



Réservoirs Biologiques

Du Bassin Rhône Méditerranée

Analyse de contexte et perspectives – Synthèse opérationnelle

FLOURY Mathieu
CHANDESRIS André
SOUCHON Yves

Février 2020



1. Définition, concept et caractéristiques

Les réservoirs biologiques correspondent à des espaces vitaux pour la biodiversité aquatique : ce sont des espaces de vie pour la flore et la faune, habitats, zones de reproduction, nourriceries ou refuges. Ils sont choisis et définis géographiquement de façon à « irriguer » biologiquement un ensemble plus vaste du réseau hydrographique. Ils sont sources de dispersion des propagules ou des juvéniles de différentes espèces pour ce réseau. Enfin, ils sont considérés comme un des leviers de la politique de préservation ou de restauration des milieux aquatiques, notamment pour garantir le bon état écologique des masses d'eau. Le concept a été entériné par décret du 14/12/2007 (article R214-108 du Code de l'Environnement, CE). Il convient d'ajouter que ce concept réglementaire est invoqué dans les dispositions de l'article L 214-17 du CE dont l'objet principal concerne le classement des cours d'eau, et, en conséquence, est intimement lié à la notion d'obstacle à la continuité (tant physique que biologique) précisée par l'article R214-109 du CE.

Les mesures de gestion liées aux réservoirs biologiques ciblent en priorité la **fonction de dispersion** (classement liste 1 ou liste 2) à partir d'un **espace pré identifié favorable à la biologie**.

Il ne s'agit pas d'une mesure conservatoire en tant que telle prévue par ailleurs dans l'arsenal législatif et réglementaire existant.

Cette définition réglementaire constitue un élément nouveau dans le paysage des mesures de gestion existantes étant donné qu'elle concerne une fonction majeure de la qualité des hydroécosystèmes : **la dispersion** est au cœur de la stratégie spatiale de colonisation du milieu par les organismes aquatiques. Or, elle est contrainte par la structure spatiale du réseau hydrographique. Selon différents auteurs, cette structure implique donc des approches particulières liées à la **continuité longitudinale**, à la **structure du réseau en tant que vecteur de transport** des nutriments, de la matière organique et des organismes eux-mêmes, à **l'interdépendance entre les cours d'eau et leurs bassins versants** (Hynes, 1975), et à la **dynamique hydrologique** (Poff et al., 1997).

Deux exemples de communautés biologiques sont présentés afin d'illustrer la façon d'envisager le concept de réservoir biologique.

La première illustration concerne les salmonidés, espèces emblématiques aux stratégies de dispersion et de recolonisation performantes, bien qu'elles soient exigeantes en termes de qualité du milieu (température, oxygénation, habitat). Si l'on prend par exemple le cas de la Truite fario, bien présente dans le bassin du Rhône, une étude de référence de 25 ans sur la période 1972 – 1997 dans le bassin du Scorff en Bretagne (Baglinière et Maisse, 2002) apporte des éléments bien documentés sur la biologie, la démographie et l'écologie de l'espèce.

A l'échelle d'un bassin versant de 480 km², il existe une nette discrimination spatiale du point de vue de la répartition en âge et en nombre : les densités les plus élevées sont observées dans les ruisseaux et les têtes de bassin où se localisent principalement les juvéniles de l'année ou 0+, tandis que les individus plus âgés (un à six ans) colonisent la rivière principale (Fig. 1).

Les têtes de bassin et les affluents jouent donc un rôle très important de nurserie, le système fonctionnant par dispersion progressive de jeunes sujets depuis ces zones vers la rivière principale au cours du temps et du cycle de développement.

Comme dans tout système écologique, il existe une forte variabilité interannuelle de recrutement, souvent en lien avec la variabilité climatique et plus particulièrement celle des débits. Cette variabilité est plus importante pour les juvéniles de l'année que pour les poissons d'un an plus âgés sur le Scorff. Tout se passe comme si le recrutement était généralement surnuméraire pour assurer la pérennité de l'espèce, puis les facteurs climatiques et in fine trophiques (nourriture disponible) régulent la

population à la capacité d'accueil d'adultes de la rivière. Les années de mauvais recrutement sont généralement compensées dans la durée, étant entendu que le système reste suffisamment ouvert pour que la Truite fario puisse y déployer sa stratégie de large colonisation spatiale entre les différents milieux évoqués.

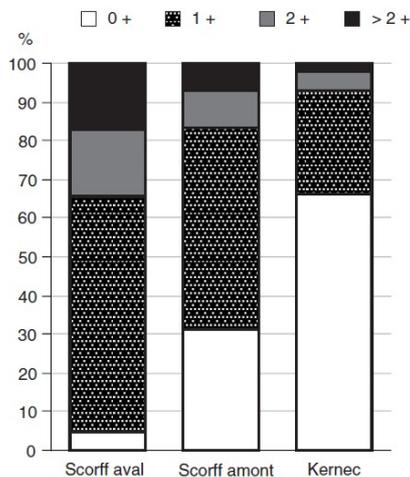


Figure 1. Répartition interannuelle moyenne des différentes classes d'âge de la Truite fario dans le système Scorff. Extrait de Baglinière et Maisse (2002).

On peut signaler dans le bassin du Rhône plusieurs stratégies spatiales liées à la conformation géomorphologique et à l'hydrologie de sous régions géologiques :

- utilisation comme frayères et nurseries de têtes de bassin pouvant s'assécher en période estivale (plateau ardéchois, ex. rivière le Sumène, affluent du Doux),
- utilisation majoritaire de tout le linéaire de la rivière principale dans les régions alpines, où les affluents sont très pentus et à caractère torrentiel (ex. rivière la Roizonne, affluent de la Bonne),
- utilisation très ciblée de microzones de substrat favorable, cantonnées derrière de gros blocs, là où le schéma standard d'accumulation de grandes plages de graviers en fin de mouille n'existe pas.

En résumé, la Truite fario a pour stratégie une utilisation large et complémentaire de plusieurs espaces répartis dans les bassins versants. Néanmoins, plusieurs variantes par rapport au modèle général décrit existent et doivent être connues pour circonscrire de façon efficace les aires nécessaires à l'accomplissement de son cycle biologique. L'espèce est dotée d'une bonne capacité de dispersion, propriété inhérente à sa stratégie, mais à condition qu'elle garde un accès suffisant entre ses différents espaces vitaux et plus particulièrement entre son habitat adulte et ses zones de reproduction.

La question de la **dérive des organismes aquatiques** constitue la deuxième illustration de la problématique de la définition et de la gestion des réservoirs biologiques, les macroinvertébrés benthiques étant principalement concernés par ce mode de dispersion.

La dérive des organismes aquatiques correspond à leur transport actif ou passif vers l'aval. Pour les individus, cela peut être un mode de sélection de leur habitat physique, un choix entre la ressource trophique disponible et le risque de prédation. Pour les populations, la dérive est un mode de dispersion indispensable pour équilibrer ou rééquilibrer leur structure et leur distribution spatiales. A l'échelle des cours d'eau, c'est un mécanisme trophique majeur, les invertébrés benthiques dérivant

constituant la base de l'alimentation des poissons s'en nourrissant comme la truite ou l'ombre commun (Naman et al., 2016). Ce mécanisme est résumé dans la figure 2.

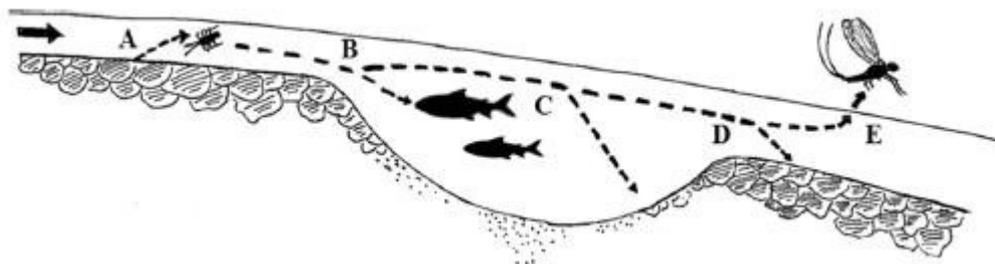


Figure 2. Représentation du mécanisme de dérive des macroinvertébrés benthiques. Les organismes se détachent du substrat (A) et sont entraînés par le courant. Ils sont alors soit consommés par les poissons (B), soit colonisent de nouveaux habitats (C ou D). Après accomplissement de leur vie larvaire, ils émergent à un stade adulte, pour se reproduire et accomplir leur cycle vital. Extrait de Naman et al. (2016).

La dérive (*drift* en anglais) est un mécanisme complexe, à la fois passif quand il est régi par les conditions environnementales et notamment des débits élevés qui délogent les organismes, mais aussi actif, la faune aquatique cherchant de meilleures conditions trophiques, ou cherchant à échapper à la pression de prédation, ce dernier comportement pouvant être dépendant de la densité des organismes.

Les distances parcourues sont très dépendantes des espèces, de leur stade de développement, de l'intensité lumineuse (on enregistre souvent un maximum de dérive nocturne), la vitesse du courant et la configuration morphologique des cours d'eau; elles peuvent paraître faibles pour les macroinvertébrés benthiques, de l'ordre de quelques dizaines de m (en général < 100m), à mettre en relation avec la longueur des alternances radier/mouille, répétées environ tous les 5 à 7 fois la largeur à plein bord des cours d'eau.

Ces quelques exemples soulignent que les différents processus de dispersion sont d'autant plus efficaces que les espaces nécessaires à l'accomplissement des phases clés des cycles de vie sont bien connectés entre eux. Cette connectivité doit également répondre à la nécessité vitale pour les organismes aquatiques de pouvoir trouver temporairement **des habitats de reproduction et de premier développement des jeunes** (notion de frayères et de nurseries pour les poissons) ainsi que **des refuges physiques** (ex. migration dans des habitats plus profonds ou des tronçons toujours en eau en période d'étiage, dans des bras connexes ou des zones d'expansion en cas de crue) ou **des refuges thermiques** en période chaude (ex. afférences de nappe plus fraîches, profonds ou affluents plus frais) ou en période froide (ex. zones d'inondation de faible hauteur d'eau qui se réchauffent plus vite que le cours principal des cours d'eau au printemps).

La connectivité ainsi définie participe à la résilience¹ des communautés, c'est-à-dire leur capacité dynamique à se maintenir dans un environnement à forte variabilité, soumis à un certain nombre de stress récurrents « naturels » ou anthropiques. Certains stress aussi appelés « **pulse stress** » modifient momentanément l'état du système, mais celui-ci recouvre son équilibre dynamique grâce à ses propriétés de résilience au bout d'un certain délai. D'autres modifications chroniques appelées « **press stress** » modifient graduellement l'état du système, qui évoluera ensuite dans un nouvel état plus dégradé, généralement peu ou pas réversible (Niemi et al., 1990 ; Yount et Niemi, 1990).

¹ Holling (1973) définit la résilience comme la capacité d'un système à absorber des perturbations et à conserver sa structure et ses fonctions.

D'une façon plus générale, on retiendra que **conférer plus de résilience aux hydrosystèmes**, et par là même préserver les services qu'ils délivrent, repose sur quelques principes simples :

- maintien ou restauration d'une hétérogénéité spatiale et temporelle des conditions d'habitat biophysiques,
- maintien ou restauration de la connectivité entre ces habitats, répartis en réseau pour les cours d'eau,
- **maintien ou restauration des fluctuations temporelles** des variables écologiques

Dans cette perspective – et sous réserve de prendre en compte les cadres d'analyses existants formalisés dans la littérature scientifique : **hiérarchie scalaire emboîtée** bien formalisée au moins depuis Frissel et al. (1986), **processus physiques dynamiques** qui sont répercutés entre les différentes échelles (Fryirs et Brierley, 2013) et **macrosystèmes** selon McCluney et al., (2014) – les paramètres d'environnement en soutien à la résilience concernent en premier lieu **les têtes de bassin versant, les ripisylves**, et les caractéristiques de fonctionnement hydrologique, de l'intermittence aux afférences de nappes souterraines, en passant par les régimes hydrologiques et leur variabilité, indispensables aux processus de transport sédimentaires (pour maintenir l'intégrité des habitats) et à la mobilité active ou passive des organismes biologiques.

Les cours d'eau de tête de bassin (*headwaters, small streams* ou *small water bodies* en anglais) totalisent généralement les $\frac{3}{4}$ des linéaires totaux au sein des réseaux hydrographiques. C'est en leur sein que se constituent les flux hydriques et chimiques, en particulier les flux de nutriments qui s'écouleront ensuite dans les cours d'eau plus grands (Peterson et al., 2001). Vannote et al. (1980) les définissaient comme les portions de cours d'eau des rangs 1 à 3 sujettes à des régimes de débits éphémères (écoulements seulement au moment des précipitations), intermittents (écoulements une partie de l'année) ou pérennes (écoulements permanents). Il semble que depuis, il y ait quasi consensus dans la littérature pour plutôt ne considérer que les rangs fluviaux 1 à 2 (Meyer et al., 2007b ; Riley et al., 2018)². C'est l'espace qui sert de premier réceptacle à une bonne partie de l'énergie trophique des hydrosystèmes. Au sein d'un réseau hydrographique, les apports synchrones ou asynchrones d'eau, de sédiments, de nutriments, de matériel organique dissous et particulaire participent aux fonctionnements tant physiques que biologiques plus à l'aval. La productivité des systèmes aval est donc inféodée au fonctionnement des têtes de bassin. D'où l'importance de leur connectivité avec les zones aval pour l'échange de sédiment, de détritus, d'invertébrés (Gomi et al., 2002) et de poissons (Schlosser, 1995).

Ainsi, pris sous l'angle de la diversité pour les macroinvertébrés benthiques, par exemple, si la diversité locale (alpha) des **macroinvertébrés** peut être faible quand on considère individuellement un cours d'eau, la diversité inter sites (bêta) au sein des bassins versants peut être élevée en tenant compte de l'ensemble des têtes de bassin, induisant plus largement une diversité régionale (gamma) élevée dans un ensemble de plusieurs bassins (revues de Clarke et al., 2008 ; Finn et al., 2011, Fig.3).

² Certains auteurs regrettent que les têtes de bassin soient mal intégrées dans la définition physique des masses d'eau lors de l'application de la DCE par certains pays, défaut d'inscription qui nuirait à leur prise en charge efficace dans les programmes de mesures (Lassaletta et al., 2010 pour l'Espagne ; Rasmussen et al., 2013, pour la Suède)

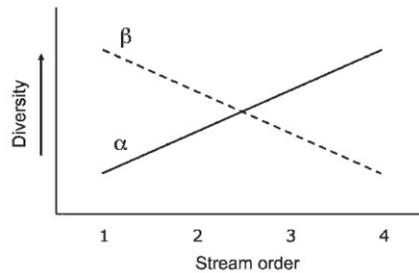


Figure 3. Schéma théorique simplifié des diversités locales et régionales, d'après Finn et al. (2010).

Les ripisylves, zones boisées riveraines des cours d'eau, sont des espaces de transition ou écotones entre écosystèmes terrestres et écosystèmes aquatiques (Fig. 4). Elles assurent différentes fonctions très importantes, comme celles (i) de **tampon et de filtre** par rapport aux flux en provenance du milieu terrestre (en particulier matières en suspension, nutriments), (ii) de **zone privilégiée de rétention, d'assimilation des nutriments** par la végétation ou de transformation, par réactions métaboliques comme la dénitrification en période hivernale de hautes eaux, ou encore l'adsorption et la transformation des pesticides provenant de la pollution diffuse (Krutz et al., 2006³), (iii) de **structuration physique des berges**, (iv) de **fourniture de matière organique grossière**, véritable « carburant énergétique » pour les réseaux trophiques des cours d'eau, (v) **d'ombrage** d'autant plus efficace sur la température de l'eau que la largeur des cours d'eau est faible, (vi) **de milieu de vie** pour de nombreuses espèces (Naiman et al., 1993), (vii) **de corridor de refuge ou de migration** pour des espèces, au cycle entièrement terrestre (ex. carabidés, arachnides, etc...) ou plus partiel (exemple rappelé ci-avant des insectes en phase adulte), (viii) **de composante majeure des paysages aquatiques** (Wasson et al., 2008 ; Naiman et al., 2010 ; Sweeney et Newbold, 2014).

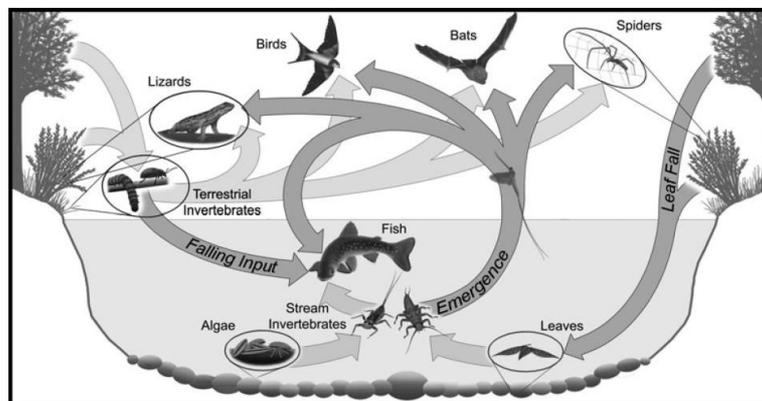


Figure 4. Différents flux trophiques et compartiments liant ripisylves et cours d'eau. Les flèches figurent les relations entre ces compartiments et les macroinvertébrés benthiques, qu'elles soient directes (foncé), ou indirectes (clair). Extrait de Baxter et al. (2005).

Cette illustration rapide, limitée à ces deux paramètres d'environnement, est bien sûr à compléter dans une démarche d'identification et de gestion des réservoirs biologiques à insérer dans une approche globale des hydrosystèmes, où les hétérogénéités spatiales, leurs connectivités, les variations asynchrones entre sous bassins de l'hydrologie, modifiés différemment par les activités humaines selon les territoires, forgent les conditions d'existence du vivant (Fig. 5). Cette approche met

³ Dans les ripisylves, les grandes surfaces de contact des systèmes racinaires avec les pesticides, ainsi que des temps de contact longs favorisent l'absorption et la minéralisation des pesticides et de leurs métabolites

l'accent sur toutes les connexions entre éléments des bassins versants, en n'omettant pas les relations spatiales interdépendantes à longue distance.

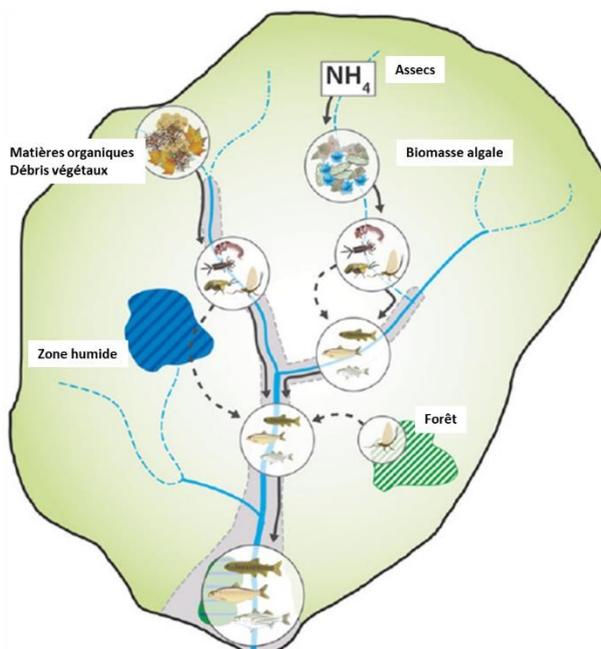


Figure 5. Illustration de la transformation séquentielle des matériaux lors de leur déplacement dans le réseau fluvial, soit par transport en aval avec écoulement d'eau (flèches noires pleines), soit par des mouvements aériens ou terrestres (flèches noires pointillées). Ici, un cours d'eau éphémère en amont exporte de la matière organique (à gauche) et un cours d'eau intermittent en amont exporte de l'ammonium, qui est incorporé dans la biomasse algale (à droite). Les macroinvertébrés consomment ces ressources alimentaires de base et les transforment en biomasse qui, à son tour, est consommée et transformée en biomasse de poissons, tant au niveau local qu'en aval.
 Source: USEPA (2015).

Ce parcours rapide de la littérature scientifique montre que si certains tronçons de cours d'eau peuvent être considérés comme stratégiques à l'équilibre général des fonctions écologiques et à la résilience des systèmes (têtes de bassin, secteurs de ripisylve, afférences de nappes), la préservation de ces tronçons n'a de sens qu'à l'intérieur d'un bassin versant où circulent, selon différentes modalités, des flux minéraux, organiques et des espèces (faune et flore) inféodées aux cours d'eau. Il apparaît donc que la connectivité, mais aussi la non dégradation des milieux voisins à ces espaces sont des éléments importants dans l'atteinte des objectifs fixés aux réservoirs biologiques par les textes réglementaires, en particulier l'essaimage depuis un espace favorable à la biologie vers un ensemble plus large du réseau hydrographique à l'échelle du bassin versant.

2. Les réservoirs biologiques du bassin Rhône Méditerranée

Dans le bassin Rhône Méditerranée, ce réseau de réservoirs biologiques a été matérialisé depuis 2007 en associant experts, acteurs locaux et partenaires pour aboutir à la liste actuelle figurant au SDAGE Rhône Méditerranée (Orientation fondamentales - "Assurer la continuité des milieux aquatiques" Disposition 6A-03 - "Préserver les réservoirs biologiques et poursuivre leur caractérisation").

L'analyse du réseau constitué de 664 réservoirs biologiques dans le bassin Rhône Méditerranée (SDAGE 2016-2021) montre que les 34 % du linéaire du réseau hydrographique définis comme tels ont une répartition spatiale très régionalisée dans le bassin(Fig.6).

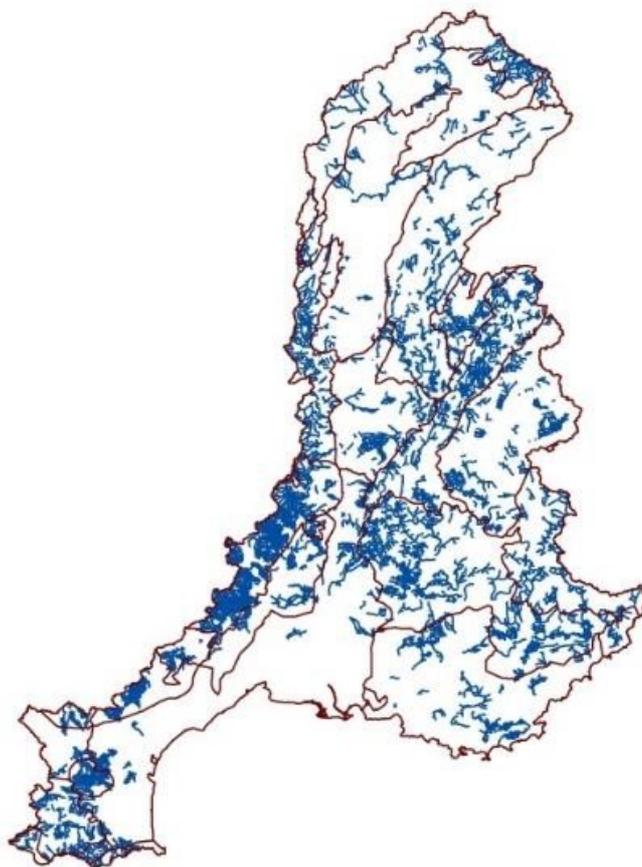


Figure 6. Carte des réservoirs biologiques du bassin Rhône Méditerranée (liste 2015).

Cette répartition reflète les conditions environnementales liées aux préférences de 13 espèces de poissons : depuis la truite dans les têtes de bassins aux espèces plus rares comme l'apron, l'aloise feinte ou la lamproie marine qui se répartissent le long du gradient amont aval, pour lesquels les annexes fluviales ou les secteurs de chenal préservés ont plutôt été ciblés. Pour chacun des réservoirs, on dispose d'une liste des espèces poissons cibles retenues, à laquelle s'ajoute l'écrevisse à pieds blancs.

L'organisation spatiale est assez conforme avec la répartition "naturelle" connue des espèces cibles :

- la Truite fario ubiquiste mais plutôt en tête de bassin avec une préférence pour les cours d'eau de montagne, le Chabot sur les reliefs, le Barbeau méridional couvrant la partie Sud du bassin, le Blageon moins représenté dans les Alpes internes;
- une répartition plus localisée géographiquement pour les espèces plus exigeantes en termes de caractéristiques d'habitat que sont le Toxostome, l'Anguille, la Lamproie de Planer, le Brochet et l'Ombre commun;
- quelques tronçons individualisés pour les espèces rares ou en situation de vulnérabilité forte : la Bouvière, l'Apron, la Lamproie marine, l'Alose feinte

En résumé, les réservoirs biologiques du bassin Rhône Méditerranée résultent i) ***d'une logique piscicole pleinement assumée*** tant dans l'évaluation de la continuité que dans le choix des espèces cibles, ii) d'une ***préoccupation de préservation des espaces de qualité existant*** le plus souvent en tête de bassin, même si des seuils et des barrages y sont très présents, iii) d'une ***logique de maintien et de préservation d'habitats d'espèces relativement rares ou en régression*** (Brochet, Ombre) voire en situation critique (Apron).

Les pressions s'exerçant sur les milieux aquatiques sont systématiquement moins élevées sur les espaces désignés comme des réservoirs biologiques, avec des différences qui restent globalement faibles par rapport à l'ensemble du réseau.

3. Approche analytique utilisée pour tester la cohérence du réseau actuel de réservoirs biologiques : modèles de distribution et priorisation spatiale

3.1. Cas mono-spécifique de la Truite fario, ciblée par le réseau actuel

Un modèle de distribution a d'abord été construit à partir des données biologiques collectées sur 640 sites de suivi en intégrant les composantes abiotiques décrivant l'habitat favorable de la truite (température, précipitations, géographie). Le modèle final explique plus de 60% des variations de densité de l'espèce à l'échelle du bassin RM. **Ce modèle de distribution de la Truite fario montre une bonne cohérence spatiale avec le réseau de réservoirs biologiques** ciblant cette espèce (Fig. 7).

On constate sur ces cartes un recouvrement important dans les régions aux conditions les plus favorables (Alpes, pré-Alpes, Pyrénées, Massif Central, Jura et Vosges), mais aussi un ensemble plus "périphérique" aux conditions apparemment moins favorables selon le modèle de distribution, néanmoins retenu par les experts.

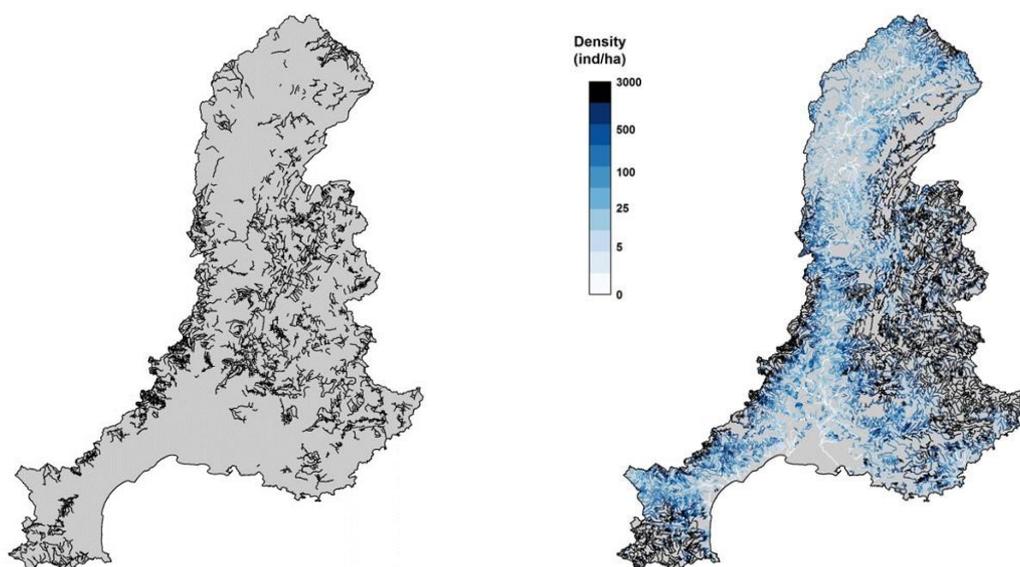


Figure 7. A gauche : Réseau de réservoirs biologiques (espèce cible Truite fario). A droite : Valeurs attendues de densité de la Truite fario sur le réseau hydrographique RhôneMéditerranéen pour la période actuelle.

En utilisant ensuite un logiciel de priorisation spatiale ⁴ et en fonction des contraintes environnementales, de celles propres à l'espèce cible et des pressions anthropiques, il est possible de hiérarchiser les 22 000 tronçons du réseau hydrographique en fonction de leur "efficacité" à soutenir les conditions favorables à l'espèce (réseau analytique) et de comparer les résultats obtenus au réseau de réservoirs biologiques actuel (réseau expert) (Fig. 9). **Dans le cas présent, le niveau de recouvrement entre le réseau analytique et le réseau expert est de 50%**. On constate que pour une proportion du réseau hydrographique équivalente prise en compte (34%), la différence de proportion d'espaces favorables à la truite "couverts" est inférieure à 10 % (Fig. 8).

⁴ Zonation4 : Ce logiciel permet d'identifier un zonage optimal en fonction des facteurs retenus, l'algorithme procédant par itération successive en conservant les espaces les plus favorables tout en minimisant la perte marginale de valeur et en tenant compte des besoins de connectivité.

https://www.syke.fi/en-US/Research_Development/Nature/Specialist_work/Zonation_in_Finland/Zonation_software

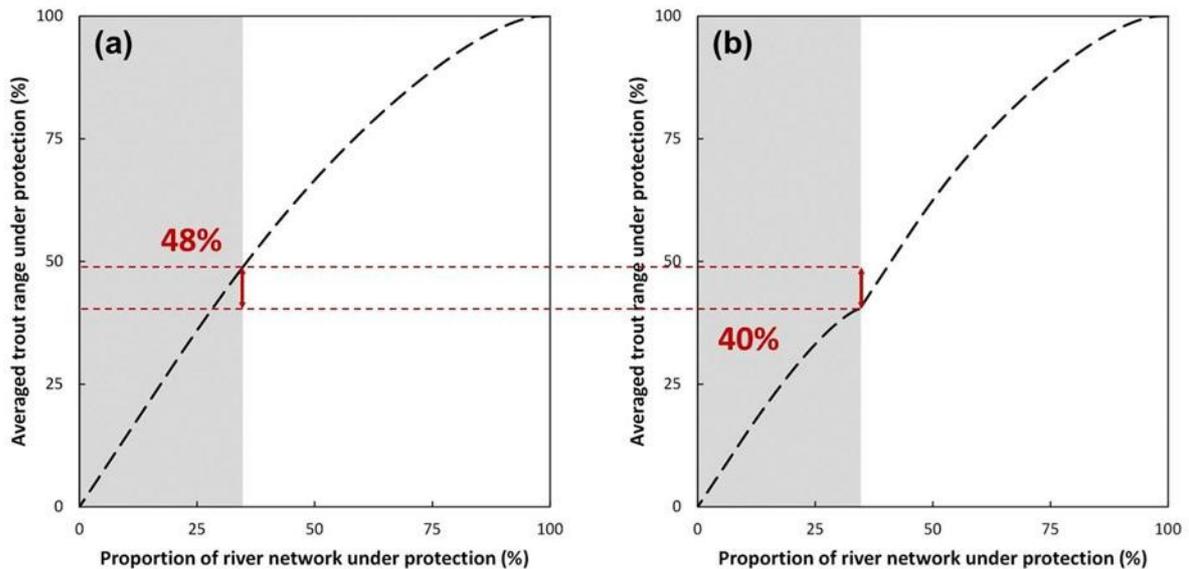


Figure 8. Courbes de performance (a) pour un réseau prioritaire optimal (analytique) et (b) pour le réseau des réservoirs biologiques (expert) Cas de la Truite fario.

De plus la répartition spatiale du réseau analytique "optimal" cible davantage les espaces montagnards, en altitude et à plus forte pente. Des investigations complémentaires réalisées à une échelle plus locale comme le permet ce type de modèle montrent que l'analyse des experts tient compte de caractéristiques locales non prises en compte par les paramètres généraux d'entrée utilisés par la procédure analytique comme, par exemple, les afférences de nappes ou les conditions hydro-morphologiques spécifiques.

3.2. Cas plurispécifique des macroinvertébrés, non ciblés par le réseau actuel

Selon une approche méthodologique analogue à celle développée pour la *Truite fario*, les données disponibles issues de 760 sites de prélèvement ont également permis de développer des modèles de distribution pour 47 taxons (espèces ou genres) appartenant aux ordres des Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT), sélectionnés afin de représenter un gradient de sensibilité aux différentes perturbations, notamment thermiques et physico-chimiques.

Des modèles analytiques utilisant le logiciel Zonation4 du même type que ceux développés pour la *Truite fario* ont ensuite été appliqués et comparés avec le réseau de réservoirs biologiques (Fig. 9). **L'examen des niveaux de recouvrement renvoie également des résultats comparables que la priorité soit donnée aux espèces rares (45%) ou à la richesse taxonomique (50%).** Globalement, on peut retenir que 60% du réseau des réservoirs biologiques est identifié comme prioritaire pour au moins un de ces deux critères, 35% pour les deux à la fois, alors même que les macroinvertébrés n'étaient pas spécifiquement ciblés lors de la définition initiale des réservoirs biologiques. Par ailleurs, l'examen de la répartition spatiale du recouvrement à l'échelle du bassin montre une légère inflexion par rapport à la répartition spatiale obtenue avec la truite : les secteurs périphériques des zones de relief, voire des cours d'eau de plaine, sont plus souvent concernés par ce recouvrement alors que les tronçons situés dans les secteurs de montagne sont moins systématiquement concernés.

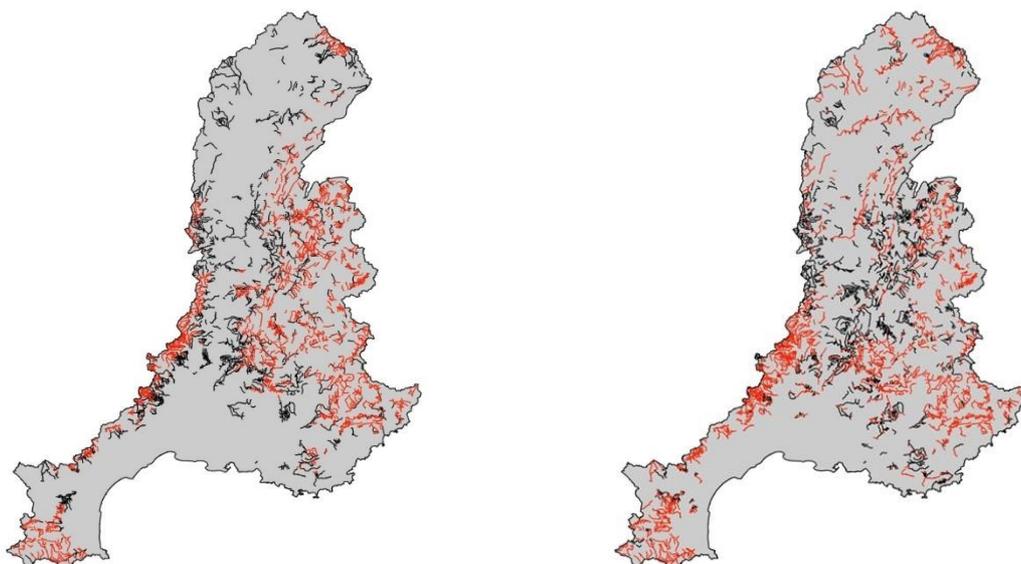


Figure 9. Niveau de recouvrement entre des réseaux prioritaires optimaux (analytiques) et le réseau des réservoirs biologiques (expert) : en rouge, réservoirs biologiques identifiés comme prioritaires d'après les analyses, en noir, réservoirs biologiques non prioritaires. A gauche, cas de la Truite fario ; à droite, cas des macroinvertébrés pour les espèces rares et/ou la richesse taxonomique.

Le développement de modèles de distribution et l'utilisation d'un logiciel de hiérarchisation de la zonation spatiale appliqués au bassin Rhône Méditerranée ont permis d'identifier des espaces prioritaires pour l'espèce *Truite fario* et les macroinvertébrés sur le réseau hydrographique.

Premièrement, il ressort de ces analyses que 50 % du réseau actuel de réservoirs biologiques ciblant la truite sont communs avec un réseau optimal "théorique" basé sur les données biologiques disponibles pour l'espèce dans les réseaux de suivi de la qualité. Les principaux écarts correspondent le plus souvent à des situations locales non intégrées par le modèle de distribution (afférences de nappes par exemple), ainsi qu'à des secteurs intermédiaires où un cortège d'espèces justifie le classement en réservoir biologique, les conditions étant moins favorables à la truite qu'aux autres espèces.

Deuxièmement, il ressort également de ces analyses que 60 % des réservoirs biologiques apparaissent prioritaires pour les communautés de macroinvertébrés en termes de présence de taxons rares (spécificité) et/ou de richesse taxonomique (diversité), alors même que ce compartiment biologique n'a pas été ciblé lors de la définition initiale du réseau actuel. Les principaux écarts correspondent ici à des espaces différents de ceux identifiés pour la truite (moindre relief, cours d'eau moyens) et offrant des conditions plus favorables à ces organismes.

Enfin, la prise en compte simultanée des résultats pour la truite et pour les macroinvertébrés met en évidence que plus de 80 % des réservoirs biologiques ressortent comme prioritaires au sein des réseaux optimaux pour au moins un des deux modèles biologiques, 40 % l'étant même pour les deux. Compte tenu de la différence de méthodologies employées pour identifier ces espaces (modélisation théorique vs. évaluation et expertise de terrain) dans l'univers complexe des milieux aquatiques, on peut considérer que la cohérence des résultats est excellente à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée, confirmant la qualité du travail fourni en première étape pour l'établissement de la liste et la qualification des réservoirs biologiques.

4. Réservoirs biologiques sous hypothèses de changements climatiques

Ce questionnement par rapport au climat futur permet une double évaluation : (i) voir en quoi les mesures actuelles de gestion et de restauration restent robustes dans le futur et pourront jouer leur rôle attendu, (ii) identifier les portions de réseau où des mesures complémentaires permettraient d'en renforcer la portée.

Construit à partir des données biologiques collectées sur différents sites de suivi et en utilisant des variables physiographiques, le modèle de distribution de la *Truite fario* permet de tester la distribution des conditions qui lui sont favorables sous différents scénarios climatiques, la densité prédite dépendant fortement des températures chaudes (moyenne du trimestre le plus chaud) (Fig.10).

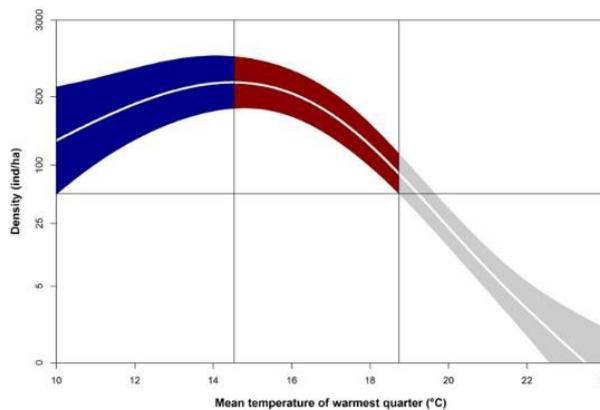


Figure 10. Sensibilité de l'espèce *Truite fario* à la température : relation entre densité de la truite et température de l'air moyenne du trimestre le plus chaud.

Les prédictions de température et de précipitations issues des simulations atmosphériques du projet EURO-CORDEX ont été extraites pour les 22 000 tronçons du réseau hydrographique analysé à des horizons proche (décennie 2019-2028), moyen (décennie 2044-2053) et lointain (décennie 2069-2078), selon deux scénarios de changement climatique, un considéré comme optimiste (RCP4.5, émissions stables de gaz à effet de serre, GES), l'autre comme pessimiste (RCP8.5, émissions en constante augmentation). Les simulations de six modèles climatiques différents ont été extraites pour chaque couple horizon-scénario. Les valeurs de densités de la truite attendues (moyennes et écart-types) pour ces différentes simulations sont ensuite projetées à l'aide du modèle de distribution décrit précédemment (Fig. 11 et 12).

Les valeurs de densité attendues avec le scénario RCP4.5 (émissions stables de GES) montrent une légère augmentation de la couverture spatiale pour l'horizon proche, et peu de changements pour les horizons moyen et lointain. Une plus grande variabilité (traduite par l'écart type des résultats) est visible en secteur périphérique (densité moyenne à faible de la truite), limitée sur le secteur des Cévennes, pour l'horizon proche, et s'étendant à la bordure orientale du massif Central et l'amont du bassin de la Saône pour les horizons moyen et lointain (Fig. 11).

Les valeurs de densité attendues avec le scénario RCP8.5 (émissions de GES en constante augmentation) montrent une réduction progressive de l'aire de répartition de la truite qui se trouve ainsi limitée à l'horizon lointain aux parties hautes des massif montagneux (Alpes Centrales, Pyrénées et Massif Central) avec une quasi disparition dans la bordure orientale du Massif Central et les Préalpes du Sud. La variabilité est aussi marquée sur la bordure orientale du Massif Central, tout en affectant également les cours d'eau des Préalpes du Sud et du Nord aux horizons moyen et lointain (Fig. 12).

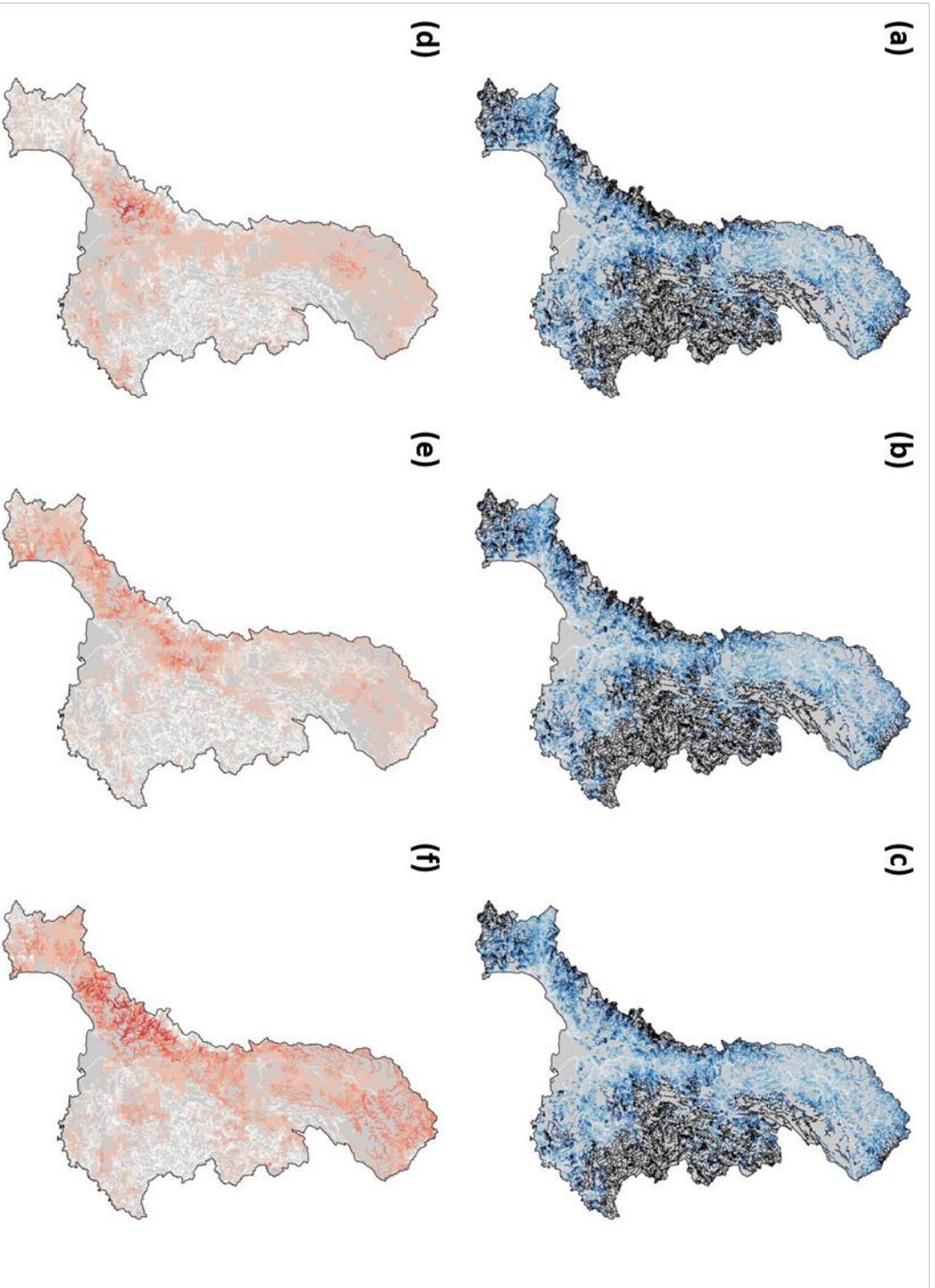


Figure 11. Valeurs attendues de densité de la truite fario pour les trois horizons dans le cas du scénario RCP4.5 (émissions stables de GES) : a) horizon proche (2019-2028), b) horizon moyen (2044-2053), c) horizon lointain (2069 – 2078). Ecartés types des résultats : d) horizon proche (20192028), e) horizon moyen (2044-2053), f) horizon lointain (2069 – 2078).

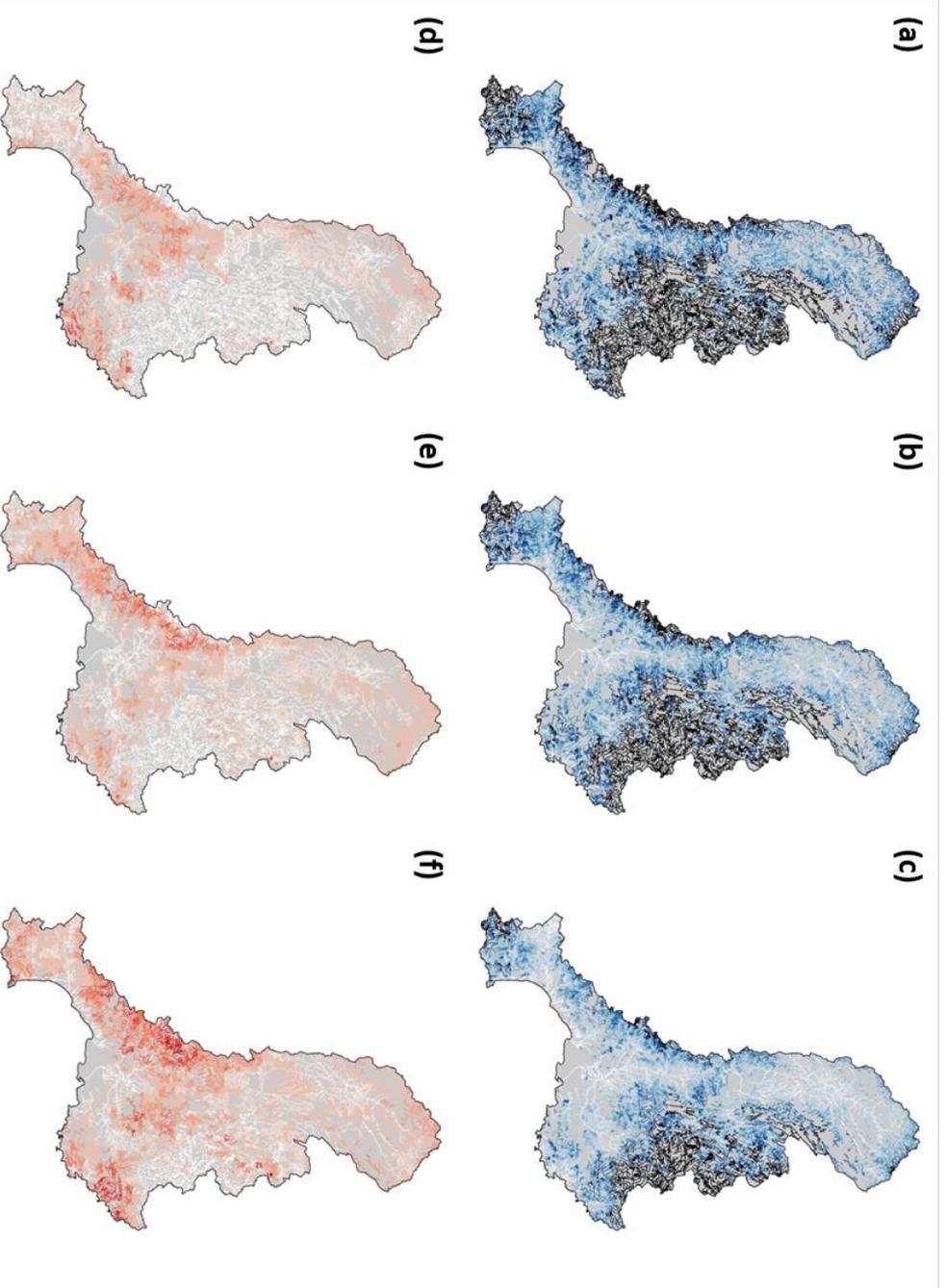


Figure 12. Valeurs attendues de densité de la truite fario pour les trois horizons dans le cas du scénario RCP8.5 (émissions de GES en constante augmentation) : a) horizon proche (2019-2028), b) horizon moyen (2044-2053), c) horizon lointain (2069 – 2078). Ecartis types des résultats : d) horizon proche (2019-2028), e) horizon moyen (2044-2053), f) horizon lointain (2069 – 2078).

Une représentation plus synthétique sous forme d'indice peut être proposée en agrégeant à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée la « niche favorable » pour la *Truite fario* qui prend en compte les linéaires de cours d'eau, pondérés par les densités prédites. L'indice proposé, le *Species Range Change* (SRC) serait le ratio entre changement de conditions favorables et condition favorable initiale. Pour les deux scénarios retenus, on constate une légère augmentation pour l'horizon proche (les régions les plus froides seraient colonisées par l'espèce dans un premier temps), puis une décroissance de l'indice, nettement plus rapide pour le scénario pessimiste (RCP 8.5) (Fig. 13).

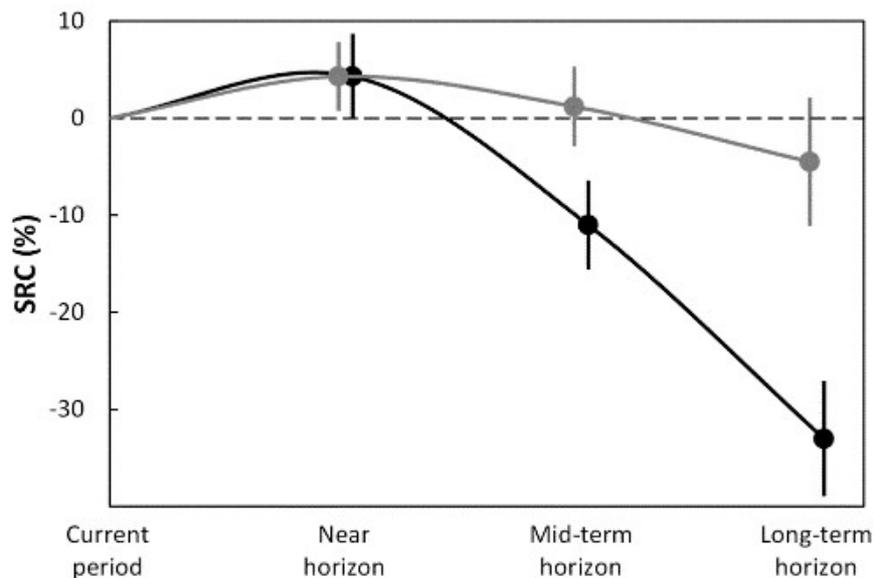


Figure 13. Species Range Change (SRC) : indice synthétique exprimant la variation de la représentativité des conditions favorables à la Truite fario à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée selon différents scénarios climatiques (en gris : scénario « optimiste » RCP4.5, émissions stables de GES ; en noir : scénario « pessimiste » RCP8.5, émissions de GES en constante augmentation).

Il est ainsi possible de tester la robustesse du réseau actuel de réservoirs biologiques dans un contexte de changements climatiques. Pour cela, on applique la méthode de construction du réseau analytique avec le logiciel Zonation4 de hiérarchisation des tronçons en prenant en compte (i) les prédictions futures selon les deux scénarios de changement climatique, (ii) leurs incertitudes à travers des pondérations variables, et (iii) des effets potentiels de proximité (configuration du réseau, fragmentation). Il en résulte un total de 140 configurations (2 scénarios x 35 combinaisons de pondération x avec/sans effets de proximité) donnant chacune lieu à la définition d'un réseau analytique "optimal". L'analyse des écarts de performance pour une couverture de protection équivalente entre ces 140 réseaux prioritaires optimaux et le réseau "expert" des réservoirs biologiques permet de constater un écart légèrement supérieur à 10 % pour les médianes, proche de celui obtenu dans la situation actuelle (voir partie 3.1).

Pour examiner les écarts en termes de niveau de recouvrement, une relation entre le nombre minimal de fois où des tronçons sont considérés prioritaires parmi les 140 réseaux optimaux et la proportion cumulée du réseau des réservoirs biologiques représentée par ces tronçons a été établie (Fig. 14).

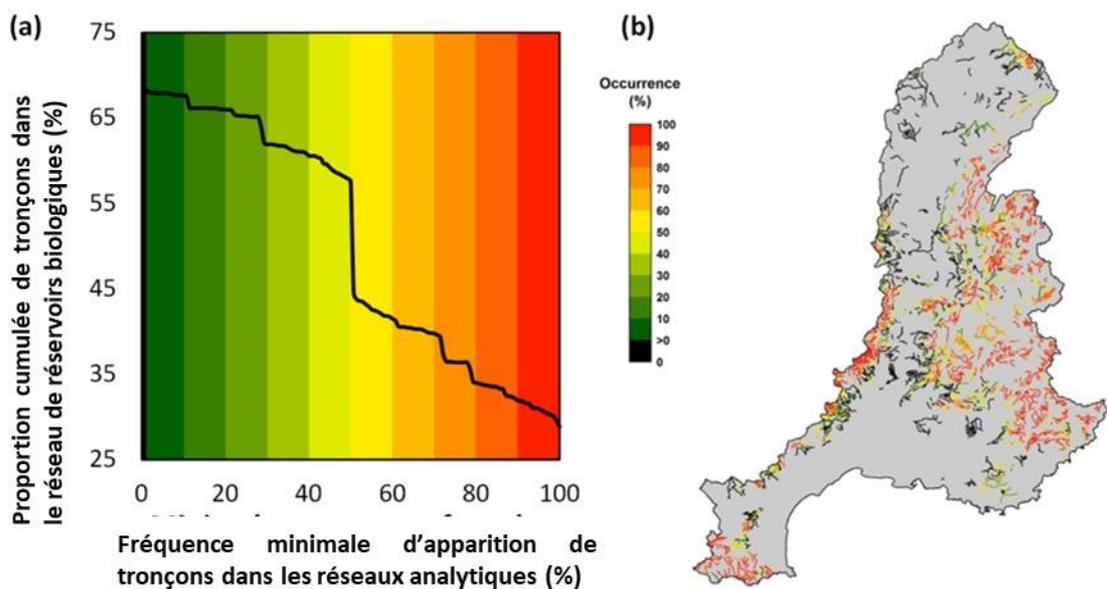


Figure 14. Niveau de recouvrement entre des réseaux prioritaires optimaux (analytiques) et le réseau des réservoirs biologiques (expert). (a) Relation entre le nombre minimal de fois où des tronçons sont considérés prioritaires parmi les 140 réseaux optimaux et la proportion cumulée du réseau des réservoirs biologiques représentée par ces tronçons. (b) Cartographie des tronçons du réseau des réservoirs biologiques d'après leur occurrence au sein des réseaux optimaux selon la même échelle de couleurs.

La répartition de ces occurrences d'appartenance au réseau optimal sur le réseau de réservoirs biologiques (réseau expert) est fortement structurée spatialement : le "noyau dur" de réseau optimisé (80-100 % d'occurrence selon les configurations) correspond à 30 % environ du réseau de réservoirs biologiques et se situe dans les massifs montagneux ; à l'inverse, les occurrences les plus faibles correspondent à des secteurs plus marginaux en terme de répartition pour la truite (plaines et collines), de niveau de priorité variable selon les configurations utilisées, et correspondant probablement à des caractéristiques locales mal traduites par les modèles mais prises en compte par les experts locaux.

Il apparaît ainsi que dans ces espaces spécifiques, non ciblés par les modèles théoriques mais bien identifiés par les experts, les potentiels de résilience s'avèrent intéressants dans un contexte géographique où les conditions sont déjà difficiles pour des espèces aux préférences d'habitat plus exigeantes comme la truite.

Sous contrainte d'évolution du climat, l'exemple de l'espèce *Truite fario* montre que l'évolution des aires de répartition peut s'avérer importante dans certaines configurations réalistes. La répartition spatiale des réservoirs biologiques met ainsi en évidence l'importance de certains espaces susceptibles de contribuer à la résilience des milieux, plus particulièrement en dehors des principaux massifs montagneux du bassin, comme certains cours d'eau du Doubs et du Var ou encore la Basse Rivière d'Ain et certains de ses affluents.

5. Hiérarchisation spatiale des tronçons de cours d'eau et gestion des réservoirs biologiques à l'échelle des sous-bassins versants

L'utilisation de modèles développés à l'échelle du réseau hydrographique permet une lecture globale à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée. **Une analyse à l'échelle du sous bassin versant du SDAGE**

est également possible, permettant de confronter les résultats des modèles théoriques au réseau actuel des réservoirs biologiques, voire d'envisager une mise à jour en dialogue avec les connaissances des experts locaux, compléments indispensables de la modélisation. Quelques exemples ci-après illustrent les possibilités offertes par les résultats de ces modélisations dans la perspective de prise en compte, voire de gestion des réservoirs biologiques existants.

Les résultats sont disponibles sous forme de cartes de sous bassins versants, sur les tronçons du réseau hydrographique. Les calculs ont été réalisés pour **la truite et les macroinvertébrés** en ce qui concerne spécificité (priorité aux espèces « rares ») et diversité (priorité à la richesse taxonomique) pour ces derniers. Les cartes produites représentent les **réservoirs biologiques du SDAGE 2016-2021**, (ciblant la truite pour cette option), **l'appartenance des tronçons aux réseaux analytiques** (représentée par un gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques pris en compte dans le cas de la truite) dans les tronçons "réservoir biologique" et hors tronçons "réservoir biologique", **les tronçons "candidats"** sélectionnés selon un objectif d'extension de 10% du réseau de réservoirs, en fonction des résultats issus des modèles analytiques construits sur la distribution actuelle. L'intérêt de cette dernière représentation est de mettre en avant les tronçons les plus intéressants issus d'une analyse effectuée à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée, dans une perspective de hiérarchisation des modalités de gestion du réseau hydrographique à l'échelle du sous bassin. Nous proposons d'illustrer la démarche sur trois sous bassins versants aux contextes différents.

5.1. Le bassin du Doux : en moyenne montagne dans un contexte de pressions diffuses

Bassin versant de surface moyenne (631 km²), l'altitude moyenne des tronçons du réseau hydrographique est de 435 m, avec des pentes de 6.4 % en moyenne. La proportion de réservoirs biologiques de 29% est proche de la moyenne du bassin RM, situés plutôt dans le bassin versant amont. L'occupation des sols est relativement homogène avec une interpénétration des espaces agricoles dans les espaces naturels et forestiers, et des espaces artificiels très limités.

A l'amont du bassin, les réservoirs biologiques sont recouverts par les réseaux analytiques. A l'aval, les affluents du cours d'eau principal classés en réservoirs biologiques sont moins concernés. On note également que la spécificité ne concerne que quelques tronçons de réservoirs biologiques (Fig.15).

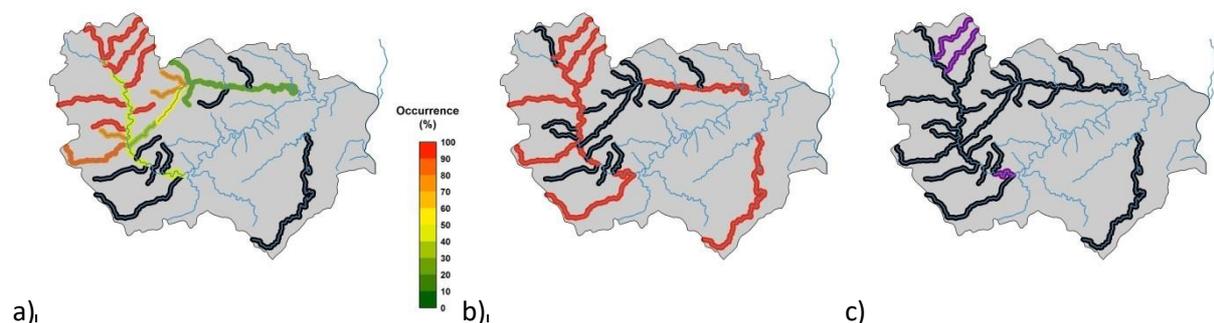


Figure 15. Bassin du Doux. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires en réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques non prioritaires.

En ce qui concerne les tronçons situés en dehors des réservoirs biologiques, les résultats identifient clairement pour les macroinvertébrés l'émissaire principal, accompagné de deux affluents pour la diversité (Fig. 16).

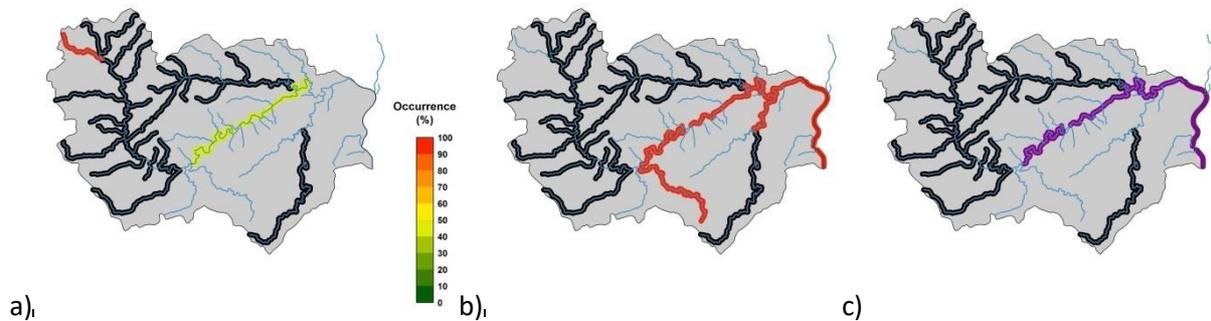


Figure 16. Bassin du Doux. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires hors réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques.

Quand on examine les tronçons "candidats" issus de la modélisation, si pour la truite seul un tronçon de tête de bassin apparaît, on constate que l'émissaire principal ressort tant pour la diversité que pour la spécificité des macroinvertébrés (Fig. 17).

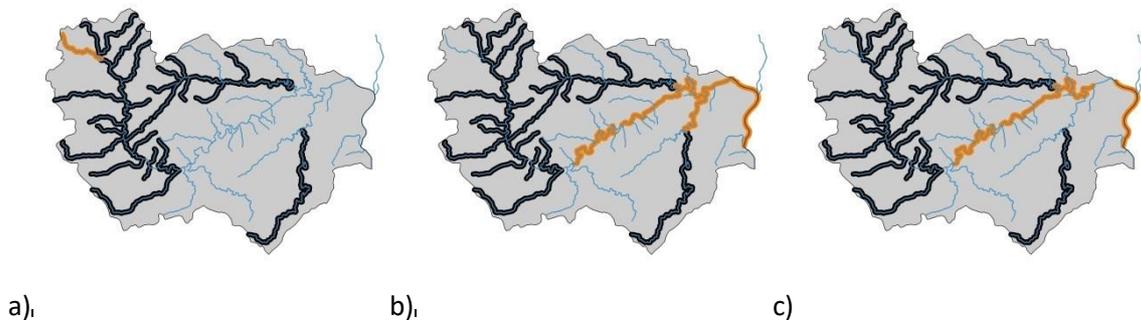


Figure 17. Bassin du Doux. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons "candidats" a) pour la truite b) pour les macroinvertébrés (diversité) c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques.

Les réservoirs biologiques sont bien construits sur une logique de préservation de milieu favorable à la truite, mais les modèles reposant sur les macroinvertébrés mettent en évidence l'importance de l'émissaire principal de ce bassin dont le rôle en termes de connectivité ressort de la lecture de la carte. Même si ce tronçon du Doux, à l'aval de l'agglomération de Lamastre, est soumis tant aux pressions diffuses dans un paysage agricole à vergers irrigués qu'à des pressions ponctuelles, dont un barrage hydro-électrique, il mérite une attention en tant que corridor permettant la connexion des affluents aval avec l'amont du bassin.

5.2. Dans le Val de Saône : un espace aux pressions anthropiques multiples et diffuses

Le Sud du Val de Saône est constitué d'un ensemble de bassins versants dont les cours d'eau principaux prennent leurs sources dans les contreforts du Jura (le Revermont) et traversent d'Est en Ouest la plaine de Bresse pour rejoindre la Saône à l'aval. L'altitude moyenne est de l'ordre de 210 m dans ce relief peu accidenté, les pentes des tronçons du réseau hydrographique sont en moyenne de 0.7 %. Les réservoirs biologiques occupent 3.5 % du linéaire du réseau et sont situés soit dans les secteurs de source en tête de bassin, soit dans les annexes fluviales de la Saône, quelques tronçons étant également identifiés au milieu du bassin (Fig. 18). L'agriculture à fort impact (cultures de céréales de type maïs) est très présente sur l'ensemble du secteur, avec une zone d'étangs au Sud (la Dombes), ainsi qu'une agglomération importante, Bourg en Bresse, située au milieu du bassin.

Le recouvrement des réservoirs biologiques par les réseaux analytiques, quasiment nul pour le modèle truite, est un peu plus marqué pour les macroinvertébrés (diversité et spécificité), tout en restant partiel (Fig. 18). En effet, en dehors des têtes de bassin, les réservoirs "truite" correspondent à des afférences de nappes bien identifiées sur la Veyle et la Chalaronne (Chandesris et al., 2016), non prises en compte dans les variables du modèle de distribution. Les autres réservoirs biologiques correspondent soit à des milieux annexes à la Saône ciblant d'autres espèces (Brochet, Bouvière), soit aux têtes de bassin ciblant aussi Chabot, Lamproie de Planer, Ecrevisses.

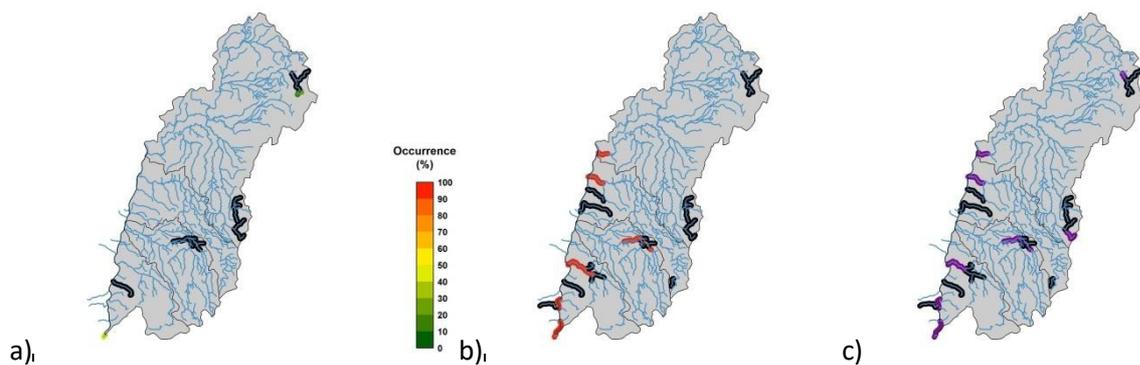


Figure 18. Val de Saône. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires en réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques non prioritaires.

On ne sera pas vraiment surpris par l'absence de tronçons prioritaires pour la truite en dehors des réservoirs biologiques dans cet espace. En revanche, certains tronçons de cours d'eau moyens et certaines "têtes de bassin" apparaissent importants pour la diversité et la spécificité des macroinvertébrés (Fig. 19). Ces milieux semblent donc favorables, au moins par leurs caractéristiques physiographiques, aux taxons d'EPT ciblés par les modèles "analytiques".

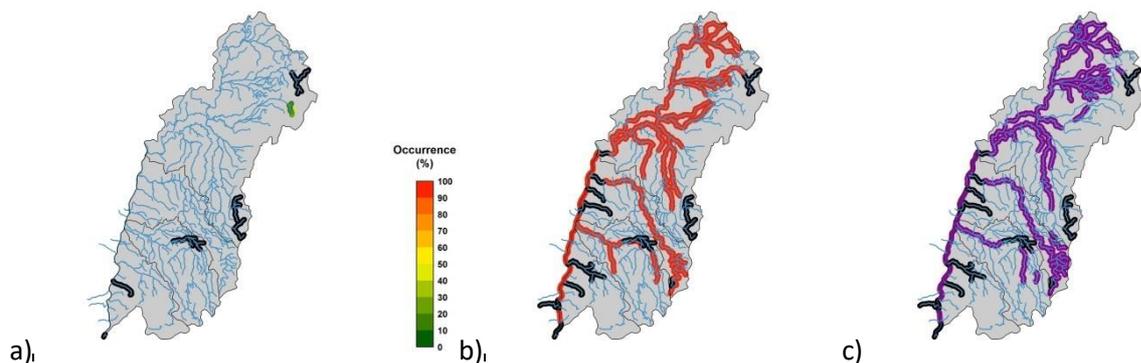


Figure 19. Val de Saône. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires hors réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques.

Dans cet espace de plaine, les modèles de priorisation ne proposent pas de tronçon candidat ciblant l'espèce Truite, mais plusieurs cours d'eau sont identifiés vis-à-vis du potentiel macroinvertébrés à la fois en termes de diversité et de spécificité (Fig. 20). Ces tronçons prioritaires (à l'échelle du bassin Rhône Méditerranée) présentent donc un intérêt certain pour ce compartiment biologique.

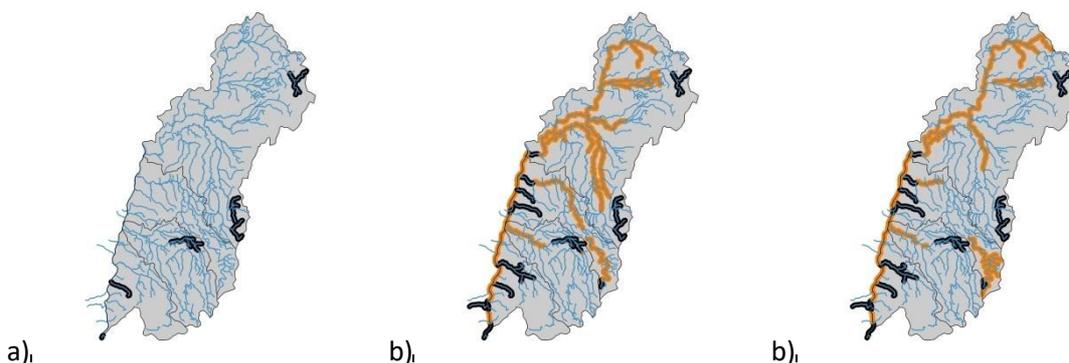


Figure 20. Val de Saône. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons "candidats" a) pour la truite b) pour les macroinvertébrés (diversité) c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques.

Les cours d'eau concernés (Veyle, Reyssouze, Solnan, Seille et Brenne) correspondent à des milieux affectés par de multiples pressions tant diffuses que ponctuelles. Cette analyse permet d'attirer l'attention sur l'intérêt d'une gestion dont les objectifs pourraient s'articuler autour d'un maintien, voire d'une reconquête des milieux favorables au développement de la macrofaune invertébrée, par exemple, une attention portée aux corridors boisés, à la structure des berges et à une qualité physicochimique compatible. Il convient de noter que ces masses d'eau font l'objet de report d'objectif d'état écologique, la pollution par les pesticides et l'altération de la morphologie étant quasi systématiquement identifiées parmi les pressions à l'origine du risque de non atteinte de l'objectif d'état (RNAOE).

5.3. Le bassin de l'Orb: milieu méditerranéen en bordure du Massif Central Sud

Ce cours d'eau au bassin versant assez grand (1 600 km² environ) est caractérisé par un contraste assez important entre l'amont, dominé par des espaces forestiers et subnaturels, et l'aval, fortement influencé par le vignoble et la ville de Béziers. Ce bassin versant passe de 1 110 m au niveau de la mer, avec une pente moyenne des tronçons assez forte de 8.3 %. Les réservoirs biologiques représentent 20 % environ du linéaire du réseau et sont cantonnés à l'amont du bassin, les espèces ciblées sont Truite, Barbeau méridional et Ecrevisses.

Les modèles analytiques appliqués aux réservoirs biologiques révèlent que l'optimum Truite n'y est pas systématiquement atteint, en revanche la diversité et la spécificité des macroinvertébrés y sont clairement identifiées (Fig.21).

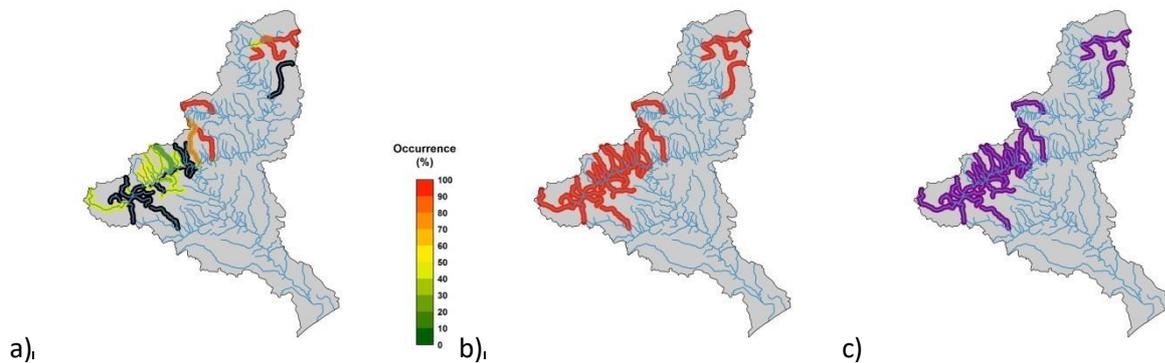


Figure 21. Bassin de l'Orb. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires en réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité). En noir, les réservoirs biologiques non prioritaires.

En dehors du réseau de réservoirs biologiques, la majorité des têtes de bassin de l'amont du bassin versant sont retenues pour la Truite, et quasiment l'ensemble du réseau hydrographique est considéré comme prioritaire pour la diversité (bassin versant amont et cours d'eau principal) et la spécificité (quasi-totalité du réseau) des macroinvertébrés (Fig. 22).

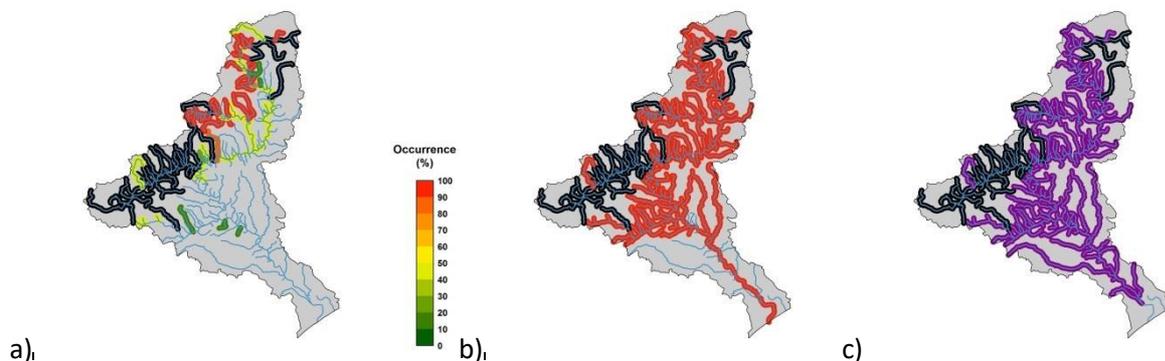


Figure 22. Bassin de l'Orb. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons prioritaires hors réservoirs biologiques a) pour la truite (gradient d'occurrence parmi les 140 réseaux analytiques, voir Fig. 14), b) pour les macroinvertébrés (diversité), c) pour les macroinvertébrés (spécificité).

Il apparaît donc que si la situation n'est pas complètement homogène pour la Truite (la prise en compte des modélisations sous changement climatique y joue un rôle certain) Ce bassin versant semble en revanche caractérisé par une diversité et une spécificité assez remarquable pour les macroinvertébrés. Ce que confirment les cartes de tronçons potentiels pour les trois cibles (Truite, diversité et spécificité des macroinvertébrés) (Fig. 23).

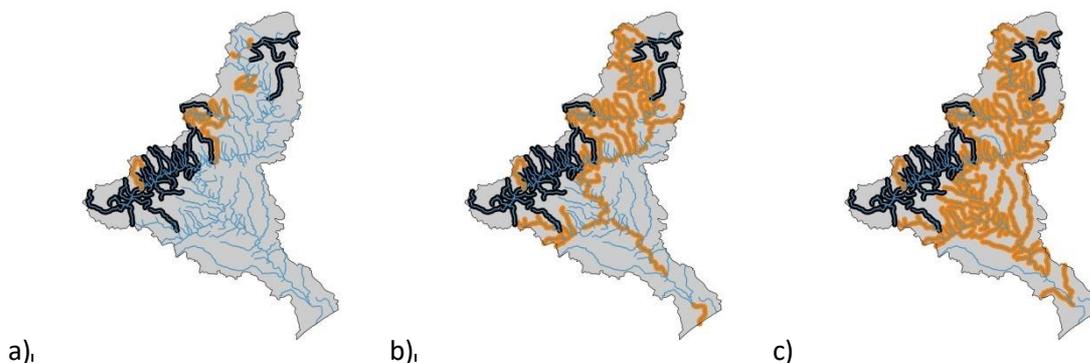


Figure 23. Bassin de l'Orb. Réservoirs biologiques et modèles analytiques. Tronçons "candidats" a) pour la truite b) pour les macroinvertébrés (diversité) c) pour les macroinvertébrés (spécificité).

Pour le bassin de l'Orb, ces analyses révèlent une série de questions susceptibles de se poser aux gestionnaires locaux.

Pour la Truite, le modèle initial de distribution (dans les conditions actuelles) recouvre l'ensemble du réseau hydrographique de l'amont du bassin versant (les affluents du Jaur et de l'Orb). Toutefois, cet espace recèle des variabilités en partie liées aux conditions géologiques (présence de sources karstiques), et à la pression quantitative sur la ressource (ce bassin alimente le secteur côtier à l'aval). Ces éléments expliquent en partie le caractère non exhaustif du classement en réservoirs biologiques de l'ensemble de ces cours d'eau. Par ailleurs, ce bassin méditerranéen aux versants Sud Est dominants est très exposé aux risques de réchauffements et de réduction de précipitations identifiés par les modèles climatiques (Fig. 11 et 12), ce que révèlent aussi les modèles analytiques par une variabilité assez importante de la priorisation des tronçons. Il apparaît donc que ***l'expertise locale est fondamentale dans ce type de milieu fragile pour confirmer le statut potentiel de chaque tronçon, avec une mise en perspective du devenir potentiel de celui-ci dans le contexte prévisible de changement climatique.*** Cette situation est susceptible d'induire des ajustements dans les orientations de gestion en fonction de cette contrainte, voire des ajustements à la marge du réseau de réservoirs biologiques.

En ce qui concerne les macroinvertébrés, il apparaît que l'ensemble du réseau hydrographique est potentiellement intéressant, ce qui implique un effort nécessaire de conservation, restauration (corridor, morphologie et lutte contre la pollution diffuse) afin de conserver la résilience de ce bassin, notamment dans sa partie aval.

6. Conclusion générale

L'étude réalisée permet de mettre en évidence ***la bonne cohérence du réseau de réservoirs biologiques au regard des objectifs initiaux*** centrés sur les espèces piscicoles. Elle propose ***les bases méthodologiques d'un travail généralisable à différentes échelles géographiques et pour différentes***

cibles biologiques. De surcroît, les **modèles peuvent être utilisés de façon prospective, en testant différents scénarios d'évolutions climatiques** futures pour voir en quoi les situations contemporaines vont s'avérer robustes ou au contraire fragiles dans le temps. Au terme de cette expertise, le cadre général d'analyse des bassins versants a été renforcé, offrant la possibilité de marier les nouveaux modèles de distribution d'espèces et de priorisation spatiale aux outils déjà mobilisables, par exemple sur les contraintes pesant sur la morphologie ou l'hydrologie ou concernant d'autres pressions. L'étude permet d'entrevoir les questions futures à approfondir en termes de recherche : si la connaissance des conditions de vie et de dispersion des salmonidés est assez bien maîtrisée à ce jour, il n'en va pas de même pour les autres espèces de poissons ciblées. Par ailleurs, les connaissances relatives aux modes de dispersion, aux distances parcourues et aux contraintes à la mobilité des macroinvertébrés nécessitent encore de nombreuses investigations avant de permettre l'élaboration de modèles plus efficaces que ce que l'on peut proposer à l'heure actuelle.

Bibliographie

- Baglinière, J.-L. and Maisse, G. (2002). La biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la rivière Scorff, Bretagne : une synthèse des études de 1972 à 1997. *Productions Animales* 5 (15), 319-331.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D. and Saunders, W.C. (2005). Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*. **50**: 201-220.
- Clarke, A., Macnally, R., Bond, N. and Lake, P.S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*. **53**: 1707-1721.
- Finn, D.S., Bonada, N., Múrria, C. and Hughes, J.M. (2011). Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of the North American Benthological Society*. **30**(4): 963-980.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. and Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*. **10**(2): 199-214.
- Fryirs, K.A. and Brierley, G.J. (2013). *Geomorphic Analysis of River Systems. An approach to Reading Landscape*. Wiley-Blackwell, 325 p.
- Gomi, T., Sidle, R.C. and Richardson, J.S. (2002). Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*. **52**(10): 905-916.
- Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **4**: 1-23.
- Hynes, H.B.N. (1975). Edgardo baldi memorial lecture. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. **19**: 1-15.
- Krutz, L.J., Gentry, T.J., Senseman, S.A., Pepper, I.L. and Tierney, D.P. (2006). Mineralisation of atrazine, metolachlor and their respective metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil. *Pest management science*. **62**(6): 505-514.
- Lassaletta, L., Garcia-Gomez, H., Gimeno, B.S. and Rovira, J.V. (2010). Headwater streams: neglected ecosystems in the EU Water Framework Directive. Implications for nitrogen pollution control. *Environmental Science & Policy*. **13**(5): 423-433.
- Mccluney, K.E., Poff, N.L., Palmer, M.A., Thorp, J.H., Poole, G.C., Williams, B.S., Williams, M.R. and Baron, J.S. (2014). Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **12**(1): 48-58.
- Meyer, J.L., Beilfuss, R., Kaplan, L.A., Carpenter, Q., Newbold, D., Semlitsch, R., Strayer, D.L., Watzin, M.C., Woltemade, C.J., Zedler, P.H. and Zedler, J.B. (2007b). Where rivers are born: the scientific imperative for defending small streams and wetlands. *American Rivers and the Sierra Club*, Washington, D.C., 26 p.
- Naiman, R.J., H. Decamps, and M. Pollock, 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Naiman, R.J., Decamps, H. and McClain, M.E. (2010). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Academic Press.
- Naman, S.M., Rosenfeld, J.S. and Richardson, J.S. (2016). Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **73**(8): 1292-1305.

- Niemi, G.J., Devore, P., Detenbeck, N., Taylor, D., Lima, A., Pastor, J., Yount, J.D. and Naiman, R.J. (1990). Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbances. *Environmental Management*. **14**(5): 571-587.
- Peterson, B.J., Wollheim, W.M., Mulholland, P.J., Webster, J.R., Meyer, J.L., Tank, J.L., Marti, E., Bowden, W.B., Valett, H.M., Hershey, A.E., Mcdowell, W.H., Dodds, W.K., Hamilton, S.K., Gregory, S. and Morrall, D.D. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*. **292**(5514): 86-90.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. and Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*. **47**(11): 769-784.
- Rasmussen, J.J., Mcknight, U.S., Loinaz, M.C., Thomsen, N.I., Olsson, M.E., Bjerg, P.L., Binning, P.J. and Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*. **442**: 420-431.
- Riley, W.D., Potter, E.C.E., Biggs, J., Collins, A.L., Jarvie, H.P., Jones, J.I., Kelly-Quinn, M., Ormerod, S.J., Sear, D.A., Wilby, R.L., Broadmeadow, S., Brown, C.D., Chanin, P., Copp, G.H., Cowx, I.G., Grogan, A., Hornby, D.D., Huggett, D., Kelly, M.G., Naura, M., Newman, J.R. and Siriwardena, G.M. (2018). Small Water Bodies in Great Britain and Ireland: Ecosystem function, human-generated degradation, and options for restorative action. *Science of The Total Environment*. **645**: 1598-1616.
- Schlosser, I.J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*. **303**: 71-81.
- Schofield, K.A., Alexander, L.C., Ridley, C.E., Vanderhoof, M.K., Fritz, K.M., Autrey, B.C., Demeester, J.E., Kepner, W.G., Lane, C.R., Leibowitz, S.G. and Pollard, A.I. (2018). Biota Connect Aquatic Habitats throughout Freshwater Ecosystem Mosaics. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. **54**(2): 372-399.
- Sweeney, B.W. and Newbold, J.D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*. **50**(3): 560-584.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2015). Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: a review and synthesis of the scientific evidence. Office of Research and Development, US EPA, Washington D.C. 408 p.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37**: 130-137.
- Wasson, J.G., Décamps, H., Blondel, J., Joly, P., Luginbuhl, Y. and Gril, J.J. (2008). *L'arbre, la rivière et l'homme*. Conseil Scientifique du Patrimoine Naturel et de la Biodiversité, Paris. 63 p.
- Yount, J.D. and Niemi, G.J. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance a narrative review of case-studies. *Environmental Management*. **14**: 547-569.



Centre Lyon-Grenoble Auvergne Rhône Alpes
5, rue de la Doua CS 20244
69625 VILLEURBANNE

Rejoignez-nous sur :



<https://www.inrae.fr/centres/lyon-grenoble-auvergne>

