamètes est généralement déclenchée par un changement de la température (élévation ou baisse, atteinte d'une valeur seuil, phénomènes liés au cycle jour/nuit). Il en est de même pour l'ensemble des étapes de la reproduction (migration, ponte, développement des œufs, voir par exemple Migaud *et al.* 2002).

Figure 25

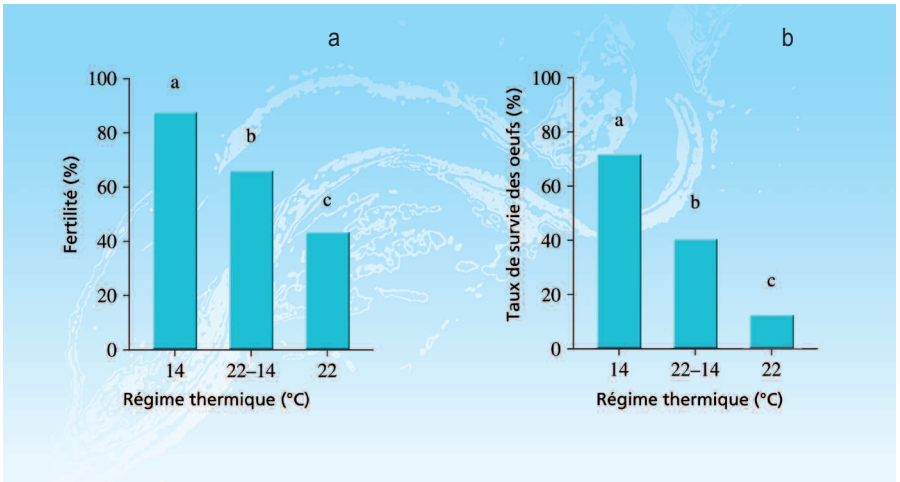


(a) Gamme optimale des températures (bleu) et zone de résistance (orange) des juvéniles et (b) des adultes, (c) gamme optimale des températures pour la reproduction (Souchon et Tissot 2012).

ABL
Ablette
(*Alburnus alburnus*),
BAF
Barbeau commun
(*Barbus barbus*),
BLN
Blageon
(*Telestes souffia*),
BOU
Bouvière
(*Rhodeus amarus*),
BRB
Brème bordelière
(*Blicca bjoerkna*),
BRE
Brème commune
(*Abramis brama*),
BRO
Brochet
(*Esox lucius*),
CHE
Chevesne
(*Squalius cephalus*),
GAR
Gardon
(*Rutilus rutilus*),
GOU
Goujon
(*Gobio gobio*),
GRE
Grémille
(*Gymnocephalus cernuus*),
HOT
Hotu
(*Chondrostoma nasus*),
PER
Perche fluviatile
(*Perca fluviatilis*),
PES
Perche soleil
(*Lepomis gibbosus*),
SAN
Sandre
(*Sander lucioperca*),
SIL
Silure glane
(*Silurus glanis*),
SPI
Spirlin
(*Alburnoides bipunctatus*),
TOX
Toxostome
(*Parachondrostoma toxostoma*),
VAN
Vandoise
(*Leuciscus leuciscus*).

Des expériences en conditions contrôlées ont tenté d'évaluer l'impact d'une modification du régime thermique sur la physiologie de certains poissons, notamment des espèces cryophiles[15] et sténothermes. Il a par exemple été montré qu'une température moyenne de 22°C contre 14°C durant la vitellogenèse[16] du saumon atlantique (*Salmo salar*) réduisait fortement la fertilité et la survie des œufs (King *et al.* 2007, Figure 26).

Figure 26



(a) Taux moyen de fertilité et (b) de survie des œufs à différents régimes thermiques (maintenus à une température constante - 14°C ou 22°C - durant toute la durée de l'expérimentation ou à une température variable - 22°C durant six semaines puis 14°C durant six autres semaines). La présence de lettres différentes indique des différences significatives entre les traitements thermiques (modifié d'après King et al. *2007).*

Des résultats comparables ont été observés dans le cas de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), du saumon argenté (*Oncorhynchus kisutch*), du chabot commun (*Cottus gobio*) ou du gardon (Flett *et al.* 1996, Pankhurst *et al.* 1996, Brodersen *et al.* 2011, Dorts *et al.* 2012) soulignant la forte sensibilité de certaines espèces à une modification du régime thermique (température seuil, amplitude, durée, répétition dans le temps) ainsi que l'importance de facteurs environnementaux tels que la disponibilité en nourriture (Brodersen *et al.* 2011). A noter également que les modifications du régime thermique peuvent modifier la capacité des espèces à tolérer une exposition à des substances toxiques (Encadré 6 p 55).

Ces résultats obtenus en conditions contrôlées ont également été observés *in natura*. Ainsi, au niveau de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique), l'augmentation de la température en aval semble provoquer une accélération de la maturation et du développement des ovaires chez le gardon (Mattheeuws *et al.* 1981). Des résultats similaires ont été obtenus dans le cas du chabot commun : des conditions thermiques plus élevées dans certaines parties du bassin du Bez en France entraineraient une augmentation de la croissance des jeunes, une accélération de la maturation, de l'effort reproductif et à l'inverse une réduction de la durée de vie (Abdoli *et al.* 2005, 2007). L'accélération du processus de maturation, stade auquel la croissance ralentit, aurait pour conséquence une réduction de la taille finale de l'organisme (Abdoli *et al.* 2005, 2007). Ce phénomène a été observé à une échelle beaucoup plus large aussi bien en milieu marin qu'en milieu dulçaquicole pour d'autres espèces de poisson et mis en relation avec le changement climatique (Daufresne *et al.* 2009, Jeppesen *et al.* 2010, Sheridan *et al.* 2011, Cheung *et al.* 2012). La taille moyenne des poissons aurait ainsi diminué à l'échelle du peuplement depuis une vingtaine d'années. Un des mécanismes proposé pour expliquer ce phénomène suit classiquement la loi de Bergmann selon laquelle la taille des organismes à sang chaud tendrait à diminuer lorsque la température du milieu augmente. Toutefois, les poissons étant ectothermes, un autre mécanisme sous-jacent a été invoqué pour expliquer ce phénomène. D'après Edeline *et al.* (2013), l'énergie accumulée (c'est-à-dire la différence entre ce que l'individu ingère et ce qu'il dépense pour se maintenir en vie) augmenterait plus vite chez les petits individus que chez les gros lorsque la température s'élève. Ce mécanisme les rendrait plus compétitifs pour l'exploitation des ressources par rapport aux grands individus induisant sur le long terme une réduction des tailles et une réorganisation des écosystèmes (Figure 27).

15- Organismes affectionnant les milieux froids.
16- Constitution du vitellus contenant des réserves nutritives des stades embryonnaires et stades larvaires précoces, habituellement vue comme une sphère jaunâtre qui diminue en taille pendant le développement.

Ainsi, et bien que le signal soit encore faible, le réchauffement de l'eau induit par le changement climatique semble d'ores et déjà affecter la croissance et potentiellement la reproduction de certains organismes. Les expérimentations et analyses présentées ci-dessus donnent une première indication sur l'ampleur des changements qui pourraient survenir dans le futur en réponse à une augmentation plus marquée de la température.

Figure 27



© N. Poulet - Onema

Le changement climatique pourrait favoriser les petites espèces et entrainer une diminution de la taille des individus des grandes espèces.

Effets sur la phénologie des organismes

Les variations saisonnières du climat déterminent de nombreux évènements périodiques chez les poissons tels que la reproduction ou la migration. L'étude du calendrier de ces activités saisonnières (c'est-à-dire la phénologie) permet de mettre en évidence les réponses temporelles des poissons à des changements environnementaux.

Au cours des dernières décennies, des modifications phénologiques ont été observées dans de nombreuses régions du globe et ce pour une large variété de groupes taxonomiques incluant notamment les papillons, les amphibiens, les oiseaux, les mammifères, ainsi que de nombreuses espèces de plantes ligneuses ou herbacées (Parmesan et Yohe 2003, Root *et al.* 2003).

Dans le cas des poissons, les études sont plus rares du fait de la faible disponibilité de longues séries temporelles (Encadré 3). Les travaux de Wedekind *et al.* (2010) ont néanmoins mis en évidence une avancée de trois semaines de la période de ponte chez l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) sur 62 années de suivi, en réponse à l'augmentation de la température de l'eau (Figure 28). Schneider *et al.* (2010) ont observé un phénomène similaire chez le doré jaune (*Sander vitreus*) à l'échelle d'un suivi de 69 ans. Gillet *et al.* (2006) ont constaté que le développement des gonades semble s'être accéléré chez le gardon du fait de l'augmentation moyenne des températures des eaux du lac Léman (7 ans de suivi). Des résultats analogues ont été observés au niveau de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) où l'augmentation de la température en aval semble provoquer une accélération du cycle de reproduction de cette même espèce (ponte plus précoce de trois semaines, Mattheeuws *et al.* 1981).

Dans le cas des salmonidés amphihalins, et bien que le lien avec le changement climatique n'ait pas été établi, une contraction du cycle biologique des saumons atlantiques a été mise en évidence dans les rivières de Bretagne et de Basse-Normandie (30 ans de suivi) ou en Angleterre (60 ans de suivi), entrainant un taux de renouvellement plus rapide des populations (Baglinière *et al.* 2004, Aprahamian *et al.* 2008). Le suivi des remontées des salmonidés amphihalins pendant près de 30 ans sur la Bresle (Somme et Seine-Maritime) montre que la migration de la truite de mer se concentre désormais sur l'été, la vague automnale ayant fortement diminué et que celle du saumon est retardée de près d'un mois et demi : elle a lieu aujourd'hui à la mi-septembre

(Euzenat, Fournel, Fagard, et Delmotte, données non publiées). Des résultats similaires ont été obtenus, dans le cas du saumon atlantique, sur la Nivelle (Pays basque), le Scorff (Bretagne) et l'Oir, un affluent de la Sélune (Basse Normandie) (Bal 2011).

Figure 28



© N. Poulet - Onema



L'ombre est une espèce dont la période de reproduction peut être avancée suite au réchauffement de l'eau.

Une modification de la phénologie sous forçage climatique peut aboutir à une perte de synchronie trophique entre les espèces, entrainant une restructuration des réseaux trophiques (Beebee 1995, Martin 2007, Saino *et al.* 2009, Helland *et al.* 2009, Shutter *et al.* 2012). Par exemple, l'augmentation des températures printanières depuis le début des années 1960 a provoqué un décalage temporel entre le bloom phytoplanctonique des diatomées d'un lac tempéré nord américain et les populations de daphnies qui s'en nourrissent (Winder et Schindler 2004). Différentes études ont également montré l'importance :

- de la température dans les relations proies-prédateurs entre l'omble du Pacifique (*Salvelinus malma*), des larves de phryganes et le périphyton (Kishi *et al.* 2005, Figure 29) ;
- de la période enneigée (lac gelé) dans les interactions entre la truite commune et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) (Helland *et al.* 2009).

Figure 29

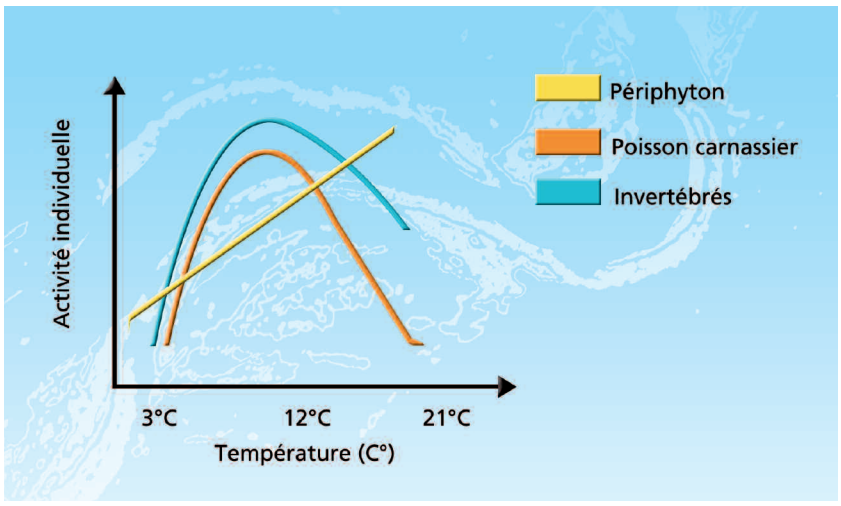
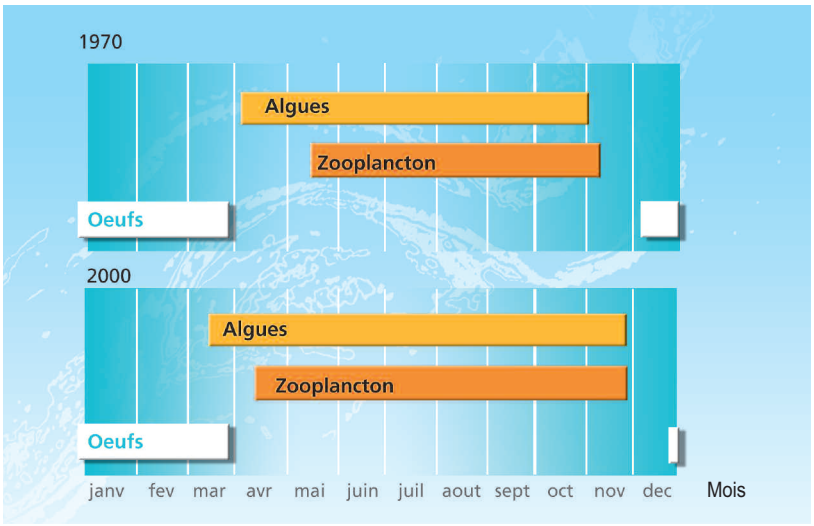


Illustration des interactions température – prédation d'après l'expérimentation en laboratoire de Kishi et al. (*2005*). Dans la zone de l'optimum thermique des poissons (12°C), le contrôle descendant sur les invertébrés favorise la production du périphyton. A basse température (3°C), aucun effet n'est observé. Enfin, à 21°C, la production du périphyton est contrôlée principalement par l'activité des invertébrés encore très actifs contrairement aux poissons carnassiers.

Enfin, sur le lac Léman, le développement anticipé du phyto- et du zooplancton en réponse à l'augmentation de la température de l'eau aurait favorisé en fin d'hiver le recrutement et le développement des larves de corégone (*Coregonus lavaretus*), une espèce planctonophage (Gerdeaux 2004, Figure 30).

Figure 30



Amélioration de la synchronie entre les populations de corégones (Coregonus lavaretus) *et la production de phytoplancton et zooplancton dans le lac Léman* (*www.cipel.org*).

Au regard de ces quelques éléments et en dépit des jeux de données relativement restreints, il semblerait donc que la phénologie de certaines espèces de poisson ait déjà évolué avec le changement climatique en cours, engendrant dans le cas de certains lacs une modification des interactions proies-prédateurs.

Changements de distribution des espèces

Les espèces se distribuent dans des zones où les conditions environnementales sont favorables à leur cycle biologique. Soumises à un changement climatique, les espèces peuvent donc :

- soit adapter leur fonctionnement physiologique et de fait leurs traits de vie (adaptation individuelle ou sélection au niveau de la population) ;
- soit migrer et ainsi modifier leur distribution afin de suivre les modifications du climat, ceci à condition que les capacités de dispersion de ces espèces et la disponibilité en ressources permettent ces déplacements (Walther *et al.* 2002).

De très nombreuses études ont montré que des déplacements de distribution vers des latitudes ou altitudes plus élevées se sont produits au cours des dernières décennies en réponse à un réchauffement rapide du climat (Parmesan et Yohe 2003, Chen *et al.* 2011). Ces changements d'aire de distribution ont affecté une large gamme de groupes taxonomiques et notamment les poissons. Une méta-analyse (synthèse de 77 articles publiés entre 1980 et 2011) a tenté d'évaluer l'importance et la direction des changements observés ces dernières années (Comte *et al.* 2013). Bien que la plupart des travaux de recherche se soient principalement focalisés sur quelques familles (*Salmonidae, Cyprinidae, Centrarchidae* et *Percidae*) les résultats sont globalement cohérents et bi-directionnels. En effet, pour chacune des familles étudiées, et selon les espèces et leur localisation géographique, on observe selon les cas une augmentation ou une réduction d'aire d'habitats favorables. Néanmoins, il semblerait que les espèces et leur localisation géographique situées en amont (zone à truite, zone à barbeau) soient celles qui subiraient le plus souvent une contraction de leur aire d'habitat. A l'inverse, les espèces limnophiles et thermophiles (zone à brème) auraient tendance à être favorisées, étendant leur aire de distribution.

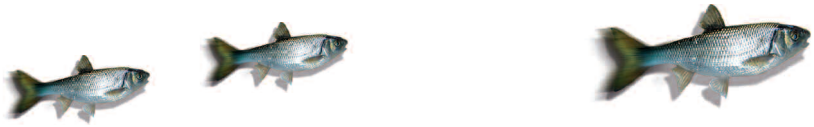


Figure 31



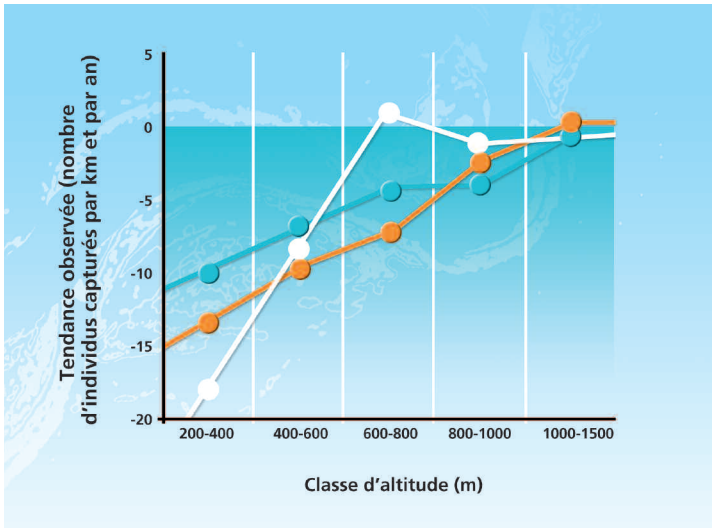
© N. Poulet - Onema

La truite a connu une diminution significative de son habitat favorable depuis les années 80.

Ces résultats sont confirmés à l'échelle de la France. Comte et Grenouillet (2013) ont comparé la distribution spatiale modélisée à l'échelle du réseau hydrographique français entre une période "ancienne" (1980-1992) et une période "récente" (2003-2008). Leurs résultats mettent en évidence une remontée de la majorité des espèces en altitude (moyenne : 13,7 m/décennie) et vers l'amont (moyenne : 0,6 km/décennie). De manière cohérente avec le déplacement des isothermes annuels, les espèces de poissons se sont déplacées le long du gradient altitudinal en étendant leur limite supérieure, tandis que des contractions significatives de la limite inférieure des espèces le long du gradient amont-aval ont été observées (notamment pour les espèces des zones intermédiaire et amont, Figure 31 ci-dessus). Cependant, la vitesse de déplacement de la plupart de ces espèces s'avère insuffisante pour suivre l'évolution des changements climatiques (thermie) le long des gradients amont-aval et altitudinal : ils auraient ainsi accumulé un retard certain dans leur réponse (altitude = 46,8 m/décennie, amont = 15 km/décennie).

Une étude suisse confirme également ces tendances dans le cas de la truite commune (Hari *et al.* 2006, Figure 32). Au cours des trois dernières décennies, la réduction de la surface des habitats thermiquement favorables et l'augmentation de la fréquence de la maladie proliféatrice rénale (PKD) (Encadré 4 page suivante) ont entrainé une perte massive du nombre d'individus (moyenne de 907 ind./km avant 1987/1988 *versus* moyenne de 484 ind./km après cette période).

Figure 32



Évolution de la tendance des captures à la ligne de truites dans les cours d'eau Suisse (par km et par an) en fonction de l'altitude (indicateur de l'évolution de la taille des populations par classe d'altitude). Les cercles blancs correspondent à l'évolution observée sur la période 1978 – 1987, les cercles bleus et oranges correspondent à l'évolution observée sur la période 1988 - 2001 (deux jeux de données distincts). Les résultats montrent tout d'abord que le déclin des effectifs diminue avec l'altitude. On observe ensuite qu'avant 1988, les effectifs étaient stables au-delà de 600 m ; depuis, cette limite est proche des 1 000 m suggérant que la baisse de effectifs n'est plus uniquement observée dans la partie basse des cours d'eau (modifié d'après Hari *et al.* 2006).

Evolution de la répartition d'autres organismes aquatiques

Les poissons ne sont pas les seuls organismes aquatiques dont la répartition géographique est susceptible d'évoluer sous l'influence du changement climatique.

Certaines cyanobactéries capables de produire des toxines telles que *Cylindrospermopsis raciborskii* par exemple, ont vu leur aire de répartition géographique évoluer récemment, notamment sous l'influence du changement climatique (Gugger *et al.* 2005a, Gugger *et al.* 2005b) avec des conséquences graves d'un point de vue à la fois sanitaire et écologique (réseau trophique, fonctionnement des écosystèmes). De même, certaines espèces de diatomées tropicales (par exemple, *Hydrosera triquetra et Diadesmis confervacea*) sont présentes de façon permanente depuis quelques années dans la plupart des rivières du Sud de la France, probablement en réponse au réchauffement observé (Coste 2006).

Les macroinvertébrés sont également affectés. Floury (2013) a par exemple montré que le réchauffement et, dans une moindre mesure, la réduction du débit de la Loire étaient impliqués dans la disparition ou le déclin progressif de macroinvertébrés rhéophiles et cryophiles (par exemple, *Chloroperlidae* sp.). A l'inverse, il semblerait que des taxons limnophiles et thermophiles, comprenant certaines espèces invasives (par exemple, les corbicules *Corbicula* sp.) soient favorisés. Des taxons polluo-sensibles (Brachycentridae, Philopotamidae) apparaissent également ces dernières années en lien avec l'amélioration de la qualité de l'eau.

Enfin, il n'est pas exclu que le réchauffement climatique ait une influence sur l'évolution spatiale de la maladie proliféatrice rénale (PKD) observée chez les truites, les ombres et les saumons (Hari 2006). En effet, un réchauffement prolongerait la saison d'activité de l'agent pathogène qui se propage uniquement lorsque la température de l'eau dépasse 9°C. En outre, la maladie ne se déclare qu'au-delà d'une température de 15°C (Gay *et al.* 2001, Chilmonczyk *et al.* 2002, Wahli *et al.* 2002). L'augmentation de la température des eaux pourrait donc favoriser la propagation de cette maladie, même si actuellement la cause première semble être liée aux pratiques halieutiques (déversement de poissons à partir de pisciculture infectées). Il en est de même pour les pathogènes de poissons tels que *Ichthyophonus* sp ou *Argulus coregoni* dont la propagation et la virulence pourraient être modifiées par le changement climatique (augmentation du taux de croissance du pathogène, modifications physiologiques ou immunitaires de l'hôte, etc., Marcogliese 2008, Kocan *et al.* 2009).

Les quelques études présentées ci-dessus montrent ainsi des changements de répartition d'ores et déjà observables dans certains cours d'eau que ce soit à l'échelle locale ou à une échelle plus importante. Ces mouvements peuvent conduire à des réductions des aires de distribution, voire à des extinctions locales d'espèces. En effet, l'habitat climatiquement favorable à une espèce peut devenir trop petit ou trop isolé de son aire de distribution géographique initiale du fait d'une fragmentation naturelle (comme les bassins hydrographiques, le relief, le continent) et/ou anthropique (comme les barrages et seuils, les altérations hydromorphologiques) trop importante pour qu'elle assure sa dispersion au rythme rapide des changements climatiques actuels (Devictor *et al.* 2008, Isaak *et al.* 2013, Comte et Grenouillet 2013). A noter que certaines études suggèrent qu'en plus du changement climatique vu sous la forme de modifications graduelle de la thermie, il est important de tenir compte de l'impact des événements climatiques extrêmes (Encadré 5). Au contraire, des espèces peuvent être favorisées par les modifications du climat, et profiter par ailleurs de brèches dans les frontières biogéographiques causées par les activités anthropiques (comme les canaux interbassins, les échanges mondiaux, les introductions volontaires d'espèces), colonisant ainsi de nombreux nouveaux habitats et pouvant devenir potentiellement invasives (Walther *et al.* 2002, Rahel et Olden 2008). Comme dans le cas d'une modification de la phénologie, ces changements de distribution modifient la structure des communautés. Une étude réalisée par Daufresne et Boët (2007) a par exemple mis en évidence un accroissement de la richesse spécifique et une décroissance de l'équitabilité[17] des communautés piscicoles en réponse à une augmentation de la température de l'eau dans certains cours d'eau français (Loire, Rhône, Seine). La baisse d'équitabilité s'expliquerait principalement par le nombre réduit d'espèces bénéficiant du changement climatique. D'autres études ont souligné également une

17- Equitabilité : indicateur décrivant la répartition des individus parmi les espèces présentes au sein d'une communauté. Plus l'abondance est également répartie entre les espèces, ou équitable parmi les espèces, plus l'équitabilité est élevée. Par contre, si la grande majorité des individus prélevés appartiennent à la même espèce, l'équitabilité est faible.

augmentation de la richesse spécifique des peuplements de poisson dans les cours d'eau français (Poulet *et al.* 2011, Alonso *et al.* 2013). Trois causes potentielles à l'augmentation locale de la richesse spécifique ont été évoquées :

- l'introduction d'espèces allochtones ;
- la diminution de la pollution organique favorisant la recolonisation par certaines espèces ;
- le changement climatique favorisant la colonisation vers l'amont des espèces plus thermophiles.

Néanmoins certains travaux estiment que cette augmentation pourrait n'être que transitoire car la vitesse d'apparition d'une espèce est généralement plus rapide (un individu suffit pour considérer l'espèce présente) que sa disparition (Wilson 1990).

Encadré 5

Quel est l'impact des événements climatiques extrêmes sur la biodiversité aquatique ?

Les conséquences du changement climatique sont en général envisagées sous l'angle d'une modification graduelle de certaines variables environnementales (températures, précipitations, etc.). Néanmoins, la question des événements extrêmes, apparaît de plus en plus comme un élément structurant pour la biodiversité, soulignant l'importance de la prise en compte de ces phénomènes dans l'étude du changement climatique et de ses impacts.

Ainsi, en France, la canicule de 2003 semble avoir constitué un événement majeur pour la biodiversité qui s'est traduit par un taux élevé de mortalité au sein des populations de poissons dans certains cours d'eau, notamment les espèces de la zone à truite et de la zone à ombre. Conjointement, des modifications des rythmes de migration de quatre espèces migratrices diadromes (le saumon Atlantique - l'alose - *Alosa alosa*, l'anguille - *Anguilla anguilla* et la lamproie marine - *Petromyzon marinus*) ainsi qu'une augmentation de leurs taux de mortalité ont été observées au sein de la Garonne, de la Dordogne et du bassin de la Loire (Conseil économique et social des Pays de la Loire 2004, Travade et Carry 2008).

Dans la Saône, les communautés de mollusques ont également été touchées (Mouthon et Daufresne 2006). Certains bivalves du genre *Pisidium* ont ainsi quasiment disparu des échantillons en 2003 et n'ont montré qu'une faible résilience en 2004. Seules huit espèces sur les vingt-quatre présentes dans la Saône, à l'amont de Lyon, semblent avoir mieux survécu à l'épisode caniculaire.

Ces observations suggèrent donc une résistance et une résilience limitées de certaines espèces en réponse à une élévation transitoire des températures (Mouthon et Daufresne 2006). L'augmentation de la fréquence de ces événements extrêmes à l'avenir pourrait donc avoir des conséquences plus néfastes qu'une évolution graduelle des conditions climatiques. Néanmoins, seuls des suivis à long terme permettront d'évaluer précisément le niveau de résilience des populations en réponse à ces modifications brutales du climat (Matthews *et al.* 2013).

Figure 33



© Y. Falatas - Onema

L'augmentation de la fréquence des événements climatiques extrêmes suite aux modifications du climat comme les sécheresses, aura d'importantes conséquences sur la biodiversité aquatique.

Le changement climatique n'est pas le seul facteur expliquant ces modifications dans la répartition et la structuration des peuplements. D'autres facteurs tels que l'altération des régimes hydrologiques ou encore l'amélioration ou la dégradation de la qualité des eaux jouent également un rôle crucial (Encadré 6, page suivante). En outre, l'arrivée de nouvelles espèces s'explique également par le développement des voies navigables ou par des introductions volontaires (repeuplements) ou accidentelles. La régression de certaines espèces, et notamment des migrateurs amphihalins, peut être reliée à divers facteurs tels que la surpêche, l'aménagement des cours d'eau (et notamment les obstacles à la migration), les problèmes de qualité d'eau, etc. Grenouillet et Comte (2014) ont mis en évidence le fait que les changements de distribution - colonisation ou extinction - estimés chez trente-deux espèces dulçaquicoles de France métropolitaine dus à des facteurs non climatiques étaient significativement plus importants que les changements liés au climat. Ainsi, il semble que le rôle du changement climatique dans l'évolution des distributions des poissons (pour un certain nombre d'espèces tout du moins) soit souvent surestimé et qu'une meilleure prise en compte d'autres facteurs (naturels et anthropiques) soit nécessaire. Par ailleurs, cette étude met en évidence une certaine latence de l'effet du changement climatique tant au niveau des extinctions que des colonisations : certaines populations persistent dans des zones localisées sous un climat *a priori* défavorable et d'autres zones (plus ou moins vastes selon l'espèce concernée) localisées sous un climat *a priori* favorable ne sont pas colonisées. Le changement climatique ne constitue de fait que l'un des éléments du changement global. Il est donc crucial de souligner que les pressions anthropiques et la modification du climat agissent de concert et tendent à renforcer la vulnérabilité des milieux et de leurs espèces (par exemple le renforcement de l'augmentation de la température de l'eau en réponse à une réduction des débits des cours d'eau).

Figure 34



a © D. Bossot - Onema
b © Y. Falatas - Onema

Le changement climatique ne doit pas occulter les multiples pressions qui s'exercent sur les milieux aquatiques et qui constituent un frein à l'adaptation des organismes à l'évolution du climat.

Interaction entre la qualité de l'eau et le changement climatique : quels impacts sur les organismes aquatiques ?

L'état de santé des organismes aquatiques peut être affecté indirectement par un certain nombre de paramètres environnementaux sous l'influence du changement climatique (par exemple température, pH et salinité de l'eau, pénétration des rayonnements UV dans la colonne d'eau). L'effet des interactions entre le changement climatique et le stress chimique causé par certains polluants aquatiques potentiellement toxiques en est un exemple dont les conséquences pourraient s'avérer particulièrement dramatiques pour certaines espèces. Ces effets revêtent de multiples facettes.

■ Sensibilité accrue à une modification du régime thermique

La capacité des espèces ou des populations à tolérer un stress thermique peut être réduite lors d'une exposition concomitante à des produits chimiques toxiques. Les modifications induites par le changement climatique de certains paramètres environnementaux, comme la température de l'eau, agiront de concert avec d'autres agents de stress s'exerçant sur le milieu, affectant d'autant les fonctions physiologiques des organismes responsables du maintien de l'homéostasie, c'est-à-dire la capacité d'un système à conserver son équilibre en dépit des contraintes extérieures (Noyes *et al.* 2009). Les organismes ectothermes comme les poissons, dont la chaleur corporelle provient du milieu extérieur, sont particulièrement sensibles à ces interactions entre température et contaminants. La tolérance de quatre espèces de poissons d'eau douce à des températures limites supérieures est ainsi réduite chez des individus exposés à des concentrations sous-létales de deux insecticides (endosulfan et chlorpyrifos) (Patra *et al.* 2007). De même, le potentiel d'acclimatation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis)* et du saumon atlantique (*Salmo salar*) à une élévation de la température de l'eau est altéré par des doses sous-létales de DDT, et l'exposition d'un petit cyprinidé (*Pimephales promelas*) à de faibles concentrations de cyfluthrine réduit sa gamme de tolérance thermique de près de 30% (Noyes *et al.* 2009). Ces effets semblent réciproques puisque la température de l'eau influence également la sensibilité des poissons à des expositions aux substances toxiques. Dans le contexte du changement climatique, la co-exposition des espèces aquatiques à des polluants toxiques sera donc particulièrement problématique pour celles vivant à la limite de leur « tolérance thermique ». Les espèces sténothermes, capables de ne supporter que de faibles amplitudes thermiques, auront davantage de difficultés à s'adapter à une élévation de la température des eaux, et seront susceptibles de faire face à de fortes mortalités causant des extinctions locales, notamment dans des environnements déjà perturbés (Kimberly et Salice 2012).

■ Augmentation de la toxicité envers certaines espèces piscicoles

De nombreuses études montrent une relation positive entre la température de l'eau et la toxicité d'une large gamme de contaminants, et ce vis-à-vis de plusieurs espèces de poisson (Noyes *et al.* 2009). Ainsi la toxicité de l'atrazine, un herbicide d'utilisation répandue mais interdit depuis 10 ans, envers la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) augmente avec une élévation de la température de l'eau et une diminution de la teneur en oxygène dissous. De manière analogue, la mortalité des juvéniles de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposés à un insecticide, l'endosulfan, augmente avec un changement de température de 13 à 16°C. A l'inverse d'autres insecticides comme le DDT et les pyréthrinoïdes présentent une toxicité plus élevée pour des températures d'exposition plus basses. Bien que les mécanismes sous-jacents ne soient pas encore entièrement élucidés, il semblerait que cette relation entre température et toxicité soit en partie déterminée par une modification du métabolisme des organismes sous contrôle de la température, modulant ainsi l'activité de biotransformation des contaminants bioaccumulés. C'est le cas de certains polluants organiques persistants comme les polychlorobiphényles (PCBs) dont la biotransformation par les truites arc-en-ciel en métabolites actifs d'un point de vue toxicologique (c'est-à-dire PCB hydroxylés) est accrue avec une variation de la température de l'eau de 8 à 16°C (Noyes *et al.* 2009, Hooper *et al.* 2013).

■ Altération des processus de bioaccumulation

Le changement climatique devrait également induire certaines modifications dans la structure et la nature des interactions trophiques, dans les patrons de migration et le comportement alimentaire de certaines espèces pouvant altérer les processus de bioaccumulation et de bioamplification des polluants organiques persistants (POPs) dans les chaînes biologiques aquatiques (Noyes *et al.* 2009). Les données expérimentales acquises chez le poisson indiquent une bioaccumulation des contaminants et des taux d'élimination généralement plus élevés lorsque la température de l'eau augmente (Noyes *et al.* 2009 ; Sokolova et Lanning 2008). Cette contamination accrue des organismes résulte notamment d'un changement dans le taux de ventilation des ces derniers en réponse à une diminution de la solubilité de l'oxygène à des températures plus élevées.

Certaines études récentes (par exemple Gouin *et al.* 2013) se sont intéressées à estimer, à une échelle globale, l'impact du changement climatique sur les niveaux d'exposition et d'accumulation dans les chaînes biologiques aquatiques, en se basant sur les projections climatiques du GIEC. A apport constant en contaminants organiques hydrophobes (COH), les résultats des simulations réalisées à partir de modèles « multimédia » montrent que les niveaux projetés d'exposition environnementale sont, au maximum, deux fois supérieurs à ceux qui prévalent actuellement. Les effets directs du changement climatique sur le potentiel de bioaccumulation des COH dans les réseaux trophiques aquatiques sont quant à eux très variables et fortement tributaires des propriétés de partage à l'équilibre de ces substances entre les différents compartiments de l'environnement et des constantes de biotransformation. Les auteurs de cette étude soulignent toutefois nombre d'incertitudes résiduelles (c'est-à-dire effets potentiels sur les émissions polluantes, propriétés physico-chimiques des substances et constantes de dégradation) venant entacher les résultats de cette étude (Gouin *et al.* 2013).

■ Effets indirects induits par la dégradation des écosystèmes

Le nombre et la taille des « zones mortes », c'est-à-dire des milieux aquatiques déficitaires en oxygène dissous, ont largement augmenté durant les dernières décennies, phénomène provoqué par un enrichissement excessif des eaux en éléments nutritifs (N et P) lié à l'utilisation accrue de fertilisants, et exacerbé par la combustion d'énergies fossiles, la perte de zones humides, et les processus d'urbanisation (Diaz et Rosenberg 2008). La fréquence, la durée et l'étendue de ces épisodes hypoxiques ou anoxiques devraient augmenter dans le contexte du changement climatique, notamment en raison d'un ruissellement accru en éléments nutritifs dans les régions soumises à une intensification des évènements pluvieux extrêmes, et par une intensification de la stratification de la colonne d'eau. Or des études récentes semblent indiquer que des poissons soumis à des conditions d'hypoxie répétées et/ou prolongées pouvaient présenter des altérations des fonctions reproductrices sous contrôle du système endocrinien à des niveaux susceptibles d'engendrer des effets délétères au niveau des populations (Thomas *et al.* 2007). Ce phénomène devrait venir se surimposer aux effets des nombreux polluants présents dans l'environnement aquatique pouvant engendrer des perturbations endocriniennes, parmi lesquels figurent : les hormones naturelles, les substances à activité hormonale de synthèse, certains médicaments à usage humain et vétérinaire, et pléthore de substances chimiques (agents ignifuges bromés, plastifiants, détergents, herbicides, pesticides…).





Quelques cas d'étude en France métropolitaine

Le bassin versant du Rhône

Le Rhône est un fleuve en partie aménagé pour la production hydro-électrique et la navigation. Ces aménagements ont modifié les conditions hydro-morphologiques originelles et créé de nouveaux milieux (canaux, retenues, sections court-circuitées à débit régulé). À ces facteurs hydromorphologiques contemporains qui structurent l'habitat physique des espèces, se superposent depuis la fin des années 1970 des changements de la qualité chimique de l'eau (réduction de la pollution organique et de certaines pollutions toxiques) et l'apparition et le développement d'espèces exogènes modifiant la structure biologique et le fonctionnement de l'écosystème rhodanien. Au cours des trois dernières décennies, le régime thermique du Rhône a également subi un échauffement moyen d'environ 1,5°C sur le Haut-Rhône et de 2,0 °C sur le Bas-Rhône en aval de l'Isère (Daufresne *et al.* 2004, Daufresne et Boët 2007, Poirel *et al.* 2008, Tableau 2).

Tableau 2 *Température moyenne par décennie observée pour 15 stations situées sur le Rhône et ses affluents (de l'amont du bassin versant à gauche vers l'aval, à droite) et écart entre les décennies successives (d'après Poirel et al. 2008).*

Moy/ décennie	SCX	LEM	ARV	POU	CRE	BUG	AIN	JON	SAO	SAL	SPE	RGL	ISE	SOY	CRU	TRI	DUR	ARA
1977-1986	-	11.3	-	10.4	11.0	11.4	10.6	12.5	13.0	12.8	-	-	10.1	12.0	12.1	12.1	13.1	13.2
1987-1996	-	11.9	-	11.3	11.9	12.1	11.6	13.3	13.4	13.7	14.7	14.7	10.7	13.2	13.5	13.4	13.5	14.7
1997-2007	7.4	12.3	8.4	11.4	12.2	12.4	12.1	13.9	14.0	14.0	15.1	15.4	10.8	14.1	14.1	14.0	13.5	15.2
Écart entre les décennies successives	**SCX**	**LEM**	**ARV**	**POU**	**CRE**	**BUG**	**AIN**	**JON**	**SAO**	**SAL**	**SPE**	**RGL**	**ISE**	**SOY**	**CRU**	**TRI**	**DUR**	**ARA**
(87/96) - (77/86)	-	0.60	-	0.90	0.89	0.78	1.00	0.76	0.42	0.93	-	-	0.58	1.16	1.38	1.32	0.39	1.49
(97/06) - (87-96)	-	0.38	-	0.03	0.31	0.30	0.47	0.63	0.58	0.34	0.44	0.70	0.08	0.92	0.59	0.51	0.02	0.58

Pougny (POU), Creys-Malville (CRE), Bugey (BUG), Jons (JON), Loire sur Rhône (LSR), Saint Alban (SAL), Seuil de Peyraud (SPE), Roche de Glun (RGL), Soyons (SOY), Cruas (CRU), Tricastin (TRI), Aramon (ARA), Pont de Chazey (AIN), Couzon (SAO), Beaumont Monteux (ISE), Porte du Scex (SCX), Arve au Bout du Monde (ARV), le Rhône à Halle de l'Ile (LEM), Durance (DUR)

Cette élévation de la température moyenne, et plus précisément la précocité d'atteinte des différents seuils thermiques, la réduction de la durée de la période froide et la prolongation de la durée de la période la plus chaude, expliqueraient en partie les variations constatées des peuplements de macro-invertébrés et de poissons.

Ainsi, depuis 1979, les peuplements de poissons sont progressivement dominés par des espèces affectionnant des eaux relativement plus chaudes (par exemple le chevesne) alors que les espèces d'eau froide (par exemple la vandoise commune) déclinent (Daufresne *et al.* 2004, Daufresne et Boët 2007). Ce phénomène se vérifie pour les macroinvertébrés, les genres *Athricops*, *Potamopyrgus* se substituant à *Chloroperla, Protoneumura* (Dolédec *et al.* 1996, Daufresne *et al.* 2007), à l'exception du Bas-Rhône, où les peuplements sont déjà dominés par des taxons limnophiles et thermophiles.

Ainsi, au niveau du bassin versant du Rhône, les effets du changement climatique semblent d'ores et déjà en cours bien que les tendances demeurent difficiles à analyser du fait de la présence de multiples facteurs confondants (activités anthropiques).

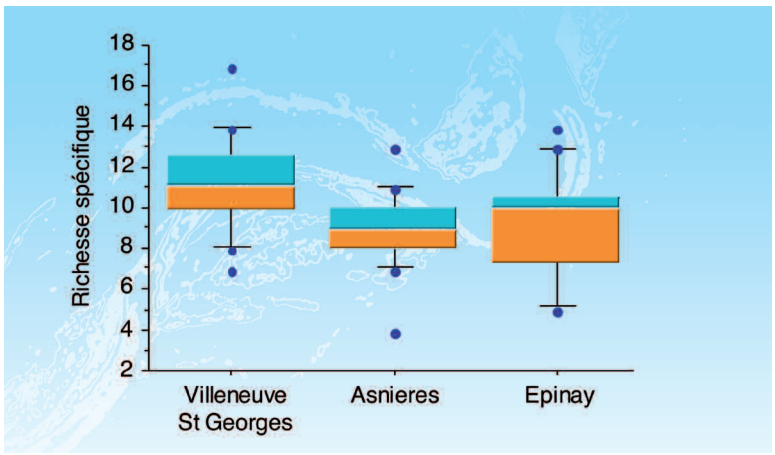
Le bassin versant de la Seine

Comme dans le cas du Rhône, le bassin versant de la Seine est très fortement anthropisé. Alors que la faune originelle se composait d'une trentaine d'espèces de poissons lors des dernières glaciations (entre vingt-quatre et trente-trois selon les hypothèses), les activités humaines depuis le Moyen-Âge ont abouti à la fin du XX^{e} siècle à la détection de vingt-trois nouvelles espèces issues d'actions directes (introduction volontaire) ou indirectes (modifications des milieux aquatiques) (Belliard *et al.* 1995, 2009). Durant la même période, sept espèces migratrices sur les dix originellement présentes disparaissaient du bassin versant en raison d'une part de l'implantation d'obstacles sur les principaux cours d'eau et d'autre part de la détérioration de la qualité de l'eau et de la disparition des zones humides périfluviales (Belliard *et al.* 1995, 2009).

Depuis les années 1970, d'importants efforts ont été menés dans l'objectif de rétablir la qualité du cours d'eau, permettant ainsi la reconquête des milieux par un certain nombre d'espèces migratrices (éperlan *Osmerus eperlanus*, truite de mer, alose, lamproie marine *Petromyzon marinus*) et l'augmentation de l'abondance de certaines autres particulièrement sensibles à la qualité du milieu (barbeau, vandoise). Néanmoins, la richesse spécifique évolue encore grandement le long du gradient longitudinal, les peuplements piscicoles étant globalement plus diversifiés à l'amont de Paris (Figure 35).

Au sein du bassin versant de la Seine, les peuplements ont donc été largement influencés par une multitude de facteurs, agissant à des échelles d'espace et de temps variées. Dans ce contexte, isoler l'impact du changement

Figure 35



Evolution longitudinale de la richesse spécifique des peuplements de poisson de la Seine entre 1990 et 2005 (*modifié d'après Belliard* et al. *2009*). Les limites des boites correspondent aux percentiles 25 et 75 (délimitant un intervalle contenant 50% des valeurs observées) et leurs branches, aux percentiles 10 et 90 (délimitant un intervalle contenant 80% des valeurs observées). La médiane est figurée à l'intérieure des boites à la frontière orange/bleu.

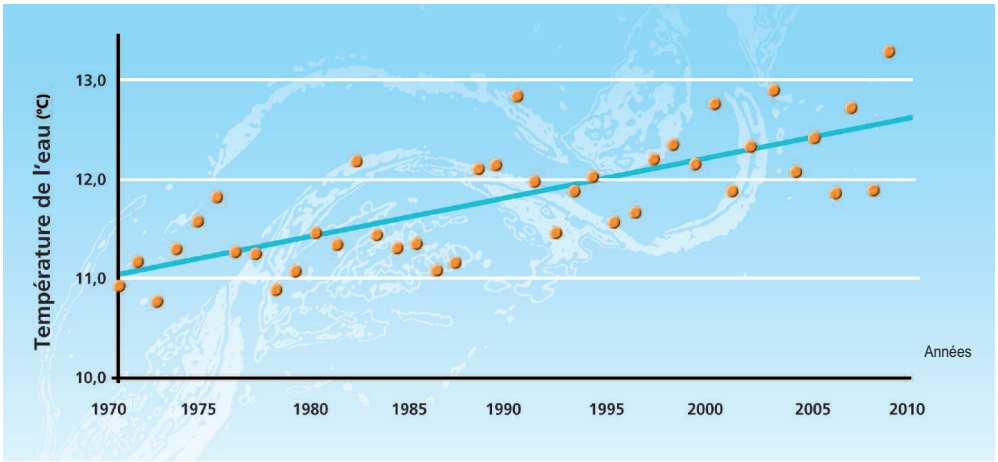
climatique sur les populations de poissons s'avère particulièrement délicat. En outre, l'évolution de la thermie de l'eau est moins renseignée que dans le cas du Rhône. Des analyses préliminaires couvrant la période 1998-2004 indiquent l'absence d'une élévation de la température de l'eau au niveau du bras de la grande Bosse entre Montereau et Nogent sur Seine (Tales 2008) néanmoins cette série temporelle est particulièrement courte pour considérer cette tendance comme robuste. De manière concomitante, ces mêmes auteurs n'ont pu mettre en évidence une corrélation significative entre les peuplements piscicoles et la variabilité hydroclimatique. Les travaux de Belliard *et al.* (2009) ont néanmoins suggéré une augmentation des effectifs de perche et une baisse de ceux des cyprinidés durant les années caniculaires (2003-2004). Les mécanismes en cause n'ont pu être identifiés (effet direct de la température ou effet de prédation entre espèces).

Le lac Léman

Le lac Léman se trouve à une altitude moyenne de 372 mètres et couvre une superficie de 580 km^2. Il reçoit les eaux de différentes rivières provenant de cantons suisses (Valais, Vaud, Fribourg et Genève) et de départements français voisins (Haute-Savoie, Ain). Parmi ces nombreux affluents, le Rhône est celui dont le débit est le plus important : il contribue à lui seul à 75% des apports au Léman.

La mise en place d'une surveillance systématique des eaux du lac depuis 1957 (pour le compte de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman, CIPEL) a permis de suivre l'évolution de la thermie de l'eau. Les résultats ont mis en évidence une augmentation de la température moyenne annuelle au fond de ce lac (309 mètres) de plus de 1°C et de plus de 1,5°C en surface (5 m) en 40 ans (CIPEL, 2009). La température hivernale de la masse d'eau lacustre est passée de 4,5°C en 1963 à 5,1°C en 2006 et la stratification thermique verticale due à la plus faible densité des eaux chaudes se met en place un mois plus tôt qu'il y a 30 ans (Figure 36).

Figure 36



Evolution de la température moyenne annuelle à cinq mètres de profondeur dans les eaux du lac Léman (d'après www.cipel.org).

Ces changements ont eu des conséquences visibles sur les communautés planctoniques et piscicoles et de manière plus générale sur le fonctionnement de l'écosystème. En effet, du fait de l'avancée de la stratification thermique, la production primaire du phytoplancton et du zooplancton herbivore présente actuellement un maximum printanier avancé d'un mois (Anneville *et al.* 2005). La consommation massive du phytoplancton par le zooplancton provoque une forte diminution de la biomasse algale et se traduit par une phase des eaux transparentes[18] avancée de juin à mai. Le phosphore, disponible dans la couche d'eau superficielle, est de fait plus rapidement consommé par cette production primaire et devient rapidement un facteur limitant alors qu'il reste en concentration favorable dans la couche d'eau profonde, froide et moins éclairée du lac. Ces conditions sont

18- La phase des eaux transparentes apparaît après le développement printanier du phytoplancton lorsque les algues sont broutées par le zooplancton herbivore. Ce phénomène est particulièrement fréquent avec le développement de l'eutrophisation.

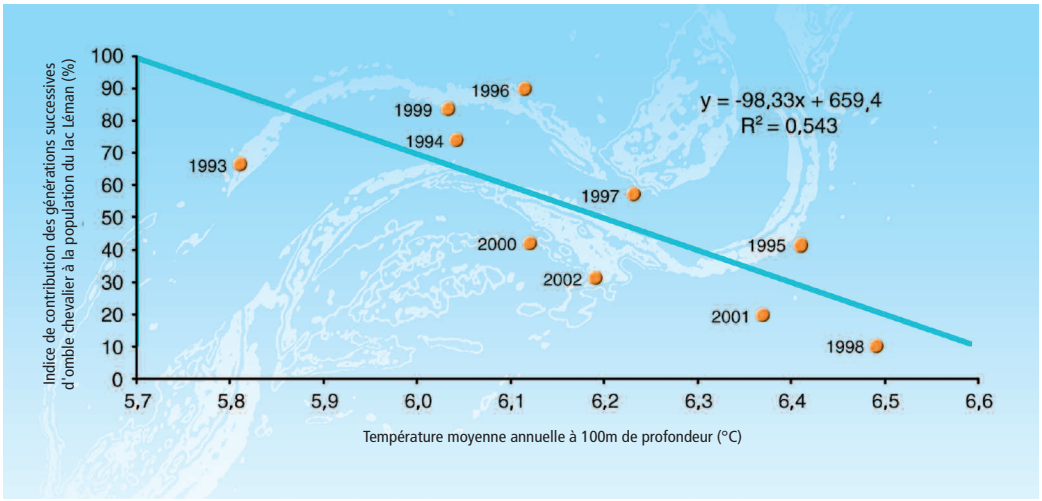
favorables au cortège d'algues « automnales » qui se développent ainsi dès l'été dans les couches profondes. Ces algues ne participent pas ou peu au transfert d'énergie vers les échelons supérieurs du réseau trophique du fait de leur faible appétence pour le zooplancton, aboutissant à une restructuration marquée des transferts trophiques au sein du lac.

Dans le cas des peuplements piscicoles, des changements ont également été observés (Jeppesen *et al.* 2012). La date de reproduction du gardon est avancée d'un mois environ, alors que celle de la perche n'a pas ou peu changé. Le frai du corégone, espèce d'eau froide, est quant à lui retardé en décembre de deux semaines environ en réponse à l'augmentation de la température des eaux. La dynamique du plancton étant à l'inverse avancée d'un mois, les larves évoluent ainsi dans des eaux plus chaudes qu'il y a trente ans avec une ressource nutritive plus abondante. Ces changements de phénologie ont abouti à une augmentation des populations de corégone comme l'atteste l'évolution du nombre de captures depuis trente ans (moins de 50 tonnes dans les années 70 à plus de 300 tonnes depuis 1997, Gerdeaux *et al.* 2004).

A l'inverse, l'omble chevalier, une espèce relique de l'ère glaciaire, semble particulièrement menacé car son ovogénèse est bloquée quand la température de l'eau dépasse 7°C (Danis *et al.* 2004, Figure 37). A terme, les projections prévoient ainsi la disparition de l'omble chevalier au profit dans un premier temps du corégone puis des cyprinidés.

Le changement climatique impacte donc la composition des communautés inféodées au lac Léman ainsi que le fonctionnement global du système. Il est néanmoins important de noter que d'importants efforts de réoligotrophisation ont été menés ces dernières décennies participant probablement aux effets observés.

Figure 37



Force des cohortes[19] de l'omble chevalier en fonction de la température annuelle moyenne des eaux à 100 m de profondeur dans le lac Léman. L'ovulation de l'omble sera bloquée si la température des eaux à 100 m de profondeur dépasse 7°C (Gerdeaux 2011).



19- Indice qui reflète l'importance relative d'une cohorte dans la population.



Conclusion et perspectives

La physiologie, les rythmes biologiques et la répartition des poissons dépendent de facteurs environnementaux incluant la température, les conditions hydro-morphologiques ainsi que la qualité de l'eau (oxygène dissous, concentration de polluants, etc.). Le dérèglement climatique à travers son impact sur ces variables est donc un facteur fort de changement pour ces espèces.

Bien qu'il soit particulièrement difficile dans le cas des milieux dulçaquicoles de distinguer les effets du changement climatique de ceux des pressions anthropiques locales, un certain nombre d'études ont d'ores et déjà mis en évidence l'effet d'une augmentation de la température sur les peuplements piscicoles. L'évolution de certains caractères physiologiques en réponse à une augmentation de la température de l'eau a engendré des modifications au niveau de la reproduction, de la croissance et des rythmes saisonniers. En outre, certaines espèces se sont déplacées le long du gradient amont-aval en étendant leur limite supérieure lorsque le déplacement n'était pas contraint pas d'autres facteurs comme les obstacles à la migration. Ces déplacements ont entrainé une modification de la composition des communautés avec pour conséquence une variation de la richesse spécifique et du nombre d'espèces dominantes.

Ainsi, bien que le signal soit encore ténu dans certains cours d'eau et bien souvent brouillé par l'impact des pressions anthropiques, les conséquences du changement climatique sont déjà observées à l'échelle du territoire français. Ce phénomène s'ajoute aux activités humaines au sein des réseaux hydrographiques (barrages, retenues, artificialisation des berges, prélèvements pour divers usages, rejets d'eau de mauvaise qualité, etc.) conduisant dans certains cas à accentuer les modifications écologiques.

Néanmoins, le manque de données disponibles sur le long terme ainsi que la redéfinition de la stratégie d'échantillonnage dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance réduit le champ des possibles quant à l'étude de l'évolution actuelle des peuplements sous forçage climatique.

Ce chapitre a été rédigé par
Florence Baptist (Biotope)
Michael Guillon (Biotope)
Nicolas Poulet (Onema)
Nirmala Séon-Massin (ONCFS)

Avec la contribution de
Gwenaëlle Fahrner (Biotope)
Bastien Gamboa (Biotope)
Laëtitia Buisson (UMR Ecolab, Univ. Paul Sabatier)
Gaël Grenouillet (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Lise Comte (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Géraldine Lassalle (Irstea)
Maxime Logez (Irstea)
Cyril Piou (Cirad)
Etienne Prévost (Inra)
Didier Pont (Irstea)
Eric Rochard (Irstea)
Thibaud Rougier (Irstea)
Yves Souchon (Irstea).





3

Anticiper l'impact du changement climatique sur les peuplements de poissons



64 Introduction

66 Les modèles de distribution

76 Les principaux changements attendus pour l'ichtyofaune française en réponse au changement climatique

84 Conclusions et perspectives



Introduction

Dans les chapitres précédents, nous avons pu constater que les tendances climatiques récentes (premier chapitre) sont d'ores et déjà suffisamment importantes pour engendrer des effets significatifs sur les peuplements de poisson des lacs et des rivières en France métropolitaine et ce à différentes échelles, de l'individu à la communauté (deuxième chapitre). Dans un contexte de forts enjeux de conservation et/ou économiques pour certaines espèces et compte tenu du rôle de l'ichtyofaune dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, évaluer l'impact futur de ces changements sur les populations de poissons devient une problématique cruciale.

Récemment, différents modèles ont été développés afin d'évaluer l'impact du changement climatique sur la distribution des espèces et ainsi tenter d'anticiper ses effets. Ils se basent, pour la plupart, sur la définition de la niche de l'espèce. La niche peut se définir comme un espace à plusieurs dimensions traduisant à la fois la position occupée par une espèce dans un environnement donné et la somme des conditions nécessaires au maintien de cette espèce (Hutchinson 1957). Les zones géographiques réunissant ces conditions correspondent à l'aire de distribution potentielle de l'espèce (niche fondamentale). Cependant, sur l'ensemble de cette aire de distribution, il existe des facteurs qui contraignent la dispersion de l'espèce (barrières géographiques…) et sa survie (prédations, pathogènes, etc.) définissant ainsi la distribution effective de l'espèce (niche réalisée).

Parmi les modèles existants, les modèles statistiques de distribution d'espèces (*Species Distribution Models, SDM)* utilisent des données décrivant la distribution effective des espèces (niche réalisée) et y associent des variables mesurées du milieu telles que le climat, la topographie ou le type de sol afin de modéliser statistiquement les enveloppes écologiques dans lesquelles les espèces peuvent vivre (Guisan et Zimmermann 2000, Guisan et Thuiller 2005). Ces enveloppes constituent par la suite des filtres pour sélectionner les zones qui dans le futur présenteront des conditions favorables aux différentes espèces (Pearson et Dawson 2003, Jeschke et Strayer 2008). Une hypothèse essentielle sur laquelle sont fondés ces modèles est l'équilibre des espèces avec leur environnement (Guisan et Zimmermann 2000, Guisan et Thuiller 2005). En effet, les données utilisées pour construire ces modèles sont généralement récoltées sur une période relativement courte et une étendue géographique restreinte. Ces données constituent donc un « instantané » de la distribution effective des espèces, et les modèles ignorent donc la dynamique de colonisation et les facteurs qui la contraignent comme les perturbations environnementales (pollution, utilisation des sols, sécheresse par exemple) ainsi que les évènements historiques (glaciations par exemple) et qui peuvent conduire à des situations où l'équilibre n'est pas atteint. En outre, la distribution future ne tient pas compte des nouvelles interactions entre espèces (prédation, compétition par exemple), de leurs capacités de dispersion ou d'adaptation face aux changements environnementaux. Utilisés sous des scénarios de changements environnementaux, ces modèles projettent ainsi les zones où les combinaisons de variables sont potentiellement favorables à l'espèce. Ces zones ne doivent donc pas être assimilées à la distribution future des espèces mais plutôt à leur habitat potentiellement favorable dans le futur (Guisan et Thuiller 2005).

A l'inverse des modèles statistiques, les modèles mécanistes (modèles matriciels ou individus-centrés) ou les modèles hybrides tentent de reproduire une partie des processus en incorporant des traits éco-physiologiques et/ou démographiques propres aux espèces (Encadré 8, Kearney et Porter 2004, Buckley 2008). Ces approches se basent principalement sur les limites de tolérance physiologique des espèces (Guisan et Thuiller 2005, Kearney 2006) et permettent de déterminer, par exemple, les limites climatiques de la distribution des espèces. L'avantage de ce type de modèles est qu'ils sont indépendants de la distribution observée de l'espèce, certains prenant en compte explicitement les processus adaptatifs et évolutifs. En d'autres mots, ils modélisent la niche fondamentale de l'espèce. En revanche, ils nécessitent beaucoup de connaissances et de données sur l'écologie et la physiologie des organismes qui ne sont pas toujours disponibles. Ces modèles doivent donc être considérés à ce stade comme des objectifs de recherche plutôt que comme des outils de gestion.

L'objet de ce chapitre est de présenter l'approche des modèles statistiques de distribution puis de présenter les résultats principaux de ces modèles, tout en considérant aussi les autres approches de modélisation. Ces résultats illustrent quels pourraient être, au cours du siècle à venir, les effets du changement climatique sur la répartition des poissons en France.





Les modèles de distribution

Structure générale

Les modèles de distribution sont conceptuellement assez simples et décrivent le lien entre :

- d'une part des variables environnementales connues pour influencer la répartition des espèces ;
- d'autre part des données de distribution des espèces, issues d'atlas ou d'inventaires.

Les modèles statistiques produisent une probabilité d'occurrence des espèces en fonction des variables environnementales. Ils permettent par la suite de modéliser la distribution effective de l'espèce (niche réalisée) puis de projeter dans l'espace et dans le temps l'évolution de ses habitats favorables (distribution potentielle) (Figure 38).

Figure 38

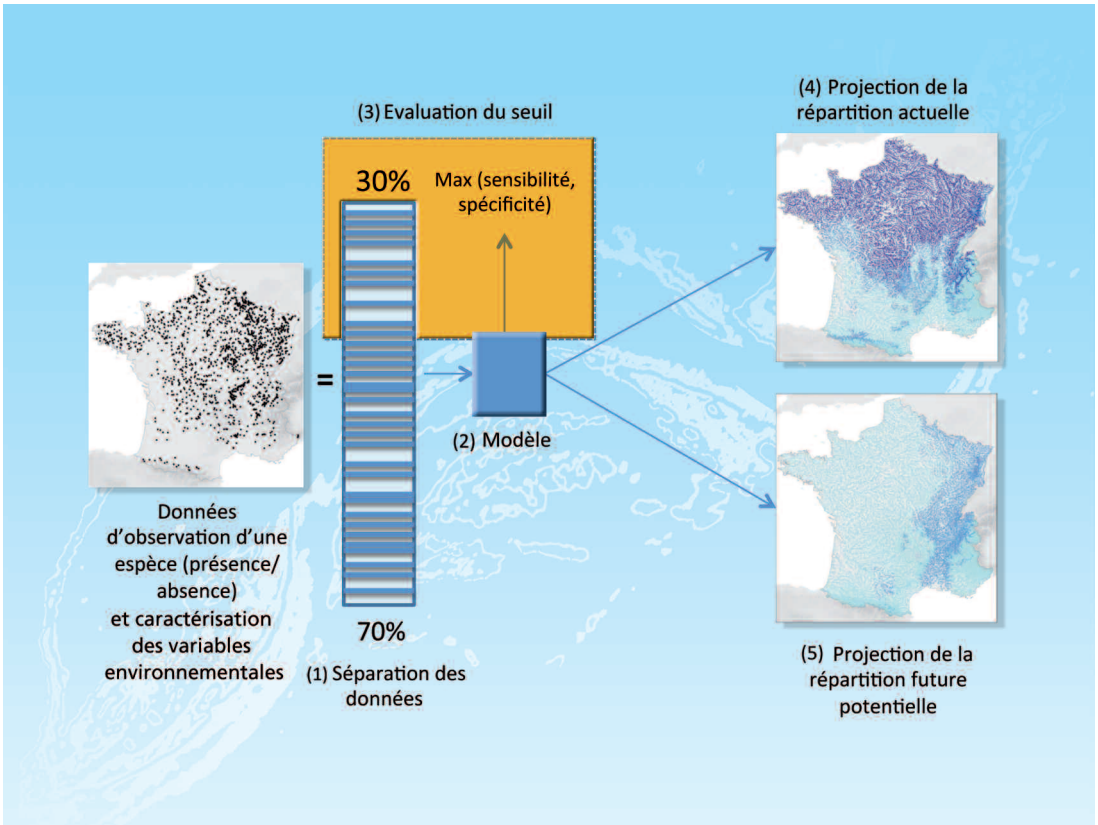


Schéma synthétique montrant les différentes étapes de la modélisation statistique (modifié d'après Nenzén et Araújo 2011).
(1) Les données d'observations de l'espèce sont divisées en deux lots répartis au hasard et utilisées pour les étapes de calibration et d'évaluation du modèle (voir plus loin).
(2) 70% des données sont utilisés pour l'étape de calibration.
(3) Le modèle obtenu est appliqué aux 30% de données restantes afin d'en évaluer les performances (sensibilité, spécificité). Les résultats sont utilisés pour déterminer un seuil de probabilité d'occurrence discriminant les présences des absences. Le modèle est utilisé pour projeter dans (4) l'environnement actuel et (5) futur, les probabilités d'occurrence.

L'élaboration des modèles de distribution d'espèces amène à répondre aux questions suivantes :
- le choix des méthodes statistiques ;
- la description et le choix des données pour la construction des modèles ;
- les principales étapes de la modélisation : calibration, validation et projection des habitats favorables ou défavorables (Figure 15) sur des supports adaptés comme par exemple le réseau hydrographique français (Vogt *et al.* 2007) ;
- l'obtention des résultats sous la forme d'indices produits à l'échelle de l'espèce et des peuplements.

Ces différentes étapes sont développées dans le détail ci-dessous.

Choix des méthodes statistiques

Les différentes approches en modélisation statistique sont traditionnellement groupées en six grandes classes :
- les enveloppes géographiques ;
- les enveloppes climatiques ;
- les méthodes multivariées ;
- les méthodes de régression ;
- les méthodes de classification ;
- et les méthodes d'apprentissage (Guisan et Zimmermann 2000).

Ces approches diffèrent par le type de données nécessaires, les hypothèses sous-jacentes, les algorithmes mathématiques ou la complexité de la modélisation.

Trois classes de modèles sont couramment utilisées (comme Elith *et al.* 2006, Lawler *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2006, Buisson 2009, Encadré 7). Parmi elles, aucune ne fait réellement consensus car elles présentent toutes leurs avantages et leurs inconvénients. Pour ces raisons, certains proposent que l'ensemble des méthodes soient considérées simultanément et les variables de sortie comparées entre elles (Thuiller *et al.* 2009). D'autres promeuvent le choix d'une seule méthode statistique (comme Logez *et al.* 2012).

Encadré 7

Présentation des méthodes statistiques

Les différentes familles de méthodes statistiques les plus couramment utilisées sont :
- **les méthodes de régression linéaire généralisée** (**GLM**, *Generalized Linear Model,* McCullagh et Nelder 1989) qui permettent de modéliser des relations plus complexes que les régressions linéaires simples, les **GAM** (*Generalized Additive Model,* Hastie et Tibshirani 1990) qui constituent une extension non paramétrique des GLM introduisant des courbes de réponse lissées à partir de données d'observation et les **MARS** (*Multivariate Adaptive Regression Spline,* Friedman 1991) considérées comme une méthode d'ajustement adaptatif par régression non linéaire, basée sur un partitionnement des données en sous-groupes pour lesquels un ajustement local par lissage est effectué ;
- **les méthodes de classification telles que l'analyse factorielle discriminante** (LDA, *Linear Discriminant Analysis*) qui construit des variables synthétiques par des combinaisons linéaires de variables explicatives maximisant la discrimination des données de présence/absence, les méthodes CART (*Classification And Regression Tree*, Breiman *et al.* 1984) qui se basent sur la construction d'un arbre dichotomique afin de classer les données en fonction des variables explicatives ;
- **les méthodes d'apprentissage, telles que les réseaux neuronaux artificiels** (*Artificial Neural Networks,* Rumelhart et McClelland 1986) qui se basent sur des combinaisons non linéaires pondérées des variables explicatives et optimisées pour parfaire les prédictions, **les méthodes RF** (*Random Forests,* Breiman 2001) qui construisent plusieurs centaines à plusieurs milliers d'arbres dichotomiques (comme CART) et les méthodes **ABT** (*Aggregated Boosted Trees,* Friedman 2001) basées sur la construction de séquences d'arbres de décision en combinant un algorithme de «*boosting*» et un algorithme d'arbre de régression.

Description et choix des données pour la construction des modèles

■ Les données de présence (et d'absence)

Les données de présence[20] constituent la base des modèles de distribution. La plupart du temps, ces données sont issues d'inventaires basés sur des protocoles standardisés et systématiques (stratégies d'échantillonnage par pêche électrique) mais également d'observations ponctuelles (pêche sportive) ou de collections réalisées par les muséums. La présence peut ainsi être renseignée à différentes échelles spatiales selon la source de l'information (station, tronçon, bassin versant).

La représentativité de ces données est un élément déterminant. Elles doivent pouvoir décrire pour chaque espèce la gamme la plus complète possible des conditions favorables et défavorables à l'espèce pour modéliser au plus juste la distribution effective de l'espèce (Stockwell et Peterson 2002, Barry et Elith 2006). La modélisation de la distribution suppose de couvrir avec les données la totalité ou la quasi-totalité de l'aire de distribution, à savoir l'échelle européenne pour la plupart des taxons (à l'exception de certaines espèces exotiques, comme par exemple le poisson-chat ou le pseudorasbora). De fait, les espèces peu étudiées ou relativement rares ne sont généralement pas intégrées dans les analyses.

■ Les variables environnementales

Afin de réaliser des projections robustes, le choix des données environnementales (appelées « variables explicatives ») est une étape importante car elle demande de sélectionner les paramètres qui caractérisent au mieux la niche réalisée de l'espèce (Pearson et Dawson 2003, Dormann 2007, Broennimann *et al.* 2007).

Les données environnementales peuvent découler directement de campagnes de terrain réalisées à une échelle locale ou de bases de données géographiques renseignant par exemple les conditions climatiques, le relief ou l'occupation du sol. Dans le cas spécifique des données climatiques, des données nationales en situation actuelle et future sont disponibles auprès de Météo-France mais également auprès d'organismes internationaux (*Worldclim*[21]). Leur résolution spatiale est néanmoins limitée (résolution maximale : raster[22] de 1 x 1 km en général). Une descente d'échelle[23] permet par la suite de faire correspondre les données de présence observées à l'échelle d'une station ou d'un tronçon avec les données climatiques disponibles (voir premier chapitre).

Le choix des variables explicatives est soumis à un certain nombre de contraintes. Par exemple, la sélection d'un nombre limité de variables explicatives, sur la base si possible de mécanismes biologiques avérés, permet de faciliter l'interprétation des résultats et d'en augmenter la robustesse statistique. Ces variables doivent également présenter le moins de redondance possible dans l'information qu'elles apportent (corrélation) afin d'éviter des biais liés à des phénomènes de colinéarité. Inversement, lorsque des variables d'intérêt (par exemple la température de l'eau) ne sont pas disponibles mais pourtant structurantes pour expliquer la répartition de l'espèce, il est possible d'utiliser comme « proxy » une autre variable disponible et fortement corrélée à la variable d'intérêt, ici par exemple la température de l'air (Buisson *et al.* 2008, Sharma *et al.* 2007, Lassalle et Rochard 2009a).

Principales étapes de la modélisation

Les étapes de la démarche de modélisation statistique sont les suivantes.

La première étape, dite de calibration, correspond à une phase d'apprentissage et de construction du modèle en lui-même afin de faire correspondre au mieux les prédictions du modèle aux données de présence-absence observées. Les sorties de ces modèles calibrés correspondent généralement à des probabilités de présence comprises entre 0 et 1.

20- Dans l'idéal, les données d'absence pourraient également être prises en compte. Dans les faits, l'absence d'une espèce est beaucoup plus difficile à prouver que sa présence à cause des contraintes inhérentes à l'échantillonnage.
21- http://www.worldclim.org/
22- Données images où l'espace est divisé de manière régulière (en rectangle).
23- Mise en œuvre d'une méthode permettant d'obtenir des informations à l'échelle locale ou régionale à partir de modèles de projections climatiques ou d'analyses de données à plus grande échelle (voir le premier chapitre).

La deuxième étape, dite de validation, est une phase d'évaluation de la qualité prédictive des modèles. Plusieurs approches existent, généralement basées sur la confrontation des projections avec un jeu de données observées n'ayant pas servi à la calibration. Pour juger de la qualité prédictive de ces modèles, différents indices sont utilisés (Liu *et al.* 2005, Nenzén et Araújo 2011). Ils incluent, par exemple, la sensibilité (le pourcentage de présences correctement prédites) et la spécificité (le pourcentage d'absences correctement prédites). Les coefficients les plus largement utilisés actuellement sont la TSS (*True Skill Statistic* – Allouche *et al.* 2006) et l'AUC (*Area Under the receiver operating characteristic Curve,* Hanley et McNeil 1982). La capacité d'un modèle à prédire correctement la présence et l'absence d'une espèce peut être différente, ce qui nécessite l'utilisation combinée de ces différents indices dans l'étape d'évaluation pour quantifier le degré de confiance qu'il est possible de donner au modèle.

A noter que dans les deux cas, les probabilités de présence calculées par les modèles (comprise entre 0 et 1) peuvent être converties en une variable binaire (présence = 1 ou absence = 0) pour pouvoir être comparées aux données d'entrée (présence/absence). Pour ce faire, un seuil doit être déterminé[24]. Au-dessus de ce seuil, la probabilité d'occurrence de l'espèce est assimilée à une présence, et en-dessous à une absence. Si cette pratique permet une interprétation simplifiée des modèles, en revanche elle conduit à ignorer une partie de l'incertitude associée aux modèles.

L'estimation de la favorabilité des habitats actuels et dans le futur

Au terme des étapes de calibration et de validation, les modèles calibrés sont utilisés dans l'objectif de projeter la distribution actuelle de chaque espèce de poisson. Sur cette base et dans l'objectif d'anticiper l'impact du changement climatique sur les peuplements de poisson, les probabilités d'occurrence futures pour les nouvelles conditions climatiques sont ensuite estimées permettant ainsi de projeter les habitats potentiellement favorables dans le futur pour chacune des espèces de poisson étudiées.

Résultats

■ Résultats à l'échelle de l'espèce

La comparaison des aires de distribution (présence/absence) pour chaque espèce entre la situation actuelle et future permet de calculer les gains et pertes d'habitat potentiellement favorables et l'évolution (expansion, déplacement, glissement, contraction) de leur aire de distribution, aboutissant à une estimation de la vulnérabilité et du risque d'extinction d'une espèce dans un contexte donné. Le changement de répartition d'une espèce est généralement renseigné sur la base d'indices et notamment :

■ la variation de la prévalence, correspondant à l'évolution (entre climat actuel et climat futur) du nombre d'entités spatiales où l'espèce est prédite comme présente (exprimé en pourcentage de sites favorables) ;

■ le SRC (*Species Range Change*, Thuiller *et al.* 2009) correspondant à la différence entre le nombre d'entités spatiales « nouvellement favorables » et le nombre d'entités « qui ne sont plus favorables » dans le futur, divisé par le nombre d'entités actuellement favorables à l'espèce.

Ces indices[25] peuvent être accompagnés d'un indice construit à dire d'experts permettant de préciser le degré de pertinence des projections tenant compte de la biologie des espèces étudiées (Encadré 8).

■ Résultats à l'échelle de la communauté

L'ensemble des réponses individuelles des espèces présentes au sein de chaque assemblage est agrégé afin d'évaluer les effets du changement climatique sur la structuration des communautés. Plusieurs indices sont ainsi produits :

■ le premier est la richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre total d'espèces présentes dans chaque entité spatiale (richesse actuelle, future et différence entre les deux). Elle est calculée en sommant l'ensemble des cartes de présence/absence des espèces considérées dans le présent et dans le futur ;

24- Un seuil à partir duquel l'habitat est considéré comme favorable à l'espèce doit être établi et ce pour une combinaison spécifique de données environnementales. Traditionnellement, un seuil de 0,5 a été utilisé, mais récemment d'autres approches ont été proposées. Elles se basent sur la faculté des modèles à reproduire correctement la présence et l'absence afin d'optimiser la valeur de probabilité d'occurrence « seuil » (Liu et al. *2005, Nenzén et Araújo 2011).*

25- Notons que d'autres indices peuvent être construits à partir des résultats obtenus (linéaire perdu ou gagné par espèce par exemple).

■ il est également possible de qualifier l'évolution de la composition des communautés à partir d'un indice de renouvellement estimé sur la base de la perte et du gain d'espèces en un point donné (Peterson *et al.* 2002, Buisson et Grenouillet 2009) ;

■ enfin, la mesure d'un indice de « similarité » (indice de Jaccard par exemple) met en relation le nombre d'espèces communes aux deux communautés et le nombre d'espèces présentes uniquement dans l'une ou l'autre des communautés. Il varie entre zéro (aucune espèce commune) et un (communautés identiques). De manière générale, une augmentation de la similarité suggère une homogénéisation des communautés alors qu'une diminution indique une différenciation (Olden et Rooney 2006, Buisson et Grenouillet 2009).

Encadré 8

Evaluation qualitative des projections à dire d'experts

En plus d'indices statistiques, la qualité prédictive des modèles peut être évaluée à dire d'experts (ichtyologues) sur la base des connaissances actuelles de l'écologie des espèces. Ainsi dans le cadre du projet Explore 2070 (MEDDE/Biotope 2013), les résultats obtenus ont été évalués au regard des capacités intrinsèques des espèces à disperser. Cette capacité de dispersion a été évaluée sur la base de trois critères :

■ capacité intrinsèque de l'espèce à disperser lorsque les conditions lui sont favorables (Keith et Allardi 2001, Jenkins *et al.* 2007) ;

■ capacité de l'espèce à franchir des obstacles à l'écoulement, qu'ils soient naturels ou anthropiques ;

■ degré de manipulation de l'espèce par l'homme, volontaire (repeuplement, alevinage…) ou involontaire (échappement de pisciculture par exemple).

L'indice résultant est évalué sur une échelle de trois valeurs : la probabilité de coloniser un nouvel habitat est faible, moyenne ou forte.

Ainsi, pour une espèce dont la probabilité de colonisation est faible, il est supposé que son aire d'habitat favorable future se rapprochera de l'aire projetée selon l'hypothèse de « dispersion nulle » (Encadré 11). Si ce scénario projette une réduction importante de l'habitat favorable, la vulnérabilité de l'espèce est considérée comme élevée. *A contrario*, une espèce, dont la probabilité de colonisation est élevée, et dont l'aire d'habitat favorable augmente considérablement sous hypothèse de « dispersion illimitée », sera évaluée comme moins vulnérable au changement climatique.

Les limites de la démarche basée sur la modélisation

Les sources d'incertitude associées à l'utilisation de ces modèles sont multiples. Elles peuvent être liées aux hypothèses concernant les scénarios d'émission de GES (voir premier chapitre) ou à la conception même des modèles à travers les équations utilisées ou le traitement numérique de ces équations (modèles climatiques, modèles de distribution d'espèces, modèles de descente d'échelle). Elles peuvent également être liées à la qualité des variables biologiques, environnementales ou encore à l'absence de représentation de certains processus. Ces sources d'incertitude sont listées ci-dessous.

■ Qualité des variables biologiques et environnementales

La capacité des modèles à projeter correctement la niche écologique des espèces dépend directement de la qualité et de la pertinence écologique des variables d'entrée. Or les contraintes et incertitudes accompagnant la récolte des données biologiques ou environnementales sont nombreuses.



Variables biologiques

La capacité à détecter les individus d'une espèce peut être très variable selon les sites (comportement et abondance de l'espèce, type de milieu, méthode d'échantillonnage) mais également en fonction de la période de l'année (conditions météorologiques et hydrologiques). C'est, par exemple, le cas de la carpe commune, dont les stades adultes vivent dans des zones trop profondes pour être échantillonnées en pêche électrique et dont le succès reproducteur (présence de juvéniles) est très variable dans le temps. Ainsi l'absence d'une espèce dans l'échantillon n'implique pas nécessairement l'absence de l'espèce sur le site. Les pressions anthropiques peuvent également fausser la modélisation de la niche réalisée de nombreuses espèces (voir section ci-dessous).

Variables environnementales

La prise en compte de l'ensemble des variables environnementales répondant aux exigences écologiques des espèces est relativement délicate aussi bien pour des raisons de disponibilité des données que pour des raisons statistiques. Les variables environnementales évoluent dans le temps et dans l'espace. Leur prise en compte dans les modèles se résume généralement à l'utilisation de données moyennes masquant les événements extrêmes potentiellement plus fréquents dans le futur.

Par ailleurs, lorsque certaines variables structurantes ne sont pas disponibles, des « proxies » sont utilisés. C'est notamment le cas de la température de l'eau ou des débits qui sont respectivement pris en compte à travers l'utilisation des données de température de l'air et des précipitations (mais voir encadré 9). L'utilisation de ces proxies peut masquer certaines particularités, par exemple, lorsque la température de l'eau est découplée de la température de l'air du fait de l'alimentation par la nappe phréatique, ou dans le cas des cours d'eau de montagne alimentés principalement par la fonte des neiges.

En revanche, certaines variables physico-chimiques, comme par exemple la teneur en oxygène, ne sont généralement pas directement prises en compte dans les modèles car, à l'heure actuelle, elles sont techniquement difficiles à mesurer de façon standardisée à large échelle.

Enfin, si la gamme environnementale considérée est trop étroite, la caractérisation de la niche de l'espèce ne sera que partielle. Des combinaisons environnementales pourtant favorables à l'espèce ne seront pas prises en compte biaisant les relations estimées entre son occurrence et les variables environnementales.

L'ensemble de ces éléments génèrent des approximations réduisant dans le cas de certaines espèces la capacité des modèles à modéliser de façon robuste leur niche écologique.

Encadré 9

L'intégration des données hydrologiques dans les modèles de distribution

Une voie actuellement explorée pour intégrer les variables hydrologiques dans les modèles de distribution consiste à connecter un modèle hydrologique aux modèles climatiques, puis à intégrer les données hydrologiques produites dans les modèles de distribution (Jähnig *et al.* 2013).
Ce travail est actuellement en cours de développement mais doit faire face à de nombreuses difficultés techniques. En effet, bien que le lien entre débit et caractéristiques écologiques ait été étudié à de nombreuses reprises (voir par exemple, Bergerot 2013, Anderson *et al.* 2006, Lancaster et Downes 2010, Poff et Zimmerman 2010), l'impact de la modification des régimes hydrologiques sur le compartiment biologique demeure encore mal compris du fait de la multitude de facteurs (hydrologiques et leurs interactions avec d'autres variables environnementales) affectant la réponse des individus.

■ Des projections hors du champ de calibration des modèles

L'extrapolation est un terme statistique qui définit les projections d'un modèle réalisées dans des gammes de valeurs différentes des valeurs sur lesquelles le modèle a été construit (Figure 39).

Figure 39

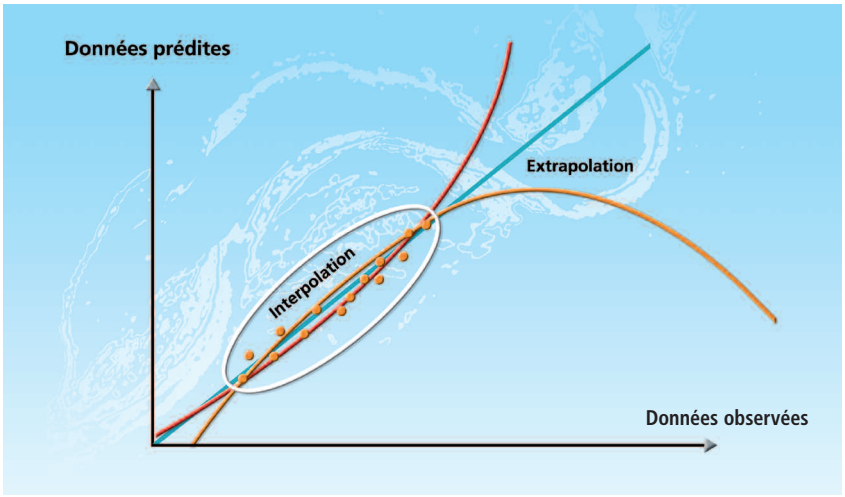


Schéma illustrant les limites de l'interpolation pour décrire les données ainsi que les risques associés à l'extrapolation.

C'est notamment le cas lorsque les modèles sont utilisés pour prédire des changements de distribution sous des scénarios climatiques futurs dont les valeurs des variables climatiques dépassent les gammes de valeurs des conditions actuelles. L'hypothèse sous-jacente consiste donc à considérer que les relations statistiques établies sur les gammes de données actuelles (étape de calibration des modèles) se maintiennent en dehors de ces gammes de valeurs. Cette hypothèse, si non respectée, génère des erreurs supplémentaires sur les projections établies, dont l'ampleur est fondamentalement impossible à apprécier.

■ L'absence de prise en compte de certains processus biologiques

De nombreux mécanismes biologiques n'ont, jusqu'à maintenant, pas été pris en compte dans les modèles de distribution d'espèces. C'est notamment le cas de la capacité de dispersion propre à chaque espèce ou encore de leur vitesse de colonisation. Une étude exploratoire menée en Suède sur le brochet a ainsi mis en évidence que l'absence de prise en compte des capacités de dispersion conduisait à une surestimation du gain d'habitat pour les individus situés en zone aval et une sous-estimation de la perte d'habitats pour les individus situés en zone amont (Hein *et al.* 2011).

De manière similaire, les projections sont réalisées indépendamment de toute interaction biotique (compétition, prédation, pathogène...). Cette hypothèse peut avoir des conséquences sur les résultats. En effet, bien que l'importance de ces interactions soit implicitement prise en compte dans les données d'échantillonnage (Davis *et al.* 1998, Sinclair *et al.* 2010), les interactions biotiques sont fortement susceptibles d'évoluer, notamment sous l'influence du changement climatique par exemple :

- des espèces exotiques volontairement ou accidentellement introduites dans les cours d'eau métropolitains, telles que l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), pourraient bénéficier du changement climatique et devenir invasives, entrant potentiellement en compétition (voire en prédation) avec les espèces autochtones (Leprieur et Rubin 2011, Lauzeral 2012) ;
- en outre, le changement climatique pourrait favoriser certains pathogènes ou indirectement modifier les relations hôtes-parasites rendant plus vulnérables certaines espèces de poisson à ces maladies (Kocan *et al.* 2009, Marcogliese 2008, encadré 4 dans le chapitre 2) ;

■ enfin, certaines espèces pourraient être défavorisées par les nouvelles conditions climatiques et disparaître localement ce qui pourrait favoriser l'occurrence d'autres espèces qui étaient limitées par les espèces initialement présentes.

Certaines spécificités telles que les besoins en ressources alimentaires sont également négligées, notamment par l'absence de prise en compte de la capacité d'accueil du milieu, qui est supposée illimitée. De même, la modélisation de la distribution de certaines espèces se base uniquement sur une partie de leur cycle de vie, la définition de la niche écologique ne rend donc pas compte de l'ensemble des exigences environnementales de l'espèce au cours des différentes étapes de son cycle de vie (par exemple l'étape du cycle de vie en mer dans le cas des amphihalins).

Enfin, il est également supposé que les relations poissons – environnement établies à partir de la distribution observée n'évoluent pas dans le temps. La modélisation ne prend donc pas en compte les phénomènes d'adaptation (sélection génétique), d'acclimatation ou encore de plasticité phénotypique face au changement climatique. Or des adaptations génétiques, phénologiques, physiologiques et morphologiques sont possibles, et ont été observées par exemple pour des amphibiens avec une reproduction plus précoce (Beebee, 1995) ou pour la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) (Drinan *et al.* 2012). Cette simplification peut limiter la capacité des modèles à projeter correctement l'impact du changement climatique en maintenant stables ces relations dans le temps.

D'autres types de modèles sont actuellement développés dans l'objectif de prendre en compte certains des processus écologiques mentionnés ci-dessus (Encadré 10).

Encadré 10

L'impact du changement climatique sur la distribution des espèces à travers l'utilisation de modèles hybrides et mécanistes

Les modèles de distribution présentent d'importantes limites. En effet, les processus écologiques n'étant pas explicitement représentés, la capacité de dispersion n'est généralement pas considérée, entraînant des difficultés pour appréhender les réels gains et pertes d'habitat des espèces étudiées. En outre, l'absence de prise en compte de la dynamique de population des espèces (processus de croissance, de reproduction, de mortalité et de migration) ne permet pas d'intégrer les effets du changement climatique sur la phénologie[26] des espèces, et donc, d'estimer raisonnablement leur vitesse d'expansion (ou d'extinction) et l'évolution effective de leur aire de répartition (Guisan et Thuiller 2005, Franklin 2010). Dans ce contexte, le passage à des modèles plus mécanistes permettant de combiner des exigences thermiques, la dynamique de population et des capacités de dispersion des espèces est devenu un enjeu majeur (Thuiller *et al.* 2008, Huntley *et al.* 2010).



Les approches mécanistes, basées sur l'utilisation de modèles individus centrés, semblent offrir de bonnes perspectives. A l'inverse des modèles statistiques, la robustesse de ces approches repose sur la représentation de mécanismes génériques et non sur des corrélations, lesquelles n'impliquent pas nécessairement de relation de cause à effet. Par ailleurs, elles permettent d'intégrer de la variabilité individuelle et des interactions individus-individus ou individus-environnement (intéressantes, entre autres, pour prendre en compte directement l'effet du changement climatique dans la dynamique de population) ainsi qu'une représentation explicite de l'environnement (Tyler et Rose 1994, Wiegand *et al.* 2004, Jongejans *et al.* 2008). Récemment, ces modèles ont notamment été développés pour étudier l'impact du changement climatique sur les poissons migrateurs amphihalins à large échelle (Rougier *et al.* 2014) et plus spécifiquement sur le saumon atlantique (Piou et Prévost 2012, 2013).

26- Etude de l'apparition d'événements périodiques (annuels le plus souvent) dans le monde vivant, déterminée par les variations saisonnières du climat.

L'élaboration de modèles hybrides alliant relations statistiques à large échelle et processus biologiques constitue une autre alternative dans le but d'améliorer les projections (Brook *et al.* 2009) notamment dans le cas des espèces invasives (Gallien *et al.* 2010, Poulet *et al.* 2012). Les modèles hybrides les plus communs utilisent les prédictions des modèles statistiques pour contraindre les paramètres des modèles mécanistes (survie, taux de dispersion…) (Gallien *et al.* 2010). Ils peuvent intégrer une représentation de l'environnement fragmenté, une estimation des capacités de colonisation (Dullinger *et al.* 2004, Engler et Guisan 2009, Midgley *et al.* 2010) et des analyses de risque d'extinction (Anderson *et al.* 2009).

Ces différentes approches permettent d'apprécier la complexité des mécanismes en jeu et ses conséquences sur la réponse des espèces au changement climatique. Elles apportent aussi un regard critique sur notre capacité à prédire les conséquences du changement climatique pour les populations et les espèces. Elles réclament en revanche une connaissance importante des processus en lien avec la survie et la démographie des populations ainsi qu'une connaissance de l'effet de l'environnement (température, débit…) sur ces même processus (Helmuth *et al.* 2005, Porter et Kearney 2009, Buckley 2010, Piou *et al.* 2010). Par conséquent, elles sont difficiles à mettre en œuvre et ne peuvent s'appliquer qu'à un nombre réduit d'espèces ayant fait l'objet d'études approfondies (Lauzeral 2012).

■ L'absence de prise en compte des pressions anthropiques

En général, seul le forçage climatique est pris en compte dans les modèles de distribution pour les projections futures (mais voir par exemple Lassalle *et al.* 2009b). Les autres pressions anthropiques telles que le prélèvement en eau, les pollutions, la construction de barrages, la perte de continuité, la pêche, l'alevinage, etc. jouent un rôle fort sur la présence locale des espèces (Pont *et al.* 2006 par exemple).

Ces pressions peuvent fausser la modélisation de la niche réalisée de nombreuses espèces, certains milieux favorables n'étant pas ou plus occupés par l'espèce à cause des barrages, prélèvements, etc. C'est par exemple le cas du saumon atlantique dans le bassin de la Seine qui, suite à diverses pressions anthropiques, a vu son aire de répartition se réduire drastiquement depuis la fin du XIX^{e} siècle (Belliard *et al.* 2009). Inversement, certaines modifications du milieu peuvent favoriser la présence d'une espèce (par exemple le ralentissement du courant par un obstacle favorise les espèces limnophiles). Enfin, le repeuplement en espèces d'intérêt halieutique (truite commune, brochet…) est parfois réalisé dans des environnements considérés comme peu favorables biaisant ainsi la modélisation de la niche réalisée. Ces paramètres sont difficilement intégrables aux modèles du fait d'un manque de données disponibles et d'une méconnaissance de leur évolution dans le futur (Encadré 11).

Par ailleurs, dans le cadre de l'élaboration de modèles de distribution, ces pressions sont supposées inchangées entre les périodes actuelles et futures, de même que leurs interactions avec l'environnement naturel, ce qui apparaît peu probable. Certaines pressions anthropiques accentueraient la vulnérabilité des milieux aquatiques, à travers notamment l'augmentation des prélèvements ou la dégradation de la qualité des eaux. Lors de la phase d'interprétation des résultats, il est donc nécessaire d'évaluer la dynamique des populations piscicoles dans un contexte de pressions anthropiques accrues. En outre, si les résultats sont utilisés localement, une analyse *a posteriori* doit être menée afin de vérifier que les habitats *a priori* considérés comme favorables par les modèles le sont réellement en dépit de pressions locales (altérations hydromorphologiques, eutrophisation, etc.).

Comment prendre en compte la présence des obstacles à l'écoulement le long du réseau hydrographique ?

A l'heure actuelle, peu d'études incluent dans la modélisation la présence des obstacles à l'écoulement en dépit de leur importance pour expliquer la distribution effective des espèces aquatiques et leur évolution dans le futur.

Dans le cadre du projet Explore 2070 (MEDDE/Biotope 2013) ou encore des travaux réalisés par Buisson *et al.* (2008), cette variable a été prise en compte en projetant la distribution future sur la base **d'une hypothèse de dispersion soit nulle, soit illimitée**[27] :

- dans le premier cas, seules les zones favorables dans le présent peuvent l'être dans le futur. L'aire favorable à l'espèce peut donc uniquement rester stable ou diminuer ;
- dans le second cas, on considère qu'une espèce peut disperser sur la totalité du réseau hydrographique. Aucun obstacle n'entrave sa dispersion.

L'obtention de projections selon ces deux scénarios donne une indication de la gamme des possibles. Selon l'écologie des espèces (capacité de dispersion intrinsèque par exemple), des hypothèses peuvent être formulées afin de déterminer quelles sont les projections les plus probables.

L'inclusion des obstacles à l'écoulement de manière explicite dans les modèles a par ailleurs été proposée par Lassalle *et al.* (2009b) dans le cas des poissons migrateurs (voir également Hein *et al.* 2011 en Suède). Toutefois, seuls les grands obstacles (barrages) étaient pris en compte dans cette étude. Aujourd'hui, les données de recensement des obstacles en France (référentiel des obstacles à l'écoulement sur les cours d'eau, ROE-Onema[28]) devraient permettre d'avancer sur la prise en compte des obstacles à la dispersion pour l'ensemble des espèces des milieux dulçaquicoles en France métropolitaine. Pour aller plus loin encore, des données plus précises et plus complètes pour l'ensemble des obstacles (c.-a.-d., hauteur de chute, équipement en passe à poisson) seront nécessaires.





27- Dans le cas de Buisson et al. *(2008), seule l'hypothèse de dispersion illimitée a été prise en compte.*
28- Voir le site à l'adresse suivante : http://www.Onema.fr/REFERENTIEL-DES-OBSTACLES-A-L



Les principaux changements attendus pour l'ichtyofaune française en réponse au changement climatique

Les études se basant sur les modèles de distribution d'espèces se sont multipliées ces dernières années. Bien que ce type d'étude soit beaucoup moins nombreux pour les espèces de poisson que pour les organismes terrestres, une synthèse bibliographique récente a tout de même compilé soixante-six publications scientifiques produites entre 1980 et 2011 sur les effets attendus[29] du changement climatique sur la distribution des poissons d'eau douce à travers le monde (Comte *et al.* 2013). Cette étude souligne l'existence d'un important biais taxonomique pour la famille des salmonidés qui concentre à elle seule 54 % des articles publiés. En France, cette famille n'est représentée que par cinq espèces natives sur les soixante-neuf espèces évaluées (UICN France, MNHN, SFI, Onema 2010). Par ailleurs, moins de 10% des articles recensés prennent en compte les espèces considérées comme vulnérables par l'UICN (2009). Ce sont, dans l'ordre, les familles des salmonidés, des cyprinidés, des centrarchidés et des percidés qui se révèlent être les plus étudiées (Figure 40).

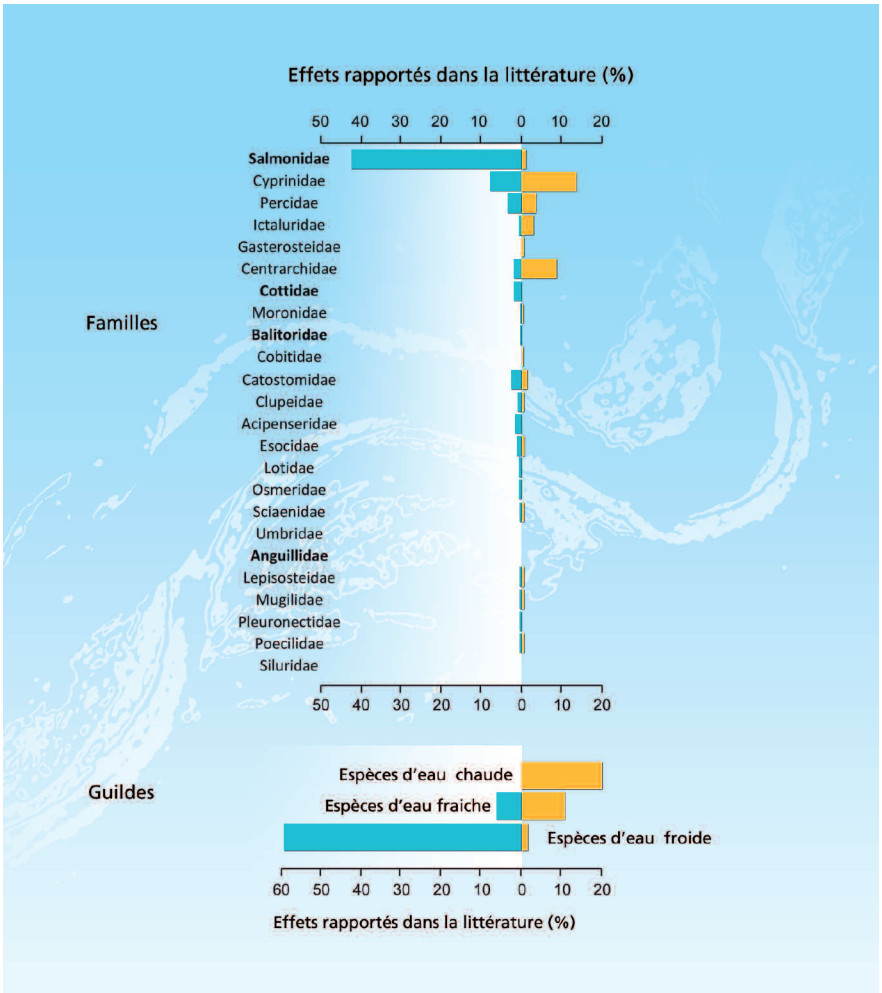
Parmi les espèces traitées, certaines présentent des caractéristiques particulières qui les rendent plus difficiles à modéliser. Des études menées sur de nombreux groupes taxonomiques ont par exemple montré que les espèces présentes dans une gamme de conditions environnementales restreinte (espèces spécialistes) étaient modélisées plus précisément que les espèces présentant une large répartition (espèces généralistes) (mais voir Jimenez-Valverde *et al.* 2008). Ainsi, à l'échelle nationale, les poissons possédant des exigences plus larges au niveau thermique et altitudinal font l'objet de projections moins précises que les autres espèces (Grenouillet *et al.* 2011). En outre, les espèces rares sont particulièrement difficiles à modéliser en raison de la faible quantité de données d'occurrence disponibles (Lomba *et al.* 2010). Ce manque de données limite d'autant la capacité à évaluer la réponse de l'espèce face aux changements de son environnement. Toutefois, certaines approches de modélisation s'adressent spécifiquement à ces espèces rares permettant *a minima* de décrire la niche réalisée (Engler *et al.* 2004, Hernandez *et al.* 2006; Hayer *et al.* 2008, Wisz *et al.* 2008, Lomba *et al.* 2010).

Effet potentiel du changement climatique sur la distribution des poissons d'eau douce

En dépit d'incertitudes élevées, de grandes tendances semblent se dessiner à l'échelle nationale. Les espèces d'eau froide et caractérisées par des tolérances thermiques faibles telles que la lamproie de Planer, la truite commune ainsi que les chabots seraient systématiquement les espèces les plus touchées dans un contexte de changement climatique (Pont et Rogers 2003, Buisson *et al.* 2008, Buisson *et al.* 2010, Tisseuil *et al.* 2012a, Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013) (Figure 41, Encadré 12).

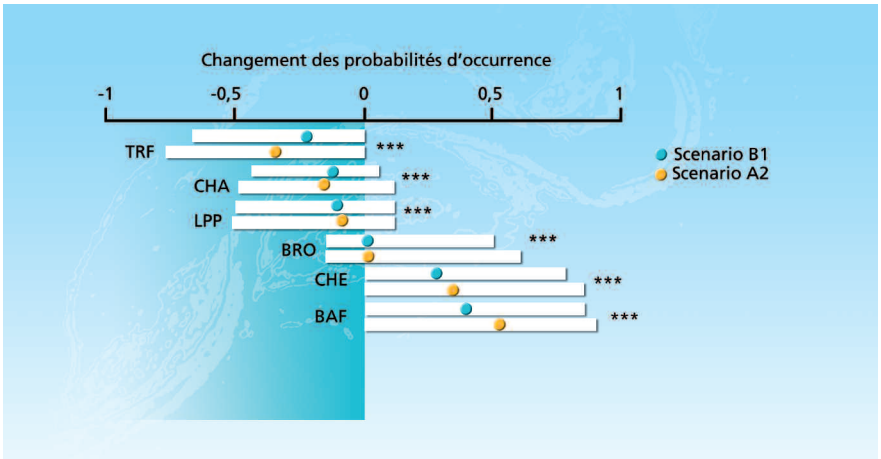
29- 77 publications au total ont été répertoriées dont 66 sur les effets attendus et 11 sur les effets observés.

Figure 40



Proportions des effets attendus négatifs (barres bleues, diminution des habitats favorables) et positifs (barres oranges, augmentation des habitats favorables) pour les espèces de poissons d'eau douce regroupées au sein des familles et/ou des guildes thermiques (modifié d'après Comte et al. *2013).*

Figure 41



truite commune : TRF
chabots : CHA
lamproie de Planer : LPP
brochet : BRO
chevesne : CHE
barbeau : BAF

Changements des probabilités d'occurrence selon les scénarios SRES B1 et A2 pour la période 2051-2080 pour six espèces de poissons de rivière (modifié d'après Buisson et al. *2008).* Le changement correspond à la différence entre les probabilités moyennes de présence actuelles et futures sur l'ensemble des sites étudiés en France. Les médianes (points) ainsi que le minimum et le maximum décrivent l'ampleur des changements de probabilité de présence. Une différence significative entre les deux scénarios est indiquée par *** ($p<0,01$).

Evaluation de la vulnérabilité des poissons au changement climatique : exemple de la truite commune

Dans le cadre du projet Explore 2070, l'impact potentiel du changement climatique sur la distribution de 38 espèces de poisson a été évalué (selon le scénario A1B pour la période 2060-2089). La méthode inclut à la fois une analyse quantitative sur la base des projections des modèles de distribution et une analyse qualitative sur dire d'experts. La méthode précise est détaillée dans le rapport final et disponible à l'adresse suivante : http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Explore-2070-.html.

L'analyse de vulnérabilité est présentée sous forme de fiche présentant la distribution effective de l'espèce, sa capacité de colonisation, une analyse des projections actuelles et futures des habitats favorables à l'espèce, une évaluation de la vulnérabilité incluant des indices quantitatifs et qualitatifs (capacité de colonisation et niveau d'incertitude associé aux résultats produits) (Méthode décrite dans les Encadrés 8 et 11).

Distribution actuelle et biologie de l'espèce

Actuellement, la truite commune se trouve principalement dans les massifs montagneux (Alpes, Pyrénées, Massif Central, Vosges, Jura), dans les cours d'eau de Bretagne, dans les fleuves côtiers normands et du nord ainsi que dans certains cours d'eau de plaine calcaire. Cela correspond à des cours d'eau où les exigences thermiques de l'espèce (4°C-19°C) sont satisfaites.

Capacité de colonisation

La truite commune possède des capacités de colonisation très importantes. Outre le fait que c'est une espèce qui montre une bonne aptitude au franchissement d'obstacles, elle est largement manipulée par l'Homme dans le cadre de la pêche sportive (repeuplement, alevinage). Sa capacité de dispersion vers de nouveaux habitats est donc très grande.

Projection de la répartition actuelle des habitats favorables

Les indices de sensibilité (74% des présences sont correctement projetées) et de spécificité (78% des absences sont correctement projetées) des modèles sont globalement élevés. La projection de la répartition actuelle des habitats favorables de la truite reproduit globalement correctement la distribution observée de l'espèce en France (Figure 42).

Projection de la répartition future des habitats favorables

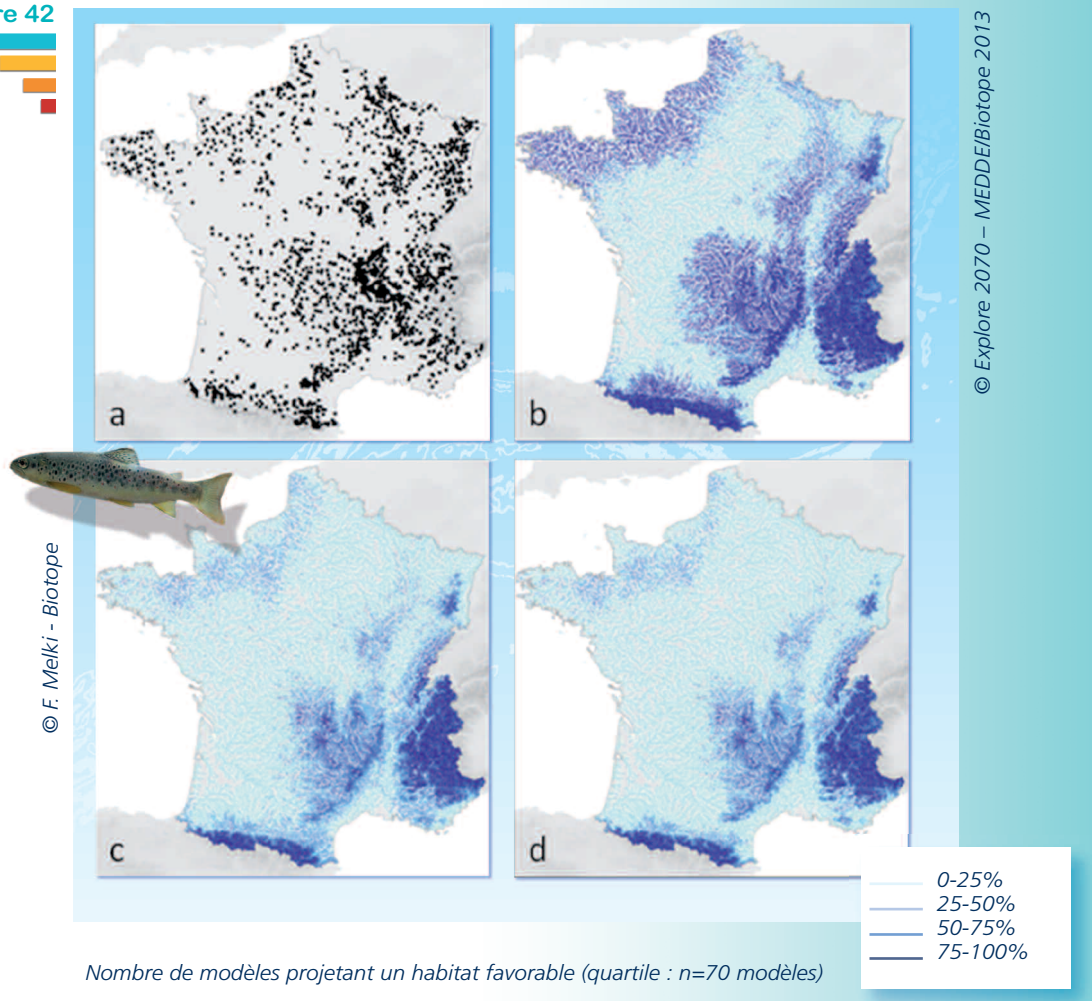
La truite présentant des capacités de colonisation élevées, le scénario de dispersion illimitée a été favorisé dans l'analyse (voir définition dans l'Encadré 11). A l'horizon 2070, et selon ce scénario, on observe une diminution de près d'un tiers de l'aire de l'habitat favorable à la truite commune (Figure 42). Son habitat se réduirait à des zones refuges en tête de bassin.

Evaluation de la vulnérabilité de l'espèce

A l'échelle nationale, et d'après les résultats obtenus, la truite commune serait donc très sensible au changement climatique.

Sa vulnérabilité est donc forte. L'indice de confiance attribué par les experts à ces résultats est de 3 (sur une échelle de 1 à 3, 3 étant le degré de confiance maximal).

Figure 42



© Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013

© F. Melki - Biotope

Exemples de projections d'habitats favorables pour une espèce (la truite) répondant négativement au changement climatique.
(a) Présence observée de la truite commune (n=2 703 sur 4 381 stations d'échantillonnage – source Onema 2000-2008 – pêche électrique),
(b) habitats modélisés comme actuellement favorables
(c) habitats potentiellement favorables dans le futur selon le scénario de dispersion nulle
(d) habitats potentiellement favorables dans le futur selon le scénario de dispersion illimitée (scénario A1B pour la période 2060-2089). Plus le nombre de modèles projetant un habitat favorable est élevé, plus la probabilité que le tronçon soit favorable à l'espèce est grande (Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013).

A l'inverse, d'autres espèces (essentiellement inféodées aux zones à brème et à barbeau - deuxième chapitre), répondent invariablement positivement au changement climatique. C'est par exemple le cas du chevesne et du barbeau commun (Pont et Rogers 2003, Buisson *et al.* 2008, Buisson *et al.* 2010, Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013, Encadré 13). Néanmoins les incertitudes sur ces projections sont plus marquées que dans le cas des espèces d'eau froide. En effet, ces espèces étant très largement répandues, la performance prédictive des modèles est réduite sur la base des variables considérées ; la connaissance de leur niche réalisée n'est donc que parcellaire (Grenouillet *et al.* 2011, Logez *et al.* 2012).

Ainsi, en termes de distribution, les modélisations réalisées annoncent globalement une extension des aires de répartition des espèces vers les zones amont. L'aire de répartition des espèces inféodées aux têtes de bassin se réduirait à des zones refuges en altitude, avec un risque d'extinction accru dans certains bassins de plus faible altitude. L'aire de répartition des espèces de zone aval se modifierait par une remontée des limites amont alors que leurs limites aval évolueraient plus ou moins en fonction des espèces. Pour certaines de ces espèces, ce sont donc de nouveaux bassins qui pourraient devenir favorables. Néanmoins, la capacité de ces espèces à coloniser ces nouveaux habitats reste incertaine et des contraintes d'ordre hydraulique pourraient limiter leur

remontée en amont. Il est important de souligner également que la modélisation de la niche réalisée de certaines espèces, notamment celles situées en aval, reste très incertaine malgré un effort important pour préciser son contour (échantillonnage moins efficace dans les grands milieux, données plus imprécises du fait d'une hétérogénéité plus importante, augmentation des pressions anthropiques).

A l'échelle mondiale, les effets du changement climatique sur la distribution des poissons convergent avec les projections réalisées à l'échelle nationale. Les espèces d'eau froide telles que les salmonidés devraient subir des effets majoritairement négatifs alors que les espèces situées dans les zones intermédiaires ou aval telles que les cyprinidés ou les centrarchidés seraient à l'inverse favorisées (Comte *et al.* 2013).

Encadré 13

Evaluation de la vulnérabilité des poissons au changement climatique : exemple du chevesne

Dans le cadre du projet Explore 2070, l'impact potentiel du changement climatique sur la distribution de 38 espèces de poisson a été évalué (selon le scénario A1B pour la période 2060-2089). La méthode inclut à la fois une analyse quantitative sur la base des projections des modèles de distribution et une analyse qualitative à dire d'experts. La méthode précise est détaillée dans le rapport final et disponible à l'adresse suivante : http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Explore-2070-.html.

L'analyse de vulnérabilité est présentée sous forme de fiche présentant la distribution observée de l'espèce, sa capacité de colonisation, une analyse des projections actuelles et futures des habitats favorables à l'espèce, une évaluation de la vulnérabilité incluant des indices quantitatifs et qualitatifs (capacité de colonisation et niveau d'incertitude associé aux résultats produits) (voir méthode décrite dans les Encadrés 8 et 11).

Distribution actuelle et biologie de l'espèce

Le chevesne est une espèce présente dans tous les cours d'eau français à l'exception de la Bretagne, de quelques fleuves côtiers et de l'extrême nord du pays. Il est absent des cours d'eau de moyenne et haute altitude. C'est une espèce plutôt ubiquiste et tolérante.

Capacité de colonisation

Peu manipulé par l'Homme (excepté en tant qu'appât), le chevesne dispose en revanche d'une bonne capacité de dispersion. Il est donc susceptible de coloniser rapidement des habitats favorables.

Projection de la répartition actuelle des habitats favorables

La projection de la répartition actuelle des habitats favorables du chevesne reproduit correctement la distribution observée de l'espèce en France, mais semble toutefois légèrement sous-estimée. L'indice de sensibilité est de 76% (proportion des présences correctement projetées), l'indice de spécificité de 74% (proportion des absences correctement projetées).

Projection de la répartition future des habitats favorables

Le chevesne présentant une capacité de colonisation non négligeable, le scénario de dispersion illimitée a été favorisé dans l'analyse (voir définition dans l'Encadré 11).

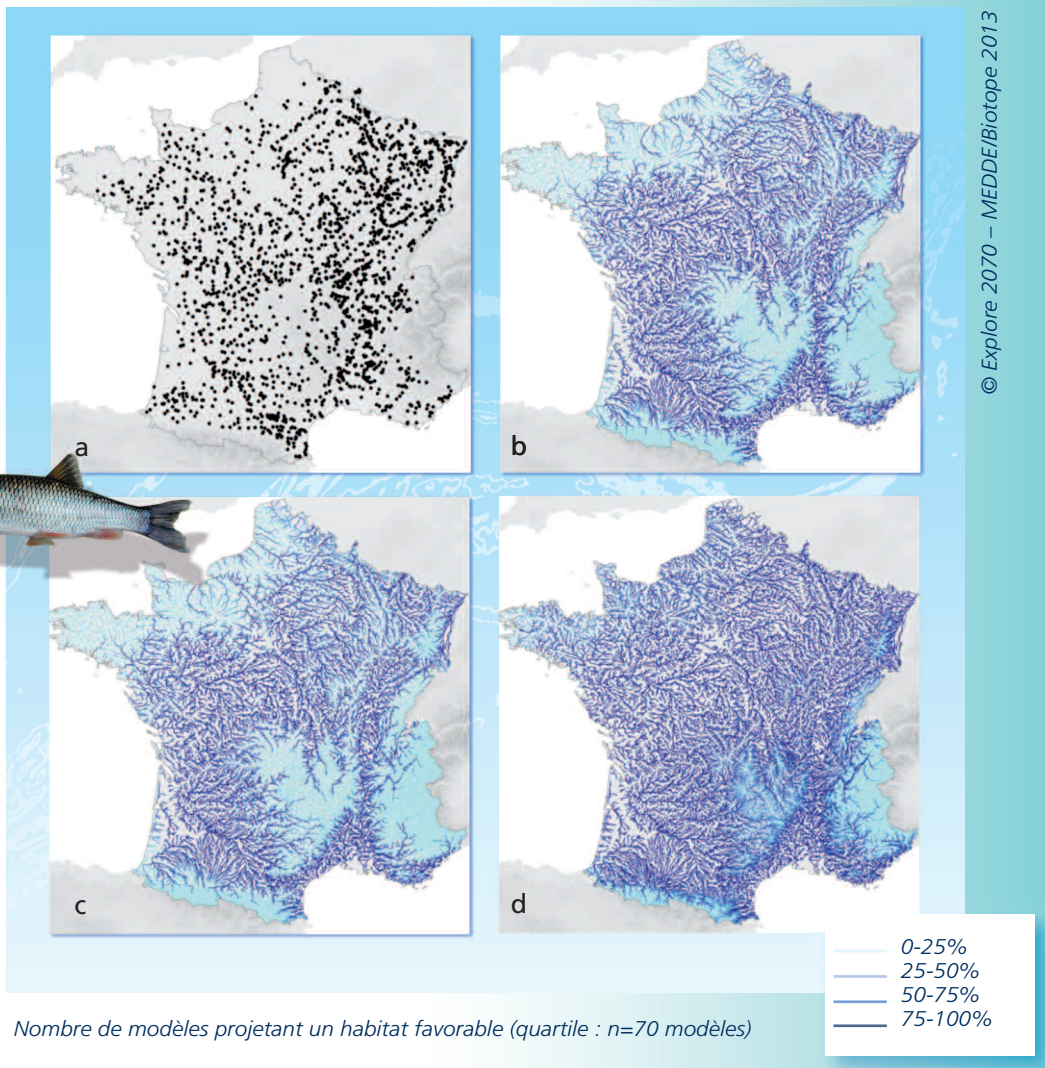
Ainsi, et selon le scénario de changement climatique retenu (scénario A1B), on devrait observer une large augmentation de l'aire de l'habitat favorable de cette espèce à l'horizon 2070. Hormis les zones montagneuses et la côte nord-ouest, tout le réseau hydrographique deviendrait favorable (Figure 43).

Evaluation de la vulnérabilité de l'espèce

Le chevesne profiterait fortement du changement climatique en colonisant presque l'intégralité des tronçons dans les bassins où il est d'ores et déjà présent. La vulnérabilité de l'espèce au changement climatique est donc faible. L'indice de confiance attribué par les experts à ces résultats est de 3 (sur une échelle de 1 à 3, 3 étant le degré de confiance maximal).

.

Figure 43



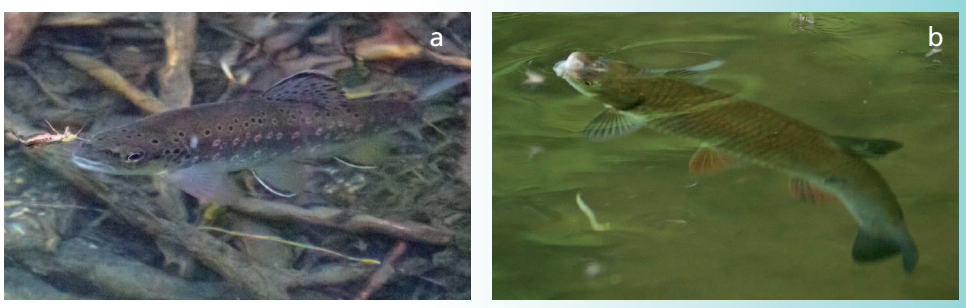
© Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013

© N. Poulet - Onema

Nombre de modèles projetant un habitat favorable (quartile : n=70 modèles)

Exemples de projections d'habitats favorables pour une espèce (le chevesne) répondant positivement au changement climatique.
(a) Présence observée du Chevesne (n=2 219 sur 4 381 stations d'échantillonnage – source Onema 2000-2008 – pêche électrique)
(b) habitats modélisés comme actuellement favorables
(c) habitats potentiellement favorables dans le futur selon le scénario de dispersion nulle
(d) habitats potentiellement favorables dans le futur selon le scénario de dispersion illimitée (scénario A1B pour la période 2060-2089). Plus le nombre de modèles projetant un habitat favorable est élevé, plus la probabilité que le tronçon soit favorable à l'espèce est grande (Explore 2070 – MEDDE/Biotope 2013).

Figure 44



a, b © N. Poulet - Onema

Selon les modèles statistiques, les modifications climatiques à venir devraient être défavorables à la truite commune (a) et bénéfiques pour le chevesne (b).





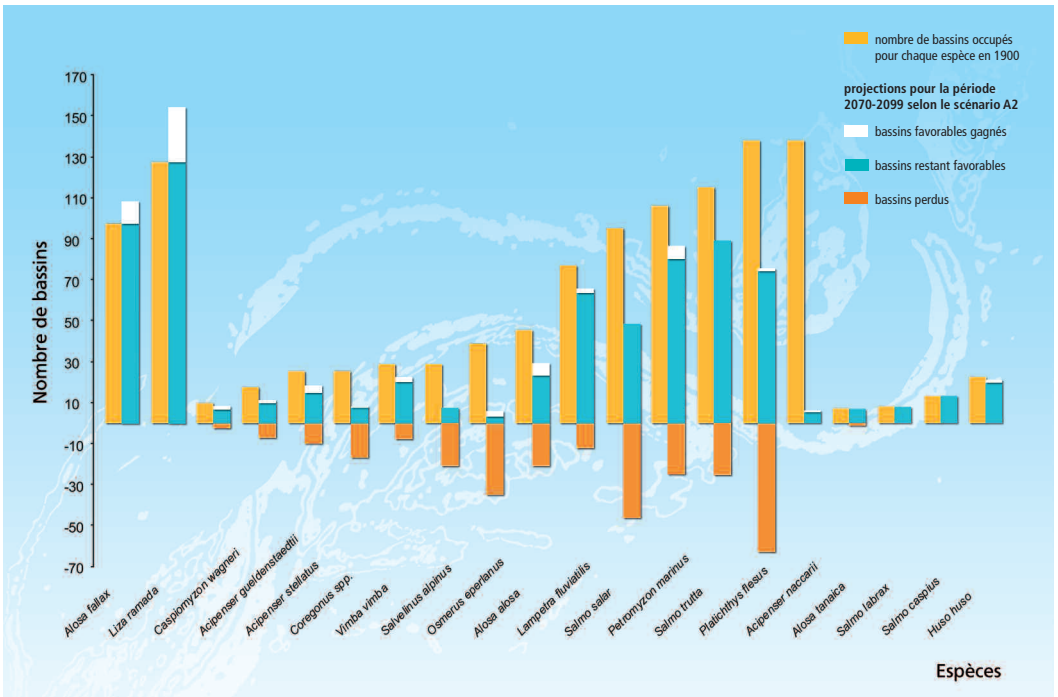


Effets potentiels du changement climatique sur les migrateurs amphihalins à l'échelle des bassins hydrographiques européens et français

Les projections réalisées pour poissons migrateurs amphihalins montrent des réponses contrastées selon les espèces. Lassalle *et al.* (2009ac) ont montré à l'échelle des bassins de l'Europe et de l'Afrique du Nord que parmi les vingt espèces étudiées, trois tendances se distinguent à long terme (2070-2099) suivant un scénario d'émissions de GES intermédiaire (scénario A2, Figure 45) :

- les espèces qui présentent une augmentation du nombre de bassins favorables (entre 10 à 30% - cas de l'anguille ou de l'alose feinte - *Alosa fallax*) ;
- celles qui présentent une perte de bassins favorables (entre 16 à 92 % - cas du saumon atlantique ou de l'omble chevalier) ;
- et enfin les espèces qui ne présentent que peu ou pas de changement de distribution (par exemple, lamproie Caspienne - *Caspiomyzon wagneri*).

Figure 45



Changements de distribution prédits pour chaque espèce diadrome[30] (présence/absence par bassin versant) à l'échelle de l'Europe et de l'Afrique du nord (Lassalle et al. *2009c).*

A l'échelle de la France, les études réalisées convergent avec les résultats obtenus à l'échelle européenne dans le cas du saumon atlantique ou de l'anguille (scénarios A1B, A2 ou B1, Buisson *et al.* 2008, Explore 2070 - MEDDE/Biotope 2013). En revanche, les simulations issues de modèles individu-centrés démo-génétiques[31] montrent qu'une variation forte des débits entre l'été et l'hiver pourrait devenir plus problématique pour le maintien des populations de saumon des petits fleuves côtiers français que l'augmentation de la température (Piou *et al.* 2010, Piou et Prévost 2013). D'après ces mêmes auteurs, une réduction des conditions de croissance marine serait potentiellement le facteur ayant l'effet le plus significatif sur le risque d'extinctions locales (Piou *et al.* 2010, Piou et Prévost 2013). Ceci est également cohérent avec une étude réalisée par Friedland (1998).

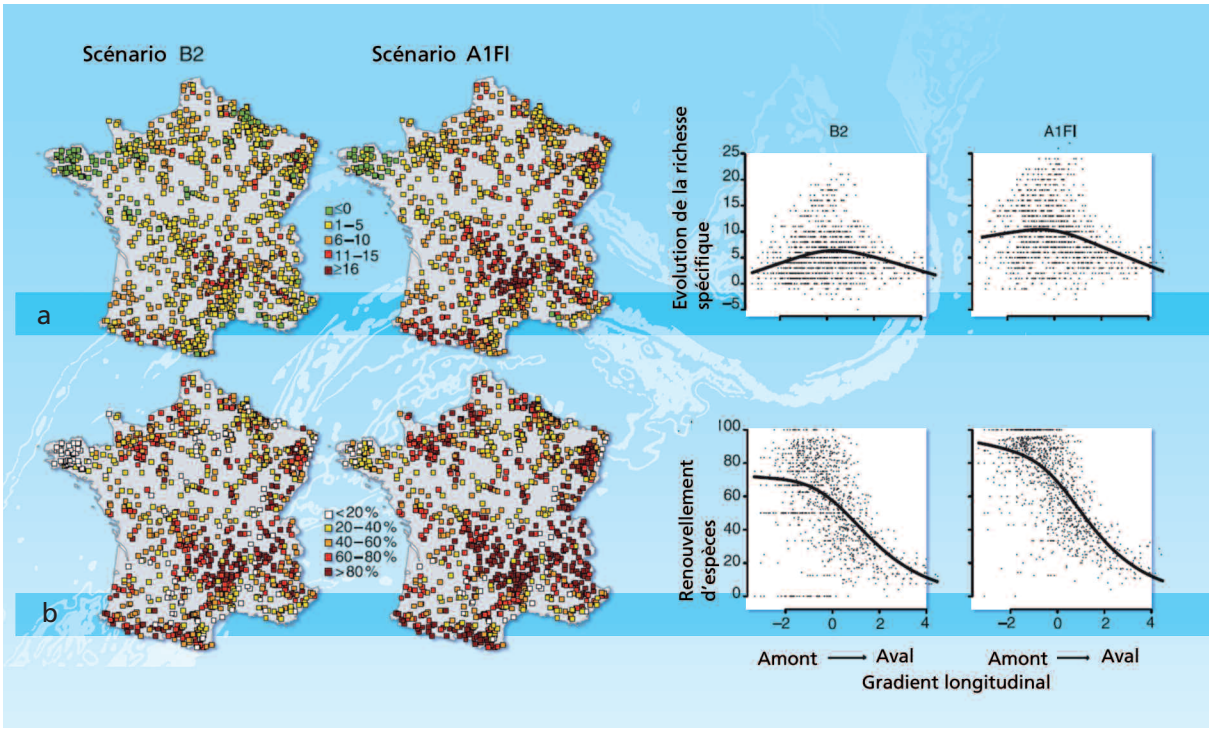
30- Un poisson diadrome est un poisson vivant alternativement en eau de mer et en eau douce.
31- Les paramètres clefs du potentiel évolutif et du maintien des populations sont 1) la démographie à travers la production de descendants en nombre suffisant et 2) la conservation d'une diversité génétique élevée, gage de capacité adaptative. Les modèles démo-génétiques s'intéressent à ces deux aspects et à leur interaction avec la stochasticité environnementale et démographique induite par exemple par le réchauffement climatique.

Effets potentiels du changement climatique à l'échelle des communautés

L'étude de la réponse potentielle des communautés au changement climatique se base sur la compilation des réponses de chaque espèce et non sur une approche directe à l'échelle de la communauté. En effet, chaque espèce présente des particularités écologiques propres qui lui donnent une singularité dans sa réponse face au changement climatique, aussi bien en termes de tendance (positive ou négative) que vis-à-vis de l'importance de ces changements. En ce sens, il semble pertinent d'étudier l'impact du changement climatique sur les communautés en modélisant dans un premier temps les impacts au niveau spécifique puis en compilant l'ensemble des réponses des espèces pour évaluer l'impact au niveau des communautés. Néanmoins, soulignons que cette approche a le désavantage de ne pouvoir prendre en compte ni les interactions biotiques ni la capacité des milieux à accueillir de nouvelles espèces non considérées dans la modélisation au niveau de l'espèce. Par ailleurs, toutes les espèces présentes sur le territoire national ne sont pas prises en compte. La vision des communautés n'est donc que parcellaire.

Les modélisations réalisées concordent sur le fait que la richesse spécifique des poissons de rivière française pourrait globalement augmenter sur l'ensemble des cours d'eau français (Buisson *et al.* 2008, Buisson et Grenouillet 2009). Cette augmentation s'expliquerait par le fait que les habitats rendus favorables par les modifications du climat devraient être rapidement colonisés par un grand nombre d'espèces provenant des parties aval des réseaux hydrographiques. Ainsi, d'après Buisson (2009), les zones amont ou intermédiaires devraient voir leur richesse spécifique augmenter plus fortement que les parties aval pour lesquelles la richesse devrait se maintenir à un niveau à peu près constant (Figure 46). Ces résultats sont corroborés par un certain nombre de suivis réalisés au cours des dernières décennies pour les poissons marins (par exemple Hiddink et ter Hofstede 2008) et d'eau douce (par exemple Daufresne et Boët 2007). Les changements d'occurrence des espèces de poisson auront probablement pour conséquence une homogénéisation des communautés le long du cours d'eau (Buisson et Grenouillet 2009, Tisseuil *et al.* 2012b). Enfin, les variations de diversité entre communautés (beta-diversité) évolueront également, sous–tendues par deux mécanismes distincts : en aval et en amont, elles seraient principalement liées à une modification de la richesse spécifique au sein même des communautés (colonisation ou extinction) alors qu'en situation intermédiaire, le mécanisme principal serait lié à un renouvellement d'espèces (c.-a.-d., nouvelles espèces issues de communautés adjacentes remplaçant des espèces éteintes localement, Figure 46) (Tisseuil *et al.* 2012b).

Figure 46



Evolution projetée de la richesse spécifique des communautés de poissons (a) et de la composition taxonomique (b) selon les scénarios B2 et A1FI. Ces modifications sont présentées spatialement (gauche) ainsi que le long du gradient amont-aval (droite) (Buisson et Grenouillet 2009).



Conclusions et perspectives

Ces dernières années, de nombreux outils ont vu le jour dans l'objectif d'évaluer l'impact du changement climatique sur les organismes vivants. Parmi ceux-ci les modèles statistiques de distribution occupent une place importante car ils sont relativement simples et permettent de projeter dans le futur l'évolution potentielle des habitats d'une espèce donnée, et ce en réponse à différents scénarios d'évolution climatique. Certains processus écologiques n'étant pas pris en compte dans ces modèles, d'autres outils ont été développés en parallèle (modèles mécanistes). Plus puissants, ils nécessitent néanmoins beaucoup de connaissances sur la biologie des espèces. Leur application à un grand nombre d'espèces reste donc encore limitée.

Bien que de nombreuses d'hypothèses sous-jacentes limitent la transposition des résultats à une échelle locale, les projections issues des modèles de distribution donnent des tendances permettant d'évaluer d'une part la vulnérabilité de chaque espèce et d'autre part l'évolution de la richesse et de la composition des communautés le long du gradient amont – aval.

De manière générale, l'ensemble des modèles annonce un glissement des aires de répartition des espèces d'eau froide vers les zones amont. L'aire de répartition des espèces inféodées aux têtes de bassin se réduirait à des zones refuges en altitude, avec un risque d'extinction accru dans certains bassins de plus faible altitude (piedmont, plaine). A l'inverse, les espèces situées dans les zones intermédiaires ou aval telles que les cyprinidés ou les centrarchidés seraient favorisées. A l'échelle des communautés, une augmentation de la richesse spécifique est attendue sur l'ensemble du cours d'eau accompagnée d'une homogénéisation des communautés. En d'autres termes, elles seraient probablement plus riches mais se ressembleraient d'avantage, d'où une perte de diversité. Il est néanmoins important de noter que les espèces rares ne sont pas prises en compte, faute de données suffisantes.

La vulnérabilité des espèces au changement climatique dépend des exigences écologiques de chacune , alors que certaines ne sont actuellement pas prises en compte dans les modèles pour les poissons d'eau douce en France métropolitaine (capacité de dispersion, pressions anthropiques, processus d'adaptatifs et évolutifs, etc.). Une approche quantitative accompagnée d'une analyse critique des résultats à dire d'experts apparaît aujourd'hui être une solution pour préciser les cartes de distribution potentielle de chaque espèce sous forçage climatique.

Dans l'avenir, l'élaboration de modèles hybrides alliant modèles statistiques et modèles mécanistes devrait permettre d'affiner les projections issues des modèles de distribution sous réserve de données disponibles.

Figure 47



© N. Poulet - Onema

Les chabots, ces petites espèces benthiques inféodées aux cours d'eau froids, devraient être affectés par le changement climatique.

Le développement de ces modèles doit s'accompagner d'une poursuite de tous les travaux de recherche déjà engagés sur la compréhension des relations pressions/impacts qui interviennent dans la définition des mesures d'adaptation (modifications des régimes thermiques et hydrologiques, dynamique sédimentaire, invasions biologiques...). La capitalisation de longues séries temporelles à la fois biologiques et environnementales (débits, température de l'eau, etc.) est également essentielle. Par ailleurs, il apparait que les connaissances sur l'écologie des espèces – même les plus communes – sont bien trop parcellaires pour permettre la réalisation de modèles mécanistes : combler ces lacunes doit être une priorité.

Enfin, trop peu d'études s'intéressent à des horizons temporels de quelques décennies qui constituent pourtant une cible intermédiaire très importante pour la gestion. Beaucoup de travaux restent donc à réaliser dans ce sens.



Ce chapitre a été rédigé par
Florence Baptist (Biotope)
Quentin Molina (Biotope)
Olivier Perceval (Onema)
Céline Lacour (Onema)
Bénédicte Augeard (Onema)
Thomas Pelte (Agence de l'eau RMC)
Nirmala Séon-Massin (ONCFS)
Nicolas Poulet (Onema)

Avec la contribution de
Philippe Baran (Onema)
Daniel Gerdeaux (Inra)
Etienne Prévost (Inra)
Eric Rochard (Irstea)





4

Agir pour réduire la vulnérabilité des peuplements de poissons



88 Introduction

89 Les stratégies d'adaptation

92 L'adaptation en France métropolitaine dans le domaine de l'eau : une démarche bien amorcée

113 Conclusions et perspectives

Introduction

Les précédents chapitres ont permis de mettre en exergue un certain nombre d'enjeux en lien avec le changement climatique. En France, les températures de l'air et de l'eau ont augmenté d'environ 1°C au cours du XX^{e} siècle. L'hydrologie de surface ou souterraine a également été affectée mais les tendances sont moins claires du fait des difficultés rencontrées pour dissocier les effets liés au changement climatique de ceux associés aux activités humaines locales. A l'horizon des trente prochaines années, le réchauffement devrait être compris entre 1,5°C et 3°C et ce quel que soit le scénario d'émission de gaz à effet de serre (GES) considéré. Du fait d'une augmentation de l'évapotranspiration, les débits moyens mensuels tout comme le taux de recharge des nappes devraient diminuer et les étiages être renforcés sur de vastes portions du territoire métropolitain.

Les conséquences de ces modifications climatiques et hydrologiques sur les espèces dulçaquicoles sont nombreuses. Des effets au niveau de la reproduction, de la croissance et des rythmes saisonniers de certaines espèces de poissons ont par exemple été observés. Certaines espèces se sont déplacées le long du cours d'eau en étendant leur limite amont lorsque le déplacement n'était pas contraint pas d'autres facteurs comme les obstacles à la migration. Dans les décennies à venir, l'ensemble des modèles annoncent un glissement des aires de répartition des espèces d'eau froide vers les zones amont. Dans ce contexte, les espèces situées dans les zones intermédiaires ou aval telles que les cyprinidés ou les centrarchidés devraient être favorisées alors que d'autres circonscrites au domaine amont seraient particulièrement menacées. Les pressions anthropiques (barrages, retenues, artificialisation des berges, prélèvements pour divers usages, rejets d'eau usée, etc.) accentueront ces effets conduisant très probablement à une accélération des changements écologiques au sein des milieux dulçaquicoles.

Les conséquences probables du changement climatique ont donné lieu à une prise de conscience des politiques qui s'est traduite par l'élaboration de différents plans d'adaptation à l'échelle mondiale, nationale ou bien locale. La présentation de ces stratégies et des actions qui y sont associées font l'objet du présent chapitre. La première section expose les différentes formes de stratégie d'adaptation, leur cadre conceptuel et les étapes qui permettent leur construction. La deuxième section présente les initiatives françaises dans le cadre de l'adaptation au changement climatique et propose quelques actions pouvant réduire efficacement la vulnérabilité des espèces de poissons en France.



Les stratégies d'adaptation

Eléments de définition

Le quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC 2007) définit l'adaptation comme « l'ajustement des systèmes naturels ou humains en réponse à des stimuli climatiques présents ou futurs, afin d'atténuer les effets néfastes ou d'exploiter des opportunités bénéfiques ». Elle est complémentaire à l'atténuation qui a pour objectif de limiter l'accroissement des concentrations de GES dans l'atmosphère (encadré 14).

Encadré 14

Adaptation ou atténuation ?

A la différence de l'adaptation, les stratégies d'atténuation visent à limiter l'accroissement des concentrations de GES dans l'atmosphère (GIEC 2007).
Atténuation et adaptation sont complémentaires : l'atténuation vise à éviter ce à quoi on ne saura pas s'adapter, et l'adaptation à atténuer ce qu'on ne pourra pas éviter. En effet, sans une réduction des émissions de GES, la mise en place de stratégies d'adaptation efficaces sera plus complexe et incertaine. Dans cette perspective, la Convention cadre des nations unies sur le changement climatique (CCNUCC) a souligné la nécessité de trouver une synergie dans les ressources à consacrer respectivement à l'atténuation et à l'adaptation, car c'est le niveau d'effort porté sur ces deux composantes qui déterminera le degré de risque lié aux impacts du changement climatique. A noter toutefois que certaines mesures d'atténuation, comme la promotion de certaines sources d'énergie (centrales nucléaires, hydroélectricité, agrocarburants) peuvent être antagonistes avec certaines mesures d'adaptation (thermie de l'eau, continuité écologique).

En d'autres termes, il s'agit du développement d'une série de mesures dans l'objectif d'anticiper et réduire la vulnérabilité[32] des systèmes à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette vulnérabilité est fonction de la nature, de l'importance et de la fréquence des variations climatiques auxquelles un système se trouve exposé, de sa sensibilité et de sa capacité d'adaptation.
Différents types d'adaptation ont été définis par le GIEC (2007) :

- l'adaptation anticipative (ou proactive) : adaptation qui a lieu avant que les effets des changements climatiques ne soient observables ;
- l'adaptation autonome (ou spontanée) : adaptation qui ne constitue pas une réaction réfléchie aux stimuli climatiques, mais qui résulte de changements écologiques des systèmes naturels et/ou d'une évolution des conditions socio-économiques propres aux systèmes anthropiques ;

32- Les notions de vulnérabilité sont centrales dans le concept d'adaptation. Selon le GIEC (2007), la vulnérabilité correspond au « degré par lequel un système risque d'être affecté négativement par les effets des changements climatiques sans pouvoir y faire face, y compris la variabilité climatique et les phénomènes extrêmes ». La vulnérabilité résulte de la combinaison de trois facteurs qui sont (1) l'exposition du système aux impacts et aléas climatiques (nature et ampleur des perturbations climatiques), (2) sa sensibilité (dommages potentiels) et (3) sa capacité d'adaptation (capacité d'ajustement du système pour faire face aux conséquences des perturbations). La vulnérabilité d'un milieu ou d'une espèce est d'autant plus forte que sa sensibilité et son exposition sont élevées et que sa capacité d'adaptation est faible.

■ l'adaptation prévue ou planifiée : adaptation qui résulte de décisions stratégiques délibérées, fondées sur une perception claire des conditions qui ont changé, ou qui sont sur le point de changer, et sur les mesures qu'il convient de prendre pour revenir, s'en tenir ou parvenir à la situation souhaitée ;
■ l'adaptation réactive : adaptation qui a lieu après que les effets des changements climatiques ont été observés.
Récemment, ont vu le jour d'autres formes d'adaptation comme par exemple « l'adaptation basée sur les écosystèmes » (voir encadré 15).

Encadré 15

L'adaptation basée sur les écosystèmes (EbA)

L'adaptation fondée sur les écosystèmes fait appel à la gestion durable, à la conservation et à la restauration des écosystèmes pour fournir des services permettant aux populations de s'adapter aux effets négatifs des changements climatiques. Elle vise à maintenir et à accroître la résilience, tout en réduisant la vulnérabilité des écosystèmes et des communautés humaines aux effets négatifs du changement climatique. L'EbA est un moyen d'adaptation qui peut avoir des effets bénéfiques sur les plans social, économique et culturel, contribuer à la conservation de la biodiversité, et renforcer les connaissances traditionnelles des populations autochtones et des communautés locales.

L'intérêt d'une telle typologie est de montrer la diversité des mesures et la complémentarité à rechercher, notamment, entre des mesures proactives menées par l'action publique et la capacité des gestionnaires à s'adapter de façon réactive. La compréhension des différents types d'adaptation est également essentielle dans une perspective d'évaluation des coûts et de définition de plans d'actions (Basilico *et al.* 2010). En effet, certaines mesures dites « réversibles » permettent de changer de stratégie ou recalibrer l'adaptation, d'autres dites « irréversibles » s'appliquent sur un plus long terme et ne permettent pas de remplacement ou recalibrage (risque de mal-adaptation[33]).

■ Elaboration d'une stratégie d'adaptation : les différentes étapes

Il n'existe pas de procédure imposée dans l'élaboration des stratégies et mesures d'adaptation. Cependant, les instances communautaires tentent d'orienter les états membres afin de mettre en place des programmes cohérents et viables à l'échelle européenne.

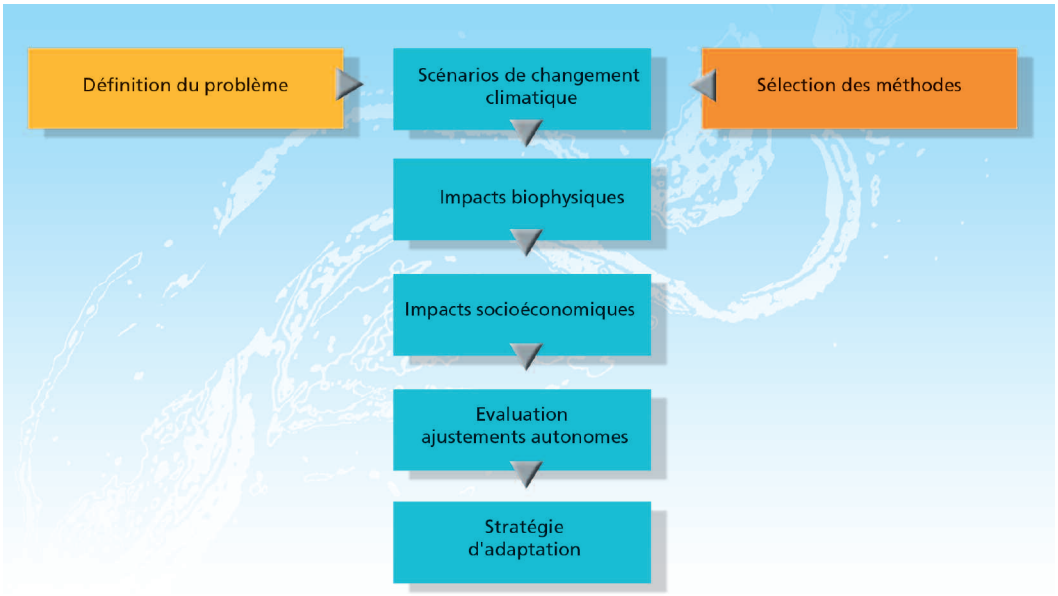
La littérature identifie deux techniques d'approches dans l'élaboration des stratégies et mesures d'adaptation : l'approche descendante « *top-down* » et l'approche ascendante « *bottom-up* » (Carter *et al.* 1994).

L'approche « *top-down* » utilise le développement de modèles climatiques à partir de scénarios socioéconomiques projetés pour estimer les impacts sur les territoires, les milieux, les espèces et les vulnérabilités qui en découlent (la vulnérabilité étant ici conçue comme un « point d'arrivée » de l'analyse) (Figure 48).

En prenant en compte les expériences passées et l'état de la capacité d'adaptation selon différents indicateurs (ressources économiques, infrastructures, technologie…), l'approche *bottom-up* estime la vulnérabilité des territoires, des milieux, des espèces à partir de leur capacité adaptative. Aujourd'hui, les évaluations sont devenues de plus en plus complexes mélangeant souvent les deux méthodes pour les prises de décision (Dessai *et al.* 2004, Kates et Wilbanks 2003, McKenzie Hedger *et al.* 2006). On peut même parler de cas par cas pour les hydrosystèmes tant ils sont sensibles et vulnérables au changement climatique.

33- La mal-adaptation est un changement dans les systèmes naturels ou humains qui conduit à augmenter la vulnérabilité au lieu de la réduire (GIEC 2007).

Figure 48



Approche « Top-Down » guidée par les scénarios de changement climatique avec une orientation sectorielle (Carter et al. *1994).*

La gestion de l'incertitude

Dans le domaine de l'adaptation au changement climatique, trois types d'incertitudes s'additionnent :

- celles sur l'évolution future du climat – les impacts attendus du changement climatique étant incomparables selon qu'on se situe dans un scénario de hausse moyenne de +2°C ou de +4°C ;
- celles sur les conséquences possibles d'un scénario climatique donné au plan local ;
- et celles sur l'évolution des capacités d'adaptation de nos sociétés dans le futur.

Ces différents niveaux d'incertitude interagissent les uns avec les autres rendant la situation encore plus incertaine (Mearns 2010). En effet, le déroulement même du changement climatique aura un effet sur les capacités d'adaptation et sur la nature des mesures d'atténuation qui seront prises. En retour, ces dernières influeront à nouveau sur le déroulement du changement climatique. Face à ces incertitudes, l'ensemble des mesures conçues pour s'adapter aux effets du changement climatique peuvent conduire à des résultats non conformes aux attentes et donc à une situation de mal-adaptation. Ce phénomène peut, par exemple, survenir après une erreur de calibrage, c'est-à-dire une mauvaise calibration des mesures d'adaptation consécutive à une mauvaise anticipation de la nature ou de l'ampleur des changements futurs ou d'une réponse inadéquate à cette anticipation. Elle peut aussi survenir lorsqu'une mesure d'adaptation a abouti à un transfert de vulnérabilité d'un système à un autre - ce qui souligne l'importance d'approches intégrées - ou d'une période à une autre (une mesure peut être positive sur une période et négative ensuite, ou inversement).

Trois types d'outils ont ainsi été proposés par l'Ademe (Hernandez *et al.* 2012) pour intégrer ces différents niveaux d'incertitude dans la prise de décision :

- la gestion adaptative : elle permet de concevoir et de gérer l'adaptation comme un processus souple, ouvert et itératif, permettant d'intégrer les avancées en matière de changement climatique. Il s'agit par exemple de promouvoir une planification de long terme adossée à un processus de révision et d'amélioration continues des stratégies d'adaptation alimenté par des dispositifs pérennes d'observation et d'amélioration des connaissances sur le climat et l'hydrologie. Dans le cadre de ce type de dispositif, la difficulté consiste à éviter les effets de rupture (seuil) pouvant engendrer un phénomène de mal-adaptation ;
- les mesures sans regret : elles procurent des bénéfices pour des enjeux autres que l'adaptation, facilitant la prise de décision en contexte d'incertitude. En d'autres termes, ce sont des mesures qui réduisent les vulnérabilités et génèrent des bénéfices environnementaux et sociaux quelle que soit l'évolution du climat. Cela peut par exemple supposer d'investir dans des infrastructures à la durée de vie moins longue (construction de plusieurs barrages colinéaires à faible coût plutôt qu'un ouvrage de très grande taille) ;
- l'analyse des différentes options d'adaptation : elle permet de choisir les actions les plus pertinentes à partir de la prise en compte des différents scénarios climatiques.



L'adaptation en France métropolitaine dans le domaine de l'eau : une démarche bien amorcée

Quel que soit le domaine, l'adaptation au changement climatique se construit en plusieurs étapes. La réalisation de projets d'études et de recherche ou la constitution de groupes d'experts de différentes disciplines constituent la première étape et permettent dans le cas spécifique des poissons d'eau douce d'évaluer leur vulnérabilité ou celles de leur milieu. A l'issue de ces travaux, la production de documents synthétiques et/ou d'indicateurs de vulnérabilité permet d'alimenter le débat politique, l'élaboration et la mise en œuvre des textes réglementaires et la construction de plans d'adaptation applicables à l'échelle nationale puis déclinés et adaptés à des échelles infra. En parallèle, le transfert des résultats obtenus à destination des gestionnaires alimente les plans de gestion ainsi que les fiches action qui les déclinent. La faisabilité et l'efficacité des actions proposées peuvent ainsi être évaluées et adaptées au contexte local.

La définition des enjeux à travers la réalisation de projets de recherche

Ces dernières années, un certain nombre de projets financés par différentes instances (ministère en charge de l'écologie, avec notamment le programme de recherche « gestion et impacts du changement climatique », agence nationale pour la recherche, Onema, agences de l'eau, etc. (Basilico *et al.* 2009)) ont été menés dans l'objectif d'évaluer l'impact du changement climatique sur les ressources en eau et les écosystèmes associés. L'obtention de ces résultats apporte des éléments dans l'objectif de formuler et mettre en œuvre de mesures d'adaptation cohérentes à une échelle locale ou nationale. Quelques-uns de ces projets sont présentés ci-dessous. Seules deux études se sont intéressées aux milieux et espèces des écosystèmes dulçaquicoles (projet Explore 2070 et projet AMICE, encadré 16). Les autres se sont principalement focalisées sur la gestion de l'eau dans un contexte de raréfaction de la ressource (Encadré 16).

D'autres initiatives ont également été menées ces dernières années. Signalons par exemple le rapport du groupe de travail interministériel sur l'évaluation des impacts du changement climatique, du coût des dommages et des mesures d'adaptation en France, en septembre 2009. Cette réflexion, mise en place au mois de mars 2007 et piloté par le MEDDE et l'Onerc, a associé différents départements ministériels (agriculture, santé, tourisme...) et de nombreux experts afin d'évaluer le coût des impacts du changement climatique ainsi que les mesures pertinentes d'adaptation. Le travail a été organisé selon neuf thématiques : agriculture-forêt, santé, tourisme, biodiversité, eau, risques, infrastructures de transport et bâti, énergie et enfin territoires.

Présentation de quelques projets de recherche dans le domaine de l'eau et du changement climatique

Le projet Explore 2070

Le projet Explore 2070, qui s'est déroulé de juin 2010 à octobre 2012, avait pour objectif :

- d'évaluer les impacts du changement climatique sur les milieux aquatiques et la ressource en eau à échéance 2070, pour anticiper les principaux défis à relever et hiérarchiser les risques encourus ;
- d'élaborer et d'évaluer des stratégies d'adaptation dans le domaine de l'eau en déterminant les mesures les plus appropriées pour répondre aux défis identifiés tout en minimisant les risques encourus.

Le projet a été porté par le ministère en charge du développement durable (direction de l'eau et de la biodiversité, direction générale de la prévention des risques, direction générale de l'énergie et du climat, commissariat général au développement durable) avec la participation de l'Onema, du Cetmef, des agences de l'eau, des Dreal de bassin. Rassemblant une centaine d'experts venant d'établissements de recherche et de bureaux d'études spécialisés, ce projet a abouti à la construction d'un modèle « confrontation offre-demande en eau » permettant d'évaluer la vulnérabilité de l'ensemble des bassins versants en France au regard des évolutions socio-économiques et du changement climatique tenant compte des risques de non satisfaction des demandes en eau des quatre principaux usages anthropiques (approvisionnement en eau potable, agriculture, industrie, énergie) mais aussi de la demande environnementale. Dans le cas spécifique des milieux dulçaquicoles, ce projet a permis l'élaboration d'indicateurs de vulnérabilité pour 38 espèces de poissons d'eau douce (Encadrés 12 et 13 dans le chapitre 3). L'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce projet sont mis à disposition à l'adresse suivante : http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-des-strategies-d.html

Le projet AMICE

Financé dans le cadre du programme européen INTERREG IV B ENO (2009-2013), le projet AMICE visait à établir une stratégie concertée pour l'adaptation aux impacts des évolutions du climat sur les régimes d'inondation et de sécheresse au sein du bassin de la Meuse. Impliquant 17 organisations partenaires d'Allemagne, Belgique, France et Pays-Bas, ce projet s'est articulé autour de différents groupes de travail dont les objectifs étaient :

- l'amélioration de la connaissance des impacts du changement climatique sur le bassin de la Meuse (incluant les milieux naturels et espèces) ;
- la création d'un réseau d'aménagements diffus pour l'amortissement des pics de débits ;
- la prise en compte des possibles débits futurs dans la gestion des grands aménagements existants ;
- l'amélioration de la gestion de crise inondation ;
- la diffusion des résultats et communication.

Comme dans le cas du projet Explore 2070, le projet AMICE a abouti à la proposition d'un indicateur de vulnérabilité pour un certain nombre d'espèces de poissons présentes au sein de la vallée alluviale de la Meuse.

Les résultats de ce projet sont disponibles à l'adresse suivante : http://www.amice-project.eu/fr/index.php

R²D²2050 - Risque, ressource en eau et gestion durable de la Durance en 2050

Le projet R2D22050, mené dans le cadre du programme Gestion et impacts du changement climatique (GICC 2010-2013), avait pour objectif d'élaborer une vision prospective de la gestion de l'eau à l'échelle d'un territoire complexe et fortement anthropisé : le bassin de la Durance (13 000 km²). Le fonctionnement actuel de l'hydrosystème a été étudié (aspects quantitatifs et biologiques) puis sa dynamique a été évaluée sur la base de scénarios climatiques socio-économiques territoriaux en étroite relation avec

les acteurs de terrain impliqués dans la gestion de l'eau. Les principaux déterminants (entrées et sorties des représentations mises en œuvre) ont été appréhendés, décrits et modélisés à différentes échelles emboîtées, depuis l'échelle européenne jusqu'aux entités de gestion de ce bassin. En outre au travers d'une plate-forme de modélisation intégrée des régimes influencés (tenant compte des éléments de gestion), transverse aux actions thématiques et qui servira dans les exercices de prospective usage/ressource, ce projet a permis l'élaboration d'une vision dynamique et quantifiée de différents scénarios de gestion établis en concertation avec les acteurs.
Plus d'information disponible à cette adresse :
http://onerc.developpement-durable.gouv.fr/fr/projet/r2d22050-risque-ressource-en-eau-et-gestion-durable-de-la-durance-en-2050

REMedHE - Identification et impacts du changement climatique sur la gestion intégrée des ressources en eau en Méditerranée : évaluation comparative Hérault-Ebre

Le projet REMedHE, mené dans le cadre du programme GICC 2012-2015, vise à appréhender les interrelations complexes entre forçages climatiques, pressions humaines et écoulements à des échelles opérationnelles sur deux bassins versants méditerranéens : le bassin de l'Hérault (2 500 km²) dans le sud de la France et le bassin de l'Ebre (85 000 km²) en Espagne. Dans cet objectif, il s'agit de développer, pour chaque bassin versant, une chaîne de modélisation intégrée « ressources-usages » de l'eau de manière à :

- représenter le fonctionnement de ces hydrosystèmes et leur évolution sur les 50 dernières années ;
- proposer des scénarios hydrologiques sous contrainte de changement climatique et d'évolution des usages de l'eau à court (2025) et moyen (2050) termes ;
- évaluer le niveau d'adéquation entre la disponibilité de la ressource et les demandes futures ;
- tester des stratégies d'adaptation/atténuation à travers une co-construction de scénarios avec les gestionnaires de bassin.

Cette méthode devrait permettre de comparer l'état de vulnérabilité actuel et futur des ressources en eau en fonction des besoins.
Plus d'information disponible à cette adresse : http://www.gip-ecofor.org/gicc/?q=node/535

HYCCARE Bourgogne-hydrologie, changement climatique, adaptation, ressource en eau en Bourgogne

Dans l'objectif de préparer la décision publique vis-à-vis de la mise en œuvre des mesures d'adaptation au changement climatique, le projet HYCCARE, mené dans le cadre du programme GICC 2012-2015, a pour objectif de mieux caractériser localement les impacts du changement climatique et de développer des synergies entre chercheurs et acteurs du territoire.
Ce projet s'articule autour de deux axes :

- l'un sur la construction de connaissances relatives aux impacts du changement climatique sur la ressource en eau d'une dizaine de bassins versants et sur les vulnérabilités qui en découlent. Les résultats attendus sont une meilleure connaissance des évolutions probables de l'aléa climatique, et une estimation de la sensibilité des bassins versants au travers de l'évolution de la capacité de la ressource à se régénérer. L'échelle spatio-temporelle fine de ces résultats contribuera à rendre lisible le risque pour les acteurs du territoire ;
- l'autre, sur le jeu des acteurs qui se construit autour des modes d'adaptation et de gestion de la ressource. L'analyse des dynamiques collectives autour des vulnérabilités et des pistes d'adaptation permettra de discerner où sont les leviers pour qu'émerge une politique publique autour des questions du changement climatique et de ses impacts.

Plus d'information à l'adresse suivante : http://www.gip-ecofor.org/gicc/?q=node/534





■ Le plan national d'adaptation pour le changement climatique (PNACC)

Sous l'impulsion du ministère en charge de l'écologie, les premières démarches d'adaptation en France ont vu le jour à la fin des années 1990 aboutissant à la création en 2001 d'un observatoire national sur les effets du réchauffement climatique en France métropolitaine et dans les départements d'outre-mer (Onerc) en lien direct avec le GIEC. L'Onerc, rattaché depuis 2008 à la direction générale de l'énergie et du climat (DGEC), vise à disséminer les informations liées au réchauffement climatique, formuler des recommandations sur les mesures de prévention et d'adaptation et contribuer au dialogue sur les changements climatiques avec les pays en développement.

En parallèle et suite aux travaux du plan climat en 2004 et à l'élaboration de la stratégie nationale d'adaptation au changement climatique en 2006, la France a définitivement adopté un plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) le 20 juillet 2011 (Encadrés 17 et 18 sur les mesures d'atténuation). En incorporant l'adaptation au sein de l'ensemble des politiques publiques, c'est d'après l'Onerc, le premier plan de cette ampleur publié au sein de l'Union européenne.

Ce plan national a abouti à la production de plus de 80 actions détaillées, déclinées en 230 mesures. Vingt domaines ont été abordés dont ceux de l'eau et de la biodiversité. Quelques exemples sont présentés ci-dessous.

Les mesures phare de la fiche eau :

■ améliorer notre connaissance des impacts du changement climatique sur les ressources en eau et des impacts de différents scénarios possibles d'adaptation ;
■ se doter d'outils efficaces de suivi des phénomènes de déséquilibre structurel, de rareté de la ressource et de sécheresse dans un contexte de changement climatique ;
■ développer les économies d'eau et assurer une meilleure efficience de l'utilisation de l'eau - Réduire de 20 % les quantités d'eau prélevées, hors stockage d'eau d'hiver, d'ici 2020 ;
■ accompagner le développement d'activités et une occupation des sols compatibles avec les ressources en eau disponibles localement ;
■ renforcer l'intégration des enjeux du changement climatique dans la planification et la gestion de l'eau, en particulier dans les prochains programmes d'intervention des agences de l'eau (2013-2018) et les prochains schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE 2016-2021).

Les mesures phare de la fiche biodiversité :

■ intégrer les enjeux de biodiversité liés à l'adaptation au changement climatique dans la recherche et l'expérimentation ;
■ renforcer les outils de suivi existants pour prendre en compte les effets du changement climatique sur la biodiversité ;
■ promouvoir une gestion intégrée des territoires prenant en compte les effets du changement climatique sur la biodiversité ;
■ intégrer l'adaptation au changement climatique dans les stratégies et les plans mis en œuvre par l'État pour préserver la biodiversité.

Deux ans après la mise en œuvre de ce plan, peu de mesures peuvent être considérées comme achevées, en revanche la plupart sont engagées (81% des mesures et 96% des actions). A noter que certains bassins ont entrepris une déclinaison territoriale du PNACC dans l'objectif d'assurer une première mise en œuvre des mesures d'adaptation. C'est par exemple le cas du bassin Rhône - Méditerranée qui a adopté en 2013 le plan de bassin d'adaptation au changement climatique dans le domaine de l'eau. Il établit un diagnostic de vulnérabilité à l'échelle du bassin par une approche indicielle exprimée sous forme de cartes, pour cinq enjeux ; disponibilité en eau, bilan hydrique des sols, biodiversité, niveau trophique des eaux et enneigement. Ce plan de bassin propose une stratégie d'adaptation et un panel de mesures pour réduire la vulnérabilité. Il est téléchargeable à l'adresse suivante : www.eaurmc.fr/climat

Encadré 17

Le schéma régional climat-air-énergie (SRCAE)

En parallèle à l'élaboration du plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC), la loi Grenelle 2 du 12 juillet 2010 a abouti à la création du schéma régional climat-air-énergie (SRCAE), co-piloté par le préfet de région et le président du conseil régional.
Ce schéma définit des objectifs régionaux aux horizons 2020-2050 en matière de réduction des gaz à effet de serre, de maîtrise de la demande énergétique, de développement des énergies renouvelables, de lutte contre la pollution atmosphérique (stratégie d'atténuation) et d'adaptation au changement climatique.
En pratique, ce dispositif promeut principalement des mesures d'atténuation qui présentent un intérêt pour la biodiversité uniquement sur le long terme.

Encadré 18

Le plan climat-énergie territorial (le PCET)

Le Plan climat-énergie territorial (PCET) est un document de planification institué par le plan climat national et repris par les lois Grenelle 1 et 2. Obligatoire pour les communes de plus de 50 000 habitants, il vise à assister les collectivités locales et à inclure les considérations énergétiques dans les politiques publiques de ces institutions. Il a aussi comme objectif de limiter les émissions de GES, et de mettre en place au niveau local une stratégie d'adaptation aux effets du changement climatique.
Le PCET comporte généralement :
- un état des lieux (bilan carbone, empreinte énergétique, cadastre des émissions de GES (diffuses, mobiles ou ponctuelles) ;
- un travail de prospective (tendances lourdes, phénomènes émergents) ;
- des objectifs quantifiés dans le temps, basés *a minima* sur les objectifs nationaux et européens (facteur 4 en 2050, « 3 x 20 » pour 2020) ;
- un volet atténuation et un volet adaptation ;
- des indicateurs (généralement d'état, pression et réponse) de suivi et d'évaluation à l'échelle du territoire considéré (national, régional, municipal, etc.).

A noter que le PCET doit être pris en compte par le schéma de cohérence territoriale (SCoT) et le plan local d'urbanisme (PLU) et doit être compatible avec le schéma régional climat-air-énergie (SRCAE) que les régions doivent élaborer avec le préfet (voir encadré 17). Il peut par ailleurs constituer le « volet climat » d'un Agenda 21 de collectivité ou d'un projet territorial de développement durable. Enfin, il peut, lorsque qu'il est élaboré par la région et que cette dernière le souhaite, être directement intégré dans le SRCAE.

■ L'intégration des enjeux liés au changement climatique dans les outils réglementaires européens et français de la gestion de l'eau

Bien que le GIEC ait alerté les politiques dès 1988 sur les conséquences possibles du changement climatique, sa prise en compte dans les textes réglementaires est relativement tardive (encadré 19).

Encadré 19

L'adaptation dans le monde : rappel historique

Historiquement, c'est le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) qui a répandu et popularisé la notion d'adaptation. Cet organisme a été créé en 1988 par l'organisation météorologique mondiale (OMM) et le programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE). Il a pour mission de rendre compte de l'état des connaissances scientifiques relatives à l'évolution du climat mondial, ses impacts, et les moyens de l'atténuer. Bien que les travaux du GIEC n'aient aucune portée réglementaire, leur influence sur les politiques publiques en matière de climat et de maîtrise des pollutions a été significative à travers le monde puisque de nombreux plans climat incluant des stratégies d'adaptation ont vu le jour à partir des années 1990.
Dans ce contexte et pour appuyer les travaux réalisés par le GIEC, l'Union européenne a publié le 29 juin 2007 un livre vert sur l'adaptation au changement climatique en Europe. Ce travail a été poursuivi en publiant un livre blanc le 1er avril 2009 dont l'objectif était de guider les états membres dans la mise en œuvre de leurs stratégies d'adaptation. Enfin, une consultation auprès des états membres au cours de l'année 2012 sur la base de ces deux études a conduit l'Europe à adopter, le 18 juin 2013, une stratégie globale pour ses états membres.
Une synthèse de l'ensemble des mesures mises en place par l'Union européenne dans le cadre de l'adaptation au changement climatique est disponible à l'adresse suivante :
http://climate-adapt.eea.europa.eu/web/guest

Ainsi, en 2000, le texte de la directive cadre sur l'eau (DCE) ne mentionnait toujours pas explicitement le changement climatique, ce dernier était encore considéré comme une pression secondaire par rapport aux problèmes de modifications hydromorphologiques ou de pollutions chimiques. Toutefois, en affichant l'objectif de préservation et de restauration de l'état des eaux[34], la DCE était considérée comme un des premiers leviers de réduction de vulnérabilité des espèces et des milieux au changement climatique.

Ce n'est que sept ans plus tard que le changement climatique est officiellement mentionné dans la documentation européenne comme par exemple :
- la directive 2007/60/CE relative à l'évaluation et la gestion des risques d'inondation qui indique la nécessité d'évaluer les risques d'inondations dans un contexte de changement climatique ;
- la communication de la commission au parlement européen et au conseil (COM(2007) 414 final) qui souligne la nécessité de « s'attaquer aux conséquences du changement climatique et en particulier à la rareté de la ressource en eau et aux sécheresses ».

En France, bien que les milieux naturels soient considérés dès 1976 (avec la loi relative à la protection de la nature puis la loi relative à la pêche en eau douce et à la gestion des ressources piscicoles du 29 juin 1984), la prise en compte des impacts du changement climatique et la notion d'adaptation n'apparaissent qu'avec la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006. Cette loi transpose la DCE dans le droit français et s'applique à travers deux outils de la gestion des eaux par bassin : les SDAGE[35] et les SAGE[36]. Les avancées conceptuelles majeures sont :
- la reconnaissance du droit à l'eau pour tous ;
- la prise en compte de l'adaptation au changement climatique dans la gestion des ressources en eau.





34- La mise en œuvre de la DCE passe par des plans de gestion qui sont, pour la France, les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) déjà introduits par la loi sur l'eau de 1992.
35- SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux.
36- SAGE : schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

Néamoins, à l'heure actuelle, aucun outil réglementaire en tant que tel n'oblige à la prise en compte du changement climatique dans la mise en œuvre de mesures de gestion, limitant de fait le processus d'adaptation impulsé lors de la publication du PNACC. Une évolution est toutefois attendue avec la prise en compte des enjeux du changement climatique dans les prochains SDAGE (2016-2021). En outre, une circulaire du 11 février 2013 relative à la feuille de route des services déconcentrés dans le domaine de l'eau, de la biodiversité et des paysages pour la période 2013-2014 appelle les gestionnaires à adapter les prélèvements à la ressource disponible selon les orientations du PNACC (cf. « les mesures phare de la fiche eau » vues précédemment).

■ Panorama des mesures visant à réduire la vulnérabilité des poissons d'eau douce en France

En dépit d'une littérature abondante sur les conséquences du réchauffement climatique, les propositions pour lutter contre les impacts de ce réchauffement sont plus rares. Dans la plupart des cas, il s'agit d'options très générales de gestion de la ressource en eau et qui ne concernent pas directement les poissons ou plus globalement les milieux aquatiques (voir par exemple Plan bleu 2011 ou PNACC).

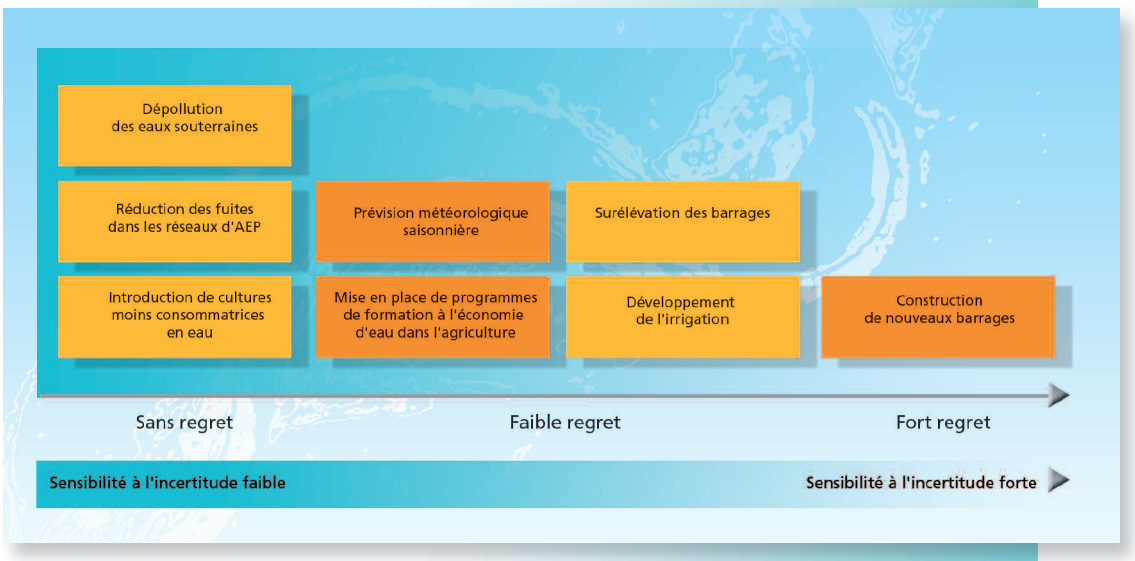
L'objectif de cette section est de décrire les initiatives et/ou mesures qui pourraient de manière efficace contribuer à réduire la vulnérabilité des espèces et des milieux tout en tenant compte des incertitudes liées aux projections climatiques et socioéconomiques (Encadré 20). Elles s'inscrivent très généralement dans le cadre de la restauration ou du maintien du bon état écologique imposé actuellement par la DCE car la plupart renvoie à des types de réponses connues et développées antérieurement à l'avènement des enjeux liés au changement climatique. Il est donc important de s'interroger sur la spécificité du changement climatique et de l'adaptation par rapport aux politiques et pratiques existantes.

Encadré 20

Comment gérer l'incertitude ?

Dans le domaine de l'eau, la question de l'incertitude est particulièrement cruciale du fait de la prédominance du long terme, dans les horizons de la planification sectorielle et dans la durée de vie des investissements (De Perthuis *et al.* 2010, Plan bleu 2011). Les échelles de temps sous-tendant le choix des stratégies et infrastructures hydrauliques correspondent bien souvent à celles du changement climatique (Plan bleu 2011). Pour cette raison, les solutions « sans regret » présentent un avantage certain puisqu'elles permettent de réduire la vulnérabilité aux changements hydrologiques tout en ayant des bénéfices à court terme, et ce indépendamment de l'évolution future du climat et de ses incertitudes (mesures de gestion de la demande en eau par exemple) (Figure 49).

Figure 49



Impact de l'incertitude sur l'efficacité des mesures de gestion et d'adaptation dans le secteur de l'eau (Plan bleu 2011).

Néanmoins, certaines mesures sans ou à faible regret, relevant de la poursuite ou de l'extension des politiques actuelles ou correspondant à des adaptations « à la marge » (comme la gestion de l'efficience hydraulique ou la requalification de certaines infrastructures), s'avèrent particulièrement utiles dans le court terme mais risquent d'être insuffisantes ou extrêmement coûteuses sur le long terme, en particulier lorsqu'elles visent le maintien en l'état d'activités ou d'usages dont la pérennité pourrait être remise en cause par le changement climatique (cas notamment de certaines cultures irriguées). Ces mesures risquent également de masquer la perception des impacts et de freiner l'adoption de mesures de plus long terme et de changements de comportements plus conséquents.
Ainsi, plutôt que de vouloir maintenir l'existant ou de rechercher un type d'adaptation optimale pour un futur climatique donné (logique d'optimisation), il s'agit de mettre au point des trajectoires et des choix de gestion à même de supporter de manière satisfaisante une large gamme de changements au sein d'un éventail de futurs hydrologiques plausibles. En d'autres mots, il s'agirait donc de favoriser la gestion adaptative de la ressource en eau, c'est-à-dire une gestion qui vise à réduire la vulnérabilité et augmenter les capacités d'adaptation à travers un processus d'adaptation « pas-à-pas ».

■ Maintien et restauration des continuités écologiques

Les résultats présentés dans le troisième chapitre montrent à quel point la circulation des espèces est un point clé dans leur adaptation au changement climatique. En effet, le réchauffement des masses d'eau entraîne immanquablement un déplacement de l'habitat favorable de nombreuses espèces vers l'amont. Pour certaines espèces cryophiles (truite commune par exemple), l'aire d'habitat favorable projetée se retrouve cantonnée à des zones refuge en tête de bassin. Le maintien des continuités écologiques existantes et/ou leur restauration seraient donc un levier important pour leur permettre de rejoindre ces habitats. Pour quelques-unes d'entre elles, ce serait même potentiellement une question de maintien de l'espèce dans certains bassins métropolitains (par exemple, truite commune, saumon atlantique, chabots). En outre, cela permet aux organismes aquatiques d'accéder à un habitat plus étendu et plus diversifié en termes de conditions environnementales. En favorisant ainsi la biodiversité, on promeut également une prudente répartition du risque face à l'incertitude des conséquences du changement climatique.

La restauration des continuités écologiques s'opère à l'aide de différents dispositifs.

L'effacement des obstacles (Figure 50) ou, dans une moindre mesure, leur arasement constitue souvent la mesure la plus efficace d'un point de vue écologique car elle permet de reconstituer la continuité pour l'ensemble des espèces, restaurer les habitats lotiques indispensables à de nombreuses espèces (comme les salmonidés et de nombreux cyprinidés rhéophiles) et le transport solide associés. Cette solution se heurte certes à des difficultés de faisabilité, du fait des usages socio-économiques qui lui sont associés (pour les barrages principalement), mais reste une opportunité intéressante au vu du défi posé, du fait de son efficacité et de son coût.

Figure 50



© Henri Carmié - Onema

Situation avant et après effacement en 1998 du barrage de Saint-Etienne-du-Vigan localisé sur l'Allier. Cette opération avait été réalisée dans le cadre du Plan Loire grandeur nature en vue de la restauration du saumon atlantique.

La deuxième solution est la mise en place de passes à poissons, bien qu'il s'agisse en fait d'une mesure d'atténuation des impacts et non d'une restauration totale de la continuité écologique ; en effet seule la continuité piscicole est, en partie, restaurée. Différents types de passes à poissons existent (passes à bassins, passes à ralentisseurs, passes en enrochement, passe à anguille, rivière de contournement). Certaines permettent le passage de différentes espèces, comme par exemple les passes à bassins ou les rivières de contournement, d'autres sont plus sélectives comme les passes à ralentisseurs (destinées principalement aux salmonidés) ou les passes à anguille. Outre les obligations réglementaires (voir plus loin), le choix d'installation de ces dispositifs est souvent lié à des considérations socio-économiques au niveau de l'obstacle à aménager (barrages, usines hydroélectriques, loisirs, coût d'effacement prohibitif, etc.).

Au niveau national, le maintien et la restauration des continuités écologiques est l'objectif de la Trame verte et bleue, déclinée en schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La restauration des continuités écologiques constitue par ailleurs un objectif de la DCE. La circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du « bon état » mentionne ainsi que « la continuité de la rivière est assurée par le rétablissement des possibilités de circulation (montaison et dévalaison) des organismes aquatiques à des échelles spatiales compatibles avec leur cycle de développement et de survie durable dans l'écosystème ». Ces textes réglementaires ont été construits dans l'objectif de permettre à certaines espèces, notamment les espèces amphihalines, d'accomplir la totalité de leur cycle de vie (en eau douce comme en mer) (Encadré 21).

Le choix des obstacles se fait donc dans l'objectif de rétablir la circulation de l'aval vers l'amont en ouvrant dans la mesure du possible un maximum de frayères favorables à la reproduction ou à la croissance de ces espèces. Des opérations réalisées en ce sens dans le Gave de Pau ou dans la Vienne (effacement du barrage de Maison Rouge) ont permis le retour de plusieurs espèces amphihalines, incluant le saumon atlantique.

Encadré 21

Le classement des cours d'eau : rappel historique et réglementation actuelle

Dès 1827, l'article 34 de la loi sur la pêche fluviale indique : « Il est interdit de placer dans les rivières navigables ou flottables, canaux et ruisseaux aucun barrage, appareil ou établissement quelconque de pêcherie ayant pour objet d'empêcher entièrement le passage du poisson ». Cet article s'applique « non seulement aux barrages construits dans le but unique de la pêche mais encore à ceux qui ayant été construits pour une usine servent en même temps pour la pêche ». A cette époque, les poissons constituaient la source essentielle d'alimentation des populations.

Pour permettre à tous l'accès à cette ressource, les autorités avaient alors décidé de favoriser la libre circulation des poissons en introduisant l'obligation d'équiper en échelles à poissons les nouveaux ouvrages sur des cours d'eau dont la liste était fixée par décret. Les premiers décrets de classements au titre des « échelles à poissons » datent des années 1904, 1905 puis des années 20. Cependant, suite aux chocs pétroliers de 1973 et 1979, la France relance le développement de l'hydroélectricité et décide d'alléger les procédures d'exploitation. Néanmoins, afin de préserver certains cours d'eau de la multiplication de barrages nouveaux, elle introduit en même temps un dispositif de classement de cours d'eau appelé « cours d'eau réservés ». Sur ces cours d'eau réservés, aucune nouvelle centrale hydroélectrique ne pouvait être autorisée ou concédée.

En 1984, face au constat du manque d'efficacité de certains dispositifs de franchissement et de l'insuffisance de l'obligation de la loi de 1865 limitée à une obligation de moyen, la loi pêche introduit :

- une obligation de résultats et d'entretien constant, pour les dispositifs de franchissement (passes à poissons, exutoires de dévalaison) ;
- une obligation d'aménagement des ouvrages existants dans les cinq ans après la publication d'un arrêté ministériel fixant les espèces cibles.

Le décret de l'article 6 de la LEMA (2006) et décliné dans l'article L. 214-17 du code de l'environnement (2011) renforce la loi pêche en modifiant le classement des cours d'eau français. Deux catégories sont ainsi créées :

■ le classement en liste 1 (1° du § I de l'article L. 214-17 du code de l'environnement) a pour vocation de protéger certains cours d'eau des dégradations et permet d'afficher un objectif de préservation à long terme. Il correspond à une évolution du classement en « cours d'eau réservés ». Cette liste inclut les rivières considérées en très bon état écologique, les réservoirs biologiques et les rivières à fort enjeu pour les poissons migrateurs amphihalins. La construction d'un nouvel obstacle à la continuité écologique, quel qu'en soit l'usage, est interdit sur les rivières ainsi classées ;
■ la liste 2 (2° du §1 de l'article L. 214-17 du code de l'environnement), dérivée de la notion de « rivières classées » au titre du L. 432-6 du code de l'environnement, doit permettre d'assurer rapidement la compatibilité des ouvrages existants avec les objectifs de continuité écologique. Elle implique une obligation d'assurer le transport des sédiments et la circulation des poissons migrateurs, amphihalins ou non (équipement, gestion régulière des vannes, etc.).

Dans une démarche d'adaptation au changement climatique, les plans d'action visant la restauration de la continuité écologique diffèrent sensiblement de ceux actuellement mis en œuvre au travers du classement des cours d'eau (Encadré 21). En effet, alors que les mesures mises en œuvre dans ce cadre tendent à favoriser les espèces amphihalines (ouverture des cours d'eau de l'estuaire aux zones de frayères), les actions à appliquer dans un contexte de changement climatique consistent à donner la possibilité aux espèces holobiotiques (espèces aquatiques effectuant l'ensemble de leur cycle de vie en eau douce) de rejoindre des habitats qui leur seraient thermiquement et hydrologiquement plus favorables, le plus souvent vers l'amont. Et nombre de ces espèces occupent des zones peu ou pas colonisées par les amphihalins. Ainsi, les espèces les plus vulnérables à une élévation de la température de l'eau étant principalement situées dans les domaines intermédiaires et amont (voir chapitres 2 et 3), le choix des obstacles à ouvrir devrait donc considérer également les tronçons situés dans ces zones (mais encadré 22). Des initiatives ont d'ores et déjà été lancées dans certaines zones. C'est par exemple le cas du parc naturel régional du Morvan où certains cours d'eau étaient devenus peu propices au maintien des populations de poissons du domaine amont (truite, chabot, vairon, etc., LIFE « Têtes de bassins et faune patrimoniale associée », Baran et Milley 2007).

Encadré 22

Restauration de la continuité écologique et invasions biologiques

Les risques d'invasion par les espèces exotiques considérées comme envahissantes, tels que le poisson-chat (*Ameiurus melas Rafinesque*), la perche-soleil (*Lepomis gibbosus*), le pseudorasbora (*Pseudorabora parva*) ou encore les gobies ponto-caspiens (Manné *et al.* 2013) sont fréquemment invoqués lorsque des actions en faveur du rétablissement de la continuité écologique sont mises en œuvre. En effet, la combinaison du changement climatique, à travers l'augmentation des températures de l'eau et du rétablissement de la circulation le long des cours d'eau pourrait favoriser leur extension. Ce scénario n'est cependant pas applicable à l'ensemble des espèces exotiques car des conditions autres que celles associées à la thermie de l'eau pourraient limiter leur migration (hydrologie, productivité). C'est par exemple le cas du silure ou de la perche soleil.
Néanmoins, les risques d'invasion sont probables notamment grâce aux retenues, étangs et autre chenalisation. Diverses actions peuvent être envisagées pour limiter les risques. La restauration des habitats pourraient à terme favoriser la diversité des milieux et des espèces (natives) constituant un frein aux invasions (Tilman 1999, Fargione *et al.* 2003, Xu *et al.* 2004). En outre, une réflexion sur les axes à rouvrir devrait être menée en fonction des enjeux de conservation, certaines espèces exotiques se développant très bien dans les milieux en bon état. Le cas le plus parlant est celui des écrevisses où les exotiques sont porteuses saines d'une pathologie létale aux natives (aphanomycose) provoquant ainsi des extinctions locales indépendamment de la qualité du milieu et du changement climatique. De fait, l'effacement ou l'aménagement d'obstacles isolants des populations d'écrevisses natives de populations invasives devrait être évité.

La migration de ces espèces vers des zones plus favorables était bloquée par la présence d'étangs artificiels qui constituaient un obstacle à leur migration. L'effacement de ces étangs a permis après quelques mois la colonisation par la plupart de ces espèces des zones plus favorables à l'accomplissement de leur cycle de vie (chabot commun, lamproie de planer, vairon) à l'exception de la truite. Dans la vallée du Rhône, où vit l'apron (*Zingel asper*), poisson endémique du Rhône, un premier plan d'équipement d'ouvrages a également été mené afin de favoriser la recolonisation de cette espèce (LIFE APRON - 1999-2001 et 2004-2010).

■ La maîtrise des prélèvements et le respect des régimes hydrologiques

Les peuplements piscicoles sont largement tributaires de l'hydrologie pour leur survie (Figure 51).

Figure 51

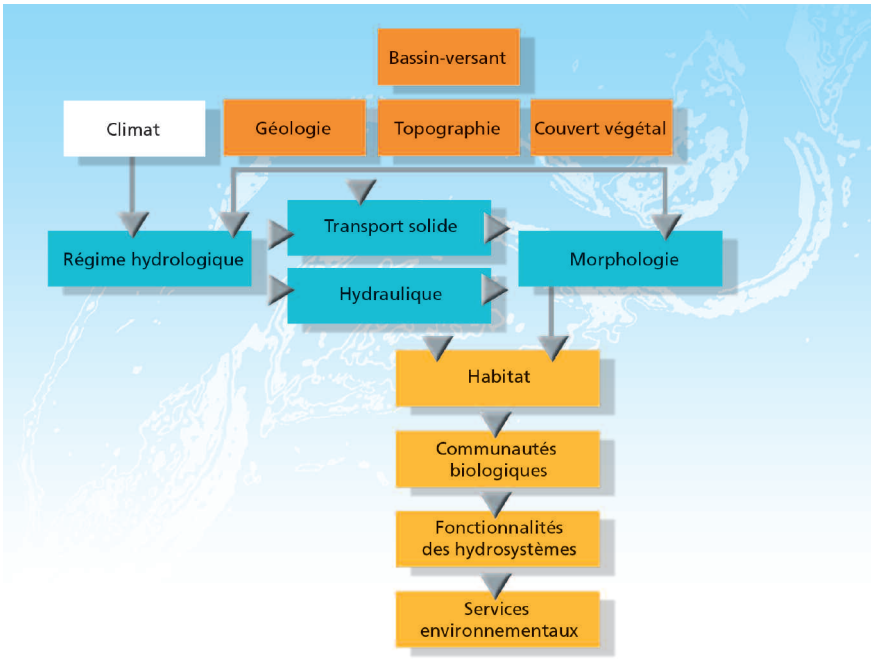


Schéma du fonctionnement physique des hydrosystèmes et son implication vis-à-vis des communautés biologiques (modifié d'après Baran et Leroyer-Gravet 2007).

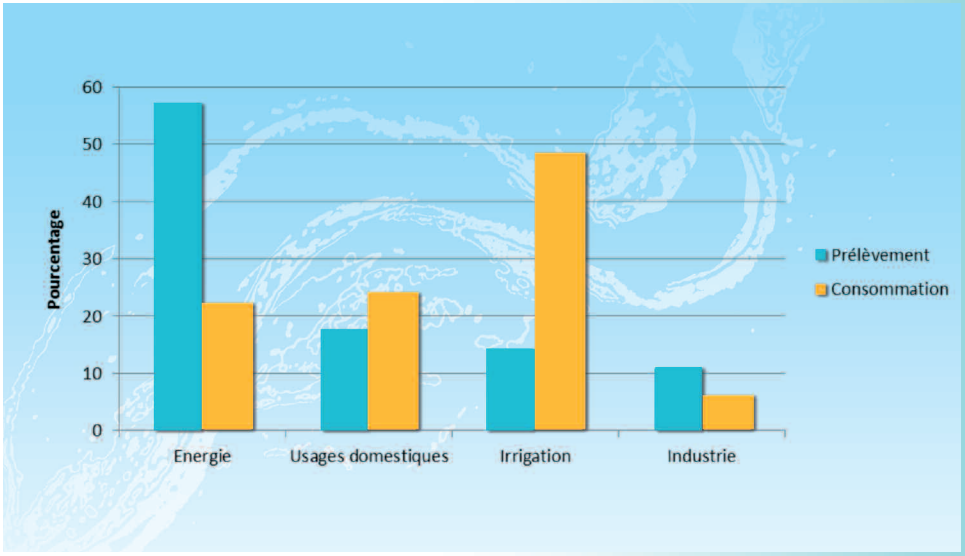
Par exemple, le débit peut modifier directement le lit de la rivière et donc la composition du substrat (implantation de la végétation incluse) et ainsi favoriser (ou non) la reproduction de certaines espèces (par exemple pour le barbeau, l'ablette, le gardon, le rotengle et le hotu dans le Rhône, Cattanéo *et al.* 2001) ou encore fournir des abris pour certaines espèces (par exemple le cas de la prédation des cyprinidés, Schlosser et Ebel 1989). Au-delà de la valeur du débit, il existe d'autres paramètres qui influent sur l'accomplissement du cycle de vie des espèces piscicoles tels que la fréquence, la magnitude et la saisonnalité des débits dans la mesure où toutes n'exploitent pas les mêmes variations hydrologiques (Poff et Ward 1989).

Dans le futur, les modifications du régime hydrologique liées à l'évolution du climat devraient donc affecter fortement mais aussi diversement les poissons (à savoir aggravation des étiages, augmentation des valeurs extrêmes). On peut donc s'attendre à des adaptations (comportementales, physiologiques, etc.) de certaines espèces leur permettant de survivre dans ces nouvelles conditions. L'expansion d'espèces adaptées à ces conditions ou *a contrario*, des extinctions locales pour celles qui ne le seront pas sont également attendues. Ces évolutions réclament le maintien ou le renforcement des capacités de recolonisation et la présence de zones refuges pouvant être obtenues par la rediversification des habitats. Ces effets seront par ailleurs très probablement accentués par l'évolution attendue des prélèvements (Encadré 23). Des mesures permettant de concilier activités anthropiques et préservation des écosystèmes aquatiques doivent donc être mises en œuvre dès à présent pour limiter la vulnérabilité des poissons et de manière générale, des milieux aquatiques.

L'évolution des prélèvements dans les décennies à venir

En 2009, 33,4 milliards de m^3 d'eau étaient prélevés en France métropolitaine pour satisfaire les besoins liés à la production d'eau potable, à l'industrie, à l'irrigation et à la production d'électricité (Dubois 2012). Les volumes prélevés ne sont pas répartis également selon les usages : la production d'électricité (hors hydroélectricité) en génère près des 2/3, loin devant l'eau potable (17 %), l'industrie (10 %) et l'irrigation (9 %) (Figure 52). A noter qu'au moins 90 % des prélèvements pour la production d'électricité est restitué au milieu naturel, à proximité du point de pompage. *A contrario*, on considère que la quasi-totalité de l'eau servant à l'irrigation est consommée, ce qui en fait le premier consommateur.

Figure 52



Comparaison du prélèvement et de la consommation en eau par type d'activité en France en 2001.
Notes : France métropolitaine. Les volumes sont estimés à partir des déclarations des usagers auprès des agences de l'eau pour tous les usages. Pour l'irrigation, les volumes « forfaitaires » des agences de l'eau ont été réévalués entre 2000 et 2004 à partir du recensement agricole 2000 et de la partie des volumes connue par des relevés de compteurs. Avant 2000, les données sont insuffisantes pour réaliser cette évaluation. Au-delà de 2004, la part « forfaitaire » diminuant, ce redressement n'est plus nécessaire.Prélèvement et consommation en eau par usage (hors hydroélectricité) en 2001 (Bommelaer et Devaux 2012).

Ces dix dernières années, la tendance des prélèvements pour ces quatre usages est plutôt à la baisse, notamment dans le cas des prélèvements industriels (apparition de technologies moins coûteuses en eau). Néanmoins dans les décennies à venir, l'évolution des prélèvements restera très dépendante des conditions climatiques, des pratiques de production, notamment agricoles (par exemple remplacement du maïs irrigué par des cultures moins consommatrices en eau) et de l'aménagement du territoire (par exemple concentration urbaine *versus* étalement urbain). Ainsi, si les prélèvements en eau potable devraient diminuer d'environ 32% à l'horizon 2070, les prélèvements d'eau pour l'irrigation devraient largement augmenter si aucune mesure d'adaptation n'est mise en œuvre (entre 40 et 66% d'augmentation selon l'aménagement du territoire – concentration *versus* étalement urbain) (MEDDE/Bipe 2013).

Les premières lois visant à réguler la gestion quantitative de la ressource en eau ont vu le jour dès 1984 avec la loi pêche. Cette dernière visait notamment à fixer des valeurs de débits au niveau des ouvrages (barrages, seuils) situés sur le lit des cours d'eau. Le code de l'environnement dans son article du L 214-18, impose aux ouvrages en cours d'eau le respect d'un débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage. La circulaire DGALN/DEB/SDEN/EN4 du 21 octobre 2009 issue de la loi LEMA du 30 décembre 2006 a renforcé cette réglementation en imposant à l'horizon 2014 le relèvement du débit minimal (ou débit réservé) au 1/10ème du module pour l'ensemble des ouvrages[37]. Il est, en outre, maintenant possible de fixer des valeurs de débit minimal différentes selon les périodes de l'année sous réserve cependant que la moyenne annuelle de ces valeurs ne soit pas inférieure au dixième du module, le débit le plus bas devant rester supérieur à la moitié des débits minimaux.

L'évolution des textes de loi concernant le relèvement du débit minimal est un élément important qui permet à l'heure actuelle de limiter certains impacts des prélèvements sur les communautés piscicoles. Dans le futur, des études complémentaires devront être menées afin de définir à l'échelle d'un tronçon ou d'un bassin versant le débit minimum biologique à imposer selon le contexte local (espèces, hydromorphologie, etc .) mais également selon l'évolution des modules sous forçage climatique (Encadré 24). En d'autres mots, le débit imposé devra être défini en fonction des exigences écologiques des milieux et espèces et pas selon un seuil arbitraire. Ces avancées permettront d'améliorer les outils de gestion et la réglementation actuelle mais également de s'extraire d'une logique sectorielle peu compatible avec les enjeux de la gestion de la ressource en eau.

Encadré 24

Comment estimer le débit minimum biologique ?

De nombreuses méthodes, plus ou moins élaborées et validées, existent pour prendre en compte les équilibres biologiques dans la définition des débits d'étiage et/ou des régimes hydrauliques (méthodes holistiques, hydrauliques, des habitats – Tharme 2003). La méthode la plus couramment utilisée en France est la méthode des microhabitats qui permet d'évaluer, en fonction du débit, l'évolution de l'habitat « physique » d'une portion de rivière vis-à-vis de quelques espèces de poissons cible. En d'autres termes, il s'agit d'associer à des caractéristiques physiques (habitat) une réponse biologique (qualité de l'habitat). Cette méthode s'applique au niveau d'une station représentative d'un tronçon de cours d'eau et consiste à coupler une information physique qui décrit l'habitat, et une réponse biologique qui va permettre d'en apprécier la qualité. En France, on compte trois protocoles basés sur cette méthode :

- la méthode historique importée par EDF et le Cemagref (maintenant Irstea) en 1994 (Sabaton 2003), laquelle se base sur des mesures hydrauliques (profondeur, vitesse, granulométrie) réelles relevées à différents débits lâchés (application dans le cas de cours d'eau régulés). Cette méthode est implémentée dans le logiciel Lammi (Tissot *et al.* 2011) ;
- le protocole EVHA (1998), développé par le Cemagref/Irstea, diffère du premier par la prise des paramètres hydrauliques à un seul débit et la description topographique de la station. Un modèle hydraulique permet ensuite de calculer les hauteurs d'eau et les vitesses de courant à différents débits ;
- le protocole Estimhab développé par le Cemagref/Irstea (Lamouroux 2002), fait partie des modèles d'habitat statistiques qui permettent d'estimer l'impact écologique de la gestion hydraulique des cours d'eau. Ces modèles utilisent des variables d'entrée simplifiées, à savoir des mesures de largeur, de hauteur d'eau et de taille du substrat dominant réalisées à deux débits différents, pour retracer l'évolution de l'habitat pour une espèce donnée en fonction du débit.

37- Cette loi ne s'applique pas aux ouvrages situés sur un cours d'eau dont le module est supérieur à 80 mètres cubes par seconde, ou pour les ouvrages hydroélectriques contribuant à la production d'électricité en période de pointe de consommation. Dans ces deux cas particuliers, le débit minimal a été fixé au 1/20ème du module.

Ces méthodes présentent de nombreuses limites. Par exemple, du fait de leur complexité, elles imposent à l'utilisateur une formation préalable afin de pouvoir être capable de les appliquer et pour bien maîtriser les subtilités des modèles au moment de l'interprétation. Par ailleurs, aucune ne parvient à prendre en compte l'ensemble des facteurs influençant l'estimation d'un débit biologique. Enfin, il ne faut pas attendre de ces méthodes de donner « la » valeur de débit minimum biologique ; il s'agit plutôt d'étudier la perte ou le gain d'habitat à différents débits. Il est donc souvent conseillé de coupler l'utilisation d'une méthode avec une autre pour une estimation la plus fine possible de ce débit minimum.

Les prélèvements par pompage, hors ouvrage de stockage/dérivation (Encadré 25), et destinés à l'approvisionnement en eau potable, à l'irrigation, à l'industrie ne sont pour l'instant pas soumis à cette même réglementation. Jusqu'à maintenant les prélèvements étaient généralement limités en période estivale uniquement par des « arrêtés sécheresse ». Récemment, cette réglementation a évolué afin de réserver ces arrêtés pour des situations réellement exceptionnelles, les prélèvements dans les zones à déficit quantitatif étant désormais ajustés sur la base de deux indicateurs[38] :

- les débits objectifs d'étiage (DOE), établis sur la base des moyennes mensuelles, pour lesquels sont simultanément satisfaits le bon état des eaux, et, en moyenne huit années sur dix, l'ensemble des usages. Le DOE est le plus souvent proche du QMNA5 (voir définition chapitre 1) ;
- les piézométries objectifs d'étiage (POE) lorsqu'elles existent.

Tout comme pour les débits réservés, l'évolution de cette règlementation est en faveur de la préservation des milieux. Dans le futur, l'ajustement de ces indicateurs selon le débit minimum biologique sera une avancée majeure car outre le fait de réguler de manière fine et localisée les prélèvements dans l'objectif de concilier usages et milieux naturels, ces indicateurs devraient permettre d'objectiver les décisions en période de crise. Certaines régions ont d'ores et déjà commencé à mettre en place ces débits objectifs d'étiage prenant en compte la biologie des espèces, notamment dans le bassin Rhône-Méditerranée.

Enfin, les mesures préconisées par le PNACC[39] et visant à réduire de 20 % les quantités d'eau prélevées d'ici 2020 sont également essentielles et devront être renforcées dans l'avenir dans un contexte de raréfaction de la ressource. La constitution d'organismes de gestion collective actuellement en cours pourrait favoriser la prise de conscience que cette ressource doit être partagée et gérée de manière collective entre usagers.

Retenues collinaires : une fausse bonne idée ?

Afin de répondre aux besoins en eau des terres agricoles en période estivale tout en évitant de pomper directement dans les cours d'eau, il est souvent question de « retenues collinaires » utilisées comme « retenues de substitution ».

En théorie, une retenue collinaire est un petit plan d'eau artificiel mis en place sur un terrain imperméable et captant les eaux pluviales. Toutefois, certains utilisent le terme collinaire quel que soit le mode d'alimentation (Chalabert 2013). En effet, la retenue est souvent érigée sur (ou en dérivation de) un très petit cours d'eau permanent ou temporaire, ou alimentée par une source. Par exemple, sur les terrains perméables principalement en Vendée et en Poitou-Charentes, les retenues sont situées hors lit mineur, isolées des milieux naturels et alimentées par pompage en provenance d'un cours d'eau ou d'une nappe (Secrétariat technique du bassin Loire-Bretagne 2011, FNE 2011).

38- Mentionnons également les débits de crise renforcée (DCR) en-dessous desquels les prélèvements pour l'AEP, la sécurité des installations sensibles et les besoins des milieux naturels ne peuvent être satisfaits.
39- En cours de traduction dans les SDAGE.

Figure 53



© Y. Baradeau - Onema

Les retenues de substitution hors lit mineur sont souvent considérées comme des solutions permettant de répondre aux usages agricoles tout en limitant leurs impacts en période estivale. Comme pour tout aménagement, il est nécessaire d'en évaluer les conséquences effectives sur l'hydrologie et les milieux aquatiques.

Une retenue de substitution se définit par son usage, à savoir le stockage de l'eau en période de hautes eaux en vue de se substituer à un prélèvement direct dans le lit mineur d'un cours d'eau durant l'étiage. Une retenue collinaire peut donc être utilisée comme une retenue de substitution.

Ces différents types de stockages d'eau ne sont pas sans impact sur l'environnement mais la nature et l'importance de ces derniers va dépendre notamment de la localisation du plan d'eau par rapport au lit mineur. Ainsi dès lors que la retenue se situera sur un cours d'eau, il peut y avoir une modification du régime thermique à l'aval, une dégradation de la qualité physicochimique, une modification du transit sédimentaire, une perte d'habitat lotique, une perte de la capacité d'autoépuration, une rupture de la continuité écologique… Ces effets sont en général bien connus.

Les retenues localisées en dehors du lit mineur et alimentées par les eaux de ruissellement ou par pompage hivernal sembleraient moins néfastes pour les milieux aquatiques. Néanmoins, si les impacts sur l'hydrologie du bassin versant de la multiplication de ces retenues ont été peu investigués, quelques études montrent pourtant que l'impact cumulé est loin d'être négligeable, en particulier lors du premier mois de remplissage. Ainsi, le remplissage hivernal peut entrainer une diminution allant jusqu'à 50% des débits hivernaux (Galea *et al.* 2005, Philippe *et al.* 2012). Cet impact est relativement variable d'un bassin à l'autre : plus le débit spécifique d'un bassin est faible, plus l'impact est important (Philippe *et al.* 2012). Contrairement à ce que l'on pourrait penser, les enjeux en termes de gestion quantitative ne se situent donc pas uniquement au niveau des étiages : la modification des régimes de débits (alternances crue – étiage) liée au stockage hivernal influence le transport solide et donc les habitats aquatiques et les biocénoses associées. Ainsi, l'eau transportée au moment des crues ne doit pas être vue uniquement comme une ressource excédentaire mais comme un paramètre essentiel à la vie des cours d'eau. La création de nouvelles retenues de substitution doit prendre en compte ces impacts potentiels.

Par ailleurs, il faut veiller à ne pas augmenter la dépendance à l'irrigation des exploitations agricoles dans des régions où le changement climatique risque d'accentuer l'impact cumulé de ces petites retenues sur les débits, voire compromettre leur remplissage. Une projection basée sur trois scénarios d'évolution climatique (augmentation thermique et concernant les précipitations, baisse globale, baisse globale mais augmentation en hiver et augmentation globale sur le bassin) montre que, quel que soit le scénario, la présence de retenues collinaires aggrave la diminution des débits mensuels et de crues sur la période de remplissage. Le remplissage des retenues serait aussi beaucoup moins efficace (remplissage inférieur à 90% une année sur deux en 2050, Philippe *et al.* 2012).

Au préalable de la construction d'une retenue de substitution, il apparait donc essentiel de démontrer clairement la compatibilité avec la préservation des écosystèmes et/ou d'autres usages de l'eau comme l'alimentation en eau potable dans le climat actuel et sous changement climatique.

■ Maintien et restauration de la qualité de l'eau

Comme mentionné dans les chapitres précédents, l'effet des interactions entre le changement climatique et le stress chimique causé par certains polluants aquatiques potentiellement toxiques (Wenning *et al.* 2010) est susceptible de provoquer des dysfonctionnements au sein des écosystèmes aquatiques (Schwarzenbach *et al.* 2006).

A l'heure actuelle, plus de 100 000 substances chimiques sont enregistrées sur le marché communautaire, dont 30 000 sont utilisées, importées ou produites à plus d'une tonne par an. Nombre d'entre elles se retrouvent dans les milieux aquatiques où elles sont susceptibles d'avoir un effet toxique à de très faibles concentrations (de l'ordre du microgramme par litre) et d'altérer de façon directe et indirecte l'état de santé des écosystèmes. Par ailleurs, bien qu'en diminution depuis ces trente dernières années, la pollution organique est encore bien présente dans certains contextes, notamment agricole, sous la forme d'eutrophisation. Ainsi 21% des rivières et 40% des nappes souterraines sont en mauvais état chimique sur les paramètres de la DCE. Ces impacts écologiques (et les risques associés pour la santé humaine) font l'objet d'une prise en conscience croissante depuis les années 1970, qui s'est traduite dans les politiques publiques par l'adoption d'un cadre réglementaire de plus en plus contraignant :

■ à l'image de l'emblématique directive 91/414/CE sur les pesticides, de nombreux textes réglementaires, mis en application à travers la directive 76/769/CE relative à la « mise sur le marché et l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses » (abrogée et remplacée par le règlement REACH - règlement CE n°1907/2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des produits chimiques), ont restreint l'utilisation de substances toxiques à des secteurs d'activité, des conditions d'utilisations ou des produits particuliers ;

■ l'État français a considérablement investi depuis 20 ans pour assurer la mise en conformité de l'assainissement des collectivités et ainsi améliorer la qualité des milieux aquatiques et respecter la directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU). Les niveaux de traitement requis sont fixés en fonction de la taille des agglomérations d'assainissement et de la sensibilité du milieu récepteur du rejet final. Ces obligations sont actuellement inscrites dans le code général des collectivités territoriales et dans l'arrêté du 22 juin 2007, relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement, actuellement en cours de révision ;

■ les activités industrielles et agricoles avec un fort potentiel de pollution sont soumises à autorisation (directive 2008/1/CE). Cette directive met en place des exigences minimales à inclure dans toute autorisation, notamment en termes de rejets de substances polluantes. L'objectif est d'éviter ou de minimiser les émissions polluantes dans l'atmosphère, les eaux, et les sols ainsi que les déchets provenant d'installations industrielles et agricoles ;

■ en 2000, la DCE a repris à son compte la philosophie de la directive 76/464/CE, en y ajoutant une dimension de surveillance des milieux avec notamment des normes de qualité environnementale (NQE) explicitement définies pour l'eau et le biote (cf. directive-fille 2008/105/CE amendée par la directive 2013/39/CE). Rappelons que la DCE, qui concerne tous les milieux aquatiques dont les eaux côtières et les eaux de transition, impose notamment de préserver les milieux aquatiques non dégradés (milieux de référence) et d'atteindre d'ici 2015 le « bon état » des eaux pour les milieux moyennement ou fortement dégradés – ce « bon état » englobant l'état écologique et l'état chimique d'une masse d'eau.

Différents plans d'action ont été lancés ces dernières années afin de répondre à ces contraintes règlementaires. Un premier plan national d'action assainissement a été lancé en 2007 pour assurer la mise en conformité des réseaux et stations de traitement des eaux usées aux obligations de la directive eaux résiduaires urbaines. Un nouveau plan d'action 2012 – 2018 vise notamment à mettre en conformité les collectivités au titre des nouvelles obligations communautaires fixant des objectifs de qualité des milieux ou des usages de l'eau (DCE, directive eaux de baignade, directive eaux conchylicoles, directive cadre stratégie pour le milieu marin) avec une attention particulière sur l'amélioration du traitement des eaux usées des petites collectivités (moins de 2 000 équivalent-habitants) et sur la collecte par temps de pluie. Ce plan a également pour ambition d'intégrer l'assainissement dans une logique de développement durable en tenant compte des enjeux du changement climatique.

Concernant les micropolluants, un plan national d'action a été lancé pour la période 2010-2013. Il se décline en trois axes :

- réduire les émissions à la source en agissant à la fois directement sur les substances les plus préoccupantes, sur les secteurs d'activité les plus contributeurs mais aussi sur les milieux les plus dégradés. Il s'agit donc d'une approche globale, en agissant sur l'ensemble du cycle de vie des micropolluants, et en privilégiant les logiques préventives aux logiques curatives, notamment au niveau de la mise sur le marché ;
- améliorer la connaissance de l'état des masses d'eau dans le cadre du SDAGE en réalisant, entre autres, un inventaires des émissions et rejets des substances définissant l'état chimique selon la DCE ou encore en définissant des règles claires d'interprétation des résultats de la surveillance utilisables par l'ensemble des acteurs ;
- améliorer les connaissances scientifiques et techniques pour identifier les marges de progrès et hiérarchiser l'action des pouvoirs publics avec, par exemple, l'acquisition et la validation des résultats sur le terrain en suivant quelques zones ateliers.

En matière d'assainissement certaines solutions techniques sont actuellement étudiées. Par exemple, les zones de rejet végétalisés, situées entre la station de traitement des eaux usées (STEU) et le milieu récepteur, pourraient dans certains cas permettre d'atténuer les impacts des rejets à travers notamment une réduction des volumes et des flux de polluants rejetés ou une meilleure protection des berges. Toutefois, les retours d'expérience sont insuffisants pour quantifier les performances en termes d'atténuation des rejets. C'est pourquoi l'Onema, en partenariat avec l'Irstea, soutient un important programme de recherche sur le fonctionnement des zones de rejet végétalisées (Figure 54). En parallèle des efforts entrepris pour réduire les émissions à la source, l'amélioration des performances des STEU vis-à-vis des micropolluants constitue un levier important pour préserver les milieux aquatiques. Le projet ARMISTIQ (2010-2013), financé par l'Onema et piloté par l'Irstea en collaboration avec Suez Environnement et l'université de Bordeaux, a permis de réaliser des évaluations techniques et économiques aussi bien des filières de traitement classique que des filières plus récentes et peu répandues en France (http://armistiq.irstea.fr). Par ailleurs, l'amélioration des connaissances et des pratiques en termes de gestion des rejets urbains de temps de pluie est un sujet d'importance croissante tant pour limiter les impacts sur les milieux que pour prévenir les inondations.

Figure 54



© C. Lacour - Onema

Zone de rejet végétalisée de Marguerittes (Gard) qui fait l'objet d'un programme de recherche coordonné par Irstea et financé par l'Onema.

D'autres solutions techniques permettant de diminuer l'impact des rejets agricoles existent telles que le maintien ou l'extension des bandes enherbées en zones cultivées, etc. Enfin, une des solutions les plus intégratrices pour retrouver ou conserver une qualité de l'eau compatible avec les enjeux de biodiversité et d'eau potable est probablement la restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau. Il a en effet été démontré que

la diversification des faciès d'écoulement, le méandrage et la présence d'une ripisylve favorisaient leur capacité autoépuratrice, notamment vis-à-vis des nutriments tels que le phosphore et l'azote (Nicolas *et al.* 2012). Cette logique s'applique aussi aux zones humides.

A terme, la mise en œuvre de ces différents textes, plans et solutions techniques devrait permettre peu à peu de protéger l'ensemble des milieux participant au cycle global de l'eau. Les risques de pollution devraient donc s'amoindrir dans le futur.

■ Maîtrise du réchauffement anthropique des eaux

,Le réchauffement des eaux est inéluctable dans le cadre du changement climatique annoncé. Toute mesure susceptible de limiter un échauffement supplémentaire serait donc bénéfique dans la perspective de limiter la vulnérabilité des poissons.

Les ripisylves, notamment lorsqu'elles sont arborées (Figure 55), jouent un rôle important dans la régulation du régime thermique des petits cours d'eau en limitant l'augmentation de la température en surface (par exemple, Johnson 2004, Durlet 2009, Larson 1996, Rapport Clim-arbres 2012). Une étude réalisée en Suisse sur le ruisseau de Boiron de Morges a par exemple démontré que la présence de la forêt sur l'ensemble d'un tronçon induirait une diminution de température au plus de 3,3°C par rapport à une situation entièrement ouverte (Rapport Clim-arbres 2012). Les macrophytes joueraient également un rôle non négligeable avec une diminution de 1°C (Rapport Clim-arbres 2012).

Figure 55

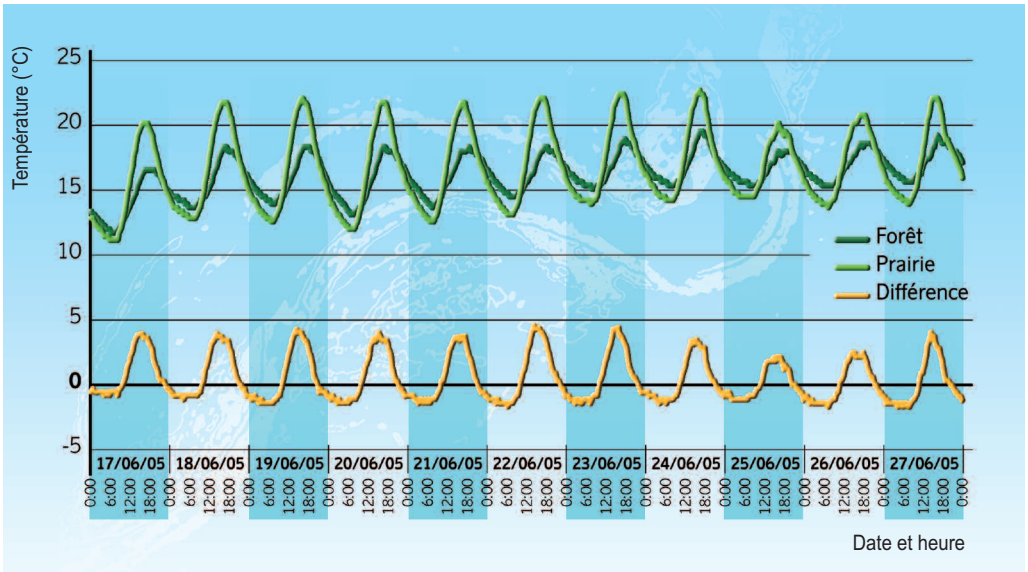


© N. Poulet - Onema

La ripisylve en apportant de l'ombrage joue un rôle important sur le régime thermique des cours d'eau.

Des résultats similaires ont été observés dans le cas du ruisseau de Vaucorniau (Nièvre) avec des différences allant de 0 à 5°C entre une situation arborée et une situation prairiale (Durlet 2009, Figure 56). Le maintien, l'entretien et la restauration de ces zones pourraient donc dans le cas de certains cours d'eau être un élément déterminant pour lutter contre le réchauffement. Actuellement, la DCE n'impose pas d'objectif précis en termes de qualité physique des berges et des cours d'eau. Néanmoins, les fonctions de ces milieux sont à l'heure actuelle soulignées par l'ensemble des professionnels du domaine et de fait la majorité des SAGE et plans de gestion intègrent des programmes d'action visant à restaurer la ripisylve et entretenir les berges (maintien d'une bande boisée naturelle entre milieu agricole et berge du cours d'eau, limitation de l'abroutissement par le bétail par mise en défend ou mise en place de corsets métalliques autour des arbustes de la zone afin de laisser s'installer une ripisylve arborée, plantations ou bouturage d'essences situées dans la zone d'intérêt, etc.).

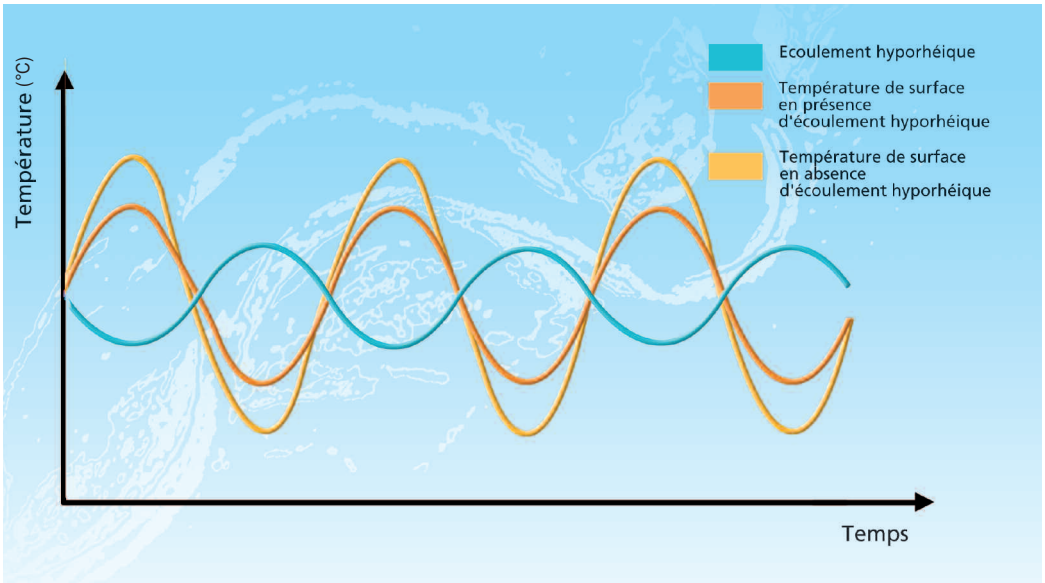
Figure 56



Comparaison des caractéristiques thermiques du ruisseau des stations boisée et prairiale du ruisseau de Vaucorniau. Une mesure toutes les trente minutes du 09 juin au 10 août 2005. L'absence d'ombrage dans la partie prairiale entraîne une forte augmentation des températures maximales et de l'amplitude thermique du ruisseau (Durlet 2009).

La préservation de l'ensemble des fonctionnalités hydromorphologiques naturelles des cours d'eau permettraient également de limiter l'échauffement de l'eau et/ou maintenir un taux d'oxygène dissous optimal. Des études récentes ont par exemple démontré que les écoulements hyporhéiques régulaient de manière importante le régime thermique des rivières (Figure 57). De manière analogue, des opérations de réméandrage d'un cours d'eau situé au sein de la réserve naturelle du lac de Remoray (Doubs) ont permis le relèvement de la nappe et une réduction des températures estivales maximales de l'ordre de 1 à 3°C (Agence de l'eau RMC 2006). La recharge en granulat et les opérations de reméandrage semblent donc constituer des mesures efficaces pour limiter l'échauffement des eaux tout comme les actions visant à limiter le colmatage des cours d'eau et à améliorer le transport sédimentaire.

Figure 57

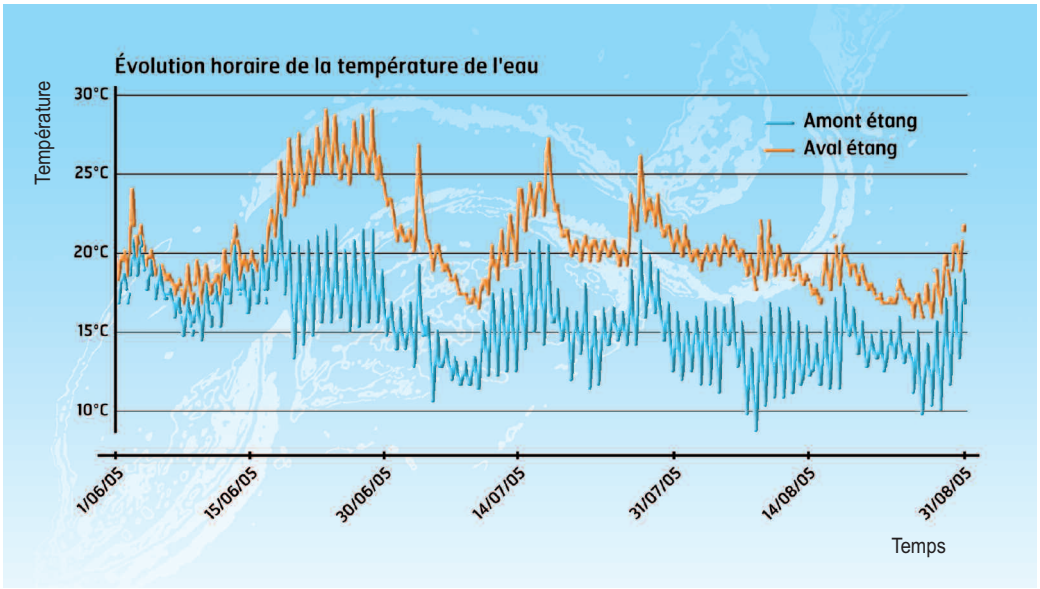


Impact théorique des écoulements hyporhéiques sur la température de l'eau des rivières. En jaune, température de surface en absence d'écoulement hyporhéique, en bleu la température de l'eau hyporhéique, en orange la température de surface en présence d'écoulement hyporhéique (Grant et al. 2006).

La réglementation impose aux ouvrages existants des modalités de gestion, en particulier d'ouverture régulière de vannes, pour améliorer le transport naturel des sédiments et assurer la continuité écologique (voir section précédente). En outre, toujours dans ce cadre réglementaire, le propriétaire doit satisfaire à son obligation d'assurer l'écoulement naturel des eaux en entretenant régulièrement la retenue (enlèvement des embâcles, débris et atterrissements). Ces différentes mesures devraient à terme améliorer l'hydromorphologie des cours d'eau et ainsi réduire l'échauffement des eaux. Notons que la recharge en granulat pourrait accentuer ces effets positifs. Enfin, une modification des pratiques agricoles dans l'objectif de limiter l'érosion des sols contribuerait également à réduire les problèmes de colmatage des fonds par les sédiments fins (argiles, limons, sables fins).

La déconnexion ou même l'effacement d'étangs en série au sein d'un même réseau hydrographique constituent également un moyen permettant de limiter l'échauffement de l'eau. En effet, il a été montré à maintes reprises que la multiplication des étangs situés le long d'un cours d'eau avait pour effet un réchauffement important de l'eau car la couche superficielle de l'étang offre une surface de contact avec l'atmosphère beaucoup plus importante qu'au niveau du ruisseau (Durlet 2009). En aval des étangs situés sur le cours d'eau du Cousin dans le parc régional du Morvan, des mesures ont par exemple montré que les eaux se réchauffaient de manière très significative (+4,5°C) et dépassaient les valeurs tolérables pour la truite ou le chabot (Baran 2005, Figure 58).

Figure 58



Evolution horaire de la température de l'eau en amont et en aval de l'étang de Champeau. Données 2005. Caractéristiques de l'étang : 30 hectares, 850 m de long, 550 m d'altitude, 3 m de profondeur maximum. Temps de séjour de l'eau en période estivale : environ 24h (Durlet 2009).

Des faits similaires ont été répertoriés dans le cas du cours d'eau l'Arroux en Saône et Loire (Karamalengos 2009) et de manière générale en Brenne et en Sologne. A l'heure actuelle, certains contrats d'étangs ou de rivière mettent en avant ces effets délétères et proposent des actions visant à interdire ou réduire la construction d'étangs directement sur le réseau hydrographique. Ces actions devront être accentuées à l'avenir dans un contexte de réchauffement global des eaux.

La maîtrise des prélèvements dans les cours d'eau constitue un autre moyen pour limiter l'échauffement des eaux. En effet, l'incidence de l'hydrologie sur le réchauffement des eaux est importante : en diminuant le débit, le rapport entre la surface de contact à l'air et le volume d'eau qui transite dans une section de cours d'eau augmente favorisant ainsi un réchauffement de l'eau. Les phénomènes en jeu sont encore plus complexes pour les amphihalins dans la mesure où le changement climatique agit aussi sur les océans. Ainsi, les modèles projettent que l'interaction entre la baisse de la survie marine et l'augmentation de l'amplitude hydrologique des cours d'eau augmenterait les probabilités d'extinctions locales ; cet effet serait néanmoins atténué par

l'augmentation de la température des cours d'eau, au moins dans un premier temps (à l'horizon des trois prochaines décennies, Piou et Prévost 2013). Ainsi, outre la diminution directement imputable au changement climatique, il sera donc nécessaire de maîtriser les prélèvements dans les cours d'eau (voir section précédente).

Enfin, un dernier niveau d'action concerne le renforcement de la réglementation visant à éviter le réchauffement des eaux issues (1) des circuits de refroidissement des centrales nucléaires, (2) des rejets industriels et (3) urbains ou encore (4) provenant des retenues en période estivale (Encadré 26). L'encadrement de ces rejets doit donc se poursuivre : température maximale, débit maximal, période de l'année autorisée, etc. Actuellement les rejets thermiques sont réglementés par la directive européenne sur la qualité des eaux piscicoles (1978) qui limite l'élévation de la température à 3°C pour les eaux cyprinicoles, et 1,5°C pour les eaux salmonicoles, avec des possibilités de dérogations selon la législation française. A noter que la limite absolue est par ailleurs égale à 28°C. Cette directive sera bientôt abrogée et remplacée par la DCE.

Encadré 26

Sortie hypolimnique au niveau des barrages : une action permettant de réduire la température en aval ?

Dans certains cas, la présence de barrage lorsqu'ils sont munis d'une sortie hypolimnique[40] réduit la température du cours d'eau situé en aval du fait d'un phénomène de stratification-destratification au niveau de la retenue d'eau. Ce phénomène est par exemple observé sur la Dordogne, la Maronne ou encore sur la Cère. Les eaux turbinées, issues des lacs de retenue associés à ces aménagements présentent une température plus faible qu'en amont. Par exemple, sans l'influence des retenues amont sur la Dordogne, la température de l'eau en aval serait supérieure de 4°C comparativement à ce qui est observé actuellement (Lascaux et Cazeneuve 2008). Toutefois, sur certains cours d'eau, comme par exemple l'Yonne en aval du barrage de Pannecière, les modifications du régime thermique (températures printanières trop froides) empêchent la reproduction des espèces naturellement présentes. En outre, et bien que cela corresponde aux exigences de la truite, la reproduction de celle-ci se trouve perturbée par les modifications hydrologiques induites par le barrage (Lascaux *et al.* 2001). Les impacts associés aux retenues artificielles (obstacles à la migration, destruction des zones lotiques, modifications de la qualité de l'eau, obstruction au transit sédimentaire, etc.) ne permettent pas d'en faire des outils de remédiation thermique.

Les éléments présentés ci-dessus montrent que les actions permettant de limiter le réchauffement des eaux sont nombreuses et pour la plupart, d'ores et déjà préconisées dans le cadre de la réglementation actuelle. Les prochaines étapes passent par un renforcement de ces mesures et par la prise de conscience qu'elles sont indispensables à la réduction de la vulnérabilité des espèces aquatiques sous forçage climatique. Le maintien et même l'extension du réseau de surveillance étendu de la température de l'eau mis en place par l'Onema en 2008 (Réseau national de température – RNT) seront un outil précieux pour suivre l'évolution de la thermie des cours d'eau français ainsi que l'efficacité des mesures mises en œuvre.

40- L'eau provient d'une couche profonde de la retenue. En été, elle est ainsi plus froide qu'en surface. Le processus s'inverse durant l'hiver.



Conclusions et perspectives

L'adaptation au changement climatique est un processus complexe déjà bien amorcé en France. Le Plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) a donné une nouvelle impulsion en 2011, en rassemblant les initiatives des acteurs et en s'appuyant sur des mécanismes incitatifs et réglementaires (SRCAE, PCET, SDAGE, SRCE, etc.). Dans le domaine de l'eau, aucune obligation réglementaire spécifique toutefois n'a été formulée. Néanmoins, les éléments présentés dans ce chapitre montrent que les actions actuellement mises en œuvre en application de la DCE constituent un formidable levier pour réduire la vulnérabilité des populations de poisson dans un contexte de changement climatique.

En effet, le relèvement des débits réservés, la mise en place de débits objectifs d'étiage adaptés ou encore la mise en œuvre d'actions visant à réduire la consommation en eau comme prévu par le PNACC constituent des avancées majeures en termes de gestion quantitative de la ressource en eau.

Le rétablissement de la continuité écologique, si appliqué de manière globale à l'ensemble des organismes holobiotiques et amphihalins, permettra aux espèces d'atteindre des zones qui leur seraient plus favorables dans l'avenir dans la mesure où les conditions d'habitat (hydrologie, physicochimie...) leur soient encore propices.

De fait, cela doit impérativement s'accompagner de l'amélioration (ou de la non dégradation) des milieux aquatiques et pour ce faire il apparait essentiel d'assurer une hydrologie et une morphologie des cours d'eau diversifiées, gages de maîtrise de la qualité de l'eau et du régime thermique, de la dispersion des organismes aquatiques et de leur survie dans un environnement changeant.

Evidemment, et contrairement aux visions « sanctuaristes », il faudra nécessairement accepter dans l'avenir que certaines espèces natives, dorénavant inadaptées aux nouvelles conditions climatiques, quittent leurs aires de répartition historique et que les écosystèmes d'une zone donnée évoluent dans leur composition et dans leur fonctionnement (Dutartre et Suffran 2011).

Cependant, et ce en dépit des incertitudes entourant les projections climatiques et hydrologiques, le changement climatique doit être considéré comme un argument supplémentaire pour entreprendre et mettre en œuvre les mesures d'atténuation des pressions favorisant la résilience et l'adaptation des milieux et des organismes.

Le financement de programmes de recherche permettra par ailleurs d'approfondir des points essentiels incluant par exemple l'amélioration des connaissances sur les *preferenda* thermiques et/ou hydromorphologiques des poissons, sur leur déplacement le long des réseaux hydrographiques, ou encore sur leur capacité d'adaptation ou d'acclimatation. L'impact relatif des pressions anthropiques *versus* forçage climatique, les liens entre qualité de l'eau, thermie et populations de poissons sont également des questions qui requerront l'attention des chercheurs. De façon plus prospective, il apparaît nécessaire de tester par simulation les réponses des populations et peuplements à de nouvelles stratégies de gestion qui viseraient à favoriser l'adaptation des espèces aquatiques au changement climatique. Ces nouvelles stratégies pourraient emprunter une voie de

sélection sur des traits ayant une valeur adaptative pour accélérer l'adaptation, ou bien favoriser la biodiversité pour favoriser la résilience *via* une approche de répartition du risque. Enfin si les modèles de répartition devront être affinés afin de permettre la valorisation de ces outils à des échelles moindres (par exemple échelle du bassin versant), des modèles plus centrés sur les processus populationnels et évolutifs (modèles « démogénétiques ») devront aussi être développés afin de pallier les limites des modèles de répartition.

Pour finir, le maintien et le développement des observatoires et réseaux de mesure constitueront un élément clé pour suivre à la fois l'ampleur des changements mais également l'efficacité des mesures mises en œuvre. Ainsi, d'une part, il importe de poursuivre et d'amplifier dès aujourd'hui les actions de toute nature permettant de restaurer et préserver le bon fonctionnement des milieux aquatiques. Leur bonne santé leur permettra d'être plus résilients aux évolutions liées au changement climatique et donc de réduire la vulnérabilité des espèces. D'autre part, la poursuite d'acquisition de données et de travaux de recherche adéquats doit permettre à moyen terme de mieux comprendre les phénomènes en cause et de mieux y faire face. Les deux approches sont essentielles car complémentaires.



Bibliographie





■ Abdoli A, Pont D, Sagnes P. 2005. Influence of female age, body size and environmental conditions on annual egg production of the bullhead. *Journal of Fish Biology* 67: 1327-1341.

■ Abdoli A, Pont D, Sagnes P. 2007. Intrabasin variations in age and growth of bullhead: the effects of temperature. *Journal of Fish Biology* 70: 1224-1238.

■ Agence de l'eau RMC. 2006. Retour d'expérience d'opération de restauration de cours d'eau et de leurs annexes menées sur le bassin RMC. 241 p.

■ Allouche O, Tsoar A, Kadmon R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.

■ Alonso J, Mougenez S, Delattre C. 2013. Tendances d'évolution du peuplement de poissons de la Meuse à Chooz de 1991 à 2008. *Hydroécol. Appl. 18: 80-109.*

■ Anderson BJ, Akçakaya HR, Araújo MB, Fordham DA, Martinez-Meyer E, Thuiller W, and Brook BW. 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences* 276: 1415-1420.

■ Anderson KE, Paul AJ, McCauley E, Jackson LJ, Post JR, Nisbet RM. 2006. Instream flow needs in streams and rivers: the importance of understanding ecological dynamics. *Front. Ecol. Environ.* 4: 309-318.

■ Anneville O, Gammeter S, Straile D. 2005. Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology* 50: 1731-1746.

■ Aprahamian M, Davidson I, Cove R. 2008. Life history changes in Atlantic salmon from the River Dee, Wales. *Hydrobiologia* 602: 61-78.

■ Baglinière JL, Denais L, Rivot E, Porcher JP, Prévost E, Marchand F, Vauclin V. 2004. Length and age structure modifications of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations of Brittany and Lower Normandy from 1972 to 2002. Rapport technique, INRA-CSP. 24 p.

■ Bal G. 2011. Évolution des populations françaises de saumon atlantique (*Salmo salar*) et changement climatique. Thèse doctorat, Université de Rennes 1. 165 p.

■ Balian E.V., Segers H., Lévèque C., Martens K. 2008. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595: 627-637

■ Baran P, Milley O. 2007. Ruisseaux de têtes de bassins et faune patrimoniale associée. LIFE04NAT/FR/000082 Effacement du complexe des Etangs Narlins A8-2007-2-5. Diagnostic piscicole après effacement. Site Natura 2000 : FR 2600959. 25p.

■ Baran P. 2005. Restauration des populations de moule perlière (*Margaritifera margaritifera*) sur le Cousin. Diagnostic piscicole Site Natura 2000 : FR 2600992.

■ Baran P, Leroyer-Gravet F. 2007. Le débit, élément-clé de la vie des cours d'eau. Bilan des altérations et des possibilités de restauration. Onema. 13 p.

■ Bard A, Renard B, Lang M. 2012. Tendances observées sur les régimes hydrologiques de l'arc Alpin. *La Houille Blanche* 1: 38-43.

■ Barry S, Elith J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43: 413-423.

■ Basilico L, Massu N, Seon-Massin N. 2010. Changement climatique : impacts sur les milieux aquatiques et conséquences pour la gestion. Synthèse de séminaire, Paris, 29 et 30 juin 2009. Onema. Collection Les rencontres - synthèses. 42p.

■ Bates BC, Kundzewicz ZW, Wu S, Palutikof JP. 2008. Le changement climatique et l'eau, document technique publié par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Secrétariat du GIEC. Genève. 236 p.

■ Beebee TJC. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature* 374: 219-220.

■ Belliard J, Gorges G, Le Pichon C, Tales É. 2009. Le peuplement de poissons du bassin de la Seine : comprendre son évolution sous l'impact des changements générés par l'homme ou la nature. Programme PIREN-Seine : Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine. 44 p.

■ Belliard J., Boët P., Allardi J. 1995. Évolution à long terme du peuplement piscicole du bassin de la Seine. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 337-338-339: 83-91.

■ Beniston M. 2005. Mountain Climates and Climatic Change: An Overview of Processes Focusing on the European Alps. *Pure appl. geophys.* 162: 1587-1606.

■ Bergerot B. 2013. Relations entre variations hydrologiques communautés piscicoles : un pré-requis pour une gestion durable des débits. Rapport Bibliographique. Onema. 16p.

■ Bloomfield JP, Williams RJ, Goody DC, Cape JN, Guha P. 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater - a UK perspective. *Science of the Total Environment* 369: 163-177.

■ Boé J, Habets F. 2014. Multi-decadal river flows variations in France. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 18: 691-708.

■ Boé J, Terray L, Martin E, Habets F. 2009. Projected changes in components of the hydrological cycle in French river basins during the 21st century. *Water Resources Research* 45: W08426.

■ Boé J. 2007. Changement global et cycle hydrologique: Une étude de régionalisation sur la France. Thèse. Université Paul Sabatier - Toulouse III. 278p.

■ Bommelaer O, Devaux J. 2012. Le financement de la gestion des ressources en eau en France. *Études & Documents* - CGDD. 62p.

■ Boxall ABA, Hardy A, Beulke S, Boucard T, Burgin L, Falloon PD, Haygarth PM, Hutchinson T, Kovats RS, Leonardi G, Levy LS, Nichols G, Parsons SA, Potts L, Stone D, Topp E, Turley DB, Walsh K, Wellington EMH, Williams RJ. 2009. Impacts of climate change on indirect human exposure to pathogens and chemicals from agriculture. *Environmental Health Perspectives* 117(4): 508-514.

■ Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ. 1984. Classification and Regression Trees. Wadsworth and Brooks, Pacific Grove, USA.

■ Breiman L. 2001. Random forests. Machine Learning 45: 5-32.

■ Brodersen J, Rodriguez-Gil JL, Jönsson M, Hansson L-A, Brönmark C, Nilsson PA, Nicolle A, Berglund O. 2011. Temperature and Resource Availability May Interactively Affect Over-Wintering Success of Juvenile Fish in a Changing Climate. *PLoS ONE 6*: e24022.

■ Broennimann O, Treier UA, Muller-Scharer H, Thuiller W, Peterson AT, Guisan A. 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701-709.

■ Brook BW, Akçakaya HR, Keith DA, Mace GM, Pearson RG, Araújo MB. 2009. Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Biology Letters.* doi: 10.1098/rsbl.2009.0480.

■ Brown RD. 2000. Northern Hemisphere Snow Cover Variability and Change, 1915-97. *Journal of Climate* 13: 2339-2355.

■ Buckley LB. 2008. Linking traits to energetics and population dynamics to predict lizard ranges in changing environments. *American Naturalist* 171: E1-E19.

■ Buckley LB. 2010. The range implications of lizard traits in changing environments. *Global Ecology and Biogeography* 19: 452-464.

■ Buisson L, Grenouillet G, Casajus N, Lek S. 2010. Predicting the Potential Impacts of Climate Change on Stream Fish Assemblages. *American Fisheries Society Sympossium* 73: 327-346.

■ Buisson L, Grenouillet G. 2009. Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity* 15: 613-626.

■ Buisson L, Thuiller W, Lek S, Lim P, Grenouillet G. 2008. Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology* 14: 2232-2248.

■ Buisson L. 2009. Poissons des rivières françaises et changement climatique : impacts sur la distribution des espèces et incertitudes des projections. Thèse de l'université de Toulouse. 282 p.

■ Carter TR, Parry ML, Harasawa H, Nichioka S. 1994. IPCC Technical Guidelines for Assessing Climate Change Impacts and Adaptations. Working Group II of the Intergovernmental Panel on Climate Change, University College, London. 59p.

■ Cattanéo F, Carrel G, Lamouroux N, Breil P. 2001. Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the lower Rhône at Montélimar, France. *Arch. Hydrobiol.* 151: 427-450.

■ Chalabert N. 2013. Identification et caractérisation des retenues à usage irrigation sur le bassin Adour-Garonne. Rapport de stage de Master 2 geomatique. Université de Toulouse. 53p.

■ Chauveau M, Chazot S, Perrin C, Bourgin PY, Sauquet E, Vidal JP, Rouchy N, Martin E, David J, Norotte T, Maugis P, De Lacaze X. 2013. Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ? *La Houille Blanche* 4: 5-15

■ Chen I-C, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD. 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333: 1024-1026.
■ Cheung WWL, Sarmiento JL, Dunne J, Frolicher TL, Lam VWY, Deng Palomares ML, Watson R, Pauly D. 2012. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. *Nature Clim. Change 3: 254–258.*
■ Chilmonczyk S, Monge D, De Kinkelin P. 2002. Proliferative kidney disease: cellular aspects of the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), response to parasitic infection. *Journal of Fish Diseases* 25: 217-226.
■ Church JA, White NJ. 2006. A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophys. Res. Lett.* 33: L01602.
■ Comiso JC. 2002. A rapidly declining perennial sea ice cover in the Arctic. *Geophys. Res. Lett.* 29: 1956.
■ Comiso JC. 2003. Large scale characteristics and variability of the global sea ice cover. *In*: Sea Ice - An Introduction to its Physics, Biology, Chemistry and Geology. TD Dieckmann GS (eds.). Blackwell Science, Oxford, UK. p112-142.
■ Comte L, Buisson L, Daufresne M, Grenouillet G. 2013. Climate-induced changes in the distribution of the freshwater fish. *Freshwater Biology* 58: 625-639.
■ Comte L, Grenouillet G. 2012. Changements globaux et distribution spatiale des espèces de poissons d'eau douce en France. Approche méthodologique et bilan des modifications observées. Rapport Onema. 20 p.
■ Conseil Economique et Social des Pays de la Loire. 2004. Les enseignements de la canicule de l'été 2003 dans les pays de la Loire. 62 p.
■ Cook J, Nuccitelli D, Green SA, Richardson M, Winkler B, Painting R, Way R, Jacobs P, Skuce A. 2013. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental Research Letters* 8: 024024.
■ Cook J, Nuccitelli D, Green SA, Richardson M, Winkler B, Painting R, Way R, Jacobs P, Skuce A. 2013. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental Research Letters* 8: 024024.
■ Coste M, Ector L. 2006. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations. *Systematics and Geography of Plants Special issue: Fresh water algae. Taxonomy, biogeography and conservation* 70(2): 373-400.
■ Dandin P. 2006 Changement climatique : quel impact sur les sécheresses ? Congrès sur la Gestion et la protection des ressources en eau, Fédération Nationale des Collectivités Concédantes et Régies, Bordeaux, sept. 2006. 31 p.
■ Dandin P. 2007. Evolution du climat et sécheresses. Congrès de la FNCCR, Bordeaux, septembre 2006, http://www.fnccr.asso.fr/documents/DANDIN.pdf. 2 p.
■ Danis P-A, Von Grafenstein U, Masson-Delmotte V, Planton S, Gerdeaux D, Moisselin J-M. 2004. Vulnerability of two European lakes in response to future climatic changes. *Geophys. Res. Lett.* 31: L21507.
■ Daufresne M, Bady P, Fruget J-F. 2007. Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia* 151: 544-559.
■ Daufresne M, Boët P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13: 2467-2478.
■ Daufresne M, Lengfellner K, Sommer U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 12788-12793.
■ Daufresne M, Roger MC, Capra H, Lamouroux N. 2004. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology* 10: 124-140.
■ Davis AJ, Lawton JL, Shorrocks B, Jenkinson LS. 1998. Individualistic species responses invalidate simple physiological models of community dynamics under global environmental change. *Journal of Animal Ecology* 67: 600-612.
■ De Perthuis C, Hallegatte S, Lecocq F. 2010. Economie de l'adaptation au changement climatique. Conseil économique pour le développement durable, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.
■ Déqué M, Jones RG, Wild M, Giorgi F, Christensen JH, Hassell DC, Vidale PL, Rockel B, Jacob D, Kjellström E, *et al.* 2005. Global high resolution versus Limited Area Model climate change projections over Europe: quantifying confidence level from PRUDENCE results. *Climate Dynamics* 25: 653-670.
■ Déqué M. 2007. Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values. *Extreme Climatic Events* 57: 16-26.
■ Dessai S, Hulme M. 2004. Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* 4: 107-128.
■ Devictor V, Julliard R, Couvet D, Jiguet F. 2008. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275: 2743-2748.
■ Diaz RJ, Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321: 926-929.
■ Dolédec S, Dessaix J, Tachet H. 1996. Changes within the Upper Rhône River macro-benthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects of natural change ? *Archiv Fur Hydrobiologie.* 136 19-40.

■ Dormann CF. 2007. Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology* 8: 387-397.

■ Dorts J, Grenouillet G, Douxfils J, Mandiki SM, Milla S, Silvestre F, Kestemont P. 2012. Evidence that elevated water temperature affects the reproductive physiology of the European bullhead *Cottus gobio*. *Fish Physiology and Biochemistry* 38: 389-399.

■ Drinan DP, Zale AV, Webb MAH, Taper ML, Shepard BB, Kalinowski ST. 2012. Evidence of Local Adaptation in Westslope Cutthroat Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 141: 872-880.

■ Dubois A. 2012. Les prélèvements d'eau en France en 2009 et leurs évolutions depuis dix ans. Commissariat général au développement durable. Service de l'observation et des statistiques. 8p.

■ Dubuisson B, Moisselin JM. 2006. Evolution des extrêmes climatiques en France à partir des séries observées. *La Houille Blanche* 6 : 42-47.

■ Ducharne A, Habets F, Déqué M, Evaux L, Hachour A, Lepaillier A, Lepelletier T, Martin E, Oudin L, Pagé C, Ribstein P, Sauquet E, Thiéry D, Terray L, Viennot P, Boé J, Bourqui M, Crespi O, Gascoin, S, Rieu J. 2009. Projet RExHySS - Impact du changement climatique sur les Ressources en eau et les Extrêmes Hydrologiques dans les bassins de la Seine et la Somme. Rapport de fin de contrat, Programme GICC, Projet N° 0000454. MEEDDM. 62 p.

■ Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, *et al.* 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.

■ Dullinger S, Dirnböck T, Grabherr G. 2004. Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. J. Ecol. 92: 241-252

■ Durlet P. 2009. Éléments techniques pour la préservation des ruisseaux. PNRM/ONF/ADAPEMONT/PNRHJ. LIFE04NAT/FR/000082. 80 p.

■ Dutartre A, Suffran Y. 2011. Changement climatique et invasions biologiques. Impacts sur les écosystèmes aquatiques, risques pour les communautés et moyens de gestion. Convention Onema - Cemagref, rapport 2010. 49 p.

■ Edeline E, Lacroix G, Delire C, Poulet N, Legendre S. 2013. Ecological emergence of thermal clines in body size. *Global Change Biology, 19: 3062 -3068.*

■ EEA (European Environment Agency). 2011. Hazardous substances in Europe's fresh and marine waters - An overview.

■ EEA technical report No 8/2011. Copenhague, Danemark.

■ Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudik M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

■ Engler R, Guisan A, Rechsteiner I. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.

■ Engler R, Guisan A. 2009. MigClim: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Divers. Distrib.* 15: 590-601.

■ Etchevers P, Golaz C, Habets F et Noilhan J. 2002. Impact of a climate change on the Rhone river catchment hydrology. *J. Geophys. Res.* 107(0): 4293.

■ EVHA, version 2.0, 1998. Un logiciel d'évaluation de l'habitat physique du poisson en rivière. CEMAGREF-LYON, 3 bis quai Chauveau, 69 336 Lyon Cedex 09, France.

■ Fabre J. 2012. Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Bilan des connaissances. Agence de l'*Eau Rhône Méditerranée Corse* 68p.

■ Fargione J, Brown CS, Tilman D. 2003. Community assembly and invasion: an experimental test of neutral versus niche processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 8916-8920.

■ Flett PA, Kraak GVD, Munkittrick KR, Leatherland JF. 1996. Overripening as the cause of low survival to hatch in Lake Erie coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) embryos. *Canadian Journal of Zoology* 74: 851-857.

■ Floury M, Usseglio-Polatera P, Ferreol M, Delattre C, Souchon Y. 2013. Global climate change in large European rivers : long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology* 19: 1085-1099.

■ FNE. 2011. La Lettre Eau n°55 « Course à l'irrigation : le hold-up de l'eau »

■ Franklin J. 2010. Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Divers. Distrib.* 16: 321-330.

■ Friedland KD. 1998. Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 119-130.
■ Friedman JH. 1991. Multivariate Adaptive Regression Splines. *Annals of Statistics* 19: 1- 141.
■ Friedman JH. 2001. Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *The Annals of Statistics* 29: 1189-1232.
■ Galea G, Vasquez-Paulus S, Renard B. Breil P. 2005. Impact des prélèvements d'eau pour l'irrigation sur les régimes hydrologiques des sous bassins du Tescou et de la Séoune. *Revue des sciences de l'eau* 18: 273-305
■ Gallien L, Münkemüller T, Albert CH, Boulangeat I, Thuiller W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? *Diversity and Distributions* 16: 331-342.
■ Gay M, Okamura B, de Kinkelin P. 2001. Evidence that infectious stages of *Tetracapsula bryosalmonae* for rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* are present throughout the year. *Diseases of Aquatic Organisms* 46: 31-40.
■ Gerdeaux D. 2004. The recent restoration of the whitefish fisheries in lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. *Ann. zool. Fennici.* 41: 181-189.
■ Gerdeaux D. 2011. Does global warming threaten the dynamics of Arctic charr in Lake Geneva? *Hydrobiologia* 660: 69-78.
■ Gibelin A-L, Déqué M. 2003. Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Climate Dynamics* 20: 327-339.
■ GIEC 2007. Climate Change 2007 - The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). ISBN 978 0521 88009-1. 996 p.
■ Gillet C, Quétin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *Journal of Fish Biology* 69: 518-534.
■ Giuntoli I, Maugis P, Renard B. 2012. Evolutions observées dans les débits des rivières en France : sélection d'un réseau de référence et analyse de l'évolution temporelle des régimes des 40 dernières années. Collection "*Comprendre pour Agir*" - Onema. 4p.
■ Giuntoli I, Renard B. 2010. Identification des impacts hydrologiques du changement climatique : constitution d'un réseau de référence pour la surveillance des étiages. *Rapport d'étude Cemagref-Onema* 106 p.
■ Gouin T, Armitage JM, Cousins IT, Muir DCG, Ng CA, Reid L, Tao S. 2013. Influence of global climate change on chemical fate and bioaccumulation: the role of multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 20-31.
■ Grant G, Haggerty R, Lewis S, Burkholder B, Wampler P. 2006 Potential effects of gravel augmentation on temperature in the Clackamas River. 10 p.
■ Grenouillet G, Buisson L, Casajus N, Lek S. 2011. Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography* 34: 9-17.
■ Grésillon JM, Sauquet E, Renard B, Lang M, Leblois E. 2007. Changement climatique et événements extrêmes : crues, inondations, sécheresses. Que peut-on dire aujourd'hui ? *Revue Française de Géotechnique* 120-121: 27-34.
■ Gugger M, Lenoir S, Berger C, Ledreux A, Druart JC, Humbert JF, Guette C, Bernard C. 2005a. First report in a river in France of the benthic *cyanobacterium Phormidium favosum* producing *anatoxin*-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon* 45(7): 919-928.
■ Gugger M, Molica R, Le Berre B, Dufour P, Bernard C, Humbert J-F. 2005b. Genetic diversity of *Cylindrospermopsis trains* (Cyanobacteria) isolated from four continents. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 1097-1100.
■ Guisan A, Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
■ Guisan A, Zimmermann NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
■ Habets F, Boone A, Champeaux JL, Etchevers P, Franchistéguy L, Leblois E, Ledoux E *et al.* 2008. The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 113(D6). doi: 10.1029/2007JD008548.
■ Habets F, Boé J, Déqué M, Ducharne A, Gascoin S, Hachour A, Martin E, Pagé C, Sauquet E, Terray L, *et al.* 2013. Impact of climate change on the hydrogeology of two basins in northern France. *Climatic Change* 121(4): 771-785.
■ Hanley JA, McNeil BJ. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating (ROC) *Curvel characteristic. Radiology* 143: 29-36.
■ Hari RE, Livivingstone DM, Siber R, Burkardt-Holm P, Güttinger H. 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology* 12: 10-26.
■ Hastie T, Tibshirani R. 1990. Generalized additive models. Chapman and Hall, London.
■ Hayer CA, Wall SS, Berry CR. 2008. Evaluation of Aquatic Gap Analysis fish distribution models for rare fish species in South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1259-1269.

■ Hein CL, Öhlund G, Englund G. 2011. Dispersal through stream networks: modelling climate-driven range expansions of fishes. *Diversity and Distributions* 17: 641-651.
■ Heino J, Virkkala R, Toivonen H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84: 39-54.
■ Helland IP, Finstad AG, Forseth T, Hesthagen T, Ugedal O. 2011. Ice-cover effects on competitive interactions between two fish species. *Journal of Animal Ecology* 80: 539-547.
■ Helmuth B, Kingsolver JG, Carrington E. 2005. Biophysics, physiological ecology, and climate change: Does mechanism matter? *Annual review of Physiology* 67: 177-201.
■ Hernandez M, Saint-Pierre C, Olar M, Dideron S, De Vit C, Rooses L. 2012. Élaborer et mettre en œuvre une stratégie ou un plan d'action d'adaptation dans un territoire : Eléments méthodologiques tirés de l'expérience internationale. ADEME. 60 p.
■ Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29(5): 773-785
■ Hiddink JG, Ter Hofstede R. 2008. Climate induced increases in species richness of marine fishes. *Global Change Biology* 14: 453-460.
■ Hooper MJ, Ankley GT, Cristol DA, Maryoung LA, Noyes PD, Pinkerton KE. 2013. Interactions between chemical and climate stressors: a role for mechanistic toxicology in assessing climate change risks. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(1): 32-48.
■ Hubert E. 2005. Gouvernance et vulnérabilités du territoire péri-industriel : Méthodologie d'aide à la réflexion pour une maîtrise de l'urbanisation efficace et durable vis-à-vis du risque industriel majeur. Thèse. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. 384 p.
■ Huet M. 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Zeitschrift für Hydrologie* 11: 332-351
■ Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* 15: 56-61.
■ Huntley B, Barnard P, Altwegg R, Chambers L, Coetzee BWT, Gibson L, Hockey PAR, Hole DG, Midgley GF, Underhill LG, Willis SG. 2010. Beyond bioclimatic envelopes: dynamic species' range and abundance modelling in the context of climatic change. *Ecography* 33: 21-626.
■ Hutchinson GE. 1957. Population studies - Animal ecology and demography - *Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
■ Isaak DJ, Rieman BE. 2013. Stream isotherm shifts from climate change and implications for distributions of ectothermic organisms. *Global Change Biology* 19: 742-751.
■ Jähnig SC, Kuemmerlen M, Kiesel J, Domisch S, Cai Q, Schmalz B, Fohrer N. 2012. Modelling of riverine ecosystems by integrating models: conceptual approach, a case study and research agenda. *Journal of Biogeography* 39: 2253-2263.
■ Jenkins DG, Brescacin CR, Duxbury CV *et al.* 2007 Does size matter for dispersal distance? *Global Ecology and Biogeography* 16: 415-425.
■ Jeppesen E, Meerhoff M, Holmgren K, González-Bergonzoni I, Teixeira-de Mello F, Declerck SJ, Meester L, Søndergaard M, Lauridsen T, Bjerring R, *et al.* 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646: 73-90.
■ Jeppesen E, Mehner T, Winfield I, Kangur K, Sarvala J, Gerdeaux D, Rask M, Malmquist H, Holmgren K, Volta P, *et al.* 2012. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694: 1-39.
■ Jeschke J, Strayer D. 2008. Usefulness of Bioclimatic Models for Studying Climate Change and Invasive Species. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 1-24.
■ Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890.
■ Johnson SL. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 913-923.
■ Jongejans E, Skarpaas O, and Shea K. 2008. Dispersal, demography and spatial population models for conservation and control management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 153-170.
■ Jouzel J, Masson-Delmotte V, Cattani O, Dreyfus G, Falourd S, Hoffmann G, Minster B, Nouet J, Barnola JM, Chappellaz J, *et al.* 2007. Orbital and Millennial Antarctic Climate Variability over the Past 800,000 Years. *Science* 317: 793-796.
■ Karamalengos O. 2009. Exemple de l'impact thermique d'un étang sur un petit cours d'eau. Saône et Loire. Onema. 20 p.

■ Kates RW, Wilbanks TJ. 2003. Making the global local: Responding to climate change concern from the ground up. *Environment* 45: 12-23.
■ Kearney M, Porter WP. 2004. Mapping the fundamental niche: physiology, climate, and the distribution of a nocturnal lizard. *Ecology* 85: 3119-3131.
■ Kearney M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* 115: 186-91.
■ Keith P, Allardi J. 2001 Atlas des Poissons d'Eau douce de France. *Patrimoines Naturels.* 47. 387p.
■ Kimberly DA, Salice CJ. 2012. Understanding interactive effects of climate change and toxicants: importance of evolutionary processes. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8: 385-386.
■ King HR, Pankhurst NW, Watts M. 2007. Reproductive sensitivity to elevated water temperatures in female Atlantic salmon is heightened at certain stages of vitellogenesis. *Journal of Fish Biology* 70: 190-205.
■ Kishi D, Murakami M, Nakano S, Maekawa K. 2005. Water temperature determines strength of top-down control in a stream food web. *Freshwater Biology* 50: 1315-1322.
■ Kocan R, Hershberger P, Sanders G, Winton J. 2009. Effects of temperature on disease progression and swimming stamina in Ichthyophonus-infected rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases* 32: 835-843.
■ Lamouroux N. 2002. Estimhab: estimating instream habitat quality changes associated with river management. Shareware & User's guide. http://www.lyon.cemagref.fr/bea/dynam/dynamENG/estimhabENG.shtml. Cemagref, Lyon.
■ Lancaster J, Downes BJ. 2010. Linking the hydraulic world of individual organisms to ecological processes: Putting ecology into ecohydraulics. *River Res. Appl.* 26: 385-403.
■ Larson LL, Larson SE. 1996. Riparian shade and stream temperature: A perspective. *Rangelands* 18(4): 149-152.
■ Lascaux JM, Lagarrigue T, Baran P. 2001. Gestion hydrologique de l'Yonne en aval de Pannecière. Incidences sur le peuplement piscicole et propositions de restauration. Rapport E.CO.G.E.A. pour la FDAAPPMA de la Nièvre , 78 p. + annexes.
■ Lascaux JM, Cazeneuve L. 2008. Etude de l'impact écologique des éclusées sur la rivière Dordogne: Analyse des pressions exercées par les phénomènes d'éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et proposition de solutions susceptibles de les atténuer. Rapport final de la phase 1. 77 p.
■ Lassalle G, Rochard E. 2009a. Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology* 15: 1072-1089.
■ Lassalle G, Crouzet P, Rochard E. 2009b. Modelling the current distribution of European diadromous fishes: an approach integrating regional anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* 54: 587-606.
■ Lassalle G, Béguer M, Beaulaton L, Rochard E. 2009c. Learning from the Past to Predict the Future: Responses of European Diadromous Fish to Climate Change. *American Fisheries Society symposium* 69: 175-193.
■ Lauzeral C. 2012. Prédiction du potentiel d'invasion des espèces non natives par des modèles de niche : approches méthodologiques et applications aux poissons d'eau douce sur le territoire français. Université Toulouse III - Paul Sabatier. 229 p.
■ Lawler JJ, White D, Neilson RP, Blaustein AT. 2006. Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. *Global Change Biology* 12: 1568-1584.
■ Leprieur F, Robin A. 2011. INVAQUA : Prédiction de l'établissement des espèces exotiques dans les milieux aquatiques : vers une anticipation des invasions biologiques. Rapport Onema. 93 p.
■ Lisiecki LE, Raymo ME. 2005. A Pliocene-Pleistocene stack of 57 globally distributed benthic δ18O records. *Paleoceanography* 20: PA1003.
■ Liu CR, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
■ Logez M, Bady P, Pont P. 2012. Modelling the habitat requirement of riverine fish species at the European scale: sensitivity to temperature and precipitation and associated uncertainty. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 266-282.
■ Lomba A, Pellissier L, Randin C, *et al.* 2010. Overcoming the rare species modelling paradox: a novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation* 143(11): 2647)-2657.
■ López-Moreno JI, Goyette S, Beniston M. 2009. Impact of climate change on snowpack in the Pyrenees: Horizontal spatial variability and vertical gradients. *Journal of Hydrology* 374: 384-396.
■ Manné S, Poulet N, Dembski S. 2013. Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. Knowl. Managt. *Aquatic Ecosyst.* 411. 2.
■ Marcogliese D. 2008. The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)* 27: 467-484.
■ Martin TE. 2007. Climate correlates of 20 years of trophic changes in a high elevation riparian system. *Ecology* 88: 367-380.

■ Mattheeuws A, Genin M, Detollenaere A, Micha JC. 1981. Etude de la reproduction du gardon *(Rutilus rutilus*) et des effets d'une élévation provoquée de la température en Meuse sur cette reproduction. *Hydrobiologia* 85(3): 271-282.

■ Matthews W, Marsh-Matthews E, Cashner R, Gelwick F. 2013. Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. *Oecologia* 173(3): 955-69.

■ McAllister DE, Hamilton AL, Harvey B. 1997. Global Freshwater Biodiversity: Striving for the Integrity of Freshwater Ecosystems. *Sea Wind—Bulletin of Ocean Voice International* 11(3): 1-140.

■ McCarty JP. 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology* 15: 320-331.

■ McCullagh P, Nelder J. 1989. Generalized Linear Models, Second Edition. Chapman.

■ McKenzie Hedger M, Connell R, Bramwell P. 2006. Bridging the gap: empowering decision-making for adaptation through the UK Climate Impacts Program. *Climate Policy* 6: 201-215.

■ Mearns LO. 2010. The drama of uncertainty. *Climatic change* 100: 77-85.

■ Midgley GF, Davies ID, Albert CH, Altwegg R, Hannah L, Hughes GO, O'Halloran LR, Seo C, Thorne JH, Thuiller W. 2010. BioMove - an integrated platform simulating the dynamic response of species to environmental change. *Ecography* 33: 612-616.

■ Migaud H, Fontaine P, Sulistyo I, Kestemont P, Gardeur JN. 2002. Induction of out-of-season spawning in Eurasian perch *Perca fluviatilis*: effects of cooling and chilling periods on female gametogenesis and spawning. *Aquaculture* 205: 253-267.

■ Moatar F, Gailhard J. 2006. Water temperature behaviour in the River Loire since 1976 and 1881. *Comptes Rendus Geoscience* 338: 319-328.

■ Moisselin J-M, Schneider M, Canellas C, Mestre O. 2002. Changements Climatiques en France au XX^{e} siècle. Etude des longues séries de données homogénéisées françaises de précipitations et de températures. *La Météorologie* 38 : 45-56.

■ Moss R, Babiker M, Brinkman S, Calvo E, Carter T *et al.* 2008. Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies. *Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva,* 132 p.

■ Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, Van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, *et al.* 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463: 747-756.

■ Mouthon J, Daufresne M. 2006. Effects of the 2003 heatwave and climatic warming on mollusc communities of the Saône: a large lowland river and of its two main tributaries (France). *Global Change Biology* 12: 441-449.

■ Nakićenović N, Swart R. 2000. Special Report on Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University.

■ Nenzén HK, Araújo MB. 2011. Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological modeling* 222: 3346-3354.w

■ Nicolas V, Oraison F, Souchon Y, Van Looy K. 2012. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? Onema. 8 p.

■ NOAA National Climatic Data Center. 2012. State of the Climate: Global Analysis for Annual 2012, published online December 2012, retrieved on June 24, 2013 from http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/2012/13.

■ Noyes PD, McElwee MK, Miller HD, Clark BW, Van Tiem LA, Walcott KC, Erwin KN, Levin ED. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. *Environment International* 35: 971-986.

■ Olden JD, Rooney TP. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113-120.

■ OsCC - Observatoire Savoyard du Changement climatique. 2011. Evolution des débits des cours d'eau et perspective dans le cadre du changement climatique. *Impacts.* 2.

■ OsCC - Observatoire Savoyard du Changement Climatique. 2012. Suivi de la température des lacs. Bilan 2012. I*mpacts.* 8.

■ Pagé C, Terray L. 2011. Nouvelles projections climatiques à échelle fine sur la France pour le XXI^{e} siècle : les scenarii SCRATCH2010. CERFACS. 25 p.

■ Pankhurst NW, Purser GJ, Van Der Kraak G, Thomas PM, Forteath GNR. 1996. Effect of holding temperature on ovulation, egg fertility, plasma levels of reproductive hormones and in vitro ovarian steroidogenesis in the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss. Aquaculture* 146: 277-290.

■ Parmesan C, Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42.

■ Patra RW, Chapman JC, Lim EP, Gehrke PC. 2007. The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. *Environmental Toxicology and chemistry* 26: 1454-1459.

■ Pearson RG, Dawson TP. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-371.



■ Pearson RG, Thuiller W, Araujo MB *et al.* 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704-1711.
■ Perrin C, Michel C, Andréassian V. 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279(1-4): 275-289.
■ Peterson AT, Ortega-Huerta MA, Bartley J, Sanchez-Cordero V, Soberon J, Buddemeier RH, Stockwell DRB. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.
■ Philippe E, Habets F, Martin E, David C. 2012. Impact des retenues collinaires sur les débits des Pays de la Loire. 44p
■ Piffady J. 2010. Etudes des réponses des assemblages de poissons aux variations de l'environnement par modélisation hiérarchique bayésienne : Application aux juvéniles de cyprinidés du Haut-Rhône. Thèse. 249 p.
■ Piou C, Prévost E, Tentelier C. 2010. Effet du changement climatique sur les populations d'eau froide : le cas des populations de saumon atlantique. Rapport final. Fonctionnement des écosystèmes aquatiques et changements globaux - Effet du changement climatique sur les populations de poissons migrateurs d'eau froide (Action n°3).
■ Piou C, Prévost E. 2012. A demo-genetic individual-based model for Atlantic salmon populations: Model structure, parameterization and sensitivity. *Ecological Modelling* 231: 37-52.
■ Piou C, Prévost E. 2013. Contrasting effects of climate change in continental vs. oceanic environments on population persistence and microevolution of Atlantic salmon. *Global Change Biology* 19: 711-723.
■ Plan Bleu. 2011. Adaptation au changement climatique dans le secteur de l'eau en Méditerranée : situation et perspectives.
■ Plan Bleu, Valbonne 2011. *Les Cahiers du Plan Bleu* 10.
■ Poff NL, Zimmerman JKH. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55: 194-205.
■ Poff NL, Ward JV. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1805-1818.
■ Poirel A, Lauters F, Desaint B. 2008. 1977-2006 : Trente années de mesures des températures de l'eau dans le Bassin du Rhône. *Hydroécol. Appl.* 16: 191-213.
■ Pont D, Hugueny B, Beier U, Goffaux D, Melcher A, Noble R, Rogers C, Roset N, Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70-80.
■ Porter WP, Kearney M. 2009. Size, shape, and the thermal niche of endotherms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 19666-19672.
■ Poulet N, Beaulaton L, Dembski S. 2011. Time trends in fish populations in metropolitan France: insights from national monitoring data. *Journal of Fish Biology* 79: 1436-1452.
■ Poulet N. 2012. Utilisation des modèles de niche pour l'évaluation des risques d'établissement des espèces exotiques. *Sciences Eaux & Territoires* 6: 96-99.
■ Rahel FJ, Olden JD. 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* 22: 521-533.
■ Rapport Clim-arbres. 2012. Office fédéral de l'Environnement. 173 p.
■ Renard B, Lang M, Bois P, Dupeyrat A, Mestre O, Niel H, Gailhard J, Laurent C, Neppel L, Sauquet E. 2006. Evolution des extrêmes hydrométriques en France à partir de données observées. *Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau.* 6 : 48-54.
■ Renard B. 2006. Détection et prise en compte d'éventuels impacts du changement climatique sur les extrêmes hydrologiques en France. Thèse. INP Grenoble. 361 p.
■ Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.
■ Rougier T, Drouineau H, Dumoulin N, Faure T, Deffuant G, Rochard E, Lambert P. 2014. The GR3D model, a tool to explore the Global Repositioning Dynamics of Diadromous fish Distribution. *Ecological Modelling* 283: 31-44.
■ Rumelhart DE, Mc Clelland JL. 1986. Parallel Distributed Processing: Explorations in the microstructure of Cognition. MIT Press, Cambridge, USA.
■ Sabaton C. 2003. Méthodes des microhabitats dans les cours d'eau. Approche IFIM et Approche ESTIMHAB. EDF. 18 p.
■ Saino N, Rubolini D, Lehikoinen E, Sokolov LV, Bonisoli-Alquati A, Ambrosini R, Boncoraglio G, Møller AP. 2009. Climate change effects on migration phenology may mismatch brood parasitic cuckoos and their hosts. *Biology Letters* 5: 539-541.
■ Schlosser IJ, Ebel KK. 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream. *Ecol. Monogr.* 59: 41-57.
■ Schneider KN, Newman RM, Card V, Weisberg S, Pereira DL. 2010. Timing of walleye spawning as an indicator of climate change. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 1198-1210.

■ Schwarzenbach RP, Escher BI, Fenner K, Hofstetter TB, Johnson CA, von Gunten U, Wehrli B. 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313: 1072-1077.

■ Seager R, Battisti DS, Yin J, Gordon N, Naik N, Clement AC, Cane MA. 2002. Is the Gulf Stream responsible for Europe's mild winters? *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 128: 2563-2586.

■ Secrétariat technique du bassin Loire-Bretagne. 2011. SDAGE LOIRE-BRETAGNE 2010-2015. Foire aux questions

■ Sharma S, Jackson DA, Minns CK, Shuter BJ. 2007. Will northern fish populations be in hot water because of climate change? *Global Change Biology.*13: 2052-2064.

■ Sheridan JA, Bickford D. 2011. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Clim.* Change. 1: 401-406.

■ Shuter BJ, Finstad AG, Helland IP, Zweimüller I, Hölker F. 2012. The role of winter phenology in shaping the ecology of freshwater fish and their sensitivities to climate change. *Aquatic Sciences* 74: 637-657.

■ Sigman DM, Boyle EA. 2000. Glacial/interglacial variations in atmospheric carbon dioxide. *Nature* 407: 859-869.

■ Sinclair SJ, White MD, Newell GR. 2010. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? *Ecology and Society* 15(1): 8.

■ Souchon Y, Tissot L. 2012. Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. Knowl. Managt. *Aquatic Ecosyst.* 405. 48 p.

■ Stockwell DRB, Peterson AT. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.

■ Sutton RT, Dong B. 2012. Atlantic Ocean influence on a shift in European climate in the 1990s. *Nature Geosci* 5: 788-792.

■ Sutton RT, Hodson DLR. 2005. Atlantic Ocean Forcing of North American and European Summer Climate. *Science* 309: 115-118.

■ Tales É. 2008. Tendances d'évolution des peuplements de poissons de la Seine en réponse à la variabilité *hydroclimatique. Hydroécol. Appl.* 16: 29-52.

■ Tharme RE. 2003. A Global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging Trends in the Development and Application of Environmental Flow Methodologies for Rivers. *River Research and Applications* 19(5-6): 397-441.

■ Thomas P, Rahman S, Khan IA, Kummer JA. 2007. Widespread endocrine disruption and reproductive impairment in an estuarine fish population exposed to seasonal hypoxia. *Proceedings of the Royal Society* B 274: 2693-2701.

■ Thuiller W, Albert C, Araújo MB, Berry PM, Cabeza M, Guisan A, Hickler T, Midgley GF, Paterson J, Schurr FM, *et al.* 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Space matters - Novel developments in plant ecology through spatial modelling* 9: 137-152.

■ Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araujo MB. 2009. BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.

■ Tilman D. 1999. Ecology - Diversity and production in European grasslands. *Science* 286(5442): 1099-1100.

■ Tisseuil C, Vrac M, Grenouillet G Wade A J Gevrey M Oberdorff T Grodwohl JB, Lek S. 2012a. Strengthening the link between climate, hydrological and species distribution modeling to assess the impacts of climate change on freshwater biodiversity. *Science of Total environment* 424: 193-201.

■ Tisseuil C, Vrac M, Grenouillet G, Wade AJ, Gevrey M, Oberdorff T, Grodwohl JB, Lek S. 2012b. Projected impacts of climate change on spatio-temporal patterns of freshwater fish beta diversity: a deconstructing approach. *Global Ecology and Biogeography* 21: 1213-1222.

■ Tissot L, Sabaton C, Gouraud V. 2011. Guide méthodologique de la méthode des micro-habitats - Protocole d'application EDF R&D. H-P76-2008-00326-FR.

■ Travade F, Carry L. 2008. Effet de la canicule de 2003 sur les poissons migrateurs en Garonne et Dordogne - Réflexions sur l'effet des rejets thermiques de la centrale nucléaire de Golfech sur la Garonne. *Hydroécol. Appl.* 16: 169-189.

■ Tyler JA, Rose KA. 1994. Individual variability and spatial heterogeneity in fish population models. *Rev. Fish Biol. Fish.* 4: 91-123.

■ UICN France, MNHN, SFI, Onema. 2010. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France.

■ Vernoux JF, Seguin JJ. 2011. Etablissement d'un réseau de référence piézométrique pour le suivi de l'impact du changement climatique sur les eaux souterraines. Rapport BRGM/RP -59286-FR.

■ Vogt J, Soille P, de Jager A *et al.* 2007. A pan-European River and Catchment database. JRC References reports. 124 p.

Wahli T, Knuesel R, Bernet D, Segner H, Pugovkin D, Burkhardt-Holm P, Escher M, Schmidt-Posthaus H. 2002. Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge. *Journal of Fish Diseases* 25: 491-500.



■ Walther G-R, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.

■ Webb BW, Nobilis F. 2007. Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Sciences Journal* 52: 74-85.

■ Wedekind C, Kûng C. 2010. Shift of spawning season and effects of climate warming on developmental stages of a Grayling (*Salmonidae*). *Conservation Biology* 24: 1418-1423.

■ Wenning RJ, Finger SE, Guilhermino L, Helm RC, Hooper MJ, Landis WG, Menzie CA, Munns Jr WR, Römbke J, Stahl Jr RG. 2010. Global climate change and environmental contaminants: a SETAC call for research. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6(2): 197-198.

■ Wiegand T, Revilla E, Knauer F. 2004. Dealing with Uncertainty in Spatially Explicit Population Models. *Biodivers. Conserv.* 13: 53-78.

■ Wilson JB. 1990. Mechanisms of species coexistence: twelve explanations for Hutchinson's 'paradox of the plankton': evidence from New Zealand plant communities. *New Zealand Journal of Ecology* 13: 17-42.

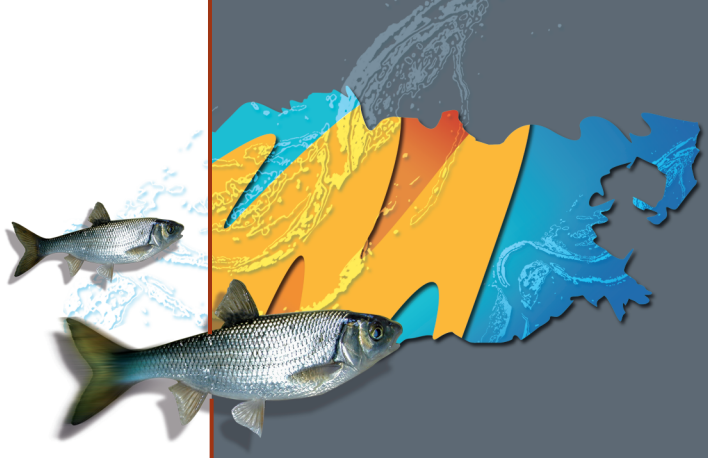
■ Winder M, Schindler DE. 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85: 2100-2106.

■ Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, NCEAS Predicting Species Distribution Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.

■ Xenopoulos MA, Lodge DM, Alcamo J, Märker M, Schulze K, Van Vuuren DP. 2005. Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology* 11: 1557-1564.

■ Xu KY, Ye WH, Cao HL, Deng X, Yang QH, Zhang Y. 2004. The role of diversity and functional traits of species in community invasibility. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 45: 149-157.





Coordination

Florence Baptist (Biotope)
Nicolas Poulet (Onema)
Nirmala Séon-Massin (Onema puis ONCFS)

Rédaction

Bénédicte Augeard (Onema)
Florence Baptist (Biotope)
Michael Guillon (Biotope)
Céline Lacour (Onema)
Quentin Molina (Biotope)
Thomas Pelte (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse)
Olivier Perceval (Onema)
Nicolas Poulet (Onema)
Nirmala Séon-Massin (ONCFS)

Avec la contribution de

Philippe Baran (Onema)
Laëtitia Buisson (UMR Ecolab, Univ. Paul Sabatier)
Martin Daufresne (Irstea)
Cécile Delattre (EDF, R&D)
Gwenaëlle Fahrner (Biotope)
Bastien Gamboa (Biotope)
Daniel Gerdeaux (Inra)
Gaël Grenouillet (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Florence Habets (UMR Métis Univ. Pierre et Marie Curie, CS Onema)
Laëtitia Buisson (UMR Ecolab, Univ. Paul Sabatier)
Gaël Grenouillet (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Lise Comte (UMR EDB, Univ. Paul Sabatier)
Géraldine Lassalle (Irstea)
Maxime Logez (Irstea)
Cyril Piou (Cirad)
Etienne Prévost (Inra)
Didier Pont (Irstea)
Eric Rochard (Irstea)
Thibaud Rougier (Irstea)
Laurence Tissot (EDF, R&D)
Yves Souchon (Irstea)

Edition

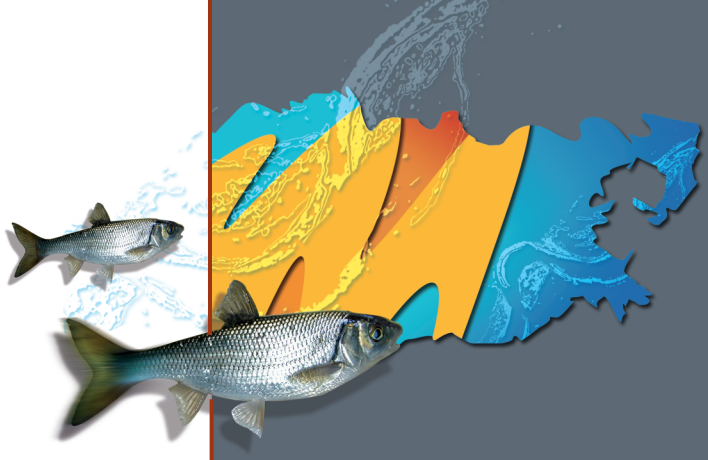
Véronique Barre (Onema, direction de l'action scientifique et technique)
veronique.barre@onema.fr

Création et mise en forme graphiques

Béatrice Saurel (saurelb@free.fr)

Citation

Florence Baptist, Nicolas Poulet & Nirmala Séon-Massin (coordinateurs), 2014.
Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation.
Onema. *Collection Comprendre pour agir.* 128 pages.



La collection ***Comprendre pour agir*** accueille des ouvrages issus de travaux de recherche et d'expertise mis à la disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs et des gestionnaires de l'eau et des milieux aquatiques.

Déjà parus

1- Eléments d'hydromorphologie fluviale
(octobre 2010)

2- Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière
(mai 2011)

3- Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels
(decembre 2011)

4- Evolutions observées dans les débits des rivières en France
(décembre 2012)

5- Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?
(décembre 2012)

6- Quels outils pour caractériser l'intrusion saline et l'impact potentiel du niveau marin sur les aquifères littoraux ?
(avril 2013)

7- Captages Grenelle : au-delà de la diversité, quels caractères structurants pour guider l'action ?
(septembre 2013)

8- Les évaluations économiques en appui à la gestion des milieux aquatiques
(octobre 2013)

9- Les dimensions sociales des politiques de l'eau
(décembre 2013)

10- Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau ? Retours d'expériences en Europe, un point de vue des sciences humaines et sociales
(fevrier 2014)

11- Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons Principes et méthodes
(mai 2014)

12- La compétence " Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations " (GEMAPI)
(sepembre 2014)

13- Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation
(octobre 2014)

Contact : veronique.barre@onema.fr



ISBN : 979-10-91047-38-8
Achevé d'imprimer en France par IME en octobre 2014.
Cet ouvrage a été réalisé avec des encres végétales sur du papier PEFC 100% issu de forêts gérées durablement et de sources contrôlées, chez un imprimeur respectant toutes les normes environnementales.

AFAQ ISO 14001 Version 2004

Les milieux aquatiques recèlent une véritable richesse écologique, constituent un patrimoine culturel unique et une ressource économique importante pour la société. A l'heure du changement climatique, ces milieux, déjà fortement sollicités par l'homme, font également l'objet d'inquiétudes croissantes. Quelles seront les conséquences du changement climatique sur l'hydrologie de ces milieux ? Comment les écosystèmes aquatiques et les organismes qui leur sont inféodés réagiront-ils à ces nouvelles conditions ? Quelles mesures peut-on mettre en place pour limiter leur vulnérabilité ? Les poissons, organismes emblématiques des cours d'eau et ressource pour nombre d'activités humaines, figurent parmi les espèces potentiellement concernées par le changement climatique.

Ce *Comprendre pour agir* donne un aperçu des connaissances actuelles sur le changement climatique et ses conséquences sur l'hydrologie des cours d'eau français métropolitains et sur la biodiversité piscicole. A travers cet état de l'art, sont présentés différents outils de projection et leur domaine d'application, permettant d'apporter des réponses quantitatives sur l'ampleur des changements attendus. Enfin un chapitre est dédié aux mesures d'adaptation dont la mise en œuvre compatible avec la réglementation actuelle pourrait dès aujourd'hui, et à plus long terme, limiter la vulnérabilité des poissons et des écosystèmes d'eau douce.

Un tel ouvrage apporte donc à la fois des connaissances générales sur l'évolution des hydrosystèmes et des communautés piscicoles sous forçage climatique mais également des éléments de compréhension pour appréhender et utiliser les modèles dans la limite des incertitudes inhérentes à ces outils.

Florence BAPTIST est docteur en écologie. Actuellement directeur d'étude au sein du service R&D de la société Biotope, elle travaille depuis plusieurs années dans le champ de l'eau et du changement climatique à travers différents projets incluant l'étude « Explore 2070 » commanditée par le ministère en charge de l'écologie et dont elle a coordonné le volet biodiversité.

Nicolas POULET est docteur en écologie aquatique. Il occupe un poste de chargé de mission à la direction de l'action scientifique et technique de l'Onema où il travaille à améliorer les connaissances sur les espèces aquatiques et leurs relations avec le milieu.

Nirmala SÉON-MASSIN est docteur en écologie. Elle travaille depuis plusieurs années à améliorer l'interface entre science, politique publique et gestion dans les domaines de la biodiversité et de l'eau. Après avoir été chargée de mission à l'Onema, elle a rejoint la direction des études et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage.

biotope
faune, flore & environnement
www.biotope.fr

ONEMA
Office national de l'eau et des milieux aquatiques
www.onema.fr

Photo couverture : N. Poulet - ISBN : 970-10-91047-38-8