

La répartition des peuplements de poissons dans le bassin de la Seine: modèles à large échelle et focus sur les petits bassins versants franciliens

Jérôme Belliard*, Guillaume Gorges, Nicolas Hette, Céline Le Pichon,
Evelyne Tales, Amandine Zahm

UR Hydrosystèmes et Bioprocédés
Cemagref
Parc de Tourvoie, BP 44
92163 Antony Cedex
* jerome.belliard@cemagref.fr

Le présent rapport fait la synthèse des principaux travaux et résultats acquis dans le cadre de la phase 5 du PIREN-Seine sous le thème "paysage aquatique et populations piscicoles".

Ces travaux se sont articulés autour de deux grands types d'approches complémentaires. Une approche menée à l'échelle du bassin de la Seine dans sa globalité, qui consiste à identifier et quantifier les principaux facteurs qui contrôlent la répartition des espèces et la structure des peuplements de poissons. Une seconde, plus détaillée, concerne des petits bassins versants et vise à comprendre de manière plus fonctionnelle dans quelle mesure les activités et l'occupation des sols sur le bassin versant conditionnent l'arrangement spatial des habitats dans le cours d'eau, la répartition fine des espèces mais aussi l'organisation trophique des systèmes.

L'approche à large échelle se base essentiellement sur l'exploitation de bases de données et d'outils déjà disponibles sur l'ensemble du bassin de la Seine et qui fournissent, d'une part, une description des peuplements de poissons en place et, d'autre part, certaines caractéristiques globales des cours d'eau et de leurs bassins versants. L'objectif poursuivi consiste à développer des modèles statistiques qui permettent de prédire, pour un cours d'eau donné, la présence d'une espèce de poisson, ou de certaines caractéristiques du peuplement, à partir de variables décrivant le cours d'eau ou son environnement. Parmi les variables d'entrée de ces modèles, nous nous sommes attachés, dans la mesure du possible, à intégrer des variables dépendant directement des activités humaines et des transformations qu'elles génèrent sur les cours d'eau. Ceci offre des possibilités d'utiliser les modèles pour prédire les conséquences attendues d'éventuelles modifications de l'environnement, en lien avec l'évolution des pressions anthropiques, sur les peuplements de poissons. Plusieurs exemples sont présentés par la suite en ce sens.

L'approche, plus locale, qui porte sur des petits bassins versants témoins présentant des types d'occupation du sol variés (bassins de l'Orgeval; de la Mauldre, de l'Orge/Yvette), repose au contraire sur une importante collecte de données sur le terrain. Elle concerne en premier lieu la cartographie des habitats dans le réseau hydrographique, l'existence d'obstacles dans le cours d'eau impactant potentiellement le déplacement des poissons, ou de milieux aquatiques plus ou moins directement connectés aux cours d'eau et pouvant servir de source de colonisation pour certaines espèces. Elle s'accompagne aussi d'une description fine de la répartition des espèces sur le linéaire de cours d'eau. Les questions abordées dans ce cadre portent sur les liens entre l'occupation des bassins (rural vs. urbain), la nature des habitats rencontrés dans les cours d'eau et leur connectivité, et les liens entre la structure spatiale des habitats et la répartition des poissons dans les réseaux hydrographiques. Un des points clés que nous avons essayé d'aborder consiste à savoir si la présence et l'abondance d'une espèce dépend essentiellement des caractéristiques de l'habitat local ou si elles sont également influencées par des aspects jouant à des échelles spatiales plus larges (arrangement spatial d'habitats, obstacles aux déplacements) et dans quelle mesure ces paramètres contrôlant la répartition des espèces varient d'un bassin à un autre en fonction de son type d'occupation.

Dans le cadre de l'approche menée sur les petits bassins versants, nous avons également été amenés à développer, au cours de la phase 5 du PIREN-Seine, une nouvelle thématique portant sur l'organisation trophique des peuplements de poissons et plus largement des biocénoses aquatiques. L'organisation

trophique des cours d'eau, abordée par l'étude des isotopes stables de l'azote et du carbone, est considérée ici comme un indicateur de biodiversité fonctionnelle, qui complète les éléments qui nous servent habituellement à aborder la biodiversité et qui se basent, pour l'essentiel, sur la richesse en espèces. Dans ce cadre, les données acquises au cours de la phase 5 restent encore largement à valoriser mais les premiers résultats présentés ici montrent l'importance de l'occupation des sols sur les bassins et les corridors rivulaires dans le contrôle des interactions trophiques entre communautés biologiques des cours d'eau.

1 Modèles à large échelle

1.1 Objectifs

Le bassin de la Seine abrite actuellement environ 45 espèces de poissons¹ dont les caractéristiques biologiques et les exigences écologiques sont extrêmement variées. A la diversité des caractéristiques et des exigences des espèces fait écho une diversité dans leur répartition spatiale. Pour chaque espèce, la connaissance des facteurs environnementaux, qu'il s'agisse de facteurs naturels ou sous influence anthropique, constitue un élément essentiel pour évaluer l'état écologique des cours d'eau et élaborer des mesures de gestion appropriées. Cet enjeu est d'autant plus d'actualité que les communautés de poissons constituent un élément clé de l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau au cœur des objectifs environnementaux définis par la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE).

Dans le cadre de la 5ème phase du programme PIREN Seine, en complément des travaux menés sur les petits bassins versants, le thème "populations piscicoles" prévoyait notamment de développer des modèles de prédiction de la composition des peuplements à large échelle (le bassin de la Seine dans son ensemble) sur la base de caractéristiques environnementales estimées au niveau de tronçons de cours d'eau. Ces développements s'inscrivent dans la continuité de travaux initiés lors de la phase 3 du PIREN Seine et qui avaient montré la faisabilité du développement de tels outils. Toutefois, les modèles développés alors utilisaient essentiellement comme variables d'entrée des descripteurs environnementaux très globaux (rang de Strahler, écorégion par exemple) limitant les possibilités de comprendre l'impact des perturbations anthropiques.

Par rapport aux développements initiés précédemment, ceux qui ont été réalisés au cours des quatre dernières années se sont notamment attachés aux points suivants :

- utiliser d'autres méthodes de modélisation permettant de prédire à la fois la présence (absence) des espèces mais aussi des métriques liées à la structure du peuplement (richesse en espèces)
- actualiser les jeux de données servant à bâtir les modèles de façon à disposer de résultats les plus pertinents possibles vis à vis de la situation actuelle
- élargir la gamme des variables prédictives utilisées dans les modèles en améliorant notamment la prise en compte de variables directement liées aux aménagements et aux activités humaines de façon à renforcer notre compréhension des impacts anthropiques.

Les éléments présentés font le bilan des travaux réalisés au cours de la dernière phase sur les modèles "large échelle". Ils présentent les développements réalisés pour 25 espèces parmi les mieux représentées sur le bassin. Les aspects suivants sont successivement évoqués par la suite :

- la méthodologie et les données utilisées
- les modèles élaborés et l'identification de facteurs de contrôle de la présence des espèces
- l'extrapolation spatiale des résultats des modèles à l'ensemble du réseau hydrographique des exemples d'utilisation
- des modèles pour prédire l'évolution des peuplements en fonction de scénarios d'évolution des conditions environnementales.

¹ Ce chiffre doit être considéré comme une valeur approximative, le nombre d'espèces recensées sur le bassin évoluant régulièrement au cours du temps. Au cours des dernières années, on assiste à une progression significative du nombre d'espèces observées en raison, d'une part de l'implantation d'espèces exotiques mais aussi, surtout, du retour de plusieurs espèces migratrices considérées encore récemment comme disparues (aloses, lamproie marine, saumon par exemple).

1.2 Les données

1.2.1 Données relatives au peuplement de poisson

Les données utilisées concernant les poissons pour bâtir les modèles sont extraites de la base de données BDMAP développée par l'ONEMA. La sélection initiale utilisée pour bâtir le jeu de données regroupait 1499 opérations d'échantillonnage réalisées entre 1998 et 2007 dans le cadre des réseaux et suivis mis en œuvre par l'ONEMA (Réseau Hydrobiologique et Piscicole, Réseau de Références DCE, Réseau de Contrôle de Surveillance DCE, autres suivis) sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie, plusieurs opérations concernant des dates différentes pouvant être réalisées pour un même site.

Nous avons conservé une opération par site en respectant les critères de choix suivants :

- l'opération sélectionnée est si possible postérieure à août 2000 et la plus proche possible de cette date (pour les sites non prélevés après 2000, nous avons retenu des opérations entre 1997 et 1999)
- l'opération présente un nombre suffisant d'individus ($n > 100$) (sauf dans le cas de sites très altérés présentant des populations piscicoles très appauvries) ; ce critère a été défini pour écarter les opérations présentant un effort d'échantillonnage insuffisant et donc, un risque accru de non détection des espèces les plus rares
- seules les opérations correspondant à des sites situés sur le bassin de la Seine stricto sensu (élimination des cours d'eau côtiers) sont retenues.

Au final le jeu de données ainsi constitué et qui sert de base à la réalisation des modèles comprend 230 opérations réalisées sur 230 sites distribués sur l'ensemble du bassin de la Seine (Figure 1). La majorité des opérations retenues concernent la période 2000-2002 (Figure 2). A noter le nombre important de sites pour les années 2005 et 2007 correspondant respectivement à la mise en place du réseau de référence DCE puis du RCS.

Pour chaque opération nous disposons de la liste des espèces capturées (ainsi que des effectifs). Au total, l'ensemble des opérations a donné lieu à la capture de 43 espèces, certaines d'entre elles étant très faiblement représentées. Par la suite, nous n'avons travaillé que sur un sous ensemble de 25 espèces les mieux représentées dans notre jeu de données (voir tableau 3 dans la suite du document) (présence sur au moins 10% des sites échantillonnés).

1.2.2 Données relatives à l'environnement

Variables définies à l'échelle de tronçon de cours d'eau

Afin de bénéficier des apports des modélisations issues des applicatifs du programme PIREN-Seine (Seneque, Sequamet,...), les stations retenues pour construire les modèles piscicoles ont été mises en cohérence avec le Système de Base de Données du PIREN-Seine.

Les bases géographiques sur lesquelles repose la détermination des variables utilisées dans nos modèles prédictifs à l'échelle du bassin sont donc constituées des éléments base suivants :

- un réseau hydrographique simplifié issu de la BD Carthage® (IGN) et comprenant 5163 tronçons (un tronçon élémentaire est défini comme une partie du cours d'eau entre deux confluences)
- un Modèle Numérique de Terrain (USGS)
- des données météorologiques, pluies et températures, issues de Météo-France
- l'occupation du sol issue de Corine Land Cover® (IFEN)
- la géologie (Source BRGM)
- les mesures de débits sur les différentes stations situées sur le bassin (source DIREN)
- les données d'observation de la qualité de l'eau (RNB)
- la couche des plans d'eau et étangs référencés par le Réseau National de Données sur l'Eau (RNDE)
- les températures moyennes mensuelles de l'air sur la période 1958-2009 fournies par maille de 3X3 km de MétéoFrance
- les stations d'échantillonnage piscicole positionnées sur le réseau hydrographique.

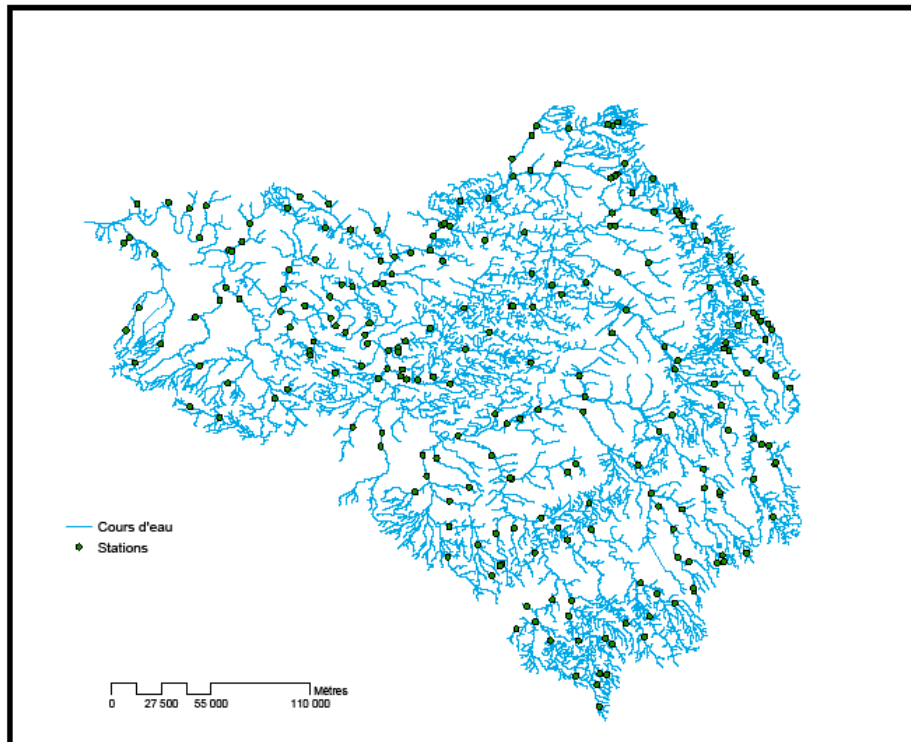


Figure 1: Localisation des opérations de pêches utilisées pour la construction des modèles.

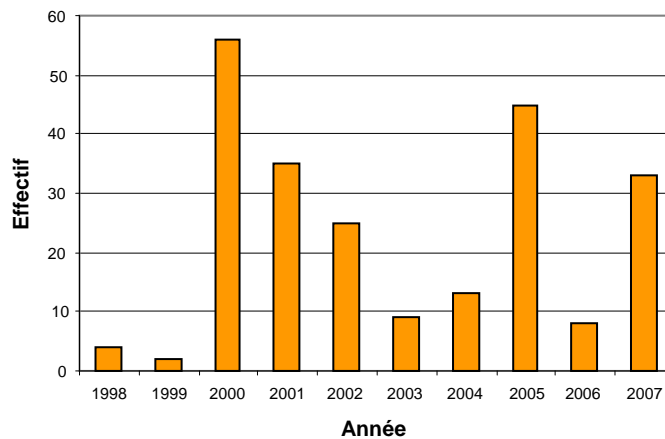


Figure 2: Nombre de sites retenus dans le jeu de données définitif en fonction de l'année d'échantillonnage.

L'ensemble de ces couches sont gérées sous Système d'Information Géographique (ArcInfo®). C'est à partir de ces différentes couches que sont extraites diverses variables définies à l'échelle du tronçon, qui sont utilisées comme variables d'entrée des modèles "poissons".

Ces variables sont au nombre de 9. Elles rendent compte, des caractéristiques morphologiques naturelles des cours d'eau, des conditions thermiques et climatiques, de la qualité de l'eau, de certains aménagements touchant directement la rivière ou son bassin versant :

- *la surface du bassin versant amont* (en km²) (SBV) utilisée ici comme indicateur de la taille des cours d'eau. Elle est calculée à partir de la couverture de tous les bassins versants d'ordre 1 numérisés. Les surfaces élémentaires sont ensuite sommées selon l'ordination des bassins versants de chacun des tronçons de cours d'eau du réseau hydrographique. Cette variable est potentiellement importante pour rendre compte de la succession amont aval des peuplements piscicoles (Tejerina-Garro et al. 2005).
- *la pente* du tronçon (en ‰) (PEN) est un descripteur morphologique du cours d'eau. Elle est calculée à partir des altitudes des nœuds des différents vertex (portions de tronçon), puis lissée sur la longueur du tronçon. La pente conditionne pour partie la vitesse d'écoulement des eaux qui constitue un des facteurs majeurs de contrôle de la répartition des espèces piscicoles dans les cours d'eau (Huet 1959).
- *la température moyenne de l'air du mois de juillet* (en °C) (TJuil) ajustée par rapport à l'altitude du centroïde du tronçon considéré. Cette variable est utilisée comme un proxy de la température de l'eau. Il s'agit d'un facteur important pour la répartition des organismes aquatiques dans la mesure où les espèces présentent des exigences variées vis-à-vis de la température (Tejerina-Garro et al. 2005). Le mois de juillet est considéré comme le mois le plus chaud et en conséquence le plus contraignant pour ce qui concerne la répartition des organismes.
- *la différence entre la température moyenne de l'air du mois de juillet et celle du mois de janvier* (ΔT). Cette variable rend compte des contrastes thermiques au cours d'une année. Elle s'est révélée pertinente pour expliquer la répartition des organismes aquatiques et notamment des poissons (Oberdorff et al. 2001).
- *Les concentrations maximales en oxygène dissous* (OXY). La concentration en oxygène dissous par tronçon a été simulée à l'aide du logiciel Sénèque en utilisant les conditions hydrologiques de l'année 2000 pour le calage des données. La modélisation via Sénèque a été effectuée pour les décades du mois de juillet. Nous avons ensuite utilisé la concentration d'oxygène dissous moyennée sur les décades de juillet pour bâtir les modèles poissons. La teneur en oxygène dissous de l'eau est un facteur essentiel de la qualité des cours d'eau notamment en ce qui concerne le maintien de la faune piscicole (Matthews 1992). Nous avons choisi a priori d'utiliser les simulations Sénèque pour les décades de juillet, considérant que la période estivale présentait les conditions de qualité d'eau les plus contraignantes vis-à-vis des espèces piscicoles.
- *La concentration en ammonium* (AMMO). Cette variable a été déterminée avec une démarche identique à celle mise en œuvre pour la concentration en oxygène. La concentration en ammonium est utilisée comme indicateur du niveau de pollutions organiques. A noter que dans les milieux aquatiques s'établit un équilibre ammonium (NH₄⁺) / ammoniac (NH₃) dépendant notamment du pH et de la température, l'ammoniac étant fortement toxique pour les poissons (Matthews 1992).
- *la concentration maximale en chlorophylle* (CHLO). La concentration en chlorophylle a été déterminée avec une démarche identique à celle mise en œuvre pour la concentration en oxygène. Cette variable constitue un indicateur de l'ampleur des phénomènes d'eutrophisation potentiellement important pour expliquer la répartition des poissons (Matthews 1992).
- *le caractère navigable* (ou non) du tronçon (NAV). Cette variable permet d'intégrer les nombreuses modifications physiques qui accompagnent la transformation d'un cours d'eau naturel en cours d'eau navigable (réduction des vitesses d'écoulement, augmentation de la profondeur, batillage) qui présente potentiellement un effet négatif sur les poissons (Wolter et al. 2004).
- *la proportion de surface représentée par les plans d'eau sur le bassin versant proche* (SPE). Elle est déterminée à partir du recensement de l'ensemble des plans d'eau sur le bassin versant associé au tronçon. Les plans d'eau plus ou moins directement connectés au réseau

hydrographique constituent des sources de colonisation potentielles pour plusieurs espèces piscicoles (Falke et Gido 2006).

Avant d'être utilisées dans l'étape de modélisation, certaines variables ci-dessus ont subi une transformation préalable afin d'améliorer la symétrie de leur distribution (Tableau 1).

Tableau 1: Transformations préalables subies par les variables environnementales avant leur utilisation dans les modèles.

Variable	Transformation
SBV	$\text{Log}_{10}(x)$
PEN	$\text{Log}_{10}(x + 0,1)$
TJuil	Non transformée
ΔT	Non transformée
OXY	Non transformée
AMMO	$\text{Log}_{10}(x + 0,001)$
CHLO	$\text{Log}_{10}(x)$
NAV	0 (navigué) ; 1 (non navigué)
SPE	$\text{Log}_{10}(100x + 0,1)$

Température de l'air et température de l'eau

Par commodité, dans la mesure où nous disposons des données à l'échelle de l'ensemble du bassin, nous avons utilisé des mesures de température de l'air bien que la température ressentie par les poissons soit bien évidemment la température de l'eau. Afin de mieux comprendre les limites éventuelles de la prise en compte des températures de l'air dans les modèles piscicoles et le cas échéant d'estimer une température de l'eau à partir de données portant sur la température de l'air nous avons comparé les températures de l'air (données issues de MétéoFrance) aux températures de l'eau disponibles dans la base de données de qualité des cours d'eau de l'AESN (stations du RNB et autres).

Pour chaque site de qualité d'eau nous avons calculé une température moyenne de l'eau pour chaque mois à partir des mesures disponibles². Ces calculs ont été effectués sur environ 2000 sites répartis sur le bassin. Pour chacun de ces sites, en se limitant aux années ayant fait l'objet de suivis de la qualité d'eau, nous avons également évalué des températures moyennes mensuelles de l'air³.

Nous avons ensuite effectué des régressions linaires de la température moyenne mensuelle de l'eau en fonction de la température moyenne mensuelle de l'air en séparant les sites en fonction de la superficie de leur bassin versant et du contexte géologique⁴ (voir figure3 pour un exemple). Les valeurs des pentes et des ordonnées à l'origine des différentes régressions réalisées sont indiquées au tableau 2

² Données d'observation de la qualité de l'eau (RNB ou autres stations) période disponible 1985/2009 ; selon les sites et l'intensité des suivis disponibles, le nombre de valeurs prises en compte pour le calcul des moyennes mensuelles peut être extrêmement variable.

³ Données Météo France spatialisées par mailles de 3X3 km période disponible 1958/2009

⁴ Données géologiques du BRGM disponibles dans le jeu de données Sénèque.

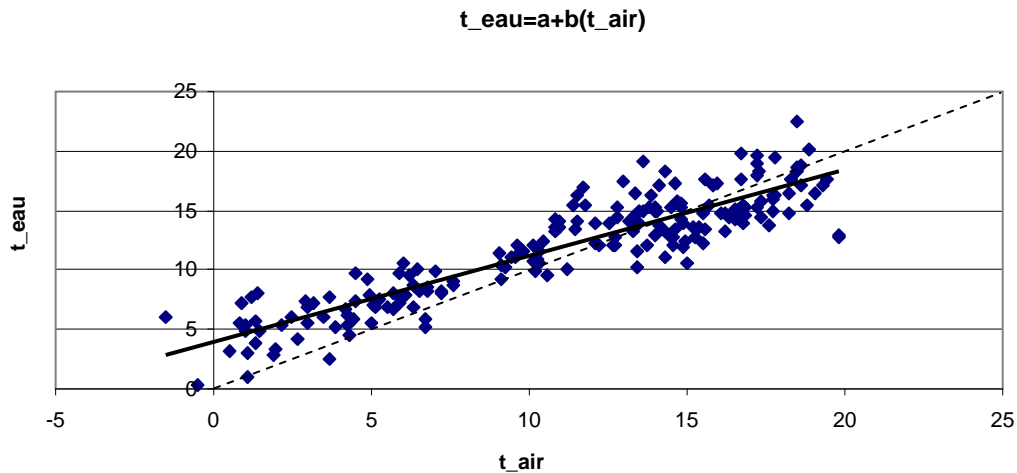


Figure 3: Exemple de régression linéaire de la température de l'eau en fonction de la température de l'air ; cas des bassins versants de moins de 100km² sur faciès argileux ($y = 3,539 + 0,681x$). La droite pointillée correspond à la situation où la température de l'eau est égale à la température de l'air (droite 1:1).

On constate que les valeurs d'ordonnées à l'origine sont d'autant plus fortes et les valeurs de pentes d'autant plus faibles que les sites sont localisés sur des petits bassins versants (c'est-à-dire qu'ils sont proches des sources) et que le substrat géologique est perméable, les valeurs extrêmes étant observées pour les petits bassins versants (<100km²) sur substrat crayeux. Les faibles valeurs de pentes et les fortes valeurs d'intercept correspondent à des situations où la température de l'eau tend à être plus élevée que celle de l'air en hiver et à l'inverse sensiblement plus faible en été et témoignent en général d'un apport significatif d'eau de nappe d'autant plus important que le substrat géologique est perméable (Casie 2006). D'après les paramètres des régressions fournis au tableau 2 l'écart entre température de l'air et température de l'eau peut atteindre plusieurs degrés dans les situations les plus contrastées. Ce décalage entre température de l'eau et température de l'air pour les tronçons amont avait déjà été observé précédemment sur le bassin de la Seine (Ducharne 2008). En allant vers l'aval, les valeurs de pente et d'ordonnée à l'origine des régressions tendent vers les valeurs de 0 et 1 respectivement, ce qui correspond à une situation d'égalité entre température de l'eau et température de l'air⁵.

Tableau 2: Récapitulatif des valeurs de l'ordonnée à l'origine et de la pente des régressions de la température de l'eau en fonction de la température de l'air.

Faciès géologique	Surface de bassin en km ²	Ordonnée à l'origine	Pente
Argiles	0_100	3,539	0,681
	100-1000	3,189	0,811
	1000-10000		
	10000-100000		
Calcaires	0_100	4,064	0,687
	100-1000	3,95	0,718
	1000-10000	2,922	0,862
	10000-100000	1,45	1,015
Craie	0_100	5,277	0,588

⁵ A noter toutefois que dans les situations les plus aval, la valeur d'intercept se situe plutôt autour de 1. Cette situation pourrait s'expliquer par le fait que les mesures de température de l'eau ne sont pas effectuées de manière aléatoire au cours du cycle journalier mais toujours dans la période diurne ce qui tend à sur évaluer la température moyenne.

	100-1000	5,043	0,611
	1000-10000	3,224	0,863
	10000-100000	1,048	1,122
Marne	0_100	3,578	0,707
	100-1000	3,733	0,754
	1000-10000	3,727	0,79
	10000-100000		
Sables	0_100	3,939	0,703
	100-1000	3,891	0,732
	1000-10000	2,208	0,915
	10000-100000	1,125	1,035
Socle cristallin	0-100	2,46	0,815
	100-1000	1,913	0,897
	1000-10000	-0,017	1,182
	10000-100000		

A ce stade nous n'avons pas trouvé de solutions satisfaisantes permettant d'estimer la température de l'eau à partir des températures de l'air et d'intégrer directement ces estimations comme variables d'entrée dans les modèles "poissons". Ces résultats devront néanmoins être gardés à l'esprit par la suite lorsque les modélisations piscicoles seront effectuées.

1.3 Construction des modèles de prédiction de la présence/absence des espèces

L'objectif du travail est de développer des modèles statistiques permettant de prédire la probabilité de présence des espèces à partir des caractéristiques environnementales du tronçon de cours d'eau qui les abrite. Ces modèles ont été bâtis à partir de méthodes de régressions logistiques dont l'expression générale est de la forme suivante :

$$p(x) = \frac{e^{a_0+a_1x+a_2x^2}}{1 + e^{a_0+a_1x+a_2x^2}}$$

Ce type de modèle permet notamment de simuler des réponses de types sigmoïde (lorsque $a_2 = 0$) ou gaussienne (lorsque $a_1 > 0$ et $a_2 < 0$) qui correspondent aux types de courbes de réponse des organismes face aux gradients environnementaux (Figure 4).

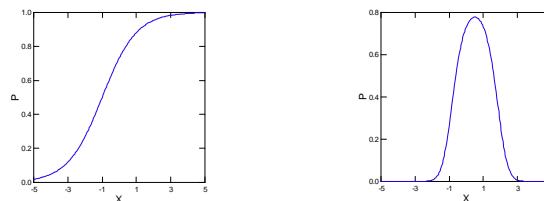


Figure 4 : Types de courbes de réponse simulées par l'utilisation de modèles de régression logistique.

La sélection des variables explicatives retenues dans chaque modèle a été effectuée par une procédure pas à pas de façon à ce que les probabilités associées à chacune des variables soit $<0,05$.

Différents critères permettent d'évaluer la qualité et la capacité prédictive des modèles. Le taux de bonnes classifications (des présences et des absences) constitue le paramètre le plus classiquement utilisé en raison de sa simplicité. Au-delà la capacité prédictive d'un modèle peut être appréciée par sa sensibilité (taux de bonne prédiction des présences) et sa spécificité (taux de bonne prédiction des absences). Bien entendu, sensibilité et spécificité dépendent étroitement du seuil de probabilité fixé à partir duquel une espèce sera considérée comme présente (ou absente) (Figure 5).

L'indice de Kappa est un indice synthétique qui consiste à mesurer l'amélioration des prédictions apportée par le modèle par rapport à une prédiction au hasard. Cet indice varie théoriquement de 0 à 1. On considère en général que l'efficacité du modèle est acceptable pour des valeurs de Kappa supérieures à 0,4.

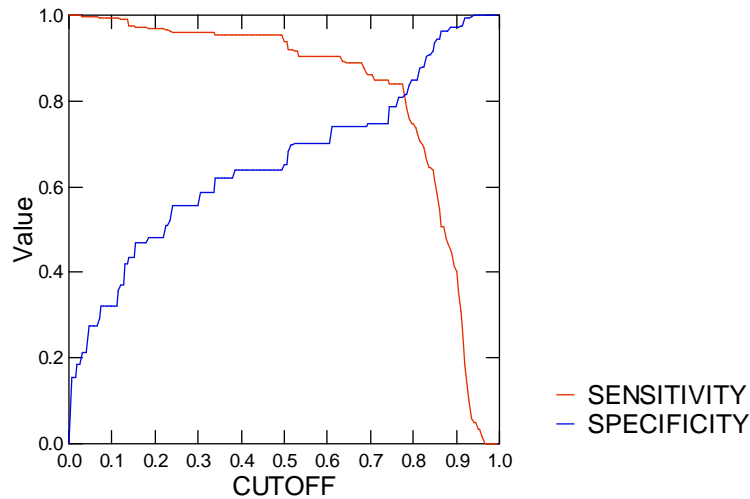


Figure 5 : Exemple des variations de la sensibilité et de la spécificité en fonction des valeurs seuil de probabilité retenues pour distinguer les présences des absences.

La construction de courbes ROC constitue une solution alternative pour apprécier la pertinence des modèles. Ces courbes sont obtenues en représentant la sensibilité en fonction de la valeur de 1-spécificité pour différentes valeurs seuil (Figure 6). L'aire sous la courbe (AUC = area under the curve) est un indicateur de la qualité du modèle et varie potentiellement entre 0,5 (le modèle n'apporte aucune information sur la présence absence) à 1 (le modèle permet de distinguer parfaitement les absences des présences).

Receiver Operating Characteristic Curve

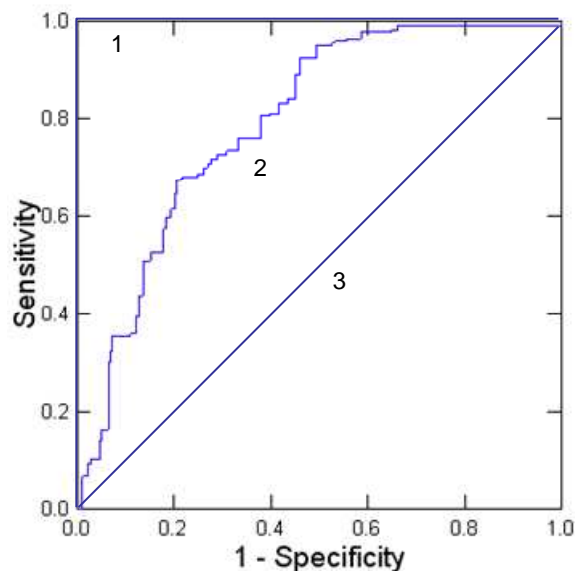


Figure 6: Trois scénarios possibles pour la courbe ROC. (1) : test idéal, le modèle discrimine parfaitement les absences des présences, (3) : le test n'a aucune efficacité et ne permet pas de distinguer les absences des présences, (2) situation intermédiaire, plus la forme de la courbe se rapproche de la forme (1) plus le modèle est performant.

Pour un site donné, à partir des caractéristiques environnementales des tronçons chaque modèle par espèce va permettre d'évaluer la probabilité d'observation de l'espèce considérée (valeur entre 0 et 1) sur le tronçon. En sommant les prédictions des différents modèles, il est possible d'estimer une richesse en espèces. Cette somme peut bien entendu être effectuée pour l'ensemble des espèces modélisées (estimation de la richesse totale) ou pour un sous ensemble d'entre- elles (par exemple estimation de la richesse en espèces limnophiles en sommant les résultats des modèles qui concerne les espèces limnophiles).

1.4 Résultats des modèles par espèce

L'analyse des résultats des modèles réalisés pour les 25 espèces permet d'une part d'évaluer la pertinence et la capacité prédictive de chacun d'entre eux à partir d'un ensemble d'indicateurs (Tableau 3) et d'autre part d'identifier les facteurs qui contrôlent la présence/ absence des espèces ou la structure du peuplement (Tableau 4). La capacité des modèles à discriminer les présences des absences est extrêmement variable d'une espèce à l'autre comme en témoignent les valeurs d'AUC associées chaque modèle variant de 0,917 à 0,708 (Tableau 3). Le pouvoir discriminant des modèles peut être considéré comme bon à très bon ($AUC > 0,8$) pour 16 espèces. A l'inverse des valeurs d'AUC inférieur à 0,75 sont le signe d'une médiocre capacité prédictive et se rencontrent pour 4 espèces (épinouche, lamproie, perche soleil et tanche).

Pour chaque modèle, le seuil de décision a été déterminé afin de maximiser à la fois la spécificité et la sensibilité. Sur la base de ces seuils et selon les modèles le pourcentage de bonnes prédictions varie de 63% à plus de 85%. L'indice de Kappa (déterminé avec les seuils optimisés) varie globalement de manière cohérente avec la valeur d'AUC. Si on retient le seuil de 0,4 pour la valeur du Kappa à partir de laquelle un modèle peut être considéré comme fiable, on peut considérer la quasi-totalité des modèles peuvent être utilisés dans une optique de prédiction (Tableau 4)

Toutes les variables prédictives définies initialement ont été retenues dans au moins un des 25 modèles (à l'exception du terme carré pente du cours d'eau) (Tableau 4). Les variables liées aux caractéristiques naturelles des cours d'eau (pente et/ou surface de bassin versant) sont retenues de manière quasi systématique et traduisent les préférences des espèces vis-à-vis de la taille du cours d'eau et des vitesses d'écoulement des eaux (Figure 7).

Les variables liées aux conditions thermiques (T_{juil} et ΔT) sont intégrées dans la majorité des modèles (20 sur 25) ce qui témoigne de l'importance de la température et du climat dans la répartition de la plupart des espèces mais aussi potentiellement la sensibilité potentielle des peuplements de poissons face aux modifications climatiques. A noter que certaines espèces et plus particulièrement la truite montre une préférence pour les températures basse et décroît fortement avec l'augmentation des températures de juillet (Figure 8).

Tableau 3 : Performances des différents modèles de prédiction de présence/absence des espèces : seuils optimisant la sensibilité et la spécificité, pourcentage de bonne prédiction, indice de Kappa et valeurs d'AUC.

Espèces	Nombre de présence	Seuil optimisé	Sensibilité	Spécificité	% de bons classements	Indice de Kappa	AUC
Ablette	79	0,330	0,823	0,834	0,830	0,775	0,912
Anguille	101	0,425	0,812	0,798	0,804	0,714	0,888
Barbeau	56	0,355	0,875	0,851	0,857	0,823	0,917
Bouvière	33	0,140	0,848	0,802	0,809	0,759	0,915
Brème bordelière	33	0,165	0,848	0,812	0,817	0,773	0,895
Brème commune	39	0,155	0,718	0,660	0,670	0,497	0,778
Brochet	91	0,445	0,714	0,727	0,722	0,575	0,814
Chabot	170	0,745	0,800	0,783	0,796	0,563	0,858
Chevesne	166	0,675	0,807	0,781	0,800	0,583	0,853
Epinoche	51	0,230	0,647	0,670	0,665	0,486	0,717
Epinochette	56	0,265	0,696	0,684	0,687	0,528	0,751
Gardon	154	0,655	0,792	0,763	0,783	0,582	0,832
Goujon	150	0,670	0,680	0,663	0,674	0,374	0,754
Grémille	29	0,125	0,724	0,726	0,726	0,619	0,787
Hotu	49	0,250	0,796	0,801	0,800	0,741	0,892
Loche franche	159	0,760	0,830	0,817	0,826	0,659	0,888
Lamproie de planer	87	0,395	0,667	0,650	0,657	0,436	0,708
Perche	120	0,510	0,750	0,755	0,752	0,598	0,832
Perche soleil	31	0,165	0,710	0,714	0,713	0,593	0,727
Rotengle	45	0,240	0,778	0,784	0,783	0,714	0,827
Spirilin	43	0,195	0,791	0,786	0,787	0,722	0,884
Tanche	57	0,230	0,649	0,630	0,635	0,408	0,716
Truite	124	0,545	0,774	0,774	0,774	0,632	0,832
Vairon	139	0,615	0,799	0,791	0,796	0,646	0,889
Vandoise	101	0,460	0,752	0,752	0,752	0,622	0,792

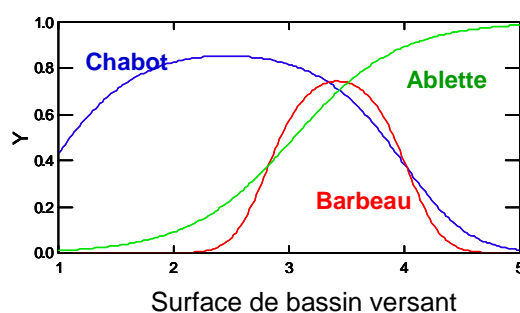


Figure 7: Exemples de courbes de réponse de quelques espèces en fonction de la surface de bassin versant.

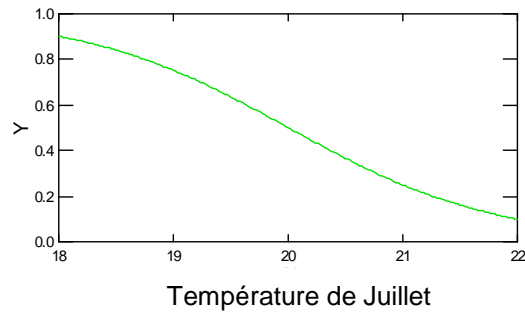


Figure 8: Exemples de courbes de réponse de la truite en fonction de la température moyenne de juillet.

Les variables liées à la qualité de l'eau interviennent dans 12 modèles illustrant là encore la sensibilité potentielle du peuplement face à une modification de la qualité d'eau du bassin. On peut en particulier noter que la probabilité d'occurrence de plusieurs espèces (ablette, gardon, hotu) augmente avec les teneurs en chlorophylles ce qui tendrait à prouver que dans une certaine mesure, elles sont favorisées par une certaine eutrophisation du milieu.

Le paramètre navigation est intégré dans 6 modèles (bouvière, goujon, grémille, spirilin, tanche, vandoise). Il intervient toujours de la même manière correspondant à une pénalisation des espèces concernées quand les tronçons sont navigués. Cet effet est particulièrement marqué pour le spirilin, puisque cette espèce n'a jamais été notée sur un secteur navigué dans notre jeu de données.

L'abondance de plans d'eau entre fréquemment dans les modèles puisqu'elle concerne 9 espèces. Son effet est variable selon les espèces considérées. Elle tend à favoriser la présence d'espèce comme le brochet, la bouvière (dans une certaine mesure), le gardon, la perche, le rotengle, la tanche. Toutes ces espèces sont des espèces limnophiles susceptibles de se développer dans les plans d'eau et à partir de ces milieux de coloniser le réseau hydrographique adjacent. A l'inverse, l'abondance de plan d'eau semble pénaliser la truite et certaines de ses espèces d'accompagnement (vairon, lamproie par exemple). Cet effet pourrait s'expliquer par une modification de l'habitat physique des conditions physicochimiques (température de l'eau par exemple) et l'implantation d'obstacle aux déplacements (digues d'étangs) empêchant l'atteinte de certains habitats cruciaux et notamment les frayères.

Programme PIREN-Seine: Peuplements de poissons dans le bassin de la Seine

	Constante	SBV	SBV(2)	PEN	PEN(2)	TJuil	Tjuil(2)	ΔT	ΔT(2)	OXY	OXY(2)	AMMO	AMMO(2)	CHLO	CHLO(2)	NAV (non navig.)	SPE	SPE(2)
Ablette	-66,462	2,215								13,325	-0,762			2,056				
Anguille	-17,99	1,712						-1,271		7,942	-0,446	2,496	0,669					
Barbeau	-68,193	30,018	-4,39					1,062				-0,588						
Bouvière	-594,356	2,63				-2,493		78,902	-2,458							2,706	1,033	-1,084
Brème bordelière	-814,962	8,488	-1,143	-2,407		81,977	-2,104											
Brème commune	-433,227	1,281				43,558	-1,108											
Brochet	-399,469	6,923	-0,981			39,598	-1,011					-0,395					0,635	
Chabot	504,808	4,696	-0,952			-52,201	-1,3	0,907										
Chevesne	-14,727	2,267						0,63										
Epinoche	21,064	3,447	-0,587			-1,394												
Epinochette	-326,736	5,298	-1,123			33,817	-0,864	-0,678										
Gardon	-134,032	4,674	-0,729					16,28	-0,518					1,095			0,479	
Goujon	-115,583	3,567	-0,458					13,577	-0,423							1,854		
Grémille	-9,532	1,589												0,827		2,369		
Hotu	97,704	8,519	-1,112			-40,578	1,041	33,666	-1,008					0,89				
Loche franche	-134,538	9,364	-1,914					15,235	-0,461									
Lamproie de planer	1,701	-0,86																-0,279
Perche	-46,473	1,745								9,31	-0,512						0,57	
Perche soleil	-187,871							24,068	-0,759	-0,469								
Rotengle	-7,425			-1,601						0,633								0,943
Spirilin	-22,143	2,549						1,287		-9,199	0,548					30,766		
Tanche	-2,255			-1,204												1,308	0,431	
Truite	11,52			1,599		-1,105		0,616										-0,407
Vairon	-4,368	9,25	-1,819			-1,345		1,147						5,052	-2,074			-0,682
Vandoise	-21,026	5,594	-0,719					0,595								1,844		

Tableau 4 : Coefficients associés aux modèles logistiques de prédiction des présences/absences des espèces.

1.5 Extrapolation spatiale des modèles à l'échelle de l'ensemble du bassin.

Les modèles évoqués précédemment ont été construits à partir d'un nombre limité de données incluant 230 sites localisés sur 208 tronçons de cours d'eau différents. Les variables d'entrée des modèles étant disponibles sur l'ensemble des 5163 tronçons définis dans notre SIG, il devient possible de prédire la probabilité d'occurrence des espèces sur l'ensemble de ces tronçons puis de cartographier les résultats à l'échelle de la totalité du bassin de la Seine.

Dans le cadre du présent rapport, il n'est pas possible de faire figurer la totalité des cartes par espèce. Nous présentons ici quelques exemples pour illustrer les potentialités offertes par l'extrapolation spatiale des modèles.

La carte de probabilité de présence du vairon (Figure 9) illustre la situation d'une espèce rencontrée plutôt dans les milieux apicaux, même si elle semble éviter, dans une certaine mesure, les cours d'eau les plus petits. Elle apparaît en revanche systématiquement absente (ou très peu représentée) sur les plus grands axes du bassin et ce dès que la surface de bassin versant dépasse quelques milliers de km². Comme plusieurs autres espèces du bassin, le vairon semble être favorisé par les forts contrastes thermiques entre l'hiver et l'été (climat à tendance continentale) se traduisant par une probabilité d'occurrence plus forte à l'est du bassin.

La carte de probabilité de présence de l'ablette (Figure 10) correspond à la situation inverse d'une espèce plutôt inféodée aux parties aval. Cette carte indique que l'espèce est absente (ou a minima très peu représentée) sur l'essentiel des têtes de bassin et qu'elle est essentiellement cantonnée aux cours d'eau principaux qui en terme de linéaire représentent une part relativement modeste de la totalité du réseau hydrographique. A noter que cette espèce semble se maintenir relativement bien dans les portions les plus aval du réseau hydrographique à la fois fortement aménagées et soumises à une dégradation de la qualité de l'eau.

Comme indiqué plus haut, la somme des prédictions de 25 modèles par espèce permet d'estimer une richesse en espèces par tronçon. Le résultat ainsi obtenu à l'échelle du bassin est présenté (figure 11). Cette carte permet de retrouver une originalité du bassin de la Seine : le nombre d'espèces augmente des sources aux parties intermédiaires, conformément au modèle classique observé sur la plupart des bassins, pour atteindre des valeurs maximum dans les grands cours d'eau faiblement aménagés. Elle tend par contre à décroître plus en aval à mesure de l'intensification des pressions anthropiques pour atteindre les valeurs les plus faibles sur la Seine en aval de Paris sur des secteurs cumulant à la fois un fort niveau d'aménagement (lié notamment à la navigation) et un degré de pollution important. (Boët et al. 1999).

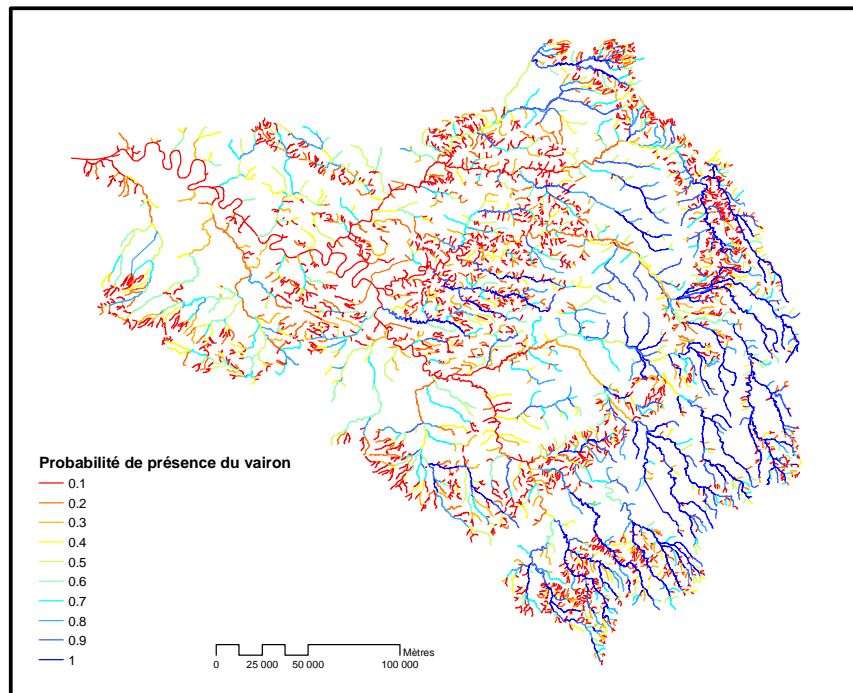


Figure 9 : Prédiction de la probabilité de présence du vairon dans le réseau hydrographique de la Seine.

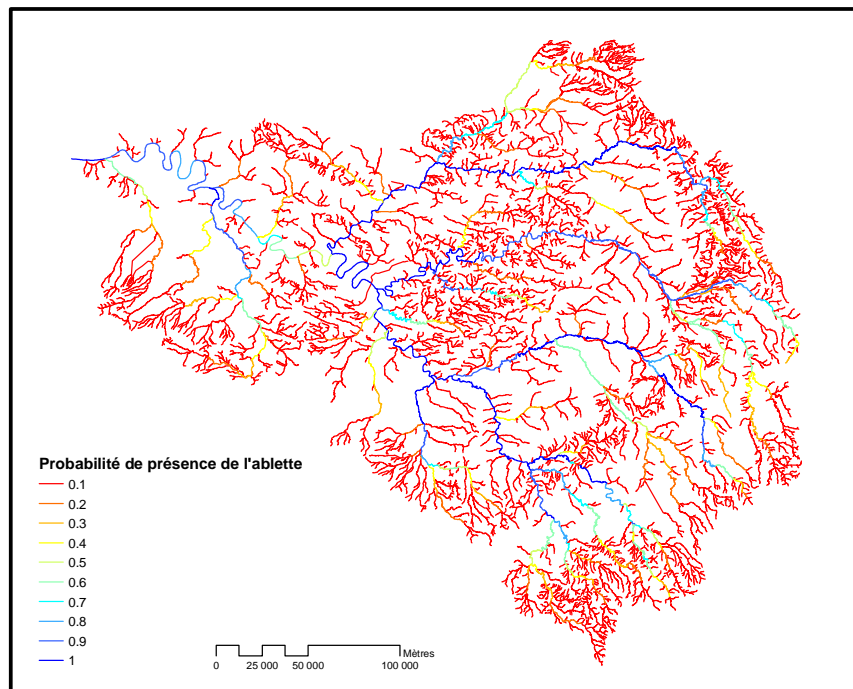


Figure 10 : Prédiction de la probabilité de présence de l'ablette dans le réseau hydrographique de la Seine.

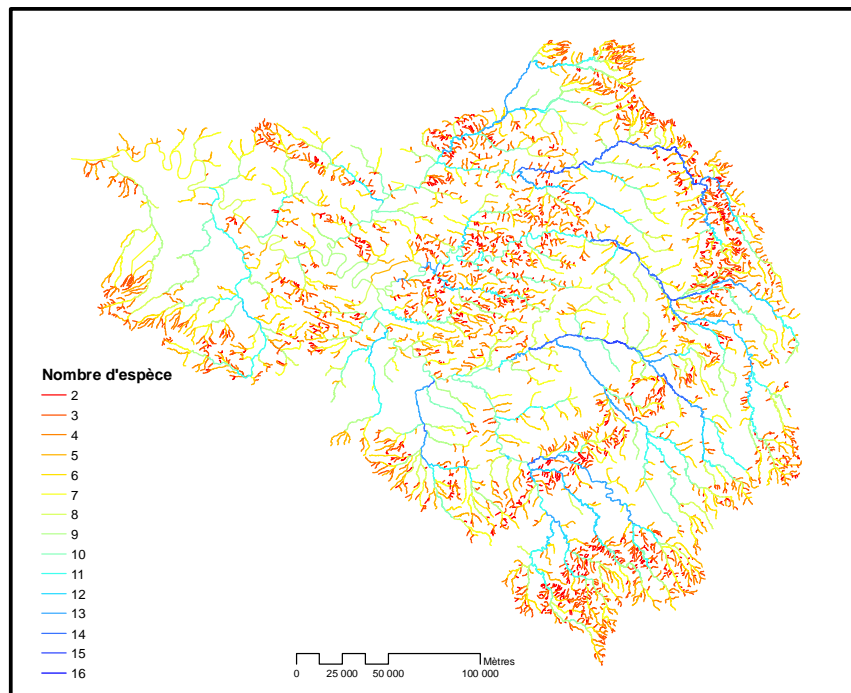


Figure 11 : Prédiction du nombre d'espèces présentes par tronçon dans le réseau hydrographique de la Seine.

1.6 Exemples de scénarios

Les modèles tels qu'ils sont offrent la possibilité d'évaluer dans quelle mesure une modification des conditions environnementales est susceptible d'affecter la répartition des espèces et la structure des peuplements et de projeter les résultats attendus à l'échelle du réseau hydrographique. Nous avons testé deux scénarios. Le premier cherche à comprendre les conséquences d'une augmentation des températures sur la répartition potentielle d'une espèce d'eau froide, la truite. Le second s'intéresse aux conséquences sur les peuplements de l'implantation généralisée de plans d'eau en tête de bassin versant.

1.6.1 *Élévation des températures et répartition potentielle de la truite*

Nous avons tenté d'évaluer les conséquences possibles d'une modification globale des conditions thermiques sur la répartition de la truite. Le scénario de modification thermique que nous avons appliqué repose sur une augmentation de la température de juillet de 1,7°C et de 1,3 °C de celle de janvier. Ce scénario est cohérent avec les simulations effectuées à partir du modèle ARPEGE-Climat développé par le Centre de recherches de Météo-France sur la base du scénario B2 du GIEC (scénario modéré) et correspond à la gamme de modifications thermiques attendu sur le bassin à l'horizon d'une cinquantaine d'années⁶. Deux scénarios intermédiaires (augmentation de 0,6°C puis 1,1°C pour la température de juillet et de 0,4°C puis 0,9°C pour celle de janvier) ont également été testés pour visualiser de manière plus dynamique la manière dont l'aire de répartition de l'espèce pouvait évoluer. A noter que par rapport à la gamme des possibles issue des différentes projections climatiques disponibles actuellement sur le bassin de la Seine, l'hypothèse que nous avons testée correspond à des modifications relativement modestes (Ducharne 2009).

⁶ Source http://climat.meteofrance.com/chgt_climat/simulateur. Par volonté de simplification, nous avons adopté une modification thermique constante pour l'ensemble du bassin en restant conscient que le changement climatique ne touchera pas de manière identique les différentes parties du bassin.

Les projections cartographiques des prédictions sur la base des différents niveaux de réchauffement que nous avons testés montrent que l'aire de distribution de la truite est susceptible d'évoluer de manière radicale sur le bassin (Figure 12). Dans les conditions thermiques actuelles, les zones favorables à la truite sont largement représentées sur le bassin notamment en tête de bassin, dès lors que la pente des cours d'eau est suffisamment forte. Sous l'hypothèse d'un réchauffement de 1,7°C en été et 1,3 °C en hiver, les zones potentiellement favorables à l'espèce se réduiraient considérablement et se concentreraient sur l'est et le sud du bassin en particulier dans la région du Morvan.

Il est important de souligner que ces scénarios sont destinés avant tout à percevoir les conséquences globales des modifications climatiques sur la répartition d'une espèce et n'ont pas cherché à coller au plus près aux évolutions climatiques et environnementales attendues les plus probables. De ce point de vue on peut citer un certain nombre de limites aux scénarios tels que nous les avons conçus :

- l'hypothèse que nous avons testée suppose une augmentation uniforme de la température sur le bassin. Or les projections climatiques disponibles concluent toutes à des évolutions hétérogènes spatialement avec notamment un réchauffement plus modeste à l'ouest du bassin à proximité de la zone maritime.
- nous avons utilisé les modèles en modifiant uniquement les variables thermiques mais sans modifier les valeurs des autres variables environnementales intervenant dans la modélisation. Or il est évident que le changement climatique aurait des conséquences sur d'autres variables, qu'il s'agisse de variables déjà intégrées dans nos modèles (qualité d'eau) ou non intégrées dans nos modèles mais potentiellement importantes vis-à-vis de la répartition des poissons (valeurs de débits par exemple).
- ne disposant pas de données suffisantes concernant la température de l'eau, nous utilisons en substitut des données de température de l'air dans nos modèles. Or nous avons vu précédemment qu'il pouvait exister un décalage significatif entre température de l'eau et température de l'air notamment pour les cours d'eau proches des sources et/ou fortement alimentés par des apports souterrains. Cette observation conduit à penser que les peuplements de poissons de ces types de cours d'eau seraient potentiellement moins affectés par le changement climatique (sous réserve du maintien de conditions de débit suffisantes).

Conditions thermiques
actuelles



Truite

températures estivales + 1,7 °C
températures hivernales + 1,3 °C

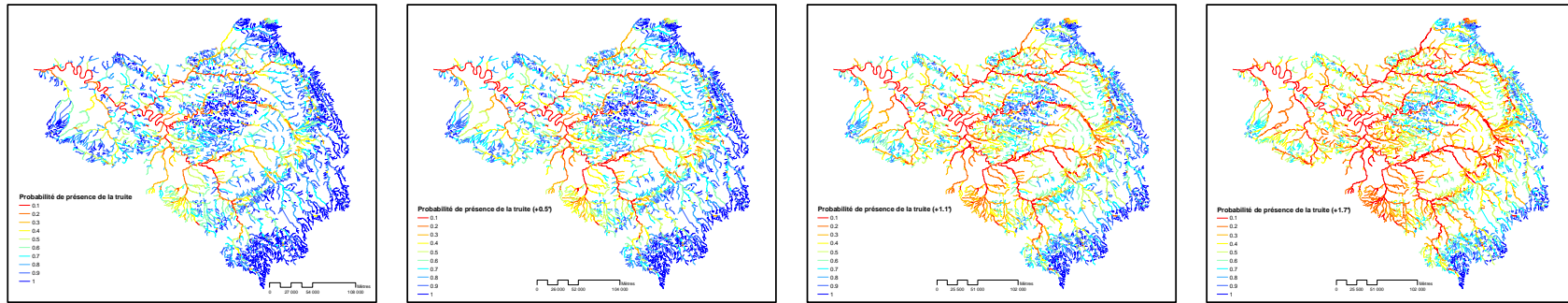
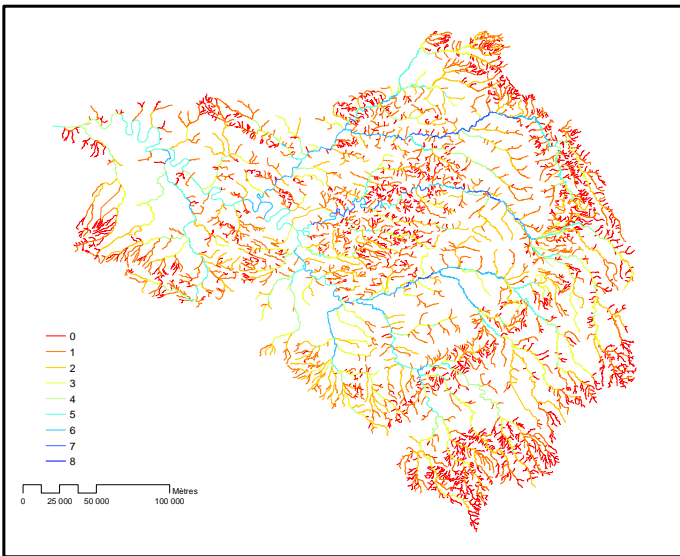


Figure 12 : Prédiction de la probabilité de présence de la truite dans le réseau hydrographique de la Seine dans les conditions thermiques actuelles et pour différents niveaux de réchauffement de la température de l'air. Les autres variables environnementales intervenant dans les modèles sont considérées comme constantes entre les différents scénarios et équivalentes aux valeurs observées actuellement.

1.6.2 Implantation de plans d'eau sur les petits bassins versants

Le second type de scénario que nous avons testé concerne l'implantation généralisée de plans d'eau sur les petits bassins versants. Pour tester ce scénario, nous avons imaginé que pour tous les tronçons dont le bassin versant total était inférieur à 300 km², les plans d'eau sur le bassin versant proche représentaient 5 ‰ du territoire, soit l'équivalent de 5 ha de plan d'eau pour 10 km². (pour les tronçons présentant déjà des surfaces supérieures à 5 ‰, nous avons conservé la valeur actuelle lors des simulations), les autres conditions environnementales restant par ailleurs inchangées. Il convient de noter que cette proportion de plan d'eau de 5 ‰ est certes significative mais déjà largement dépassée sur certaines zones du bassin riches en étangs. En utilisant ces nouvelles conditions en entrées des modèles par espèce nous avons ensuite tenté d'en évaluer les conséquences sur la richesse en espèces d'eau calme et la richesse en truite et espèces d'accompagnement (vairon, chabot, loche franche et lamproie de planer).

Situation actuelle



Au moins 5 ha/ 10 km² de plans d'eau sur les BV < 300 km²

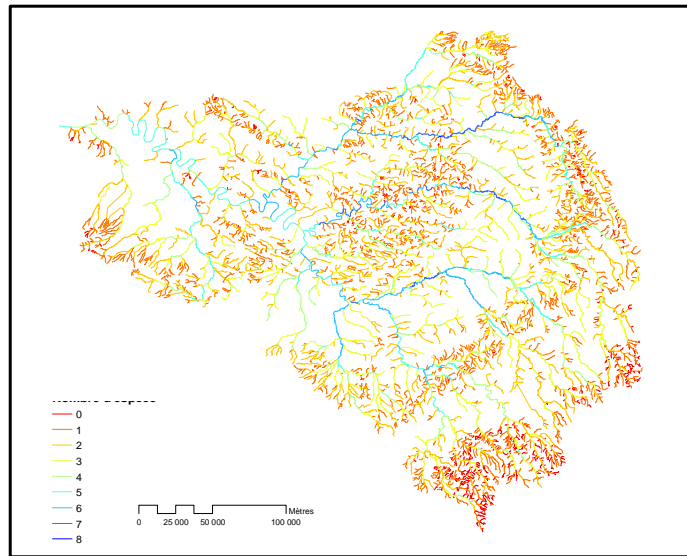


Figure 13: Prédiction du nombre d'espèces d'eau calme présentes par tronçon dans le réseau hydrographique de la Seine compte tenu des conditions actuelles et sous l'hypothèse d'une implantation généralisée de plans d'eau sur les petits bassins versants.

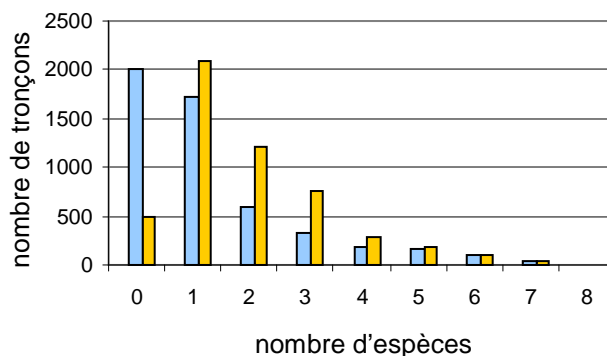
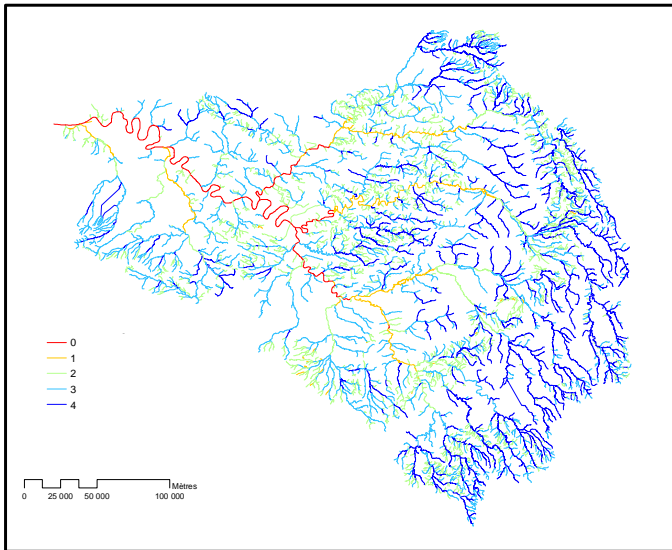


Figure 14 : Histogramme du nombre de tronçons en fonction du nombre d'espèces d'eau calme prédit par les modèles ; en bleu conditions actuelles ; en jaune sous l'hypothèse d'une implantation généralisée de plans d'eau sur les petits bassins versants (< 300 km²).

Telle qu'imaginée, l'implantation généralisée de plan d'eau en tête de bassin devrait se traduire par une colonisation nette des petits cours d'eau par les espèces d'eau calme (Figures 13 et 14). Les trois quarts des tronçons pour lesquels les modèles prédisent une absence d'espèce d'eau calme sur la base des conditions actuelles seraient colonisés par une espèce au moins. La part des tronçons abritant 1, 2 3 ou 4 espèces d'eau calme progresserait de manière très sensible.

A l'inverse, l'implantation généralisée de plan d'eau, s'accompagnerait d'une régression des espèces salmonicoles (Figures 15 et 16) avec une réduction importante des tronçons les plus riches en espèces salmonicoles (baisse de près de 60%) au profit de situation de faible richesse (1 ou 2 espèces).

Situation actuelle



Au moins 5 ha/ 10 km² de plans d'eau sur les BV < 300 km²

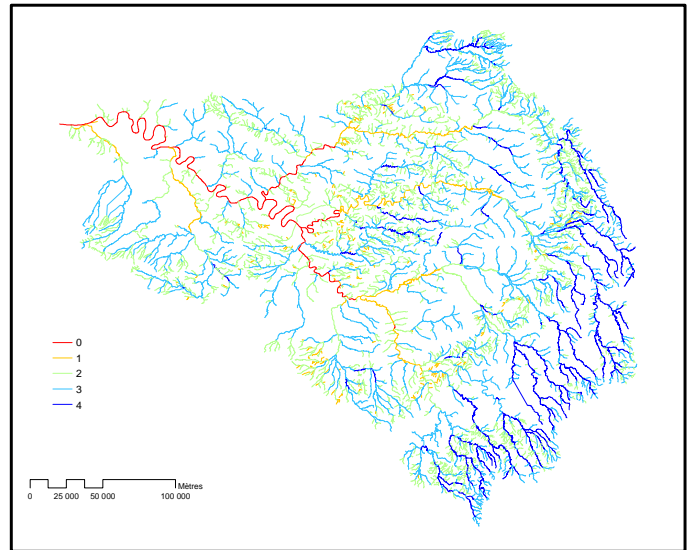


Figure 15 : Prédiction du nombre d'espèces salmonicoles (truites + espèces d'accompagnement) présentes par tronçon dans le réseau hydrographique de la Seine compte tenu des conditions actuelles et sous l'hypothèse d'une implantation généralisée de plans d'eau sur les petits bassins versants.

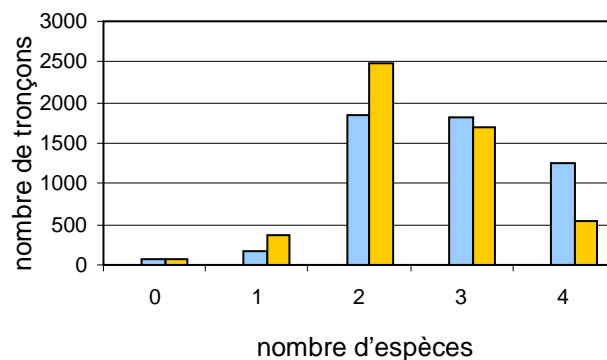


Figure 16 : Histogramme du nombre de tronçons en fonction du nombre d'espèces salmonicoles prédit par les modèles ; en bleu conditions actuelles ; en jaune sous l'hypothèse d'une implantation généralisée de plans d'eau sur les petits bassins versants (<300 km²).

Comme précédemment avec les scénarios portant sur l'augmentation de la température, le présent test

visé avant tout à évaluer l'impact possible de la mise en place de plan d'eau et non à constituer une évolution plausible. On notera notamment que les possibilités d'implantation de plans d'eau varient fortement en fonction de la géologie et la perméabilité des terrains, une mise en place homogène sur tout le bassin de la Seine n'étant donc pas réaliste.

2 Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants

2.1 Introduction

L'organisation des peuplements de poissons d'eau courante dépend non seulement de la diversité des habitats aquatiques, mais aussi de leur arrangement spatial et de leur connectivité fonctionnelle au sein du réseau hydrographique. La notion de connectivité est particulièrement importante dans le contexte de cours d'eau anthropisés: en effet, il ne suffit pas que les habitats vitaux des espèces de poissons soient présents dans le milieu aquatique, encore faut-il qu'ils soient accessibles pour les poissons via des processus migratoires liés à leur cycle de vie. L'anthropisation des cours d'eau entraîne à la fois une disparition de certains habitats et globalement, une fragmentation de leurs réseaux hydrographiques par l'implantation d'obstacles physiques (barrages ou seuils) ou chimiques (rejets provoquant une discontinuité locale), qui va entraver les déplacements des poissons. L'impact des grands barrages sur les peuplements de poissons est plutôt bien documenté, mais celui des petits obstacles (seuils de moulins par exemple, ou implantation de buse au niveau des ponts) rencontrés majoritairement sur des cours d'eau de taille réduite est moins connu (Poulet, 2007; Alexandre & Almeida, 2010). Dans le bassin de la Seine, notamment en région Ile de France, les petits cours d'eau sont soumis à deux pressions anthropiques distinctes, la traversée de territoires urbains à l'approche de l'agglomération parisienne et de territoires fortement agricoles en zone rurale.

Les objectifs de l'étude sont ainsi d'évaluer, dans des petits cours d'eau franciliens urbains et ruraux, les effets respectifs de l'arrangement spatial des habitats et de la présence de discontinuités sur l'occurrence et la distribution spatiale des espèces de poissons. Dans ce cadre, il faut notamment comprendre comment certaines discontinuités à l'intérieur du réseau hydrographique sont susceptibles de fragmenter les habitats disponibles pour les poissons. Il est donc nécessaire de connaître à la fois:

- la structure spatiale des habitats en place dans les réseaux hydrographiques (les mosaïques d'habitats)
- la localisation et la nature des discontinuités (physiques et/ou chimiques) qui peuvent altérer la continuité longitudinale des cours d'eau pour les poissons
- l'occurrence et la distribution spatiale des espèces de poissons dans les cours d'eau.

L'analyse spatiale combinée de ces trois types d'informations constitue un premier élément de réponse aux objectifs de cette étude. Un préalable est donc d'acquérir ces informations (données physiques et biologiques).

2.2 Matériel et méthodes

2.2.1 Site d'études

Dans le cadre de cette approche comparative entre petits bassins versants urbains et agricoles, nous avons recherché des cours d'eau de taille comparable. Le bassin versant de l'Orgeval (Seine-et-Marne, affluent du Grand-Morin) s'est imposé comme bassin à dominante agricole en tant que site atelier. Pour le choix du bassin urbain, une première analyse a consisté à faire des recherches sur des données cartographiques: données d'occupation des sols (Corine Land Cover), données de qualité d'eau (localisation des rejets principaux). Certains cours d'eau ont été écartés d'emblée en raison de leur état de dégradation excessive (la Bièvre par exemple). A l'issue de cette première sélection sur base cartographique, des repérages de terrain ont été réalisés sur plusieurs cours d'eau: la Mauldre, la

Rémarde et l'Yvette (Yvelines).

Finalement, les sites retenus pour cette étude sont l'Orgeval (surface de BV:=103 km²), la Mauldre en amont de Cressay (surface de BV:=176 km²) et l'Yvette, en amont de St Rémy les Chevreuse (surface de BV:=155 km²) (figure 17).

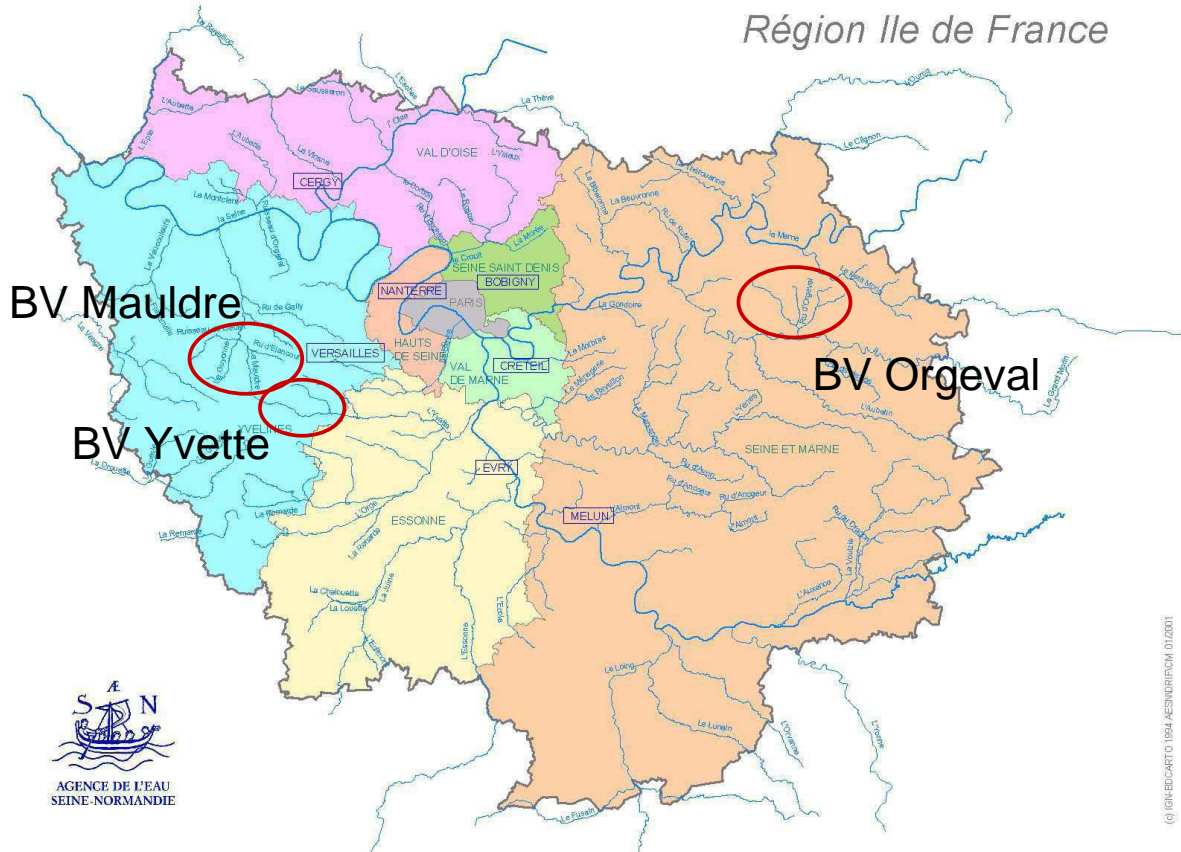


Figure 17 : Localisation des bassins versants retenus initialement dans l'étude. La sélection définitive du bassin versant urbain aura lieu dans un deuxième temps, à l'issue des premières analyses concernant les peuplements de poissons.

2.2.2 Inventaire des discontinuités et des habitats

Les données disponibles concernant la présence de discontinuités dans les cours d'eau des bassins versants considérés sont très sommaires: très peu de barrages par exemple figurent sur la carte IGN au 1/25000^e. Pour obtenir des données relativement exhaustives, un recensement direct sur le terrain a donc été effectué. L'intégralité du réseau hydrographique a été prospectée à pied, de l'exutoire vers l'amont des différents cours d'eau du réseau. Les discontinuités et les habitats jalonnant le profil longitudinal ont ainsi été notés et localisés à l'aide d'un GPS.

Les habitats retenus correspondent à des faciès homogènes: seuil, radier, mouille, et embâcle. Par défaut, les zones de cours d'eau ne correspondant à aucune de ces catégories sont des zones de plats plus ou moins courants.

Les discontinuités relevées sur le terrain sont de nature physique (seuil, barrage, chute, ouvrage de moulin ou d'étang, vannage, buse, déversoir, pompage) ainsi que chimique (rejet). Tant qu'une discontinuité n'obstrue pas entièrement la section du cours d'eau, ou ne constitue pas un obstacle transversal à l'écoulement, elle n'est pas considérée comme un obstacle, puisqu'elle peut potentiellement être contournée par les poissons lors de leurs déplacements. C'est selon ce critère que nous avons considéré certaines discontinuités comme des obstacles. Le caractère d'obstruction est cependant délicat à déterminer: il peut être variable dans le temps, selon le débit. Les caractéristiques géométriques d'un ouvrage vont également conditionner sa franchissabilité par les poissons en

contraignant les conditions hydrauliques.

Chaque discontinuité considérée selon ces critères comme obstacle, faisait l'objet d'une description détaillée (figure 18), destinée notamment à mieux caractériser sa topographie, selon le protocole adopté par Ovidio et collaborateurs (2007).

Discontinuités observées sur les cours d'eau

Date :

Bassin versant :

Cours d'eau :

Position géographique -> point GPS n°

Photo n°

Nature de la discontinuité :

Barrage Chute Seuil Moulin Vannage

Rejet Pompage Buse Déversoir Embâcle

Rive :

Etat général :

Mesures : Hauteur (CE):

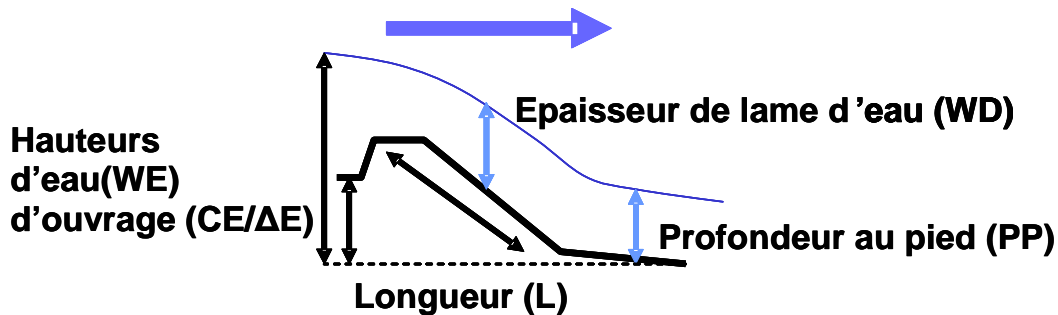
Chute : Profondeur au pied (PP) :

Dénivelé ligne d'eau (WE) :

Seuil : Profondeur (WD) :

Longueur (L) :

Dénivelé (ΔE) :



D'après Ovidio *et al.* 2007

Figure 18: Fiche de description morphologique des discontinuités considérées comme obstacles

Echantillonnage des peuplements de poissons

L'échantillonnage des peuplements de poissons a été réalisé par pêche électrique. L'objectif de cette étude étant de rechercher les effets des discontinuités dans les cours d'eau sur la distribution spatiale des espèces de poissons, le protocole de pêche a fait l'objet d'un calage méthodologique de manière à rendre compte le plus fidèlement possible de cette distribution spatiale. C'est pourquoi le protocole selon un échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) a été préféré à une prospection "classique" en

continu. En effet, classiquement, une station de pêche est définie comme un secteur de cours d'eau long de 10 à 20 fois la largeur: le secteur de cours d'eau ainsi délimité est prospecté intégralement. Ce protocole permet de recenser les espèces présentes dans le secteur prospecté mais ne fournit pas d'éléments détaillés sur la répartition spatiale de ces espèces dans l'ensemble du réseau, sauf à déployer des moyens considérables pour densifier le nombre de stations de pêche. L'échantillonnage ponctuel d'abondance permet en revanche de pallier à ce problème, car il permet de réaliser une prospection du réseau plus exhaustive pour un effort d'échantillonnage mesuré, à l'aide d'un matériel de pêche électrique portable de type "Martin pêcheur". Un point de pêche est réalisé environ tous les 20 m longitudinalement, chaque point de pêche étant localisé de manière aléatoire transversalement dans le cours d'eau (rive droite, rive gauche ou chenal). Les poissons capturés à l'épuisette, sont identifiés et mesurés individuellement in situ, puis remis à l'eau. Chaque point de pêche est localisé au GPS et fait l'objet d'une description succincte de ses caractéristiques d'habitat local.

Pour détecter spécifiquement les effets des discontinuités majeures sur la distribution spatiale des espèces de poissons, le protocole mis en œuvre consiste à répartir longitudinalement des séries de points de pêche (30 EPA) en amont et en aval de ces discontinuités, ainsi qu'au niveau des confluences. Finalement, le nombre de secteurs de cours d'eau (chacun correspondant à une série de 30 EPA) échantillonnés dans chaque bassin dépend donc de la topologie du réseau et de la présence de discontinuités majeures déterminée à l'issue de leur inventaire sur le terrain.

Analyses des données

Les données biologiques disponibles concernant les peuplements de poissons ont été analysées pour caractériser de manière comparative les cours d'eau des différents bassins versants étudiés, indépendamment des variables d'habitats. Des analyses multivariées sont effectuées dans cet objectif (logiciel R).

Les données de localisation au GPS ont été importées dans un SIG (ArcGIS 9): selon la précision de la localisation, certains points ont dû être replacés dans le réseau hydrographique. Les différents types d'informations renseignent des couches SIG distinctes, qui sont combinées par la suite.

Pour réaliser les cartes d'habitats aquatiques, les données cartographiques issues du GPS sont dans un premier temps projetées sur des fonds de cartes au 1/25000è ainsi que sur des orthophotos IGN. Le tracé du cours d'eau est ainsi numérisé en suivant au mieux celui de la carte au 1/25000è et les points GPS selon leur précision (en moyenne 5m). Le tracé est ensuite découpé longitudinalement selon les informations recueillies sur le terrain concernant les limites des différents faciès hydromorphologiques, la nature des substrats et la présence d'abris.

De manière analogue, les points de pêche localisés au GPS sont resitués dans ce tracé et projetés sur les cartes d'habitats pour permettre le couplage et l'analyse conjointe des données de milieu avec les données biologiques. Cette analyse permet dans un premier temps d'évaluer l'effet de l'hétérogénéité spatiale des habitats aquatiques sur les peuplements de poissons: elle est réalisée à l'aide du logiciel Anaqualand 2.0 (Le Pichon et al., 2006). Dans un deuxième temps, des variables d'habitats plus larges concernant le contexte aux abords des cours d'eau sont également prises en compte: elles sont calculées sous ArcView 9.0.

A l'issue de ces analyses, des modèles des relations entre les habitats sensu lato (variables locales relatives au point de pêche, arrangement spatial à l'échelle des secteurs et présence des discontinuités) et les espèces de poissons sont établis par une procédure GLM (modèle linéaire généralisé). La contribution relative des différents types de variables est estimée par le critère d'Akaike (AIC).

2.3 Résultats

2.3.1 Caractérisation des peuplements de poissons

Contexte général: sélection du bassin versant urbain

Les peuplements piscicoles des bassins versants ont été caractérisés dans un premier temps à partir de

données disponibles d'échantillonnage par pêches à l'électricité pour les bassins de la Mauldre et de l'Orge⁷ (base de données Image gérée par l'ONEMA <http://www.image.csp.ecologie.gouv.fr/sie/index.htm>) et couvrant la période 1984-2004. Le bassin de l'Orgeval, pour lequel aucune donnée piscicole n'était disponible avant cette étude, a fait l'objet d'investigations spécifiques de la part du Cemagref portant sur 6 stations réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique et échantillonnées au cours de l'été 2007.

L'effort d'échantillonnage, apprécié à partir du nombre de stations échantillonnées ramené à la surface des bassins versants prospectés, est relativement voisin pour les bassins de la Mauldre et de l'Orge. Il est en revanche sensiblement plus élevé pour ce qui concerne le bassin de l'Orgeval (tableau 5).

Au total, le nombre d'espèces identifiées varie fortement d'un bassin à un autre : 28 sur l'Orge, 21 sur la Mauldre et 9 seulement sur l'Orgeval.

Tableau 5: Occurrences et estimations du nombre d'espèces de poissons dans les trois bassins versants étudiés.

Bassin	Surface de bassin versant (km ²)	Nombre de stations	Nombre de pêches	Nombre de stations pour 100 km ²	Nombre d'espèces capturées	ACE	ICE	Chao 2	Jackknife 2
Orge	939,5	27	50	2,9	28	28,6	29,3	29	31,9
Mauldre	380,1	9	31	2,4	21	23	22,4	21,4	23,7
Orgeval	106,4	6	12	5,6	9	9	10,4	9,2	10,7

L'existence d'une relation entre la surface d'une zone et le nombre d'espèce qu'elle abrite, constitue l'une des lois fondamentales de l'écologie des communautés, vérifiée pour un large éventail d'organismes et à toutes les échelles spatiales (Blondel 1995). Cette relation peut se traduire sous la forme d'une loi puissance (Preston 1962) :

$$S = c A^z$$

soit :

$$\text{Log } S = z \text{ Log } A + \text{Log } c$$

où S est le nombre d'espèces, A la surface et c et z sont des constantes.

Les résultats observés sur les trois bassins sont conformes à cette règle générale dans la mesure où l'Orgeval, la Mauldre et l'Orge, ordonnés par surfaces de bassin versant croissantes présentent des richesses en espèces croissantes. Replacés dans le contexte général du bassin de la Seine (figure 19), ces résultats montrent que :

- les deux bassins à dominante urbaine, la Mauldre et l'Orge, présentent des richesses en espèces très légèrement supérieures à la tendance moyenne
- à l'inverse, l'Orgeval, à dominante rurale, abrite un nombre d'espèces assez sensiblement inférieur à la situation moyenne.

⁷ L'Yvette n'a pas fait l'objet d'analyse spécifique en raison du faible nombre de données disponibles sur ce bassin (3 stations) ; ces données ont été analysées de manière plus globale à l'échelle du bassin de l'ensemble du bassin de l'Orge.

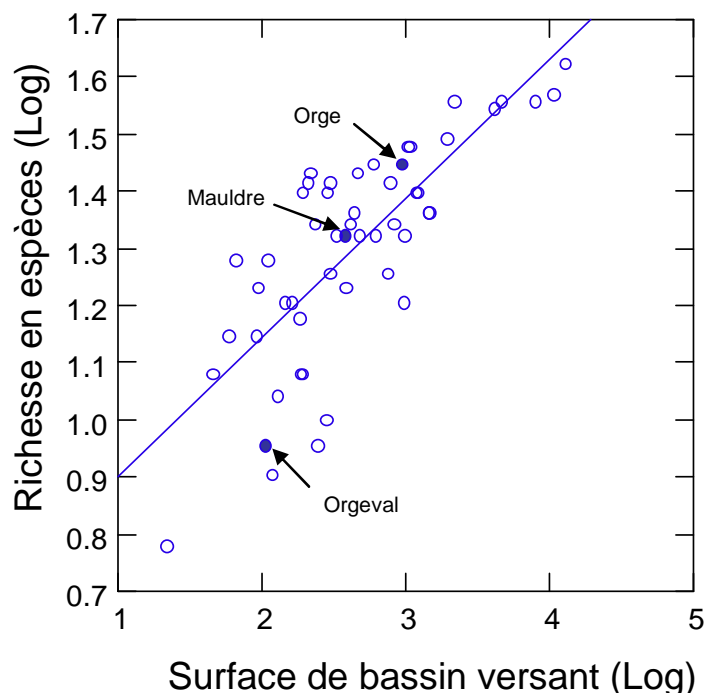


Figure 19: Relation entre le nombre d'espèces (RS) capturées et la surface de bassin versant (SBV) pour ensemble de 51 bassins appartenant au bassin de la Seine⁸. Cette relation s'exprime par la droite de régression suivante :

$$\text{Log}(RS) = 0,24 \text{ Log}(SBV) + 0,66 \quad (r^2 = 0,78).$$

Globalement, les 29 espèces recensées sur les trois bassins sont des espèces assez fréquemment rencontrées sur le reste du bassin de la Seine⁹ (tableau 6). L'examen des listes faunistiques par bassin permet de dégager deux tendances marquantes. Parmi les espèces caractéristiques des parties apicales des cours d'eau, le vairon et le chabot, bien implantés sur le bassin rural de l'Orgeval sont beaucoup moins représentés sur les autres bassins touchés par l'urbanisation (quasi absence dans les captures sur le bassin de la Mauldre et l'Yvette qui correspond à la portion la plus urbanisée du bassin versant de l'Orge).

Dans le même temps, des espèces d'eau calme comme la perche, le gardon, le rotengle ou la bouvière sont bien représentées sur les bassins urbains mais totalement absentes du bassin de l'Orgeval. Les différences de taille de bassin versant (et donc de taille de cours d'eau) peuvent expliquer une partie de ces variations faunistiques entre bassins. Cependant, sur les bassins urbains, la fréquence des seuils et des petits barrages, favorisant le ralentissement des écoulements et l'augmentation des habitats profonds, ainsi que l'importance des étangs et plans d'eau plus ou moins directement connectés au réseau fluvial, contribuent sans doute fortement à la bonne implantation des espèces d'eau calme.

⁸ Cette analyse a été menée sur des bassins présentant des efforts d'échantillonnage relativement proches (nombre de station par surface de bassin). Les éventuels artefacts d'estimation de la richesse en espèce liés à des différences d'échantillonnage sont donc considérés comme limités.

⁹ Pour mémoire, on estime que le bassin de la Seine dans son ensemble abrite aujourd'hui 52 espèces de poissons.

Tableau 6: Liste des espèces et effectifs capturées sur les bassins de la Mauldre, de l'Orge et de l'Orgeval. * : espèces capturées sur le bassin de l'Yvette (3 stations échantillonnées).

Famille	Espèce	Code	Bassins			
			Mauldre	Orge	Orgeval	
Salmonidae	<i>Salmo trutta fario</i>	Truite fario	TRF	37	12*	8
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	TAC	8	5*	
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO		20*	
Cyprinidae	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau	BAF	9		
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	1	254*	
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB		94*	
	<i>Carassius auratus</i>	Carassin doré	CAA	61	1	
	<i>Carassius carassius</i>	Carassin commun	CAS	37	34*	
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe	CCO	22	24*	
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	2591	4945*	22
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Able de Heckel	ABH		23*	
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Chevaine	CHE	65	873*	2
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	17	37	
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	VAI		545*	2894
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	42	74*	
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	666	4509*	
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	32	1560*	
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	56	91*	
Cobitidae	<i>Nemacheilus barbatulus</i>	Loche franche	LOF	2857	2203*	746
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson-chat	PCH		4	
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	61	82	8
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	454	306*	8
	<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	EPT	190	64*	135
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	PER	26	791*	
	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Sandre	SAN		35*	
	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Grémille	GRE		172*	
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-soleil	PES	15	31*	
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	1	938	3047
Petromyzonidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie Planer	de LPP		10	

Une analyse factorielle des correspondances effectuée sur le tableau des effectifs des différentes espèces par sites permet de visualiser les différences de peuplements entre les différents bassins et pour un même bassin entre les différents sites (figure 20). La distinction entre le bassin rural de

l'Orgeval (caractérisée par la présence importante du chabot et du vairon) et les bassins urbains se manifeste clairement. A noter toutefois que l'un des sites du bassin de l'Orgeval, fortement altéré par des travaux d'hydraulique agricole, se rapproche de situations rencontrées sur les bassins urbains (disparition du chabot et du vairon). De même, certains sites de la portion amont du bassin de l'Orge, peu touchés par l'urbanisation, se rapprochent par leur composition faunistique de ceux du bassin de l'Orgeval.

Au final, les trois bassins étudiés montrent des différences marquées du point de vue de la composition de leurs peuplements de poissons en lien étroit avec l'occupation urbaine sur les bassins versants. Ces différences semblent pouvoir être attribuées d'une part à des pertes et des modifications d'habitat et d'autre part à des modifications dans la nature et l'ampleur des processus de colonisation et d'extinction (difficultés probables de recolonisation par les espèces sensibles sur les bassins urbains, impact supposé des plans d'eau constituant des sources de colonisation pour certaines espèces d'eau calme).

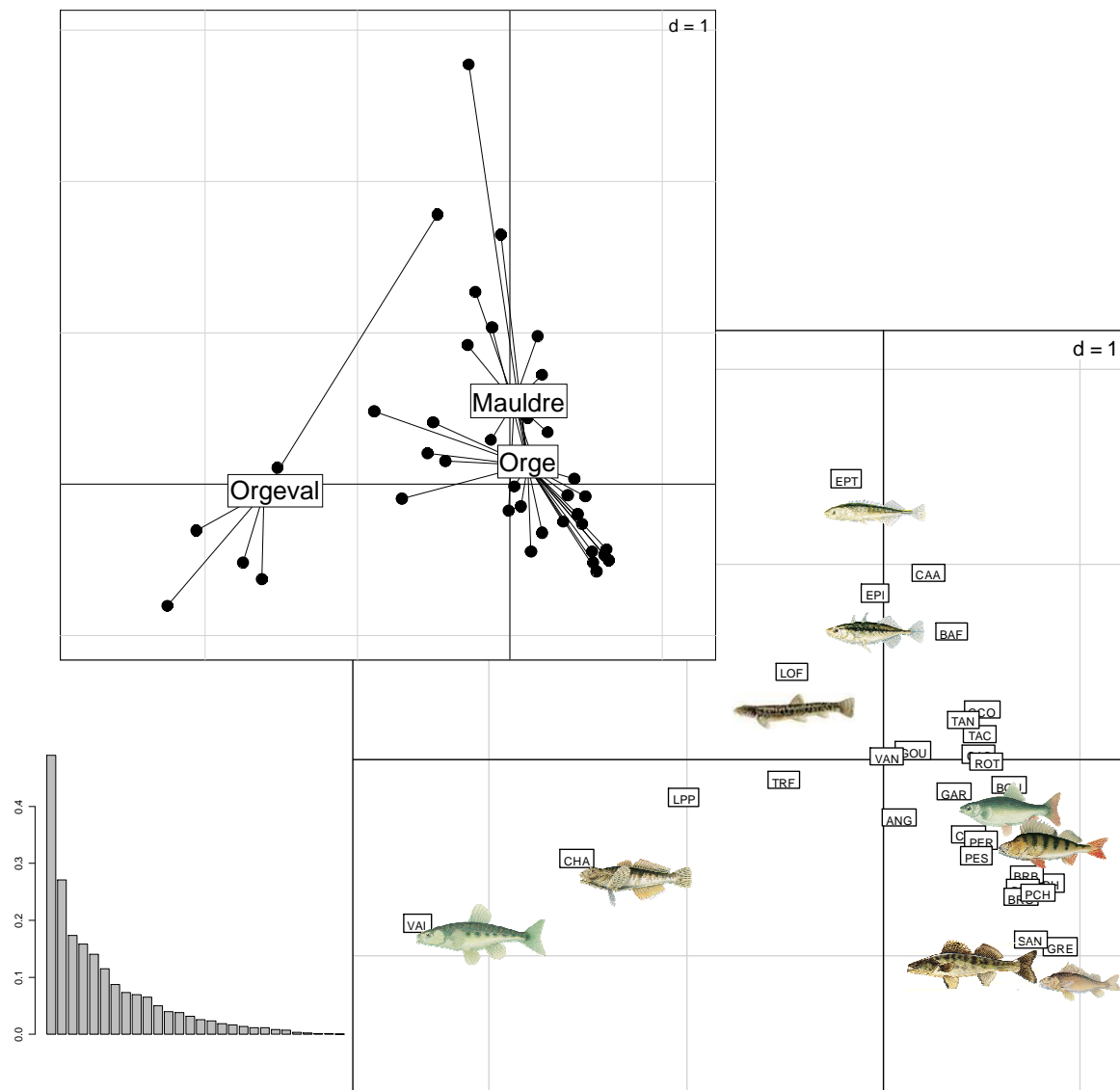


Figure 20: Résultats de l'AFC du tableau d'effectifs des différentes espèces capturées par station (les codes espèces figurent dans le tableau 2). Cartes factorielles des stations regroupées par bassin et des espèces.

A l'issue de ces analyses préalables, le bassin de la Mauldre est retenu comme bassin versant urbain pour la suite de l'étude. De par ses caractéristiques, il est plus représentatif des petits bassins versants urbains (situation plus contrastée que celle de l'Orge/Yvette).

2.3.2 *Caractéristiques physiques des cours d'eau*

Dans le bassin de l'Orgeval, l'intégralité du réseau hydrographique a été prospectée à pied de mai à juin 2008. L'ensemble des relevés issus de cette prospection comporte 1265 points de localisation GPS. Ces points sont à la fois des discontinuités locales, des limites de faciès (seuils, mouilles) et d'habitats (amont/aval de zones de radiers par exemple) (figure 21).

Sur les divers axes du bassin versant, nous avons borné notre cartographie à des discontinuités majeures non franchissables par des poissons de façon permanente. D'ouest en est: sur le Rognon, la prospection a été stoppée à un pont buse (Figure 22, photo 5), sur le Ru de Courgy à un passage du cours d'eau en souterrain, sur le Ru de la Loge, à une portion busée et sur le ru du Fossé Rognon, à un pont seuil (photo 4, figure 22).

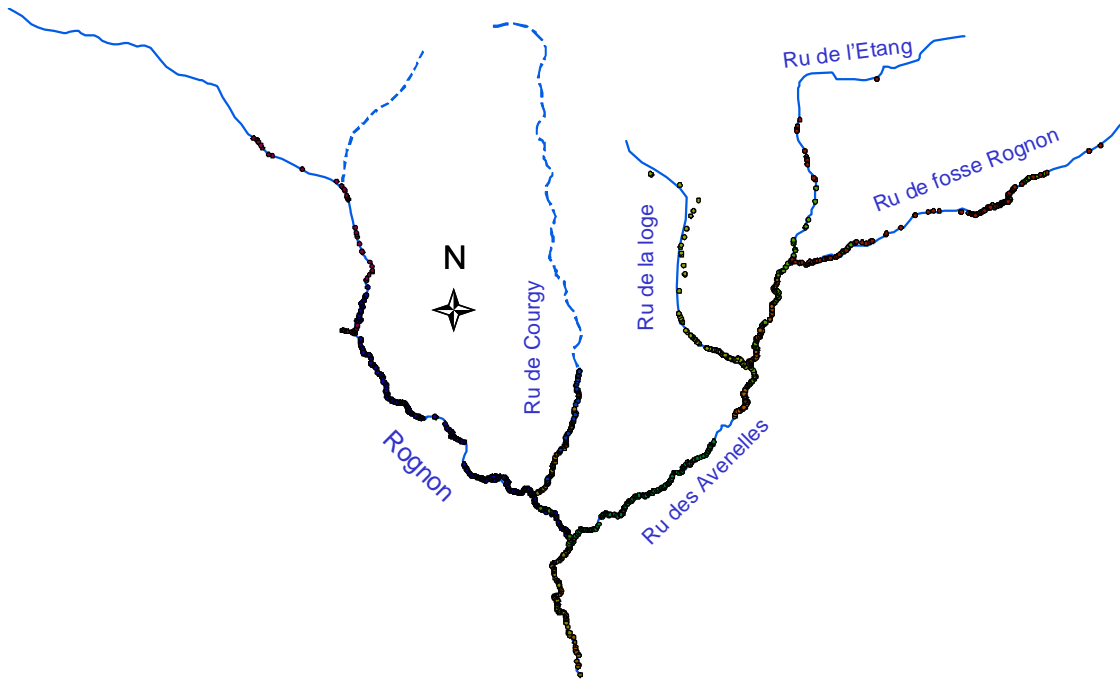


Figure 21: Localisation des 1265 relevés GPS positionnant les habitats et les discontinuités sur le bassin versant de l'Orgeval.



Figure 22 : Photos de différents types de discontinuités rencontrées dans les cours d'eau du bassin de l'Orgeval: 1) embâcle; 2) vannage; 3) rejet; 4) pont seuil et chute; 5) buse; 6) seuil construit.

Dans le bassin de la Mauldre, une campagne de prospection analogue a été réalisée d'avril à juin 2009. Pour avoir une taille de bassin versant comparable à celle de l'Orgeval (globalement, une centaine de km²), seul le sous bassin Mauldre amont est étudié. La caractérisation des cours d'eau de ce bassin comporte 1426 points de GPS (figure 23).

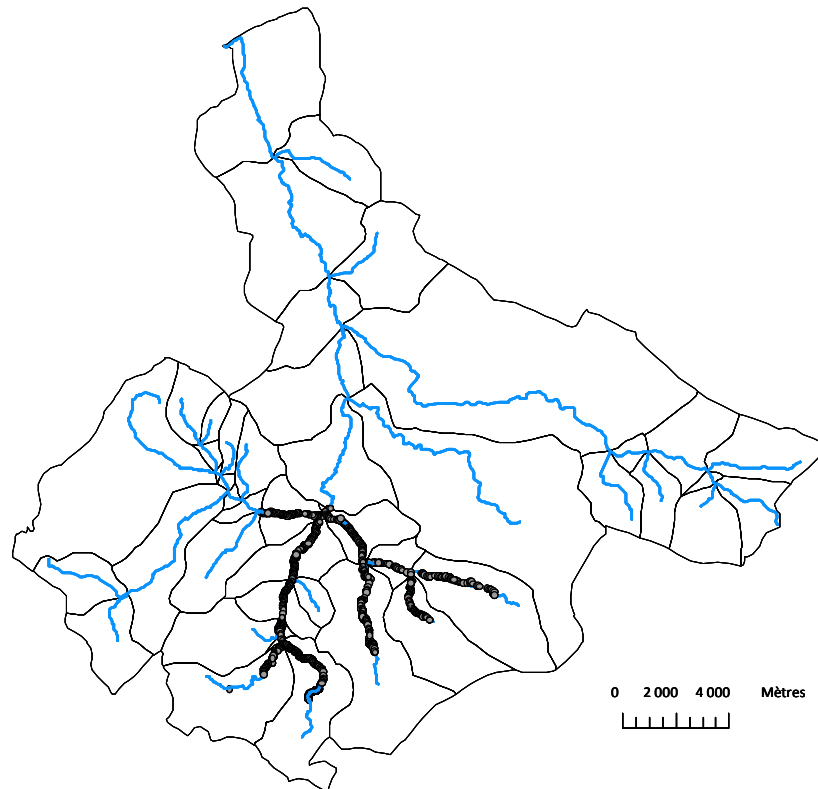


Figure 23: Localisation des 1426 relevés GPS positionnant les habitats et les discontinuités sur le bassin versant de la Mauldre.

Un bilan est dressé pour chacun des deux bassins versants étudiés (tableau 7). Il est à noter qu'alors que certains types d'obstacles sont entièrement artificiels (ex: buses, vannages), d'autres peuvent être à la fois construits par l'homme ou naturels (ex: seuils). Les obstacles de type "embâcle" et "déversoir" sont nombreux dans le bassin de l'Orgeval (respectivement, 16 et 7). A l'inverse, les obstacles de type "vannage" et "chute+seuil" ne le sont que dans le bassin de la Mauldre, ce qui est cohérent avec une présence humaine plus importante sur ce bassin. Les obstacles de type "seuils" sont nettement plus nombreux sur le bassin de l'Orgeval: il est toutefois difficile d'interpréter cet écart dans la mesure où, comme mentionné plus haut, ce type d'obstacles peut être d'origine naturelle, en liaison avec la géomorphologie des cours d'eau, ou d'origine artificielle, quand ils sont bâtis.

Quel que soit leur type, les obstacles du bassin de la Mauldre ont un dénivelé moyen plus important que ceux du bassin de l'Orgeval, à l'exception des seuils. La profondeur au pied est un paramètre important à mettre en relation avec la hauteur de l'obstacle car il peut conditionner sa franchissabilité.

Tableau 7: Bilan des obstacles recensés sur les bassins de l'Orgeval et de la Mauldre et de leurs principales caractéristiques.

Type	Nombre d'obstacles physiques		Hauteur moyenne (cm)		Profondeur au pied (cm)	
	Mauldre	Orgeval	Mauldre	Orgeval	Mauldre	Orgeval
Buse	5	4	73	36	32	25
Chute	35	38	70	38	38	20
Déversoir	1	7	(45)	15	–	16
Embâcle	1	16	(70)	41	(5)	33
Seuil	19	35	87	101	–	–
Vannage	6	1	136	(40)	90	(50)
Chute+Seuil	7	–	143	–	25	–
Gué	–	2	–	26	–	25

Parmi l'ensemble des discontinuités physiques et chimiques inventoriées, 103 et 74 obstacles physiques constituant une obstruction plus ou moins permanente au passage des poissons sont localisés, respectivement dans le bassin de l'Orgeval et dans le bassin de la Mauldre (figures 24 et 25).

Dans le bassin de l'Orgeval, peu d'obstacles sont présents sur les parties les plus amont des différents axes et un tiers est localisé sur le Ru de Courgy. Les obstacles de type embâcle sont essentiellement localisés sur deux secteurs du Rognon et des Avenelles et correspondent à des zones forestières touchées par la tempête de 1999.

Dans le bassin de la Mauldre, la majorité des obstacles sont observés sur l'axe Guyonne/Guyon.

2.3.3 Analyse des données biologiques

Les différences de peuplements de poissons entre les deux bassins sont déjà connues par l'analyse préalable ayant permis la sélection des bassins versants étudiés. L'objectif des analyses est plutôt ici de déterminer la variabilité des peuplements de poissons intra-bassin, en liaison avec les caractéristiques et la localisation des secteurs prospectés au sein des cours d'eau des 2 bassins.

Sur le bassin de l'Orgeval, deux campagnes de pêches par EPA ont été réalisées respectivement en juillet 2007 et septembre 2009 comportant au total 570 points de pêche sur 17 secteurs de cours d'eau, répartis comme mentionné précédemment, aux abords des discontinuités majeures. Sur le bassin de la Mauldre, une seule campagne de pêche a été réalisée en août-septembre 2010 comprenant 409 points de pêche sur 8 secteurs de cours d'eau (sous bassin Mauldre amont avec le bassin Guyon/Guyonne). Les données biologiques issues de ces campagnes sont analysées séparément pour chaque bassin.

Douze et quatorze espèces sont recensées respectivement dans les bassins versants de la Mauldre et de l'Orgeval (tableau 8), parmi lesquelles sept sont communes aux deux bassins.

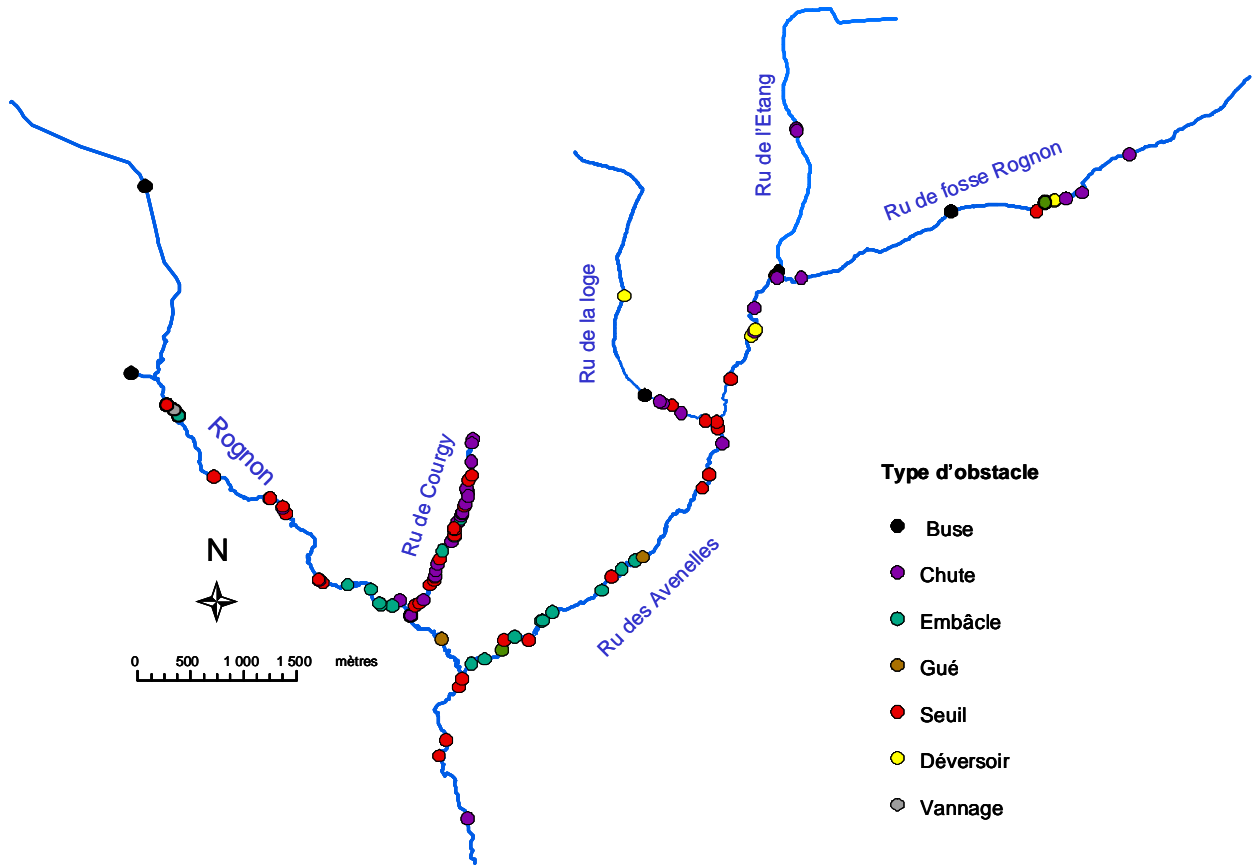


Figure 24: Localisation des obstacles physiques sur le bassin versant de l'Orgeval

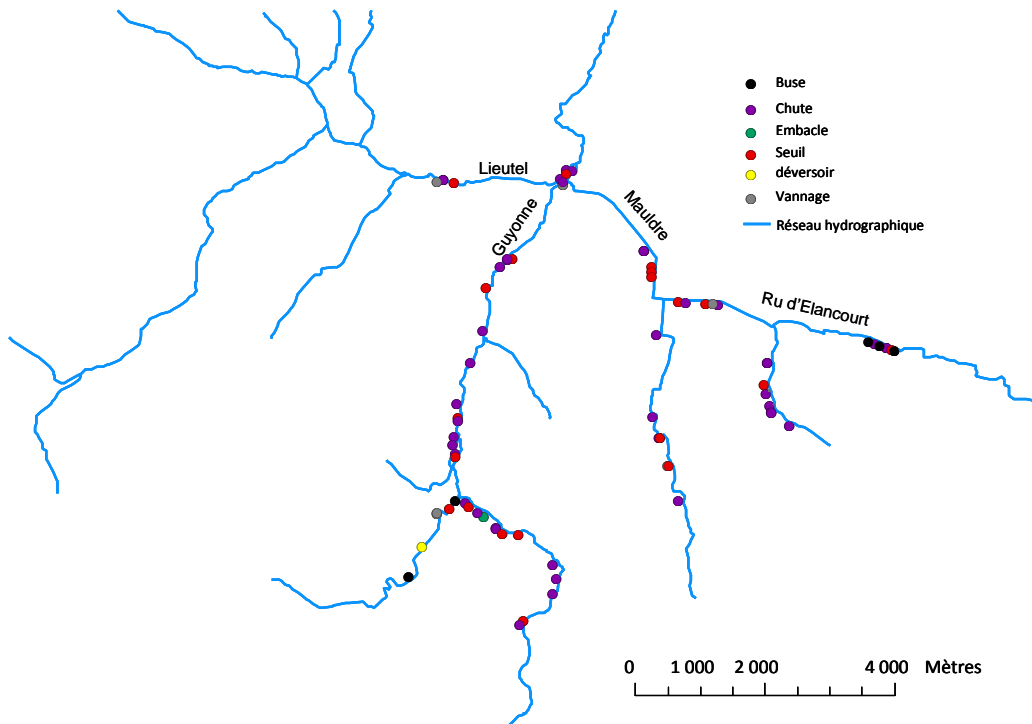


Figure 25: Localisation des obstacles physiques sur le bassin versant de la Mauldre

Tableau 8: Récapitulatif des captures (effectifs bruts par espèce) des pêches effectuées entre 2007 et 2010 dans les bassins de l'Orgeval et de la Mauldre (en gris: les espèces minoritaires éliminées du jeu de données analysé).

Espèce	Code espèce	Mauldre	Orgeval	Effectif total
Anguille	ANG	21	4	25
Brême bordelière	BRB		2	2
Brochet	BRO		1	1
Carassin	CAS	5		5
Chabot	CHA		1001	1001
Chevesne	CHE		2	2
Carpe miroir	CMI	1		1
Épinoche	EPI	36	5	41
Épinochette	EPT		95	95
Gardon	GAR	14	3	17
Goujon	GOU	321	18	339
Loche franche	LOF	309	291	600
Perche	PER	67	2	69
Perche soleil	PES	11		11
Rotengle	ROT	2		2
Sandre	SAN	1		1
Truite fario	TRF	24	7	31
Vairon	VAI		2218	2218
Vandoise	VAN		4	4
Effectif total		812	3726	4538
Richesse spécifique		12(8)	14(6)	

De par leur composition, les peuplements des deux bassins correspondent à un peuplement à truite, ce qui est cohérent compte tenu de la surface des bassins (une centaine de km²). Néanmoins, dans la Mauldre sont absents le chabot et le vairon, qui sont les espèces typiques d'accompagnement de la truite: seule la loche franche est occurrente sur les deux bassins. La composante migratrice est représentée dans les peuplements des 2 bassins par l'anguille. Les autres espèces, parmi lesquelles huit sont minoritaires, sont plutôt caractéristiques des zones aval des grands cours d'eau, ou des eaux closes.

Dans les analyses qui suivent, les résultats de pêche ont été standardisés de manière à obtenir un effort d'échantillonnage homogène, de 30 points de pêche par secteur. Les espèces minoritaires (effectif total < 5 et occurrence par secteur < 5) sont exclues au préalable des jeux de données, soit 4 et 8 espèces respectivement pour la Mauldre et l'Orgeval.

L'analyse en composantes principales du tableau des effectifs par espèce dans les secteurs du bassin de l'Orgeval permet de visualiser les variations de peuplements entre les différents secteurs du bassin (figure 26). Tout d'abord, relativement au premier axe de l'analyse, l'épinochette se situe à l'opposé de toutes les autres espèces, notamment le chabot et le vairon. Cette remarque est conforme au fait que l'épinochette a tendance à être abondante dans des secteurs où les autres espèces ne le sont pas, voire sont absentes. La truite et le goujon sont par ailleurs distingués selon le deuxième axe de l'analyse.

Des groupes de secteur sont mis en évidence. A gauche de la carte factorielle, les secteurs 3, 7, 8 et, dans une moindre mesure 2, sont proches, à l'opposé des secteurs 11 et 5, et dans une moindre mesure 4 et 14. Un troisième groupe constitué du secteur 13 associé aux secteurs 16, 1 et 12 est dans la partie haute de la carte factorielle. Les secteurs du premier groupe sont associés à l'épinochette, ceux du deuxième groupe aux espèces d'accompagnement de la truite, chabot, vairon et loche, et enfin ceux du troisième groupe, à la truite et au goujon.

Les secteurs 3, 7, 8 et 2 du premier groupe, sont situés dans les parties amont des cours d'eau et correspondent à des secteurs recalibrés en fossés de drainage (figure 27). Les secteurs du deuxième

groupe correspondent au contraire à des secteurs dont les caractéristiques morphologiques n'ont pas été modifiées (figure 27). Le troisième groupe est constitué de secteurs plutôt situés sur les parties aval des principaux axes du bassin (Rognon, Avenelles et Orgeval), dans les zones forestières.

Ainsi, la nature de l'occupation des sols avec les modifications qu'elle entraîne sur la morphologie des cours d'eau (ex fossés de drainage) semble être à l'origine des variations observées des peuplements de poissons entre les différents secteurs.

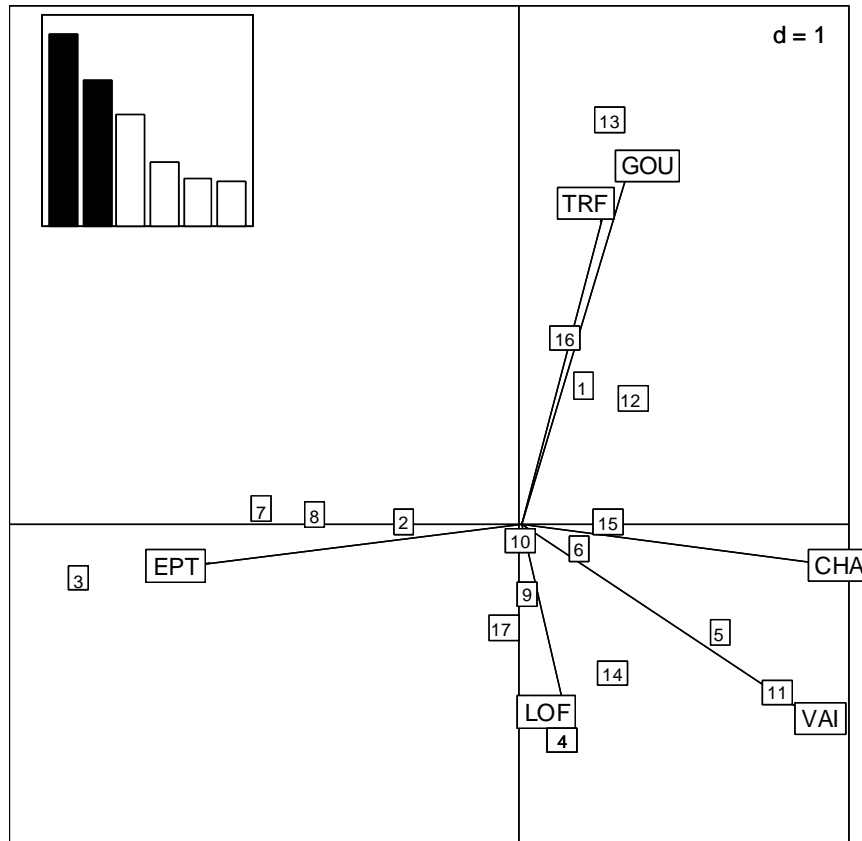


Figure 26: Résultats de l'ACP du tableau d'effectifs des différentes espèces capturées par secteur dans le bassin de l'Orgeval (les codes espèces figurent dans le tableau 8). Carte factorielle des secteurs et des espèces.

Concernant le bassin de la Mauldre, une analyse similaire a été effectuée. Cette analyse met en évidence tout d'abord une opposition entre les zones amont (3, 4, 7 et 8 sur le Guyon et la Guyonne) dans la partie gauche de la carte factorielle aux zones aval prospectées (1, 2, 5 et 6 sur la Mauldre et la Guyonne) (figure 28). Aux zones aval sont associées 4 espèces, l'anguille, le goujon, l'épinoche et la loche franche. Concernant les zones amont, deux sous ensembles de secteurs se distinguent, celui du Guyon (secteurs 3 et 4), associé à la truite fario et à la perche soleil, et celui de la Guyonne amont (secteurs 7 et 8) associé à la perche et au gardon.

La présence des espèces telles la perche, la perche soleil et le gardon est aberrante dans les zones amont dont la truite est l'espèce caractéristique. Elle est à mettre en relation avec les nombreux étangs connectés aux cours d'eau et peuplés par ces espèces: en particulier, la Guyonne au niveau des Mesnuls (78) est court circuitée par une retenue utilisée pour la pêche. La truite est en revanche bien implantée dans le Guyon. En tant qu'espèce migratrice, l'anguille est plus associée aux zones aval qu'elle colonise en premier.



Figure 27: Illustrations de types de secteurs mis en évidence dans le bassin de l'Orgeval par l'analyse des peuplements de poissons. Secteur n°8 à gauche et secteur n° 5 à droite.

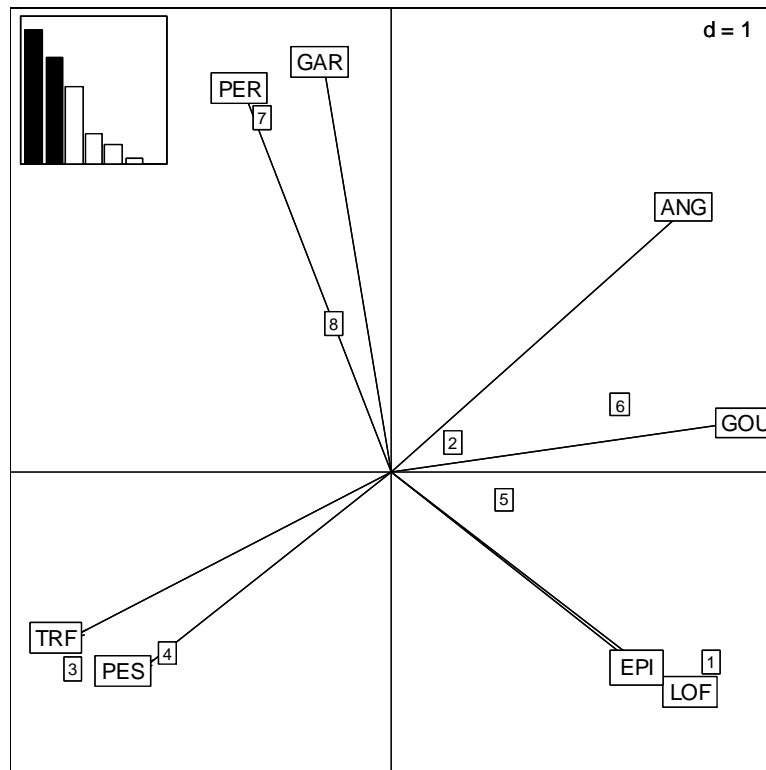


Figure 28: Résultats de l'ACP du tableau d'effectifs des différentes espèces capturées par secteur dans le bassin de la Mauldre (les codes espèces figurent dans le tableau 8). Carte factorielle des secteurs et des espèces.

De ces analyses, se dégagent un certain nombre d'éléments de comparaison:

- La présence de l'anguille caractérise les cours d'eau du bassin de la Mauldre. Ceci est à mettre en relation avec la proximité de la Seine, qui est l'axe de migration principal de cette espèce, et la situation aval de la Mauldre relativement à l'Orgeval dans le bassin de la Seine dans son ensemble.
- A l'inverse, le chabot et le vairon ne sont recensés que sur le bassin de l'Orgeval¹⁰. Ces deux espèces sont des espèces d'accompagnement de la truite, caractérisant les petits cours d'eau, tout comme la loche franche. Toutefois ces deux espèces sont plus sensibles que cette dernière, relativement à la dégradation de la qualité de l'eau (le vairon) et des habitats (le chabot). La densification urbaine dans le bassin de la Mauldre est (ou a été) sans doute néfaste à ces deux espèces, entraînant leur disparition à l'échelle du bassin.
- Les peuplements des deux bassins ont en commun la présence d'espèces "polluantes", cyprinidés ou autres espèces d'eaux calmes et stagnantes. L'origine de ces espèces est forcément artificielle car les caractéristiques de ces cours d'eau ne correspondent pas à leur habitat de prédilection et ne devraient pas permettre leur développement. Leur présence est donc à mettre en lien avec la présence d'étangs connectés ou de retenues au fil de l'eau, desquels des individus se seront échappés.

Ces effets globaux mis en évidence en première approche, seront détaillés par la suite, avec l'analyse spatiale des relations entre les variables environnementales multiéchelles et les espèces de poissons composant les peuplements.

2.3.4 Analyse des relations entre variables environnementales et peuplements de poissons

Les analyses présentées sont préliminaires et ne concernent que les données recueillies sur un cours d'eau du bassin de l'Orgeval, le Rognon. Les données géographiques recueillies nécessitent en effet de nombreux traitements géomatiques avant d'être exploitées sous SIG. L'analyse des autres secteurs est en cours.

Démarche

Les variables environnementales utilisées dans ces analyses sont relatives à plusieurs échelles spatiales, la référence commune à ces échelles étant le point de pêche (figure 29):

- les variables locales, mesurées lors des campagnes de pêche à l'échelle des points de pêche (faciès, hauteur d'eau, vitesse de courant, substrat, présence de ripisylve et d'abris)
- les variables spatiales qui caractérisent les distances aux différents faciès, ainsi que leur hétérogénéité autour des points de pêche, sur environ 5 m de part et d'autre des points (calcul des variables dans une fenêtre glissante de 120 m²)
- les variables liées à l'occupation des sols dans un rayon de 100 m autour des points d'échantillonnage (exprimées en % calculés sous ArcView 9.0).

¹⁰ Une synthèse plus exhaustive des données piscicoles sur les cours d'eau du bassin de la Mauldre, intégrant notamment des données recueillies par le COBAHMA qui gère le SAGE Mauldre, confirme l'absence de ces deux espèces dans ce bassin.

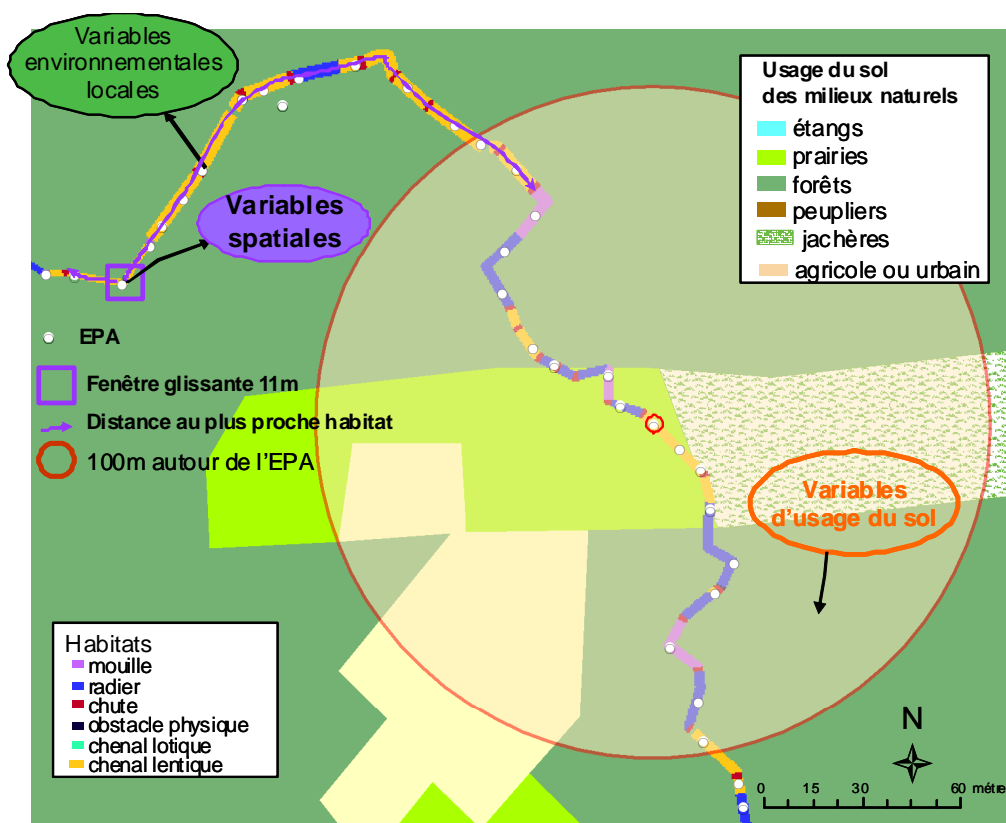


Figure 29: Variables environnementales définies pour chaque point d'échantillonnage ; en vert, les variables environnementales locales relevées sur le terrain lors des pêches; en violet les variables spatiales liées aux faciès d'habitats aquatiques ; en orange, les variables spatiales liées au contexte d'usage du sol.

Plus précisément les variables spatiales sont les suivantes:

- Distance hydrographique au plus proche habitat vers l'amont ou l'aval: *mouille, radier, chute et abris*
- Proportion d'habitat dans une fenêtre glissante de 120m²: *mouille, radier, chute, chenal lentique, chenal lotique, obstacle physique*
- Hétérogénéité d'habitats dans une fenêtre glissante de 120 m² à l'aide de la formule :

$$H = - \sum_{q=1}^{na} p_q \ln(p_q)$$

na représente le nombre des combinaisons possibles pour les couples d'habitats

P_q est la proportion du q^{ième} couple d'habitats

Les distances hydrographiques sont calculées à l'aide du logiciel Anaqualand 2.0 (Le Pichon et al., 2006); les proportions d'habitats et l'hétérogénéité dans la fenêtre glissante de 120 m² sont calculées à l'aide du logiciel Chloé 3.0 (Baudry, Boussard & Schermann, 2005).

Modélisation exploratoire des relations habitats/poissons

La première étape de modélisation mono-variable permet d'identifier les variables environnementales locales, spatiales et d'occupation des sols qui, individuellement, expliquent en partie la distribution des densités ou de la présence des espèces.

Parmi les 264 points de pêche réalisés sur le Rognon, 240 contenaient au moins un poisson. Au total, 1896 poissons appartenant à 15 espèces ont été identifiés sur ce linéaire. Le nombre d'EPA pour lesquels l'espèce est présente permet le calcul de l'occurrence relative (tableau 9). Nous avons choisi de modéliser 3 espèces




sur les 4 présentant une occurrence relative supérieure ou égale à 5%. Compte tenu de l'occurrence et des effectifs, on réalise un modèle de densité pour le chabot et la loche franche à l'aide d'une distribution binomiale négative; cette distribution est le prototype des distributions agrégées ou contagieuses et s'applique à de nombreux animaux en particulier les poissons. Pour la truite on construit un modèle logistique de présence/absence.

Tableau 9: Occurrence des espèces échantillonnées sur le Rognon

Espèce	Nb de points	Occurrence relative
Chabot	168	63.6%
Vairon	143	54.2%
Loche franche	48	18.2%
Truite fario	13	5.0%
Anguille	11	4.2%
Goujon	9	3.4%
Brème bordelière	7	2.7%
Gardon	6	2.3%
Perche commune	6	2.3%
Chevaine	4	1.5%
Brème commune	2	0.8%
Vandoise	2	0.8%
Brochet	1	0.4%
Rotengle	1	0.4%
Tanche	1	0.4%

Les modèles ainsi construits pour expliquer en partie la distribution des densités de chabot (*Cottus gobio*) et de loche franche (*Barbatula barbatula*) et la présence des truites fario (*Salmo trutta fario*) incluent, selon les espèces, des variables différentes (tableau 10).

Tableau 10: Modèles mono-variables retenus et significatifs (en bleu) issus de la sélection des variables exploratoires basée sur l'AIC. Une flèche indique l'effet positif ou négatif de la variable sur la densité du chabot et de la loche franche et sur la présence de la truite; sinon l'effet est indiqué en toutes lettres.

		 <i>Cottus gobio</i>	 <i>Barbatula barbatula</i>	 <i>Salmo trutta fario</i>	
Variables environnementales locales	Faciès hydro géomorphologique	radier ↗			
	Hauteur d'eau	↘		↗	
	Vitesse de courant	↗			
	Substrat de fond	gravier, cailloux			
	Ripisylve	absence	absence		
Abris			absence		
Variables spatiales	Distance au plus proche habitat (vers l'amont et l'aval)	embâcle		loin de	
		mouille		proche de	
		radier		proche de	
		chute	proche de	proche de	
	Pourcentage d'habitat dans une fenêtre carrée de 120m ²	obstacle physique	↘		
		mouille	↘		
		radier			
		chute			
		chenal lentique			
	chenal lotique	↗			
Hétérogénéité d'habitat dans une fenêtre carrée de 120m ²			forte	forte	
Usage du sol dans un rayon de 100m	Pourcentage d'usage du sol	prairie	↗		
		forêt	↘		
		plantation de peupliers			
		jachère			↗
		étangs		↘	↘

Concernant les variables environnementales locales (à l'échelle du point de pêche), elles sont surtout sélectionnées pour expliquer les densités de chabot, qui affectionne les faibles hauteurs d'eau et les fortes

vitesse de courant en gravier, cailloux, ce qui correspond en partie au faciès "radier". La loche franche est quant à elle en plus forte densité dans les habitats ouverts (en absence de ripisylve et d'abris). La truite a une probabilité de présence plus forte quand les hauteurs d'eau sont plus élevées.

Parmi les variables spatiales, les pourcentages d'habitat dans les 120 m² autour de la pêche sont exclusivement retenus dans le cas du chabot: cette espèce semble préférer des zones de chenal lotique avec une faible proportion de mouille et d'obstacle physique. A l'opposé, les deux autres espèces sont sensibles aux variables de distance. La densité de loche franche est influencée à la fois par la proximité des mouilles et des chutes et l'éloignement des embâcles; et la probabilité de présence des truites est liée à la proximité des mouilles et des radiers. Cette proximité à des faciès différents se retrouve dans l'influence positive des fortes hétérogénéités d'habitats pour ces deux espèces (figure 30).

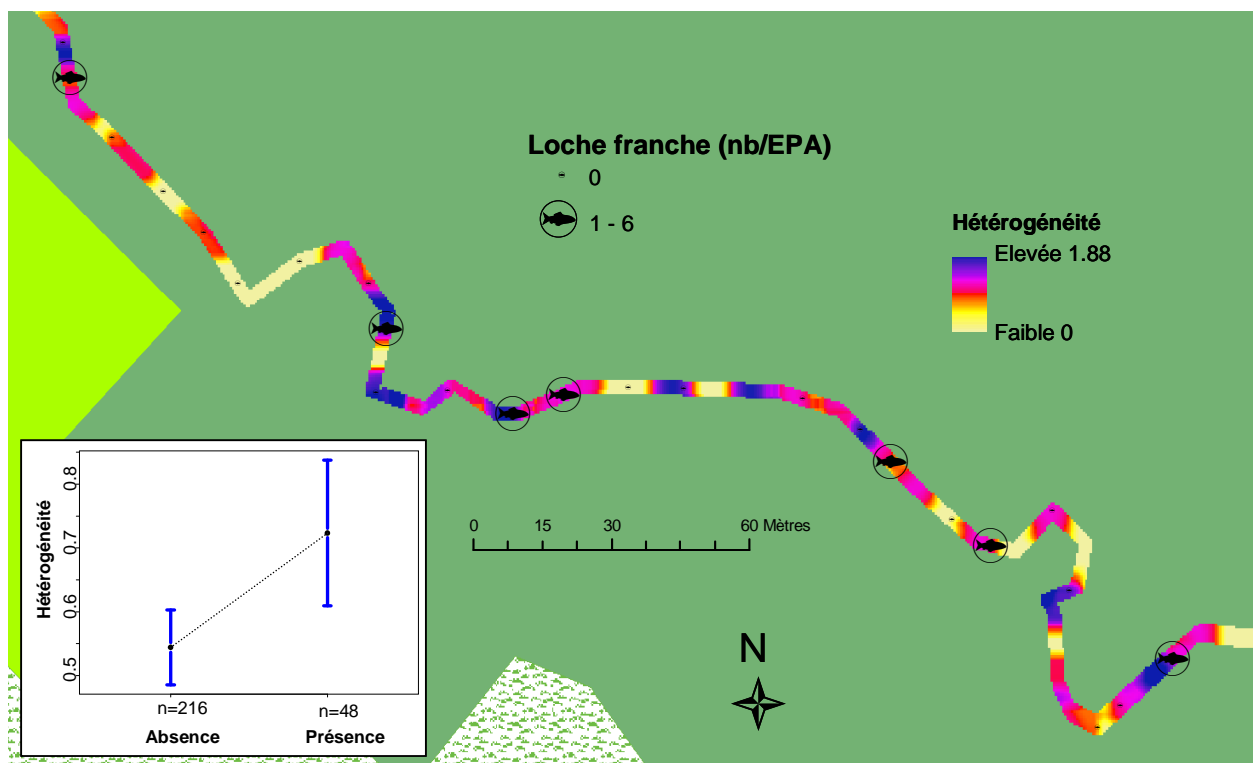


Figure 30: Hétérogénéité des habitats et densités de loche franche sur un secteur du Rognon en 2008. En encadré, la moyenne et l'écart-type de l'hétérogénéité en présence ou absence de l'espèce.

L'usage du sol, notamment la proportion de milieux naturels, influence les trois espèces. La présence de prairies (corrélée négativement aux forêts) influence positivement les densités de chabot et les jachères jouent positivement sur la présence des truites. L'effet négatif des étangs est sensible pour la loche franche et la truite.

Il est évident que les résultats de ces modèles monovariés se recoupent, et sont parfois redondants. Par ailleurs, chaque variable prise individuellement n'a pas de réalité dans le contexte du cours d'eau, l'habitat des poissons étant une combinaison de ces variables. Ces modèles ne sont donc qu'une étape pour élaborer des modèles multivariés plus complets.

La modélisation multi-variable réalisée à partir de la sélection pas à pas des modèles mono-variables significatifs retient le modèle le plus parcimonieux (tableau 11). Les coefficients associés sont présentés et donne une indication du sens d'évolution de la variable. L'effet éventuel des corrélations entre variables retenues dans le modèle a été testé à l'aide du facteur d'inflation de la variance calculé pour chaque modèle. Les valeurs restent dans les seuils admissibles (entre 0,1 et 5; au dessus il y a colinéarité) et majoritairement proche de 1, ce qui indique qu'il n'y a pas lieu de supprimer de variables explicatives.

Parmi les variables locales, seules la hauteur d'eau, le substrat et le type d'ombrage lié à la ripisylve sont retenues dans les modèles. Les chabots affectionnent les faibles hauteurs d'eau (20 cm en moyenne) et sont totalement absents pour des hauteurs supérieures à 50 cm; à l'inverse des truites qui sont essentiellement des

individus de taille supérieure à 19 cm et qui affectionnent les hauteurs d'eau plus importantes (45 cm en moyenne; la hauteur d'eau moyenne sur les points échantillonnés étant de 30 cm). La présence d'ombrage est toujours défavorable aux densités de chabot et de loche franche et n'est pas liée à une corrélation avec la présence d'embâcles ou la proximité aux prairies et aux friches. Concernant les variables spatiales, ce sont uniquement les distances à l'habitat le plus proche qui participent aux modèles les plus parcimonieux, dans le sens de la proximité aux habitats pour la truite (radier proche) et le chabot (seuil proche) et de l'éloignement aux embâcles pour la loche franche.

Tableau 11: Coefficients associés aux modèles multi-variables de prédiction des densités de chabot et loche franche et de la présence de la truite.

Variable	<i>Cottus gobio</i>	<i>Barbatula barbatula</i>	<i>Salmo trutta fario</i>
pente	1.76***	-30.6 ^{NS}	-9.67***
Hauteur d'eau (log x+1)	-0.61***		1.92**
Substrat de fond			
Sables	-0.39 ^{NS}	29.4 ^{NS}	
Graviers	0.32 ^{NS}	28.0 ^{NS}	
Galets/cailloux	0.67*	28.0 ^{NS}	
blocs	-0.08 ^{NS}	28.0 ^{NS}	
Ripisylve			
Moyen	-0.27**	-0.9***	
Fort	0.17 ^{NS}	0.42 ^{NS}	
Distance à l'embâcle le plus proche (m)		0.001**	
Distance au radier le plus proche (m)			-0.05 ^{NS}
Distance au seuil le plus proche (m)	-0.01**		
Hétérogénéité d'habitat dans une fenêtre de 120m ²		0.74*	0.92 ^{NS}
Proportion de prairies	1.32***		
Proportion de jachères			17.78*
Proportion d'étangs		-2183 ^{NS}	-1517 ^{NS}

***p < 0.001; **p < 0.01; *p < 0.05; °p < 0.1; ^{NS} p > 0.1

Les distances considérées sont en moyenne de 10 m du radier et du seuil le plus proche respectivement pour les truites et les chabots (figure 31). Concernant la loche franche, sa présence est notée quand l'embâcle le plus proche est en moyenne à 600m. L'hétérogénéité a une influence positive pour la loche et la truite qui toutes deux nécessitent à la fois des faciès type "mouille" et "radier" pour leur cycle de vie (Eros, Botta-Dukat & Grossman, 2003; Zweimuller, 1995).

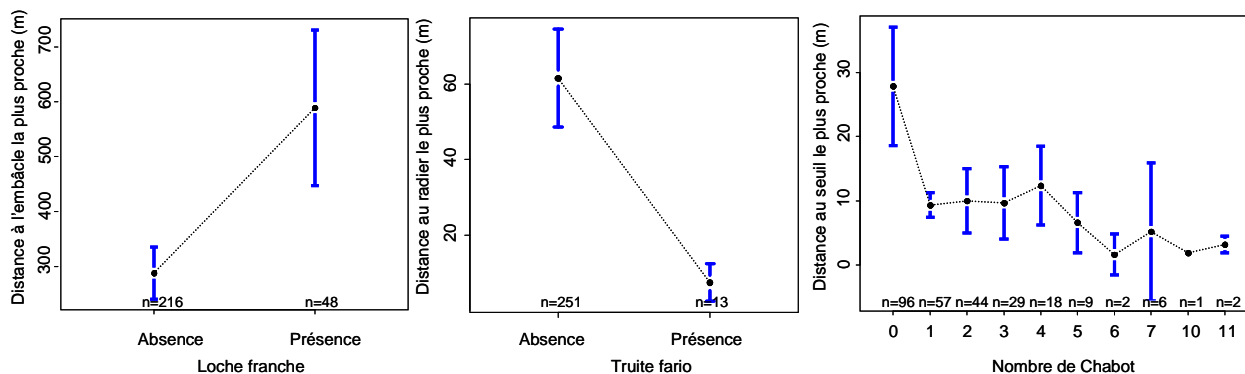


Figure 31: Illustration de l'influence de la proximité aux habitats sur la présence et la densité des espèces.

Des variables d'occupation du sol sont également incluses dans les modèles. Les usages "naturels" sont favorables au chabot et à la truite. La proportion de prairies influence le chabot alors que la truite est sensible à la proportion de jachères. En revanche, la proportion d'étangs dans un rayon de 100 m autour du lieu de pêche affecte négativement la loche franche et la truite.

Le chabot, sédentaire et territorial est peu mobile (100-150 m de domaine vital (Fischer & Kummer, 2000) (Knaepkens, Bruyndoncx & Eens, 2004)) et se trouve plutôt affecté par les variables locales et les proportions d'habitats dans un contexte de 120 m². A l'inverse, les présences de loche franche et de truite, plus mobiles (domaine vital d'environ 500 m pour la loche franche (Lelek, 1987) et de 15 m à 4700 m pour des truites de taille similaires en période hors reproduction (Ovidio, 1999)), sont expliquées par les distances hydrographiques aux plus proches habitats et par l'hétérogénéité. A des périodes correspondant à celles de nos pêches (août), Ovidio, (1999) a observé, sur un cours d'eau de taille similaire, des truites (> 19 cm) fréquentant plusieurs gîtes diurnes estivaux séparés de 10 m à 300 m en moyenne où elles réalisent activité ou repos.

3 Relations trophiques dans les petits bassins versants

L'examen des relations trophiques au sein des milieux aquatiques constitue une approche fonctionnelle complémentaire à celle de l'analyse de la biodiversité piscicole. En effet, la structure des réseaux trophiques reflète les processus écologiques à l'œuvre dans les écosystèmes, régis par les contraintes énergétiques. Elle est de fait influencée non seulement par les régimes de perturbation naturelle des milieux, mais aussi par les perturbations d'origine anthropique (McHugh et al, 2010). Ainsi, les relations trophiques constituent le lien entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes qui permet d'évaluer l'état d'un milieu et de comprendre son évolution sous l'effet des pressions anthropiques.

3.1 Réseaux trophiques et isotopes stables

3.1.1 Généralités

Le réseau trophique est une représentation fonctionnelle d'un écosystème, constituée de l'ensemble des relations alimentaires existant entre les membres de la biocénose. C'est selon lui que se transforme la matière organique et que se transfère l'énergie (figure 32).

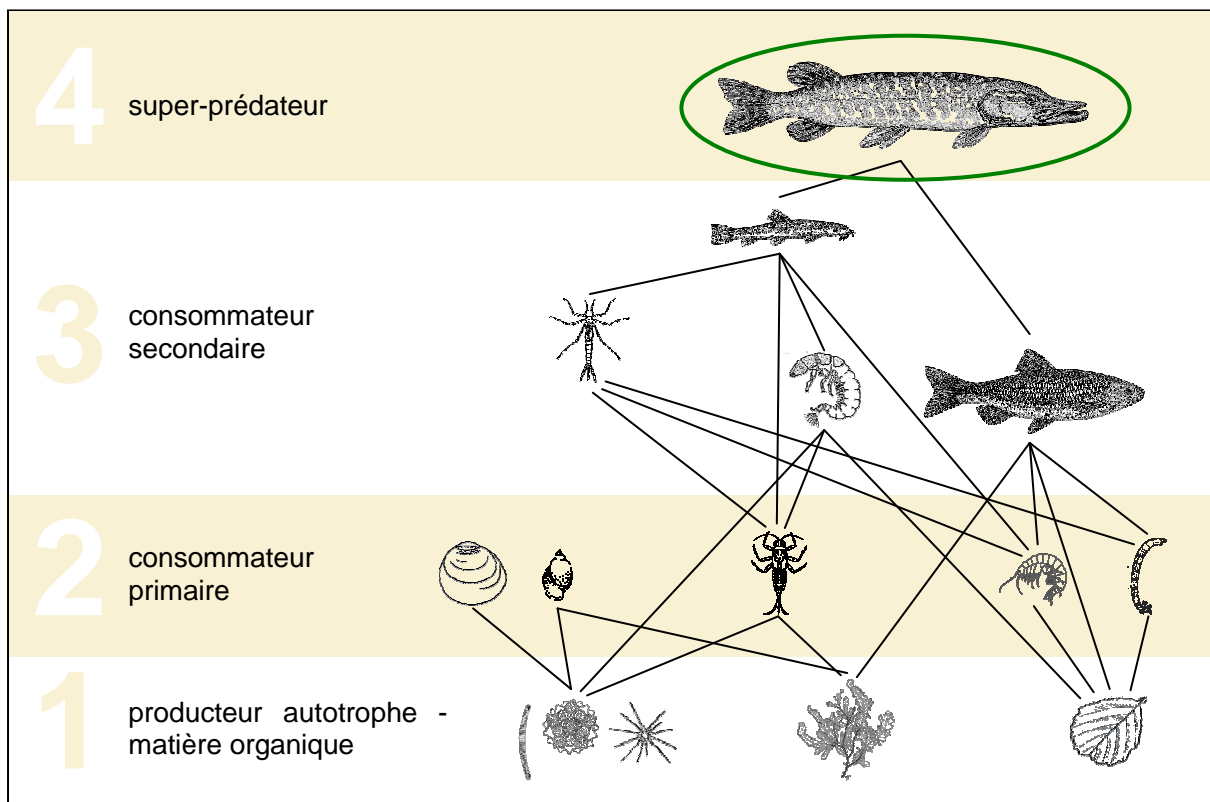


Figure 32 : exemple de réseau trophique d'une rivière tempérée d'Europe de l'Ouest.

À la base du réseau se situent les producteurs autotrophes (algues, macrophytes) et la matière organique en décomposition (feuilles mortes, débris végétaux, animaux morts). Ils constituent le premier niveau trophique. À partir de ces sources d'énergie se nourrissent les consommateurs primaires (mollusques, éphémères, crustacés, diptères) qui forment le deuxième niveau trophique. Ceux-ci servent également de nourriture aux consommateurs secondaires (trichoptères, odonates, poissons) qui représentent le troisième niveau trophique. À son tour, il peut constituer l'alimentation d'un super – prédateur. Il n'y a généralement pas de niveau supérieur au-delà du quatrième niveau trophique, occupé par le super – prédateur. En effet depuis Lindeman (1942), il est admis que plus le niveau trophique est élevé plus la perte d'énergie par respiration est importante. Or la quantité d'énergie produite par le quatrième niveau trophique est rarement suffisante pour subvenir au besoin d'un niveau supérieur. Ceci met en évidence le rôle joué par la quantité d'énergie disponible à la base du réseau : plus celle-ci sera élevée, plus le niveau trophique maximal atteint dans le réseau pourra être élevé. Les réseaux trophiques pour lesquels les sources d'énergie sont moins abondantes sont moins développés (figure 33).

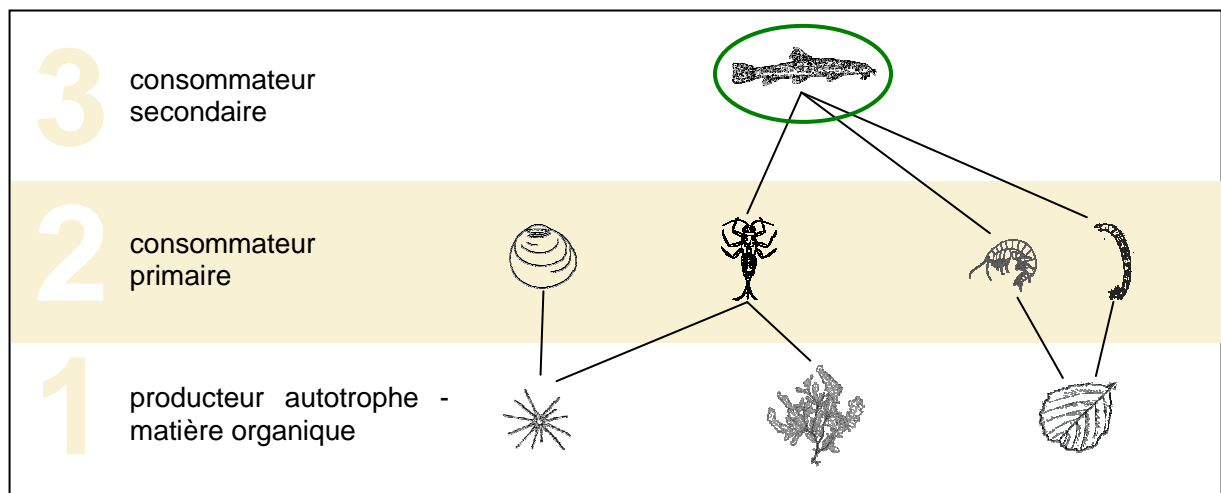


Figure 33 : Exemple d'une simplification possible d'un réseau trophique suite à une réduction de la quantité d'énergie entrant dans le réseau.

Dans ce cas, la faible quantité d'énergie disponible entraîne l'absence de certaines espèces, qui elle-même entraîne une réduction du nombre de niveaux trophiques et une simplification des connexions au sein du réseau.

3.1.2 Position trophique et longueur de chaîne trophique

La position des espèces au sein du réseau trophique, appelée "position trophique", renseigne sur leur fonction trophique au sein de l'écosystème. Typiquement une position trophique de 1 correspond à une espèce qui se situe à la base du réseau trophique; une position trophique de 2.3 correspond à une espèce intermédiaire, entre consommateur primaire et consommateur secondaire, consommant principalement des individus de position 1 et quelques individus de position 2; enfin une position trophique de 2.7 correspond aussi à une espèce intermédiaire, entre consommateur primaire et consommateur secondaire, mais dont le régime alimentaire est majoritairement constitué d'individus de position 2 et de quelques individus de position 1. Dans le cas des exemples précédents, la position trophique de la loche (seul poisson commun aux deux réseaux) est plus basse dans le réseau simplifié, où elle ne mange que des consommateurs primaires, que dans le réseau développé, où des consommateurs secondaires font également partie de son alimentation.

À partir des positions trophiques se calcule la longueur de chaîne trophique, qui correspond à la position trophique maximale atteinte dans le réseau, et ainsi caractérise son nombre de niveaux trophiques. Pour le réseau trophique de la figure 32, la position trophique maximale de 4 est atteinte par le brochet (poisson entouré en vert); la longueur de chaîne trophique est donc de 4. Cela signifie qu'il y a 4 niveaux trophiques observés dans le réseau. Pour l'autre réseau, la position trophique maximale n'est que de 3, atteinte par la loche (poisson entouré en vert) et la longueur de chaîne est donc de 3. Il n'y a que 3 niveaux trophiques. Dans le cas où les apports en énergie sont les plus abondants (figure 32) la longueur de chaîne trophique est donc plus longue que dans le cas où l'énergie disponible est plus limitée (figure 33). Ceci met en évidence l'intérêt

de la longueur de chaîne trophique pour caractériser les réseaux trophiques : c'est un outil synthétique, résumant une partie du fonctionnement trophique de l'écosystème, qui facilite les comparaisons entre réseaux trophiques. Outre la quantité d'énergie disponible, la taille ainsi que la stabilité de l'écosystème peuvent influencer la longueur de chaîne trophique (Sabo et al, 2009). Dans notre étude nous avons utilisé cette caractéristique pour tester l'impact de l'occupation des sols sur l'organisation trophique.

3.1.3 *Isotopes stables*

Principes

Certains éléments de la classification périodique sont présents dans la nature avec un nombre de neutrons différents, toutes choses étant égales par ailleurs. Ces différentes formes d'un même élément sont appelées isotopes, car elles possèdent le même nombre de protons. Elles peuvent être stables ou se désintégrer au cours du temps. Les isotopes ont la même structure électronique et possèdent donc des propriétés chimiques quasiment identiques. Par contre, leur masse est différente en raison du nombre différent de neutrons, ce qui implique, par exemple, des vitesses de réaction légèrement différentes.

Naturellement les différents isotopes stables d'un élément sont présents dans différentes proportions, appelées abondances (tableau 12). L'analyse au spectromètre de masse à ratio isotopique permet de déterminer l'abondance relative des différents isotopes par rapport à des standards internationaux, qui est aussi appelée "signature isotopique", mesurée en pour mil [‰] et notée δ .

Tableau 12 : Abondance des deux isotopes stables du carbone

Élément	Isotope	Abondance
Carbone	¹² C	98.93 %
	¹³ C	1.07 %

Dans le cas des relations trophiques ce sont principalement les signatures isotopiques du carbone et de l'azote qui sont étudiés, car ces deux éléments constituent une part importante de la matière organique. Au cours des processus de digestion et d'assimilation les isotopes stables de ces éléments, en raison de leur masse différente, réagissent différemment : généralement, il se produit une sélection entre les différents isotopes, qui est appelée "fractionnement isotopique". Pour le carbone et l'azote le fractionnement isotopique se traduit par un enrichissement en isotope le plus lourd dans les tissus du consommateur, par rapport aux tissus consommés. Plus précisément, Post (2002) a montré que le fractionnement isotopique entre chaque niveau trophique est de 3.4 ± 1.0 [‰] pour l'azote et de 0.4 ± 1.3 [‰] pour le carbone. Concrètement la signature isotopique en azote d'un prédateur est égale à celle de ses proies augmentée de 3.4 ‰. La position des espèces sur l'axe azote en fonction de leur signature isotopique est donc une représentation directe de leur position trophique au sein du réseau. Pour le carbone, le fractionnement est beaucoup plus faible et la signature isotopique du prédateur est semblable à celle de ses proies. La position des espèces sur l'axe carbone en fonction de leur signature isotopique renseigne donc sur les sources de carbone utilisées par les différentes espèces. En plaçant les espèces dans le plan carbone – azote en fonction de leur signature isotopique, on obtient ainsi une représentation du réseau trophique (figure 34). Pour une bonne connaissance du réseau trophique en place, il est donc nécessaire d'échantillonner ses différents compartiments afin d'analyser leurs teneurs en $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$.

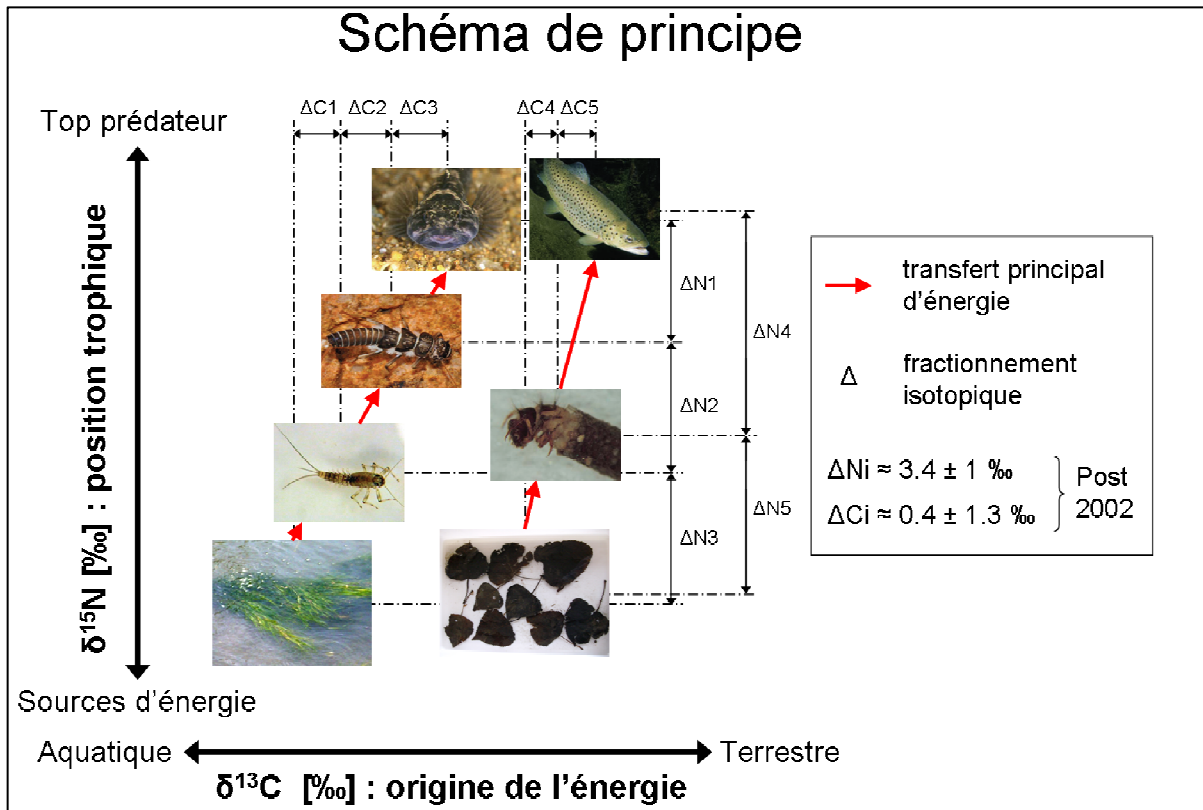


Figure 14 : Schéma de principe d'utilisation des isotopes stables pour caractériser le réseau trophique.

Calcul de la longueur de chaîne trophique

Pour calculer la longueur de chaîne trophique ou position trophique maximale atteinte dans le réseau, la signature isotopique de l'espèce située au sommet du réseau ne suffit pas. En effet l'enrichissement isotopique des sources d'énergie à la base du réseau trophique varie grandement d'une rivière à une autre. Ainsi sur un site où les sources d'énergie sont faiblement enrichies ($\delta^{15}\text{N}$ proche de 0 ‰), une longueur de chaîne trophique de 3, qui traduit l'existence de 3 niveaux trophiques, correspond à une espèce ayant une signature isotopique de 10.2 ‰ ($0 + 3 \times 3.4$ ‰). Par contre sur un site où les sources d'énergie sont déjà fortement enrichies (par exemple 10 ‰), la même longueur de chaîne trophique correspond à une espèce ayant une signature isotopique de 20.2 ‰ ($10 + 3 \times 3.4$ ‰). Il faut donc tenir compte du niveau d'enrichissement en azote de la base du réseau trophique. En pratique, il faut choisir une "ligne de base" qui est constituée d'une espèce longévive (pour intégrer les variations de signature isotopique) dont la position trophique est connue. Vander Zanden et Fetzer (2007) recommandent de choisir un consommateur primaire filtreur, lorsque cela est possible (par exemple des moules).

La position trophique maximale atteinte dans le réseau se calcule alors selon la formule suivante :

$$PT_{\max} = \frac{(\delta - \delta_{\text{moules}})}{3.4} + PT_{\text{moules}}$$

avec : PT_{\max} : la position trophique maximale

δ : la signature isotopique de l'espèce au sommet du réseau trophique

δ_{moules} : la signature isotopique des moules

PT_{moules} : la position trophique des moules (soit 2)

3.2 Résultats obtenus sur le petit bassin versant de l'Orge

3.2.1 Choix des sites et échantillonnage

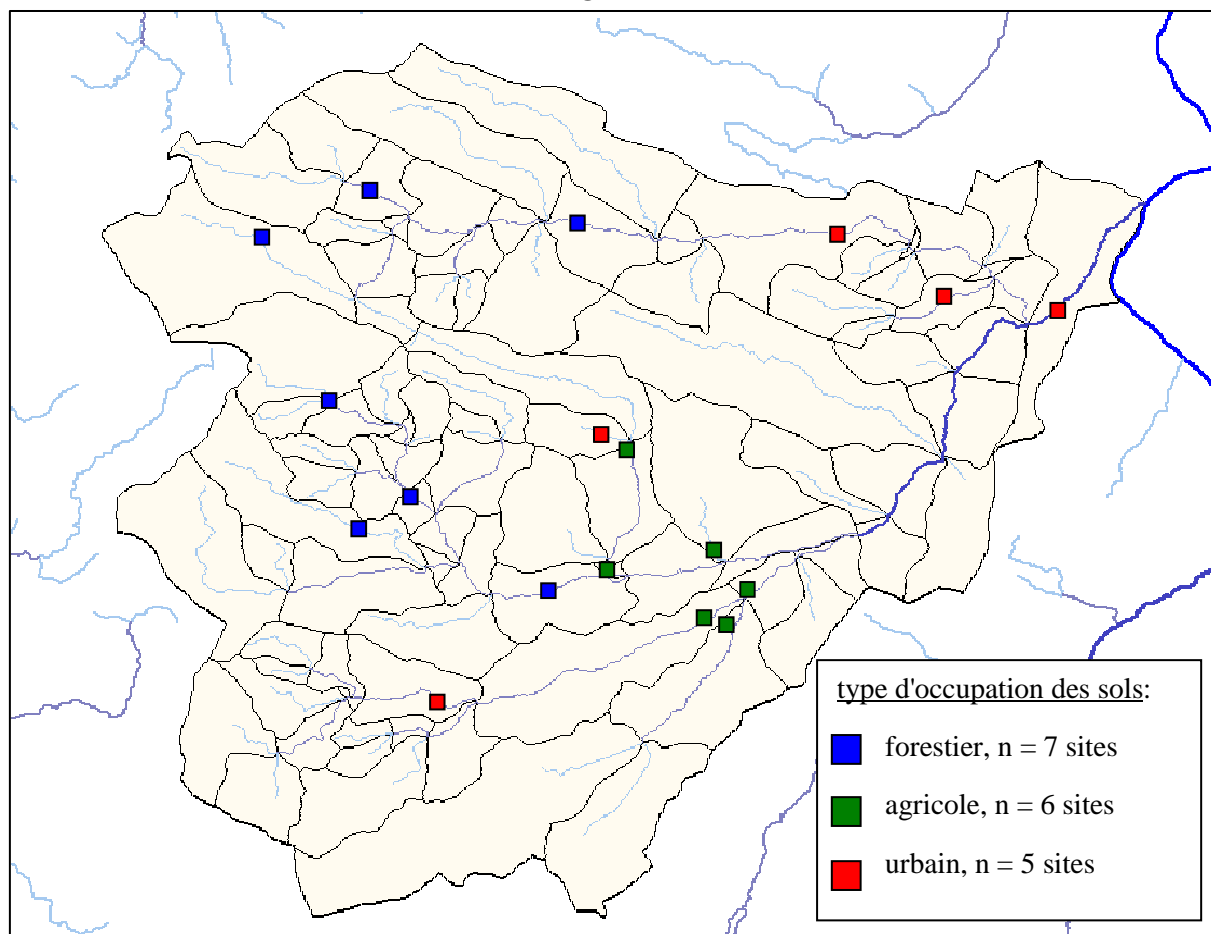


Figure 32 : Localisation des 18 sites d'étude sur le bassin versant de l'Orge.

Dans le bassin versant de l'Orge, 18 sites ont été choisis selon deux critères : l'occupation des sols de leur bassin versant et la surface de leur bassin versant. Ceci a permis de définir trois groupes de stations différents par le type d'occupation des sols (Figure 35) et comportant des stations de taille de bassin versant croissant de quelques km² à plusieurs centaines de km².

Sur chacun des sites les sources d'énergie (biofilm, litière, FPOM : 162 échantillons), les consommateurs intermédiaires (baetis, gammare, hydroptérygides, moules, odonates, chironomes : 272 échantillons) ainsi que les espèces de poisson les plus abondantes (772 échantillons) ont été prélevés. 2340 analyses isotopiques ont permis de déterminer la signature isotopique de ces différents compartiments et de calculer la longueur de chaîne trophique dans chacun des sites suivant la méthode décrite précédemment.

3.2.2 Analyse du réseau trophique

La structure générale du réseau trophique se retrouve bien par exemple à la station de St Rémy les Chevreuse, sur l'Yvette (figure 36). Les sources de matières organiques (litière, FPOM) et les producteurs autotrophes (biofilm) se situent à la base du réseau. Ensuite viennent les consommateurs primaires (baetis, gammare et moules). Puis les taxons sont disposés de façon plus continue, sans qu'il y ait un niveau trophique entier entre elles. Les hydroptérygides et les chevaines ont une position intermédiaire entre consommateur primaire et secondaire reflétant leur régime alimentaire polyphage. Les odonates, invertébrés prédateurs, sont au niveau des consommateurs secondaires, signifiant qu'elles ne se nourrissent que de consommateurs primaires. Enfin les poissons (loches et goujons) sont au sommet du réseau trophique dans une position intermédiaire entre consommateur secondaire et super – prédateur, reflétant leur régime alimentaire composé de consommateurs primaires et secondaires. La position trophique maximale est atteinte par les loches et c'est elle qui détermine la longueur de chaîne trophique du réseau.

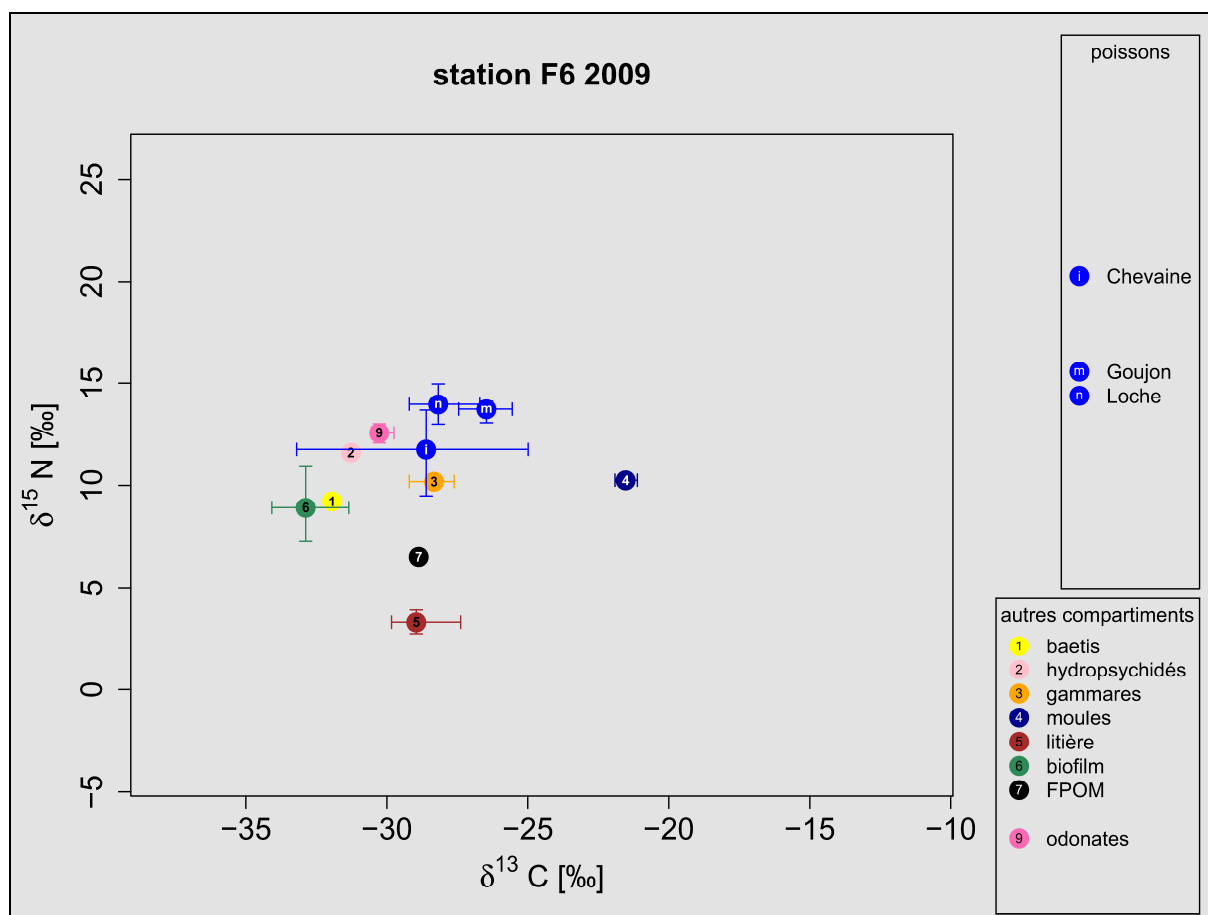


Figure 36 : Résultats obtenus pour l'Yvette à Saint-Rémy-lès-Chevreuse, projetés dans le plan carbone – azote.

Dans notre cas, seuls les gammares étaient présents sur les 18 sites d'études, raison pour laquelle ils ont été choisis comme ligne de base pour le calcul de chaîne trophique. En tant que détritivore, la position trophique de 2 leur a été attribuée.

$$\text{d'où } PT_{\max} = \frac{(14.1 - 10.2)}{3.4} + 2 = 3.1$$

Avec:

$\delta = 14.1 \text{ ‰}$, signature isotopique des loches

$\delta_{\text{gammaré}} = 10.2 \text{ ‰}$

$PT_{\text{gammaré}} = 2$

La longueur de chaîne sur cette station est donc de 3.1.

3.2.3 Le bassin versant de l'Orge et les données bibliographiques

Afin de valider ces résultats, nous les avons confrontés aux données disponibles dans la littérature. La distribution des longueurs de chaîne trophique obtenues pour le bassin versant de l'Orge est en accord avec la distribution obtenue par Vander Zanden et Fetzer dans une revue bibliographique de 2007 pour 46 sites répartis dans le monde entier (de la rivière Missouri à un petit cours d'eau breton) (figure 37).

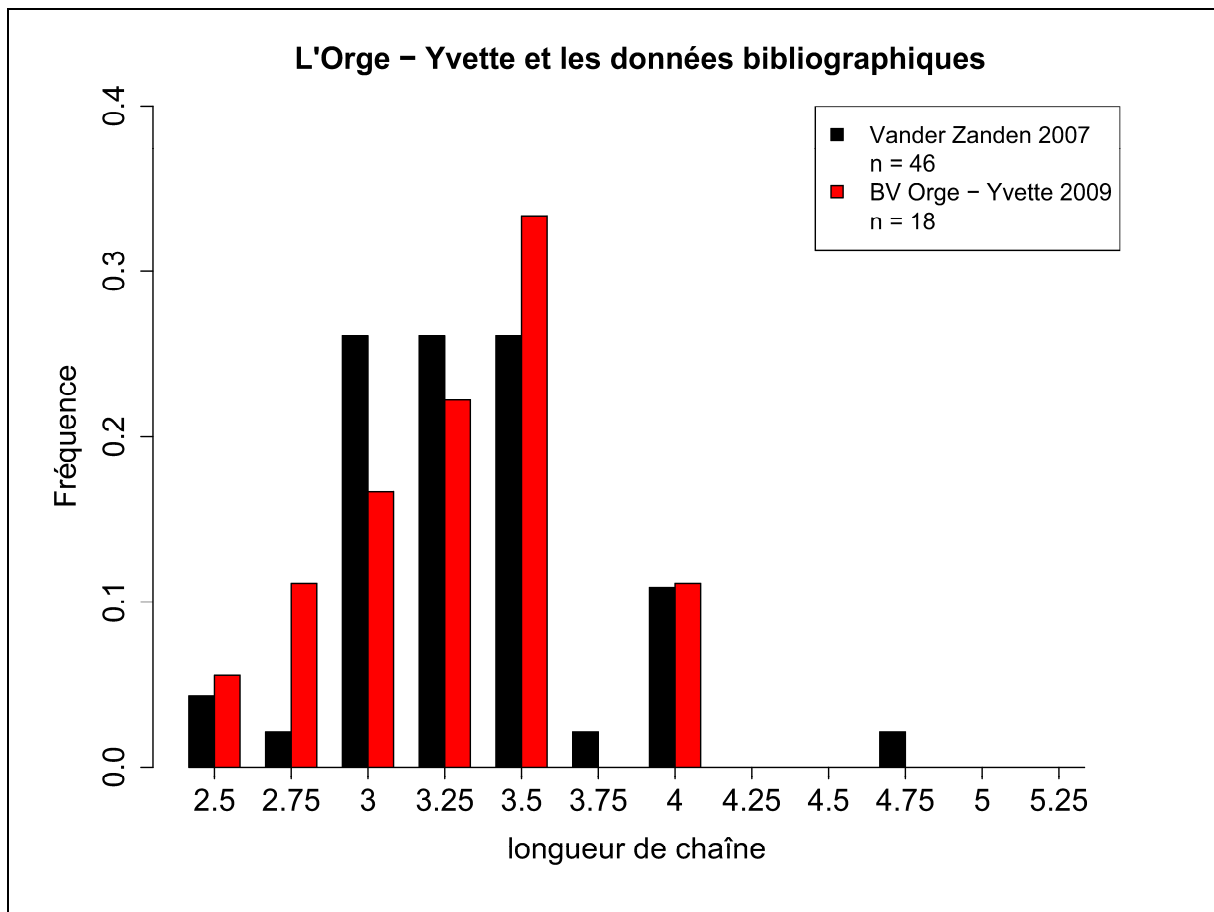


Figure 37 : Comparaison des résultats obtenus sur le bassin de l'Orge avec les données bibliographiques

3.2.4 Longueur de chaîne et taille de bassin versant

La longueur de chaîne trophique est susceptible de varier selon la taille de l'écosystème. Dans le cas d'une rivière, la taille de l'écosystème peut être évaluée par la taille de son bassin versant. Nous avons donc examiné l'influence de la taille du bassin versant sur la longueur de chaîne trophique. Dans notre étude, la longueur de chaîne trophique a tendance à être plus longue pour des tailles de bassin versant plus grandes (figure 38). Cependant cette relation n'est pas significative. Ce résultat rejoint celui de Thompson (2005) obtenus sur 18 rivières de Nouvelle – Zélande.

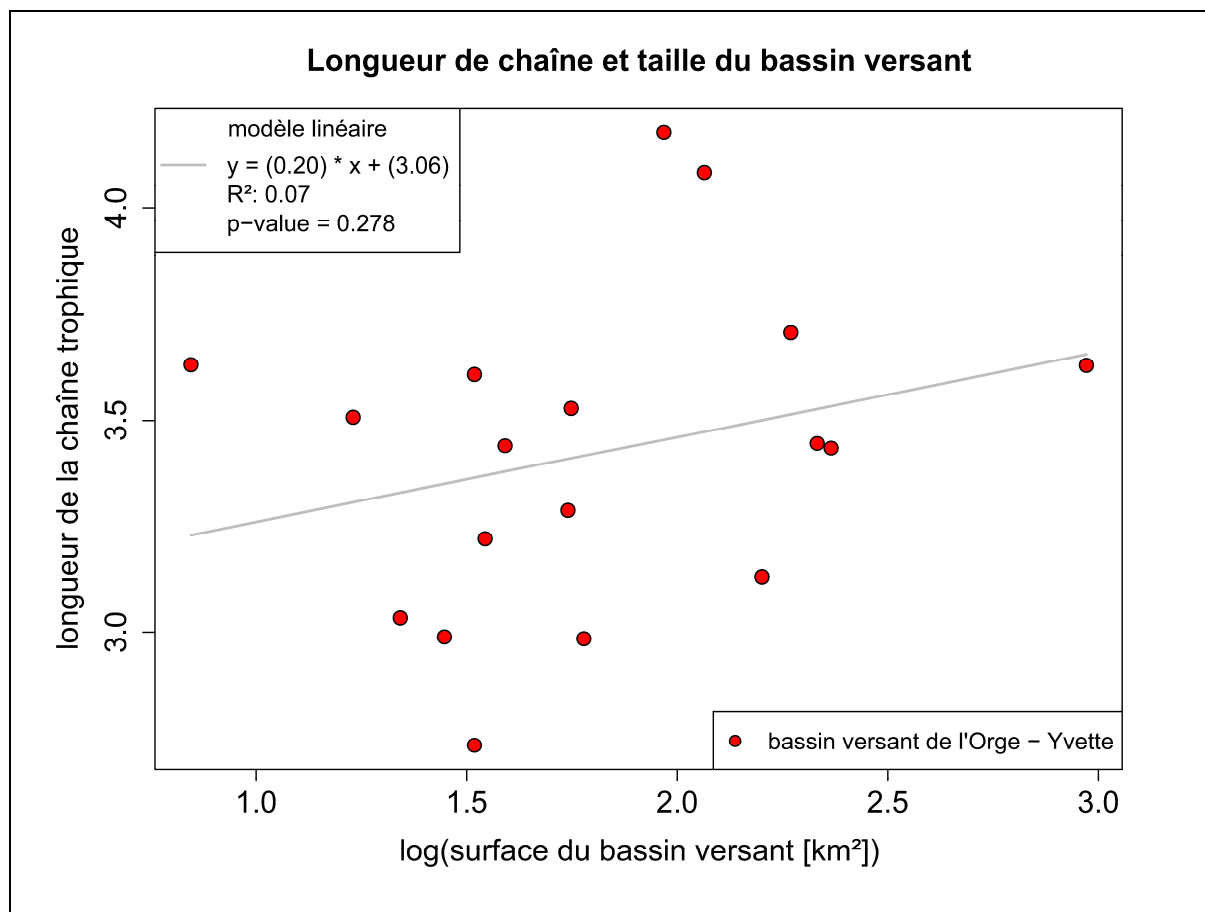


Figure 38 : Étude l'impact de la taille du bassin versant sur la longueur de chaîne trophique

3.2.5 Longueur de chaîne et occupation des sols

La comparaison des longueurs de chaîne trophique obtenues pour chaque groupe de sites (figure 39) met en évidence l'opposition qui existe entre le groupe "zone forestière", pour lequel la longueur de chaîne trophique vaut en moyenne 3.2, et les groupes "zone agricole" et "zone urbaine", pour lesquels la chaîne trophique est plus longue et vaut 3.6 en moyenne. Le test de l'effet de chaque type d'occupation des sols (forestier, agricole ou urbain) sur la longueur de chaîne trophique pour l'ensemble des sites révèle deux corrélations significatives. D'une part, plus le bassin versant comporte de forêt dans le corridor fluvial et moins la longueur de chaîne trophique est longue, d'autre part plus le bassin versant est occupé par des zones agricoles et plus la chaîne trophique est longue. Ceci laisse penser que l'influence du type d'occupation des sols sur la longueur de chaîne trophique ne tient pas à la proportion de terres artificialisées dans le bassin versant car les groupes des zones agricole ou urbaine ont les chaînes trophiques les plus longues. Par contre cette influence serait due à la quantité d'énergie solaire que le type d'occupation des sols laisse parvenir à la rivière. En zone forestière, milieu fermé, la rivière est fortement ombragée et la quantité de lumière atteignant la rivière est très limitée. À l'inverse en zone urbaine ou agricole, milieux ouverts, la lumière n'est presque pas interceptée. Selon cette hypothèse, ce serait donc la quantité d'énergie disponible à la base du réseau trophique qui expliquerait les différences de longueur de chaîne trophique. Cependant cela suppose que les différences d'énergie lumineuse reçue se traduisent par des différences de production primaire et que cette production primaire soit exploitée par le reste du réseau trophique.

Toutefois, des apports anthropiques d'azote peuvent éventuellement expliquer ces écarts. Les apports de nitrates en zone agricole ont un effet avéré sur l'augmentation des teneurs en $\delta^{15}\text{N}$ dans les cours d'eau drainant ces zones (Anderson & Cabana, 2005), de même que les rejets en zone urbaine, à l'origine d'apport en azote.

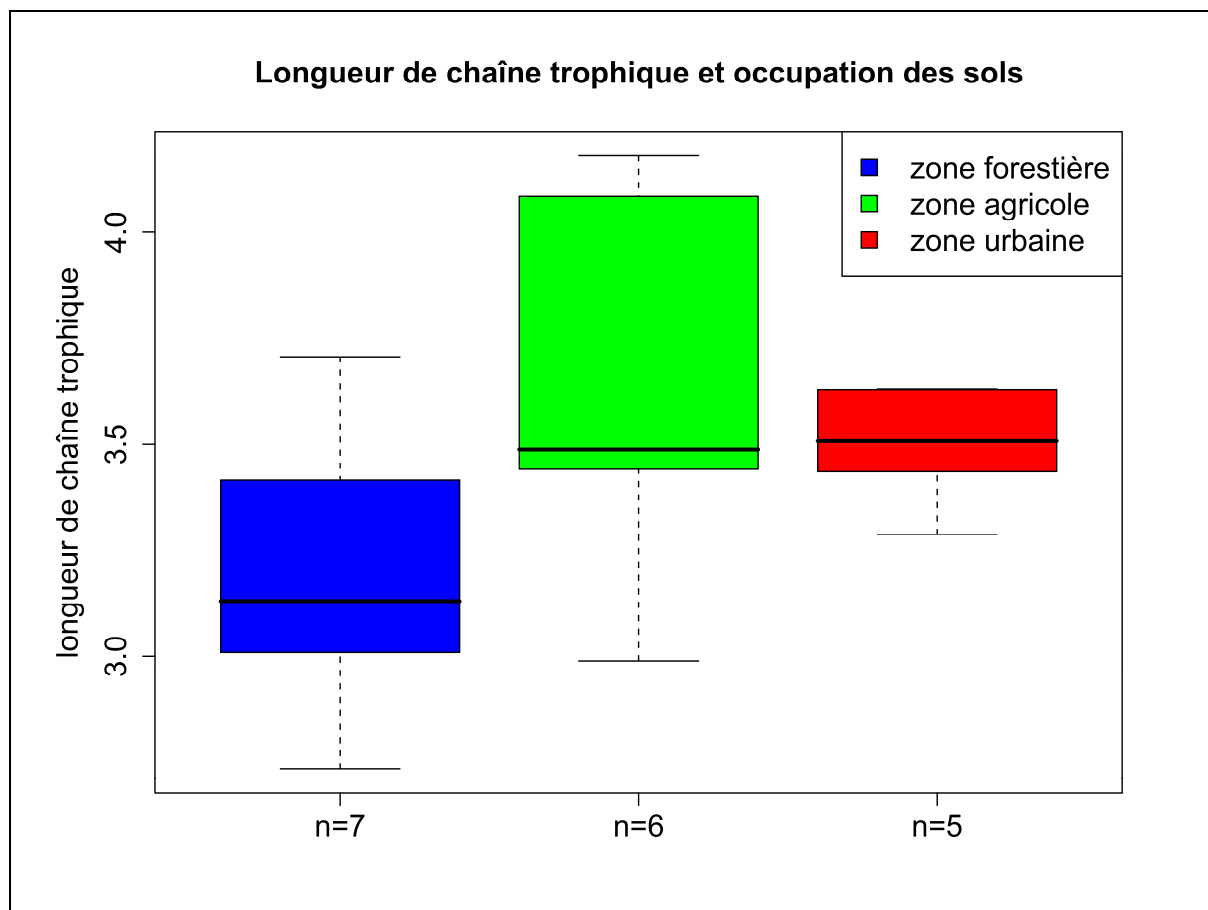


Figure 39 : Comparaison des longueurs de chaîne trophique en fonction du type d'occupation des sols.

4 Conclusions

La construction de modèles à large échelle indique que la répartition des peuplements de poissons dans le bassin de la Seine est influencée en premier lieu par les caractéristiques naturelles des cours d'eau, ainsi que par leur régime thermique. Cependant, les caractéristiques liées à l'anthropisation influencent également cette répartition. Cet effet se traduit notamment par la diminution du nombre d'espèces composant le peuplement de poissons dans les parties aval des grands axes, contrairement au modèle classique qui suppose que la richesse spécifique augmente régulièrement jusqu'à l'embouchure.

Les modèles construits ont permis par ailleurs de tester des scénarios d'évolution des peuplements de poissons, en réponse à des changements qui pourraient intervenir dans l'environnement du bassin de la Seine. Ainsi, une hypothèse de réchauffement des conditions thermiques de l'ensemble du bassin entraînerait une réduction drastique de l'aire de répartition de la truite, limitée quasiment aux cours d'eau de la région du Morvan. L'implantation de plans d'eau dans les petits bassins versants entraînerait également des changements locaux de la structure des peuplements de poissons. Cette implantation bénéficierait aux espèces typiques des eaux calmes, au détriment des espèces salmonicoles.

Même s'ils sont encore largement perfectibles, des outils de modélisation sont donc maintenant disponibles pour aider à la gestion des peuplements de poissons des milieux d'eau courante du bassin de la Seine. Notamment, la simulation de réponse des peuplements de poissons à des variables de milieu peut aider à prédire des changements attendus ou souhaités résultant d'actions de restauration par exemple.

Les modèles développés à l'échelle des petits bassins sont pour l'instant moins finalisés. Les deux échelles spatiales ont toutefois en commun l'influence des variables de nature anthropique vis-à-vis de la répartition des espèces. L'influence de l'implantation des plans d'eau par exemple est également notée à cette échelle. Plus largement, l'étude comparative des petits bassins versants (<150 km² et ordres 1 à 3) met en évidence l'existence de variabilité des peuplements de poissons au sein de cours d'eau de taille réduite. Cette variabilité est expliquée par des différences d'occupation des sols (activités ayant des effets sur la morphologie et donc les habitats des cours d'eau) dans les milieux agricoles et urbains et par l'implantation

humaine plus ou moins importante et les aménagements qu'elle génère.

L'originalité de la démarche mise en œuvre consiste à réaliser une analyse spatialement continue des liens habitat/poisson. Cette analyse fournit une vue longitudinale plus précise des centres d'abondance des espèces de poisson et de l'impact potentiel des barrières et de la structure des habitats aquatiques. Elle indique également l'importance des rapports spatiaux d'habitat tels que la proximité à différents habitats (habitats complémentaires). Elle est tout à fait adaptée à la problématique de gestion actuelle liée à la définition des trames bleues (mesure issue du Grenelle de l'environnement).

L'étude de l'organisation trophique des cours d'eau à l'échelle de ces mêmes petits bassins versants confirme l'effet de l'occupation des sols sur la structure des réseaux. Les mécanismes sous jacents ne sont pour l'instant qu'au stade d'hypothèses à valider. Ce point de vue fonctionnel est tout à fait complémentaire des autres approches. Au-delà, il peut à très court terme permettre de faire le lien avec les processus de contamination des organismes des milieux aquatiques par la voie trophique.

5 Références

- Alexandre, C.M. and Almeida, P.R. (2010) The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, 26: 977-994.
- Anderson, C. and G. Cabana (2005) $\delta^{15}\text{N}$ in riverine food webs: effects of N inputs from agricultural watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 333-340.
- Baudry, J., Boussard, H. & Schermann, N. (2005). Chloé 3.0 : Freeware of multi-scales analyses on ASCII raster files. Rennes, INRA, SAD-Armorique.
- Belliard, J., Clément, F., Gorges, G., Le Pichon, C., Tales, E., Zahm, A. (2009). Les peuplements de poissons dans le bassin de la Seine. Rapport Piren-Seine 2009, 33p.
- Blondel, J. (1995). Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris, 297p.
- Boët, P., J. Belliard, R. Berrebi-dit-Thomas & E. Tales. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia* 410: 59-68.
- Casie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51: 1389-1406.
- Ducharne, A. (2008). Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 797-810.
- Ducharne, A., F. Habets, M. Déqué, L. Evaux, A. Hachour, A. Lepaillier, T. Lepelletier, E. Martin, L. Oudin, C. Pagé, P. Ribstein, E. Sauquet, D. Thiéry, L. Terray, P. Viennot, J. Boé, M. Bourqui, O. Crespi, S. Gascoïn & J. Rieu. (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. Programme GICC - Rapport de fin de contrat. 62 p.
- Eros, T., Botta-Dukat, Z. & Grossman, G.D. (2003) Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(2), 141-50.
- Falke, J.A. & K.B. Gido. (2006). Spatial effects of reservoirs on fish assemblages in great plains streams in Kansas, USA. *River Research and Applications* 22: 55-68.
- Fischer, S. & Kummer, H. (2000) Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia*, 422, 305-17.
- Huet, M. (1959). Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88: 155-163.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L. & Eens, M. (2004) Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 13(4), 317-22.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Faure, T. & Boussard, H. (2006). Anaqualand 2.0 : Modelling connectivity in riverscapes. In, p <http://trac.clermont.cemagref.fr/projets/Anaqualand>. Cemagref, Antony.
- Lelek, A. (1987). The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 9. AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany.

- Lindeman, R. L. (1942) "The trophic-dynamic aspect of ecology." *Ecology* 23: 399_417.
- McHugh, P.A., A.R. McIntosh & P.G. Jellyman (2010). Dual influences of ecosystem size and disturbance on food chain length in streams. *Ecology Letters* 13: 881-890.
- Matthews, W.J., D.J. Hough & H.W. Robison. (1992). Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: Congruence of multivariate analyses. *Copeia* 1992: 296-305.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny & D. Chessel. (2001). A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: A framework for environmental assessment. *Freshwater Biology* 46: 399-415.
- Ovidio, M. (1999) Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*(352), 1-18.
- Ovidio, M., Capra, H., & Philippart, J-C. (2007). Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo Trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology* 14: 41-50.
- Post, D. M. (2002) "Using stable isotopes to estimate trophic position : Models, methods, and assumptions." *Ecology* 83(3) : 703-718.
- Poulet, N. (2007) Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Research and Applications*, 23: 1038-1047.
- Preston, F.W. (1962). The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* 43, 185-215 ; 410-432.
- Sabo, J. L., J. C. Finlay and D. M. Post. (2009) "Food Chains in Freshwaters" *The Year in Ecology and Conservation Biology*, 2009 1162, 187.
- Schlösser, I.J. (1995) Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303(1-3), 71-81.
- Tales, E., Belliard, J., Epissard, J., Gorges, G., Le Pichon, C., Zahm, A. (2008). Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants. *Rapport PIREN 2008*, 15 p.
- Tejerina-Garro, F.L., M. Maldonado, C. Ibanez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 91-108.
- Thompson, R. M. & C. R. Townsend (2005). "Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams." *Oikos* 108(1): 137-148.
- Vander Zanden, J. M. and W. W. Fetzner (2007) "Global patterns of aquatic food chain length." *Oikos* 116(8) : 1378-1388.
- Wolter, C., R. Arlinghaus, A. Sukhodolov & C. Engelhardt. (2004). A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. *Environmental Management* 34: 656-668.
- Zweimüller, I. (1995) Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia*, 303(1-3), 125-37.