

Organisme d'accueil : **Bureau d'étude SARL RIVE**

Tuteur universitaire : **Francesca DI PIETRO**

Tuteur professionnel : **Michel BACCHI**

## **Application des méthodologies trames verte et bleue au cas particulier des cours d'eau.**

*La modélisation d'un concept innovant.*



**PERREAUD Romane**

### **Mots clés :**

Continuité écologique, espèce piscicole, modèle, restauration des cours d'eau, biotypologie, Chinon, Indre et Loire, région Centre (37).

## Remerciements

Durant ce stage, j'ai été amené à rencontrer et échanger avec plusieurs personnes qui m'ont apporté aide et soutien.

Mes premiers remerciements vont à mon tuteur de stage Michel BACCHI pour le temps qu'il a pu consacrer au développement, à la réflexion et à l'encadrement de ce stage.

Un grand merci également à toute l'équipe de la S.A.R.L. RIVE pour leur accueil chaleureux et leur bonne humeur quotidienne, à ceux que j'ai peu eu l'occasion de voir, Christine et Pierre-Alain et à ceux que j'ai pu côtoyer tout l'été et qui ont eu la bonté et la gentillesse de relire mon rapport : Lise ZARADZKI (pendant ses vacances), François COLAS (pour son soutien moral) et Julien CHARRAIS (qui m'a aiguillé tout au long de mon stage).

Ensuite, je tiens à remercier Audrey BENEDETTI pour ses multiples conseils avisés durant toute la durée de mon stage quant aux habitudes de l'équipe lors des semaines de terrain, notamment.

Pour finir, un remerciement spécial pour tous ceux qui ont pu m'apporter conseils et soutien, Audrey, Etienne et Clémentine.

## Résumé

L'objectif de ce stage a été de préparer les fondations d'un modèle biologique permettant d'identifier les zones de connectivités à restaurer sur un bassin versant pour une espèce piscicole donnée, tout en calculant le pourcentage de passage de l'espèce sur différents secteurs du bassin versant. Ce rapport propose une revue des recherches bibliographiques des modèles de continuité piscicole existants, afin de bâtir le modèle conceptuel ainsi que la méthodologie sur la base de principe tiré d'un logiciel innovant dans le domaine de la restauration des milieux aquatiques : ANAQUALAND développé par C. Le Pichon en 2006. Le principe de coûts cumulés est ici repris dans le modèle. Une base de données a été initié à l'aide de variables environnementales et anthropiques, afin de sectoriser le réseau hydrographique étudié en tronçon homogène et de réaliser les opérations de calculs du modèle. Les résultats aboutissent à un passage théorique des espèces piscicoles exprimé en pourcentage sur un tronçon donné. Le but de ce modèle est d'aider les gestionnaires à choisir le meilleur scénario possible, afin d'éviter toutes dépenses inutiles. Bien que ce modèle n'en soit qu'au premier stade de développement, l'exemple théorique proposé permet d'illustrer d'intéressantes perspectives. L'utilisation de ce modèle couplé avec d'autres logiciels déjà existants permettrait d'affiner les résultats proposés.

### Mots clés :

Continuité écologique, espèce piscicole, modèles, restauration des cours d'eau, biotypologie.

*The objective of this study was to prepare the foundation of a biological model which could identify areas of connectivity requiring watershed restoration for a given fish species, while calculating the percentage of the species crossing in different sectors of the watershed. This report provides a review of the literature continuity models of existing fish, in order to build the conceptual model and methodology based on principle from innovative software in the field of the restoration of aquatic environments: ANAQUALAND developed by C.Le Pichon in 2006. The principle of cumulative costs is included in this model. A database was initiated with environmental and anthropogenic variables to divide into sectors the watershed studied and to perform the operations of model calculations. The results lead to a theoretical passage of fish species as a percentage of a given section. The purpose of this model is to help managers choose the best possible scenario to avoid all unnecessary expenses. Although this model is at an early stage of development, the proposed theoretical example illustrates interesting prospects. The use of this model coupled with other existing software would refine disproportionate results available.*

### Key words :

*Ecological continuity, fishes, models, river restoration, biotypology.*





---

# Application des méthodologies trames verte et bleue au cas particulier des cours d'eau.¶

*La modélisation d'un concept innovant.¶*

---

## Contexte et objectifs

Depuis les années 1950, l'homme a considérablement modifié les paysages et notamment les cours d'eau, par des actions de recalibrage, de drainage des zones humides, de chenalisation des circuits de navigation, etc. Ce développement de la productivité des différents secteurs (transport, agriculture, industrie, urbanisation) a profondément et durablement modifié les hydrosystèmes. Par exemple, le comité de bassin Loire-Bretagne fait état de 65% des cours d'eau du bassin en état « moyen », « médiocre » ou « mauvais ». L'amélioration de la qualité des eaux de surface, qui passe en partie par la restauration de certains tronçons, se justifie donc pour les décennies à venir.

Dans ce contexte, la S.A.R.L. RIVE a souhaité développer un modèle biologique lors de ce stage, dont l'objectif est de créer les fondations d'un modèle pour anticiper les résultats d'actions de restauration sur un bassin versant. L'étape initiale consiste en un état de l'art des modèles existants, puis

en la construction de la méthodologie sur la base de cette recherche bibliographique. Enfin, sa pertinence sera testée sur un bassin versant fictif.

Le développement de ce modèle s'inscrit dans un contexte particulièrement complexe qui conjugue une volonté d'améliorer la qualité des eaux de surface, sous l'impulsion de l'Europe et de sa Directive Cadre sur l'Eau de 2000, avec une restriction budgétaire qui gagne tous les échelons des institutions publiques (régions, départements, collectivités locales,...). Dès lors, les efforts consentis, par les Agences de l'eau notamment, se doivent d'être utilisés à bon escient. La création d'un outil capable de prédire les effets que les travaux de restauration pourront avoir en termes d'amélioration de la qualité écologique des milieux s'avère alors être particulièrement utile, afin notamment de mieux cibler et de prioriser les investissements.



## Etat de l'art de la modélisation

La revue de la littérature a permis de souligner le retard en ce qui concerne la restauration et la gestion de l'habitat physique des cours d'eau mais a également illustré l'intérêt porté pour ce qui est des peuplements piscicoles. Cet engouement peut en partie s'expliquer par l'accessibilité et la connaissance relative de cette classe faunistique : les poissons sont plus représentatifs de la continuité écologique et sont beaucoup plus parlants au citoyen moyen. De plus, les modèles « poissons » français (EVHA, ESTIMHAB, LAMMI, ESTIMKART) ont été développés avec comme objectif majeur la définition de débits minimums biologiques, afin de stopper la destruction de la continuité écologique des poissons.

Cependant, la localisation des habitats aquatiques, qui joue un rôle fondamental dans le maintien des populations de poissons, est rarement prise en compte dans les actions de restauration des habitats. Face à ce manque, un logiciel nommé ANAQUALAND 2.0 a été développé par C. Le Pichon en 2006, afin de représenter les habitats des poissons, de détecter l'effet des aménagements (seuils, barrages ...) et d'expliquer la distribution de ces espèces dans un cours d'eau.

Le fonctionnement de ce logiciel a fortement inspiré le modèle biologique qui sera développé dans le paragraphe suivant.

## Les principes du modèle et de sa méthodologie

Cette revue de la littérature s'est suivie d'une sélection d'hypothèses générales qui a servi de base pour ce modèle :

Hypothèse 1 : l'espèce est déjà présente sur le site étudié.

Hypothèse 2 : une espèce piscicole cherche toujours à coloniser l'ensemble du milieu dans lequel il évolue.

Elle a aussi permis de mettre en avant la définition d'un bassin versant qui peut se résumer comme étant une aire de collecte des eaux de surfaces et souterraines délimitée vers un exutoire donné.

Ainsi, les hypothèses citées ci-dessus et le contexte global d'un bassin versant sont les bases de ce modèle biologique.

Cet outil propose de déterminer les points de rupture les plus impactant sur un bassin versant (seuils, barrages ...), ainsi qu'une probabilité de passage des espèces piscicoles. Il a pour but d'identifier un taux de connectivité théorique sur un bassin versant, en fonction de son contexte environnemental et anthropique, pour un peuplement de poissons. Ce modèle peut être divisé en deux grandes parties, comprenant le choix des variables à implémenter dans celui-ci et les différentes étapes de calculs permettant d'aboutir au taux de connectivité théorique du bassin versant pour une





espèce donnée. Une importante part de la réflexion a été consacrée à l'élaboration du modèle conceptuel et au choix des différentes variables permettant de caractériser le contexte global du site étudié. Les variables utilisées dans ce modèle regroupent des paramètres de types environnementales (occupation du sol, hydromorphologie, traits écologiques des poissons...) et anthropiques (franchissabilité des ouvrages, état physico-chimique des rejets...). Elles servent de critères de choix pour la sectorisation du bassin versant en tronçon homogène nécessaires pour les opérations de calcul du modèle. Elles ont également un rôle de pondération vis-à-vis de l'évaluation du taux de connectivité théorique selon l'espèce piscicole ciblée. Ces variables servent de plus à calculer une résistance théorique qui caractérise la continuité écologique du bassin versant.

Le cheminement vers la modélisation du taux de connectivité théorique d'un bassin versant peut alors se poursuivre : en fonction de l'espèce choisie et des variables implémentées dans le modèle, un scénario est proposé par le modélisateur, sous forme de cartographie. Les calculs développés par la suite ont tous été réalisés selon deux règles :

- Dans deux sens de circulation : la dévalaison (de l'amont vers l'aval) et la montaison (de l'aval vers l'amont) car les résistances exercées sur les poissons ne

sont pas les mêmes selon le sens de circulation de l'espèce.

- Et pour chaque tronçon préalablement défini sur le bassin versant.

Le diagnostic du bassin versant étudié est caractérisé grâce au calcul de trois résistances théoriques (RT1, RT2 et RT3) et à la détermination d'une variable RT4 caractérisant la franchissabilité de chaque ouvrage existant sur le bassin versant selon les traits écologiques de l'espèce.

Puis, une pondération est effectuée sur ces résistances théoriques (RT) en fonction de la longueur du tronçon, des traits écologiques du poisson, ainsi qu'en fonction de l'importance attribuée pour chaque RT. En effet, la variable RT3 est celle ayant un coefficient de pondération le plus élevé car l'anthropisation (seuils, barrages, canalisation ...) altère la continuité écologique des cours d'eau (piscicole et sédimentaire) et par conséquent, joue un rôle prépondérant dans la circulation des poissons au sein d'un bassin versant.

À ces scores, la méthodologie du modèle propose d'ajouter le calcul du taux de connectivité théorique, permettant d'aboutir au score de résistance total.



À ce stade, il est important de rappeler les objectifs de ce modèle. Bien qu'il permette de déterminer la qualité de la continuité piscicole selon une espèce cible, il n'a pas pour but de prédire l'absence ou la présence d'un poisson sur le bassin versant modélisé. C'est un outil d'expertise aboutissant à un taux de connectivité théorique, pouvant orienter les décisions des gestionnaires en termes de coût des travaux de restauration sur un cours d'eau.

## **Conclusions et perspectives de développement**

Le modèle développé ici est la base d'un nouveau concept permettant de déduire un taux de connectivité théorique sur un tronçon donné au sein d'un bassin versant. Il s'inscrit dans une nouvelle dynamique, afin optimiser les actions de restauration sur les cours d'eau en alliant les besoins écologiques

et les réalités financières du contexte actuel. Partant d'un principe totalement nouveau dans le monde de la restauration des milieux aquatiques, ce modèle est largement critiquable et manque de recul en termes d'application.

La base de données du modèle en fait sa force mais est aussi son plus grand point faible. Elle regroupe des informations issues de multiples horizons minimisant ainsi les phases de terrain. Il est également possible d'extrapoler certaines variables grâce à d'autres sources extérieures lorsque celles-ci sont manquantes ou insuffisantes. Cependant, son utilisation doit rester minimale, car cela entraîne des variations et une approximation des résultats. Il reste donc encore plusieurs étapes à franchir avant d'arriver à un outil totalement opérationnel.

## **Avant-propos**

Ce stage au sein de la SARL RIVE m'a permis de travailler sur la modélisation écologique du passage des espèces piscicoles en rivière. En plus de cela, j'ai participé aux missions estivales de terrain du bureau d'étude : pêches électriques de sauvetage, IPR, relevés IBGN et tris des invertébrés macro-benthiques, qui ont pris environ 2 semaines sur la durée totale de mon stage (2 mois et demi). Cependant, ces interventions m'ont permis de développer mes compétences d'identification piscicole et de tris des invertébrés.



## Liste des abréviations

**BD Topo** : Base de Données Topographique.

**BV** : Bassin versant.

**CEMAGREF** : CEntre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ancien nom de l'IRSTEA).

**DCE** : Directive Cadre sur l'Eau.

**DREAM** : Durabilité de la Ressource en Eau Associée aux Milieux.

**DH** : distance hydrographique.

**DF** : distance fonctionnelle.

**EVHA** : Evaluation de l'Habitat physique des poissons.

**ESTIMHAB** : ESTIMation des HABitats.

**HER** : HydroEcoRégion.

**IBGN-DCE** : Indice Biologique Global Normalisé DCE compatible XPT90-333 – XPT90-388.

**IBG-RCS** : Indice Biologique Global des Réseaux de Contrôle et de Surveillance.

**IBMR** : Indice Biologique Macrophytique en Rivière.

**ICE** : Information sur la Continuité Ecologique.

**IPR** : Indice Poissons Rivières.

**IRSTEA** : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (anciennement CEMAGREF).

**MNT** : Modèle Numérique de Terrain.

**NKJ** : Azote Kjeldahl.

**ONEMA** : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques.

**RC** : Résistances Cumulées.

**RCM** : Résistance Cumulée Minimale.

**RCS** : Réseau de Contrôle de Surveillance.

**REH** : Réseau d'Evaluation des Habitats.

**ROE** : Référentiel des Obstacles à l'Ecoulement.

**RT** : Résistance Théorique.

**RTT** : Résistance Théorique Totale.

**S.A.R.L.** : Société Anonyme à Responsabilités Limitées.

**SI** : Coefficient de sinuosité.

**SIG** : Système d'Information Géolocalisé.

**SYRAH-CE** : SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau.

## Présentation de l'entreprise

L'entreprise SARL RIVE est un bureau d'étude de conseil et d'ingénierie, intervenant dans la gestion et la restauration des cours d'eau et des zones humides. Créée en 2000 par Michel BACCHI et Pierre-Alain MORIETTE, elle est composée d'une équipe pluridisciplinaire sur deux sites : Chinon (37) et La Ferté-Bernard (72). L'organigramme ci-dessous présente les équipes de la société par site :

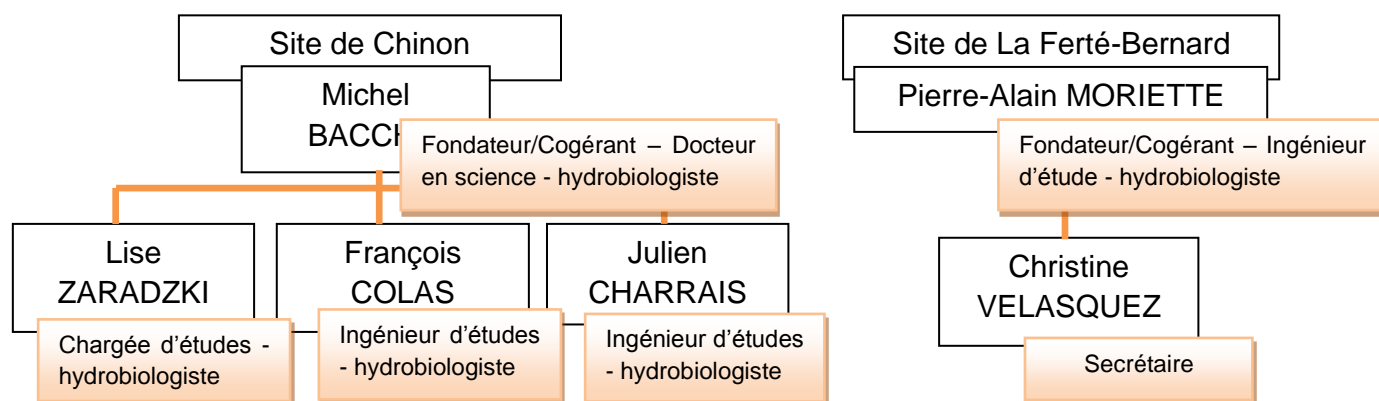


Figure 1: Organigramme de la structure d'accueil.

L'agence Val de Loire (37) à Chinon est spécialisée dans l'ingénierie des milieux aquatiques, l'écologie et l'étude des différents bio-indicateurs. L'agence Maine-Normandie est en charge des questions d'hydraulique, de géologie et de pédologie, de cartographie et de montage des projets de maîtrise d'œuvre. Ainsi l'entreprise peut réaliser plusieurs missions comme des études environnementales, des dossiers réglementaires, des conceptions de projet, de la maîtrise d'œuvre et de la recherche.

Son matériel lui permet d'acquérir des données sur le terrain (échantillonneur d'invertébrés benthiques, pêcheuse électrique, boîtier de mesures physicochimiques multiparamètres...), ainsi que le traitement et l'analyse de ces données en laboratoire (IBGN-DCE, IBGN-RCS, IBMR ...).

Son champ d'action s'étend sur tout le territoire national, mais plus précisément en régions Pays de la Loire, Centre et Bretagne. Elle a aussi acquis un volet international en réalisant des missions à l'étranger (Afrique et Asie). Elle travaille pour différentes structures comme les syndicats intercommunaux, les conseils départementaux, les groupes privés et les services de l'État.

Conjointement, la SARL RIVE est membre du pôle de compétitivité Eco-technologiques DREAM (Durabilité de la Ressource en Eau Associée aux Milieux), qui fédère en région Centre les acteurs de la recherche et de la formation ainsi que les acteurs économiques (DREAM, 2013). Il regroupe plus de 80 adhérents qui travaillent dans les filières de l'eau et ses milieux. Ce pôle permet à l'entreprise de s'appuyer sur un réseau de partenaires techniques qui l'aide à élargir son domaine de compétence lors d'une étude spécifique.

## Sommaire

Remerciements .....	
Résumé .....	
Contexte et objectifs .....	
État de l'art de la modélisation .....	
Les principes du modèle et de sa méthodologie .....	
Conclusions et perspectives de développement .....	
Avant-propos .....	
Liste des abréviations .....	
Présentation de l'entreprise .....	
Sommaire .....	1
Introduction .....	2
1 <sup>re</sup> partie : Contexte de l'étude & notions de base .....	3
1.1 Contexte de l'étude .....	3
1.2 Concepts et notions de base .....	4
1.3 Trame verte & bleue .....	5
1.4 La modélisation en écologie .....	6
1.5 Synthèse des différents concepts de base .....	7
2 <sup>e</sup> partie : État de l'art .....	7
2.1 État de l'art sur la modélisation des analyses spatiales des habitats des espèces piscicoles dans les cours d'eau .....	7
2.2 Le logiciel ANAQUALAND .....	7
2.3 Synthèse de l'état de l'art .....	9
3 <sup>e</sup> partie : Présentation du modèle conceptuel .....	10
3.1 Principes du modèle .....	10
3.2 Les variables à implémenter dans le modèle .....	11
3.3 Synthèse des variables .....	17
3.4 Les opérations de calculs .....	19
3.5 Le modèle conceptuel .....	22
4 <sup>e</sup> partie : Exemple d'application .....	24
4.1 Données utilisées pour l'expérimentation .....	24
4.2 Modélisation du taux de connectivité théorique .....	25
4.3 Discussion .....	28
Conclusion .....	29
Bibliographie .....	30
Liste des figures .....	33
Annexes .....	34
Tables des matières .....	39



## Introduction

Une grande majorité des cours d'eau en France et plus globalement en Europe ont été fortement dégradés dans la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle. Les actions humaines ont fortement modifié la morphologie des cours d'eau et cela a eu pour conséquence d'altérer la structure habitationnelle et la connectivité hydraulique des cours d'eau (*Bravard, 1994*).

Face à la dégradation des eaux de surfaces, l'Europe a réagi en adoptant la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en octobre 2000 incitant les pays membres à s'impliquer dans l'atteinte du « bon état écologique » des masses d'eau (*Parlement et conseil de l'Europe, 2000*). Il correspond au bon état chimique et écologique des cours d'eau et doit permettre le bon fonctionnement de celui-ci en maintenant et préservant les espèces floristiques et faunistiques inféodées aux milieux aquatiques. C'est un état qui équivaut à un équilibre entre les activités humaines et le bon fonctionnement écologique des rivières (*Agence de l'eau Rhône-Méditerranée & Corse, 2011*). Une obligation de résultat est attendue par la DCE, mais actuellement les ressources financières des organismes préposés aux travaux en rivière sont modestes. Par conséquent, il est important d'optimiser les actions budgétées sur les cours d'eau.

Les principaux effets de ces altérations sont la déstructuration et la fragmentation des milieux aquatiques (*Le Pichon, 2006*). Les concepts de fragmentation et de connectivité des habitats sont surtout utilisés pour les milieux terrestres, notamment dans le cadre de la « Trame verte et Bleue », mesure phare de la loi Grenelle 1 de l'environnement. À l'échelle de la trame bleue, cette mesure permet de répondre à la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 en rétablissant la continuité piscicole et sédimentaire. Sur les cours d'eau, les actions de restauration pour rétablir la continuité écologique sont complexes à positionner, tant spatialement que longitudinalement. De plus, les retombées de ces travaux sur la qualité écologique globale des masses d'eau et à plus large échelle, sur celle du bassin versant sont peu connues.

C'est dans ce cadre que l'utilisation de la modélisation peut être utile afin de définir quelles sont les connexions à rétablir et pour quelles espèces. Ceci permet de placer raisonnablement les actions de restaurations de l'habitat physique du cours d'eau en fonction du contexte typologique et biogéographique.

L'objectif de ce stage est de préparer les fondations d'un modèle biologique permettant d'identifier les zones de connectivités à restaurer sur un bassin versant pour une espèce piscicole donnée, tout en calculant une probabilité de passage exprimé en pourcentage de l'espèce sur différents secteurs du bassin versant.

Il est proposé dans ce rapport de faire l'état de l'art des travaux existants sur ce sujet. Puis, ce premier travail permettra d'identifier les différentes variables à prendre en compte et de définir la trame conceptuelle du modèle. Enfin, sa pertinence sera testée sur un bassin versant fictif.

## 1<sup>re</sup> partie : Contexte de l'étude & notions de base

### 1.1 Contexte de l'étude

Ce stage s'intègre dans une politique de recherche et de développement du bureau d'étude. Le cogérant de la SARL RIVE, Michel BACCHI, est porteur de ce projet qui vise à créer un outil sur les travaux de restauration en rivière. L'objectif de ce stage est donc de poser les bases d'un modèle biologique permettant de calculer un taux de connectivité théorique à l'échelle d'un réseau hydrographique préalablement découpé en tronçons homogènes tout en se basant sur les capacités de déplacement des espèces piscicoles, et à terme de définir des actions de restauration adéquates. Cet outil sera repris et développé par la suite par le personnel de l'entreprise, afin d'obtenir par la suite un outil opérationnel.

Depuis des décennies, l'Homme a contribué au dysfonctionnement hydromorphologique des cours d'eau. Des interventions telles que le recalibrage, l'endiguement, l'extraction de granulat et l'implantation de seuils et de barrages ont engendré une importante variété d'altérations en fonction du type de cours d'eau touché, du linéaire affecté, de l'ancienneté et de l'ampleur des travaux. Ces activités ont modifié les hydrosystèmes de façon durable, comme le reflète le dernier état des lieux de la qualité des masses d'eaux faisant état de 74% des cours d'eau en « état mauvais », « médiocres » ou « moyens ». (*Comité de Bassin Loire Bretagne, 2015*).

À partir de la fin des années 1990, la DCE (2000) a impulsé un nombre important d'actions de restauration sur les cours d'eau et des financements conséquents ont été apportés par les Agences de l'Eau. Les techniques de restauration et les connaissances sur les écosystèmes se sont relativement améliorées, mais l'approche utilisée qui fait appel à des « obligations de résultats » est restée la même depuis plus d'une décennie. Face aux contraintes de restriction budgétaire et de maîtrise des dépenses publiques, une telle approche peut aujourd'hui être remise en question.

Dans ce contexte, créer un outil permettant d'anticiper les résultats d'actions de restauration sur un cours d'eau serait une alternative intéressante. Cet outil permettrait d'identifier avec plus ou moins de précision les points de rupture de l'écosystème et d'affiner les actions et travaux à mettre en place pour rétablir une continuité pour une espèce piscicole donnée. Un tel outil permettra aux gestionnaires et aux maîtres d'ouvrages de connaître à l'avance les bénéfices des travaux mis en place. Ainsi ces derniers seront correctement adaptés en fonction des objectifs de chaque acteur, qui pourront alors juger par eux même de leur utilité et de leur pertinence. Par conséquent, cela évitera la mise en place de travaux aux budgets importants avec des effets peu significatifs.

## 1.2 Concepts et notions de base

### 1.2.1 Les hydrosystèmes fluviaux

#### 1.2.1.1 Généralités

Un des principaux concepts sur les cours d'eau est le concept de continuum fluvial développé par *Vannote, et al., 1980*. Il détermine le cours d'eau comme un continuum passible de modifications de l'amont vers l'aval par les multiples composantes de l'écosystème (*Le Pichon, et al., 2006*). Il ne faut toutefois pas négliger les transferts aval-amont qui peuvent provenir d'effets ou de cascades d'effet issu de l'aval et ayant une répercussion sur l'écosystème en amont (extraction de gravier, barrage, introduction d'espèces invasives, réchauffement de l'eau ...) (*Le Pichon, 2006*). En effet, le concept de *Vannote, et al., 1980* ne prend pas en compte les transferts allant de l'aval vers l'amont. Pourtant, ils ont un impact significatif sur la montaison des espèces piscicoles et par conséquent sur leur répartition au sein de l'hydrosystème aquatique.

#### 1.2.1.2 Notion d'échelle emboîtée

De plus, les cours d'eau sont des écosystèmes hiérarchisés, car le continuum aquatique et les flux de matières et d'organismes font le lien entre les nombreuses échelles spatiales des cours d'eau (*Decamps, et al., 1992*). En effet, il existe une structure hiérarchique des hydrosystèmes fluviaux (*Frissell, et al., 1986*) : allant de l'aire biogéographique au bassin versant, en passant par le type de vallée, tronçon, tronçon, secteur, faciès et microhabitat. Ces niveaux imposent donc des contraintes aux niveaux inférieurs et des facteurs limitants. Ainsi, chaque secteur de cours d'eau est unique, car il résulte d'une combinaison de facteurs et d'interactions uniques entre les niveaux hiérarchiques supérieurs auquel il appartient (*Poole, 2002*).

#### 1.2.1.3 La connectivité hydraulique

La connectivité désigne les processus d'échanges et d'interactions qui s'opèrent entre les habitats aquatiques et/ou terrestres. Plusieurs connexions existent entre un cours d'eau et son écosystème (*Le Pichon, 2006*).

La connectivité longitudinale désigne les échanges entre l'amont et l'aval au sein d'un même bassin versant et entre le cours d'eau principal et ses affluents. Elle permet le transfert et la diffusion de divers groupes d'organismes, mais aussi de la matière (*Le Pichon, et al., 2007*).

La connectivité latérale désigne quant à elle les échanges entre le cours d'eau et les berges, les zones alluviales et les autres habitats terrestres. Elle permet aux organismes inféodés aux milieux aquatiques d'accomplir leur cycle de vie grâce à sa fonction nourricière et de gîte (*Le Pichon, 2006*).

Enfin, la connectivité verticale désigne les interactions entre le cours d'eau et sa zone hyporhéique, ainsi qu'entre le lit et les organismes aquatiques de pleine eau. Celle-ci permet de préserver les eaux souterraines, mais aussi le développement de divers organismes (*Le Pichon, et al., 2014*).

L'importance relative de chacune de ces composantes de la connectivité hydraulique, en chaque point du réseau hydrographique, est liée à la structure physique du cours d'eau à diverses échelles spatiales et temporelles, laquelle à son tour détermine la composition des communautés (*Poole, 2002*).



## 1.3 Trame verte & bleue

### 1.3.1 Généralités

La société humaine menace de par ses activités les milieux qui l'entourent et notamment les paysages et les milieux aquatiques. Ces activités anthropiques génèrent une importante hétérogénéité spatiale du paysage et se traduisent principalement par la perte et la fragmentation des habitats (Fahrig, 2003).

### 1.3.2 Fragmentations et hétérogénéité

La fragmentation des habitats a pour conséquences, à l'échelle de l'écosystème, de diminuer fortement la richesse spécifique et la surface en habitats favorables (Tournant, 2013). Les effets de la fragmentation sur la structuration des populations dépendent de la capacité des organismes à se maintenir au sein d'un habitat fragmenté et à se déplacer à travers le territoire (With, et al., 1995). Ainsi, en augmentant la distance entre les patchs d'habitat, la fragmentation affecte directement le comportement de dispersion des organismes (Hanski, et al., 1997). Le maintien des populations dans un paysage fragmenté est donc dépendant de la colonisation des patchs d'habitat.

### 1.3.3 Vers l'émergence d'une nouvelle discipline, l'écologie du paysage fluvial

La vision d'un paysage reste très subjective en fonction de son observateur. Il en est de même pour les cours d'eau. Aujourd'hui, les rivières peuvent être considérées comme un environnement hétérogène, avec ses éléments terrestres et aquatiques, tel qu'un observateur peut le percevoir du bord de la rive : chenal, annexes hydrauliques, bras morts, bancs de sable ... (Wiens, 2002). Plus généralement, les cours d'eau sont dépendants de la force physique qu'exerce le flux d'eau.

En milieu terrestre, cela pourrait se traduire par l'apparition de vent violent.

Les régimes de perturbations ne sont pas les mêmes pour l'écologie du paysage que pour l'écologie du paysage fluvial.

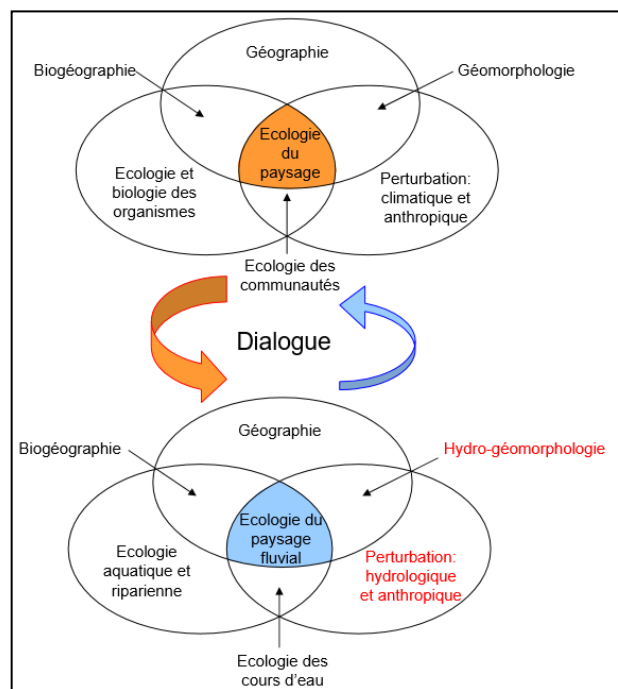


Figure 2 : Disciplines fondatrices de l'écologie du paysage et de l'écologie du paysage fluvial (modifié d'après (Poole, 2002)).

La proposition de Poole (2002) est ici modifiée en ajoutant aux perturbations climatiques, les perturbations anthropiques, et en indiquant par des flèches de tailles différentes l'intensité des influences réciproques actuelles (Le Pichon, 2006).

Cependant, les concepts clefs de l'écologie du paysage comme la dynamique des patchs doivent s'appliquer avec recul à l'écologie du paysage fluvial. Les particularités de la faune aquatique, comme la mobilité des organismes et l'utilisation complexe de la ressource, doivent être approchées différemment.

## 1.4 La modélisation en écologie

Les écosystèmes écologiques sont des systèmes variés et très complexes. En effet, de nombreuses relations existent entre les espèces qui les composent et leur environnement (*Le Pichon, 2006*). C'est pourquoi il est très compliqué d'appréhender leur fonctionnement tant spatialement que temporellement. Les modèles écologiques sont utilisés depuis de nombreuses années afin de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes et leurs corrélations. Ils sont devenus des outils importants dans la recherche écologique. Levins (1966) a formulé comme principe que seules deux sur trois des propriétés importantes du modèle (réalité, généralité et précision) peuvent être améliorées simultanément, tandis que la troisième propriété doit être sacrifiée. Ce compromis conduit à une distinction de trois groupes de modèles différents (*Levins, 1966*) :

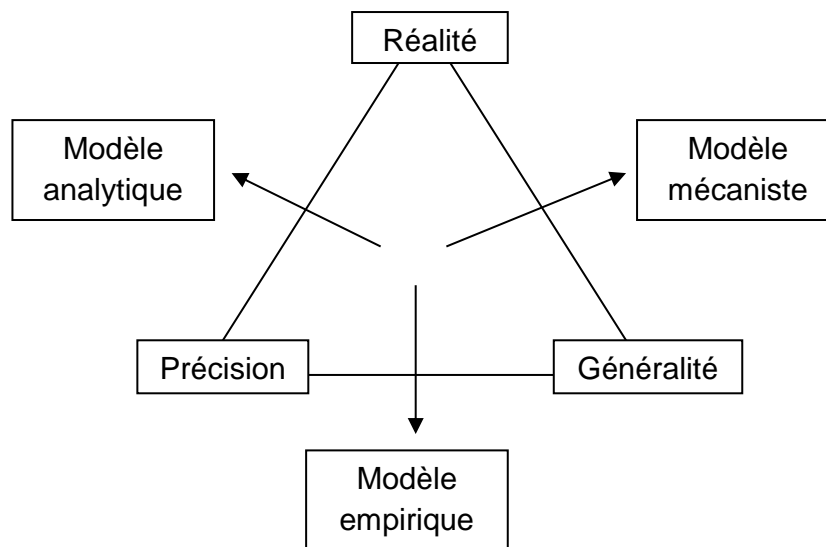


Figure 3 : La classification des modèles d'après Levins, 1966.

Le premier groupe de modèles est appelé « modèles empiriques ». Ces modèles se concentrent sur la généralité et la précision et sont conçus pour prédire une réponse précise dans une réalité limitée ou simplifiée.

Les modèles mécanistes sont quant à eux conçus pour être réalistes et généralistes. Ils font abstraction de la précision et se basent sur l'exactitude théorique des réponses prévues.

Un troisième type de modèles, le modèle analytique, néglige la généralité pour la précision et la réalité. Les modèles analytiques ne sont pas prévus pour prédire des réponses, mais plutôt expliquer les fonctions écologiques ou la mécanique des relations espèces-environnement.

Cette classification reste cependant très simplifiée et depuis l'arrivée de l'informatique, les modélisations se sont multipliées et diversifiées.

## 1.5 Synthèse des différents concepts de base

Comme vu précédemment, les écosystèmes aquatiques sont des milieux très complexes avec de nombreuses interactions (amont/aval et transversales). En effet, un cours d'eau est hiérarchisé en différentes échelles spatiales (*Chandesris, et al., 2008*). Cela lui confère donc une possibilité de transfert des organismes et des matières tout en créant de multiples liens au sein de la rivière. Ces liens sont régis par ce que l'on appelle la connectivité qui permet le passage ou non des organismes et de la matière (*Le Pichon, 2006*). Il est donc important de réussir à modéliser cette connectivité au sein des cours d'eau afin de comprendre au mieux les relations entre espèces et milieu.

De nos jours, la modélisation est de plus en plus utilisée en écologie et s'est fortement développée (*Souchon, et al., 1989*). Pour autant, cela reste laborieux de modéliser les interactions qui existent entre un cours d'eau et son environnement, et plus précisément les liens existants au sein même des cours d'eau, entre organismes et milieux.

## 2<sup>e</sup> partie : État de l'art

### 2.1 État de l'art sur la modélisation des analyses spatiales des habitats des espèces piscicoles dans les cours d'eau.

#### 2.1.1 État des modèles existants en France

Les approches de modélisation biologique des habitats piscicoles sont relativement bien développées en France (*Souchon, et al., 1989*). De nombreux logiciels prédictifs ont été développés avec la méthode des microhabitats : le logiciel EVHA (Evaluation de l'Habitat physique des poissons) développé par le CEMAGREF, le modèle ESTIMHAB (ESTIMATION des HABitats), dit de « seconde génération », afin de simplifier les démarches d'acquisition de données et d'utilisation du modèle développé par l'Institut de recherche et enfin, le projet ESTIMKART 2.0 (*Lamouroux, et al., 2010*) initié par l'ONEMA, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse et l'IRSTEA. Ces derniers permettent de déterminer un débit minimal pour estimer les impacts de la gestion des débits sur les espèces piscicoles (*Lamouroux, et al., 1999*).

Les travaux existants sur la modélisation de l'habitat des espèces piscicoles se focalisent sur la détermination d'un débit minimal, dans un contexte hydromorphologique donné, au-dessous duquel la survie des populations de poissons est menacée. Les recherches ont cependant abouti sur un modèle permettant d'analyser la qualité de la structure spatiale des habitats en rivières qui sera détaillé dans le chapitre suivant.

### 2.2 Le logiciel ANAQUALAND

La restauration et la gestion de l'habitat physique des cours d'eau souffrent d'un manque de méthodes d'évaluation de sa qualité. La structure spatiale des habitats aquatiques, qui joue un rôle fondamental dans le maintien des populations piscicoles, est rarement considérée dans les actions de restauration d'habitats (*Le Pichon, et al., 2007*).



Face au manque de méthodes opérationnelles, disponibles pour quantifier la structure spatiale des habitats des poissons et établir un diagnostic préalable à une restauration, un travail sur le logiciel ANAQUALAND a été engagé par Le Pichon en 2006.

Ce travail a consisté à développer une approche « paysage aquatique », couplant les concepts de l'écologie du paysage et de l'écologie des cours d'eau, et permettant de quantifier la structure spatiale des habitats des poissons par diverses métriques et méthodes d'analyse spatiale (*Le Pichon, et al., 2007*).

La démarche suivie dans cette approche consiste à représenter les habitats des poissons, à adapter des méthodes et outils d'analyse spatiale aux particularités des milieux fluviaux, à tester leurs capacités à détecter l'effet des aménagements et à expliquer la distribution des poissons (*Le Pichon, et al., 2006a*). Les différents concepts et la méthodologie du modèle sont présentés par la suite.

### 2.2.1 Habitats vitaux et connectivité

Les aménagements des cours d'eau entraînent l'altération et la fragmentation des habitats d'eaux courantes. Or, les espèces piscicoles nécessitent pour accomplir leur cycle de vie, différents types d'habitats connectés entre eux. La connectivité de ces habitats est influencée par leur structure spatiale, mais aussi la composition du paysage entre les différentes taches d'habitats. Elle peut être mesurée empiriquement ou par modélisation (*Le Pichon, et al., 2007*).

### 2.2.2 La cartographie des habitats vitaux des poissons à l'aide de l'outil SIG

Sur la base de mesures de terrain et d'exploitation d'images aériennes, des paramètres pertinents pour définir les habitats piscicoles sont renseignés et stockés dans des couches d'un système d'information géographique (SIG). Les cartographies des habitats ressources sont ensuite générées à partir de ces couches combinées à l'aide des préférences d'habitats des espèces considérées (*Faure, et al., 2007*). (Annexe 3).

### 2.2.3 Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats vitaux

Il faut ensuite analyser la distance entre ces différents patches d'habitats cartographiés. En cours d'eau, la distance euclidienne n'est pas pertinente : ce qui est important c'est la distance hydrographique : DH (celle qui emprunte obligatoirement le tracé du cours d'eau). Elle représente la longueur de l'arc le plus court partant d'une source vers une cible et passant par le cours d'eau et se calcule comme tel (*Faure, et al., 2007*) :

$$RCM(A, B) = \underset{\substack{\text{chemins} \\ \text{possibles}}}{Min} \left( \int_{\text{chemin}} r(x) dx \right)$$

De plus, cette distance est plus ou moins difficile à parcourir par une espèce piscicole selon le milieu traversé : la distance écologique fonctionnelle est alors calculée, qui intègre cette notion de « résistance » du milieu au déplacement des poissons. La connectivité fonctionnelle est estimée par le calcul d'une distance fonctionnelle (DF) à

l'aide de la résistance cumulée minimale (RCM), qui intègre la distance et la résistance au déplacement d'une espèce dans un cours d'eau (Knaapen, et al., 1992).  $DF = RCM(A,B)$  est la valeur minimale des résistances cumulées (RC) calculées sur tous les chemins possibles pour aller de A à B (Faure, et al., 2007).

La notion de résistance cumulée minimale (RCM) suppose la définition d'un jeu de résistance pour chacun des milieux de la mosaïque d'habitats subaquatiques. C'est un paramètre synthétique qui peut traduire à la fois un coût énergétique de déplacement, un évitement comportemental et un risque de mortalité. Des gammes de résistance peuvent être établies sur la base d'avis d'experts, de littérature sur l'utilisation des habitats ou des expériences de radio-tracking (Faure, et al., 2007).

À partir de cette distance fonctionnelle dans le cours d'eau, plusieurs indices peuvent être définis. Par exemple la probabilité qu'un poisson d'une taille donnée atteigne un patch ou le patch le plus proche (par exemple une frayère), compte tenu du coût du parcours (Faure, et al., 2007). (Annexe 3).

Toutes les distances sont calculées à l'aide du logiciel d'analyse spatiale ANAQUALAND.

Cette démarche permet ensuite d'analyser la connectivité fonctionnelle des habitats selon la dimension longitudinale du cours d'eau étudié (Faure, et al., 2007) :

- complémentation des habitats d'alimentation et de repos à l'échelle journalière,
- complémentation à l'échelle saisonnière entre les différentes taches d'habitats de reproduction.

#### **2.2.4 Conclusion et perspectives**

Ces travaux participent donc à la mise en œuvre d'une démarche de restauration des habitats piscicoles en permettant d'identifier et préserver les habitats critiques, de hiérarchiser les secteurs à restaurer et de tester des scénarios. Une perspective est d'adapter une telle démarche à l'échelle de bassins versants (Faure, et al., 2007).

### **2.3 Synthèse de l'état de l'art**

La synthèse bibliographique proposée ci-dessus atteste du très faible développement des travaux menés sur l'analyse spatiale des habitats des peuplements de poissons. En effet, seul Le Pichon en 2006 a présenté un logiciel nommé ANAQUALAND permettant d'estimer l'effet des aménagements sur les cours d'eau tout en expliquant la répartition des espèces piscicoles.

Les bases du modèle développé durant mon stage se sont fortement inspirés de la méthodologie du logiciel ANAQUALAND : la notion de résistance cumulée et la mise en place d'un jeu de résistance basé sur les coûts énergétiques de déplacement et les éventuels évitements comportementaux sont autant de paramètres repris dans la méthodologie du modèle. Elle présente plusieurs avantages :

- La rapidité et facilité d'acquisition du jeu de données de base car contrairement au modèle développé par Le Pichon, il n'est pas obligatoire de réaliser une campagne de terrain importante pour la création de ce modèle.

- L'adaptabilité du modèle à différentes espèces piscicoles grâce à la prise en compte de multiples critères modifiables et ajustables, en fonction du peuplement de poisson étudié, dans la base de données.
- L'innovation de proposer un taux de connectivité théorique d'une espèce piscicole donnée, ce qui permet d'estimer précisément les secteurs à restaurer sur un cours d'eau.

### 3<sup>e</sup> partie : Présentation du modèle conceptuel

#### 3.1 Principes du modèle

Le modèle développé durant ce stage a pour but d'identifier un taux de connectivité théorique à l'échelle du tronçon au sein d'un réseau hydrographique, pour une espèce piscicole cible : la truite fario (*Salmo trutta fario*), en fonction du contexte environnemental et anthropique du bassin versant. Pour ce faire, on peut émettre plusieurs hypothèses :

**Hypothèse 1** : l'espèce est déjà présente sur le site étudié.

**Hypothèse 2** : une espèce piscicole cherche toujours à coloniser l'ensemble du milieu dans lequel elle évolue.

La truite fario *Salmo trutta fario* est une espèce largement répandue sur l'ensemble du territoire français (Allardi, et al., 1991). Elle est aussi appelée « espèce repère » pour les rivières dites salmonicoles et effectue la totalité de son cycle biologique dans les cours d'eau (migrateur holobiotique). L'espèce repère doit, par son écosensibilité, être indicatrice de l'état de fonctionnement de la rivière pour toutes les espèces du contexte (Agence de l'Eau Seine Normandie, 2001).

De plus, étant donné ses déplacements importants, il est indispensable de garantir les besoins migratoires de l'espèce, afin de maintenir les populations en bon état. Par conséquent, maintenir une continuité écologique au sein des cours d'eau est indispensable au bon fonctionnement du cycle biologique de cette espèce.

C'est pourquoi la truite fario a été choisie comme espèce cible dans ce modèle.

L'extrême imbrication des aspects physiques, chimiques et biologiques, leur grande variabilité spatiale et temporelle, rend cependant complexe l'étude et la modélisation du fonctionnement hydrologique des bassins versants (Ambroise, 1998).

Ainsi, les hypothèses citées ci-dessus et le contexte global d'un bassin versant sont les bases de ce modèle biologique.

Cet outil propose de déterminer les points de rupture les plus impactant sur un réseau hydrographique, ainsi qu'un taux de connectivité des espèces piscicoles sur des tronçons déterminés. Cela permet donc d'appréhender au mieux la continuité écologique et le déplacement des espèces au sein d'un réseau hydrographique.

De plus, l'analyse s'effectue à l'échelle du réseau hydrographique mais les variables utilisées sont-elles prises en compte à l'échelle du bassin versant. De par la

complexité des bassins versants (*Ambroise, 1998*), les variables utilisées pour le modèle sont en nombre important, mais permettent une meilleure interprétation de la continuité piscicole. La base de données à intégrer dans le modèle peut être issue de relevés de terrain, de base de données nationale, ou bien déterminée par extrapolation. Cette extrapolation permet de tirer des généralités à partir de données partielles ou incomplètes. Enfin, l'adaptation des variables pour X espèces piscicoles sert à affiner les résultats du modèle. Les variables sont modifiées en fonction des capacités de saut, de nage et d'endurance de l'espèce étudiée.

Le modèle ne peut en aucun cas prédire l'absence ou la présence d'une espèce piscicole sur tel ou tel tronçon étudié. Cependant, il permet le calcul d'un taux de connectivité théorique sur un tronçon déterminé au préalable par l'utilisateur. C'est un outil d'expertise aboutissant à un taux de passage théorique, pouvant orienter les décisions des gestionnaires en termes de coût des travaux de restauration sur un cours d'eau.

Le choix des données utilisées pour la construction du modèle sera justifié dans ce rapport, sur la base d'une recherche bibliographique et en fonction de la disponibilité, de la qualité et de la pertinence des données à disposition.

### **3.2 Les variables à implémenter dans le modèle**

Les variables exploitées dans ce modèle sont de deux types : environnementale et anthropique. Le couplage de ces variables permet de mieux refléter les facteurs de déplacement des organismes. Parmi ces variables, deux sous-groupes peuvent être distingués, les variables entrant dans le calcul direct du taux de connectivité et les variables « optionnelles » qui seront utilisées le cas échéant, pour extrapoler des données nécessaires aux calculs en cas de non-acquisition d'élément suffisant pour implémenter le modèle.

#### **3.2.1 Les variables de sectorisation du réseau hydrographique**

Afin de pouvoir fonctionner, il est nécessaire de réaliser une sectorisation du réseau hydrographique étudié en tronçon homogène. Un cours d'eau peut être divisé en tronçon dont les limites seront établies sur la base de paramètres géologiques, géomorphologiques, hydrologiques ou tout autres se traduisant par de nettes modifications de la morphologie générale de la rivière ou de sa vallée (*Malavoï, 1989*).

Par conséquent, les variables de sectorisation utilisées dans l'implémentation de ce modèle sont énumérées et présentées dans les chapitres suivants.

##### **3.2.1.1 La biotypologie de Verneaux**

La méthodologie développée par Verneaux vise à estimer la position théorique d'un tronçon par rapport à un cours d'eau « de référence », à l'aide de descripteurs synthétiques (*Verneaux, 1973*). Ainsi une classification en 10 biocénotypes a été créée (de B0 à B9) en utilisant les traits écologiques généraux suivants : préférendum typologique (tp) et amplitude écologique (ta), pour chaque espèce.

J. Verneaux a identifié trois composantes fondamentales établissant la répartition, à la fois qualitative et quantitative, de la faune : la thermie, la trophie et la



morphodynamique (Verneaux, 1973). Ces composantes s'expriment dans le calcul du niveau typologique théorique de la manière suivante (Verneaux, 1977) :

$$NTT = 0.45 * T_1 + 0.30 * T_2 + 0.25 * T_3$$

Avec :

- $T_1 = 0.55 * \Theta Mm - 4.34$
- $T_2 = 1.17 * [\ln(do * D / 100)] + 1.50$
- $T_3 = 1.75 * [\ln(Sm / (p * l^2) * 100)] + 3.92$

Où :

- $\Theta Mm$  : Température maximale moyenne de l'eau du mois le plus chaud (°C)
- $D$  : dureté totale (mg/L)
- $do$  : distance à la source (km)
- $Sm$  : section mouillée à l'étiage (m<sup>2</sup>)
- $p$  : pente (‰)
- $l$  : largeur du lit (m)

Figure 4 : calcul du niveau typologique théorique (Verneaux, 1977b).

Dans cette formule, le facteur thermique joue un rôle important dans la définition d'une biotypologie théorique. La température est donc le paramètre qui conditionne le plus la répartition des espèces aquatiques dans les écosystèmes d'eau douce (Verneaux, 1973). Cette importance a aussi été remarquée dans les autres typologies de Levins, 1966 et Vannote et al. 1980.

Cette formule permet donc de définir le niveau typologique théorique d'une section donnée.

La biotypologie de Verneaux sera utilisée pour sectoriser en tronçon homogène le cours d'eau. En effet, c'est un facteur prépondérant dans la répartition des espèces au sein d'un milieu. Cela conditionne les déplacements des organismes et donc influence la connectivité des écosystèmes aquatique. Le calcul du niveau typologique théorique a été classé en quatre classes (allant de 0 à 3). Cela permet de garder une logique de calcul lors des opérations, afin de ne pas augmenter le taux de résistance théorique (RT). En effet, la truite fario, espèce cible dans ce modèle, à un préférendum (tp) allant du niveau B4 au niveau B5 et une amplitude théorique de 7 (allant de B1 à B7) (Verneaux, 1977). Cela donne les classes suivantes pour la truite fario :

- Les niveaux B4-B5 seront classés 0 car ces niveaux n'auront pas d'influences négatives sur la répartition de l'espèce, étant donné qu'ils correspondent au préférendum écologique de l'espèce.
- Les niveaux B2-B3-B6 seront classés 1.
- Les niveaux B1-B7 seront classés 2.
- Les niveaux B0-B8-B9 seront classés 3 car ce sont les niveaux les plus éloignés dans l'amplitude théorique de la truite fario d'après les travaux de J. Verneaux en 1976.

Cette variable est extrapolable en cas d'absence de données brutes grâce à d'autres paramètres tels que le rang de Strahler pour définir la largeur du lit, les hydroécorégions pour la température et un Modèle Numérique de Terrain (MNT), afin d'obtenir la pente.

### 3.2.1.2 Données hydromorphologiques

Cette variable prend en compte les données issues du compartiment hydrologie (substrat, lit et berges, connectivité ...) déterminé par le Réseau d'Évaluation des Habitats (REH) sur un hydrosystème donné. Il aboutit à une note sur la qualité hydromorphologique des cours d'eau. Son utilisation se justifie au vu des recherches bibliographiques effectuées. En effet, bien que l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques ait longtemps été considérée à travers les éléments physico-chimiques et les sources de pollution, ce compartiment contribue fortement au contrôle des processus fonctionnels et à la biodiversité des écosystèmes (ONEMA, 2010).

De plus, cet outil de diagnostic s'intéresse aux paramètres du milieu à l'échelle du tronçon (de quelques km à plusieurs dizaines de km). Le tronçon est le niveau de sectorisation le plus pertinent d'après Malavoi, 2010 pour une gestion globale et intégrée des cours d'eau. Il est utilisable par tous les acteurs et gestionnaires, quels que soient leurs domaines d'interventions (Malavoi, et al., 2010). Cependant, le niveau choisi pour ce modèle est celui du segment permettant ainsi d'utiliser une gamme de paramètres plus variés et discriminants, afin de bénéficier d'une réalité appropriée du milieu et de la circulation des espèces piscicoles. Les données issues du REH seront donc assez précises pour le fonctionnement du modèle.

Malheureusement, la disponibilité de ces informations est compromise. En effet, les données du réseau d'évaluation des habitats sont encore assez éparpillées sur le réseau hydrographique français puisque l'expertise REH a été menée sur les tronçons hébergeant les stations du réseau hydrobiologique et piscicole (RHP). Seulement, toutes les stations de mesures du réseau RHP ne sont pas diagnostiquées.

Ces différentes approches permettent d'obtenir une bonne représentativité de l'habitat physique des populations de poissons présentes sur un tronçon de cours d'eau. Cela justifie ainsi l'utilisation de cette variable dans l'implémentation du modèle.

### 3.2.1.3 Données physico-chimique

La physico-chimie de l'eau intervient essentiellement comme facteur explicatif des conditions biologiques (Ministère de l'écologie, 2010). L'arrêté du 27 juillet 2015 (Ministère de l'écologie, 2015) relatif aux méthodes d'évaluation de l'état écologique et de l'état chimique des eaux de surface répertorie les paramètres pris en compte dans l'établissement de l'état physico-chimique global (voir annexe 1). Ces éléments, classés en compartiments (bilan oxygène, température, nutriments, acidification et salinité) sont ceux utilisés pour l'identification de la qualité de l'eau dans ce modèle. L'objectif est de pouvoir obtenir facilement des données sur ces paramètres, grâce aux différentes stations de référence et autres mesures physico-chimiques que les Agences de l'Eau sont en mesure de compiler.

### 3.2.1.4 Occupation du sol

Les altérations des processus (flux liquides et flux solides notamment) et de structures (morphologie résultante) sont au centre de l'évaluation (Chandesris, et al., 2007) :

- elles sont en effet fortement liées à l'intensité des pressions anthropiques dans un contexte géomorphologique donné (échelle du tronçon de cours d'eau),
- et sont clairement à l'origine de perturbations directes et indirectes des habitats aquatiques ainsi que de leur processus de régénération.

Ainsi, cinq classes sur les altérations hydromorphologiques et sur les paysages naturels ou anthropiques, les plus fréquentes et les plus susceptibles d'être à l'origine d'impacts (néfaste comme favorable) sur le fonctionnement écologique des cours d'eau, ont été identifiées pour le modèle : zone humide et marais, bois, prairie, zone urbaine et enfin, zone agricole.

Cette variable permet au sein du modèle de calculer le coefficient de résistance du milieu par rapport aux espèces présentes. Cette donnée s'obtient facilement à grande échelle dans la mesure où elle est synthétisée et publiée par la BD Topo et Corine Land Cover (données en ligne issue du Ministère de l'environnement). L'intérêt de cette variable est qu'elle illustre parfaitement le transfert ou non, des organismes aquatiques au sein de la connectivité hydraulique, tels que les espèces piscicoles.

### 3.2.1.5 Le rang de Strahler

La classification des cours d'eau et leur zonation peut se faire soit en fonction de traits écologiques (biotiques), soit en fonction de caractères physiques (abiotiques) (Strahler, 1957). L'ordination la plus répandue est celle établie par Strahler (1957), qui définit le rang d'un cours d'eau en fonction des rangs de ses affluents (figure 6).

Ainsi, deux tronçons de même ordre qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur, tandis qu'un tronçon qui reçoit un tronçon inférieur conserve le même ordre. Cette ordination permet une simple et rapide classification des tronçons de cours d'eau en fonction de leur taille. Cette ordination est à la base de la dénomination française des cours d'eau en 5 classes, des très petits aux grands cours d'eau (Wasson, et al., 2006), reprise dans le tableau 2 :

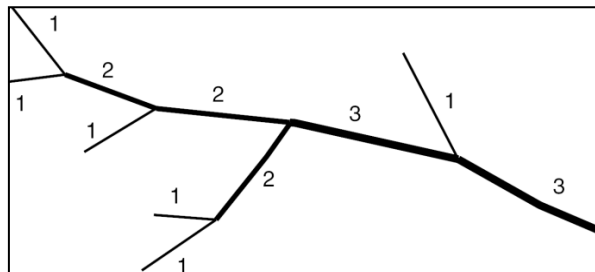


Figure 5 : Principe de l'ordination de Strahler (Strahler, 1957).

Classe de Taille	Très petit	Petit	Moyen	Grand	Très Grand
<b>Rangs : bassin Loire Bretagne</b>	<b>1, 2, 3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7, 8</b>
<b>Rangs : Autres bassins</b>	<b>1, 2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6, 7</b>
<b>Surface de BV (km²) zone cristalline, imperméable</b>	< 100	[100 – 250]	[ 250 – 800 ]	[ 1 300 – 3 700]	> 3 700
<b>Surface de BV (km²) zone calcaire perméable</b>	< 150	[150 – 400]	[400 – 1 500]	[ 2 200 – 7 000]	> 7 500

Figure 6 : Classes de taille des cours d'eau en fonction des rangs de Strahler disponibles et des surfaces de bassins versants (source : Wasson, et al., 2006).

### 3.2.2 Les variables utilisées pour les calculs de résistances

Comme précisé précédemment, les variables utilisées pour les calculs de résistances ont été différenciées en cinq classes de qualité (de 1 à 5), sauf la variable prenant en compte les traits écologiques de la truite fario qui ont été déterminés par dire d'expert ou par des recherches bibliographiques. Toutes les variables utilisées pour segmenter le bassin versant sont utilisées pour les calculs de résistances, sauf le rang de Strahler qui n'est pas nécessaire à l'élaboration des calculs. Par conséquent, les paramètres énoncés ci-après sont ceux qui n'ont pas été développés dans la partie précédente mais qui sont exploités pour les calculs du modèle.

#### 3.2.2.1 Les grands concepts des traits écologiques d'une espèce

Le cycle de vie des espèces piscicoles est complexe et requiert divers types de milieux aquatiques pour chaque stade de développement (larve, juvénile et adulte) et pour chaque type d'activité (alimentation, reproduction, protection). Pour certaines espèces, toutes ces activités s'effectuent dans le même type de milieu et, pour d'autres au contraire, des milieux différents séparés par de grandes distances sont nécessaires (Le Pichon, 2006). On parle de mouvements dits passifs ou actifs selon les divers stades de développement et les cycles saisonniers. Quelle que soit leur origine, les mouvements des espèces piscicoles sont un compromis entre la nécessité de trouver l'habitat ressource adéquat pour accomplir une fonction vitale (alimentation, repos, reproduction, dispersion), tout en limitant les dépenses d'énergie et l'exposition au risque de prédation (Le Pichon, 2006). C'est pourquoi les mouvements sont sous l'influence à la fois de facteurs abiotiques, comme le débit et la température (Lucas, et al., 2001), et biotiques, comme la présence de prédateurs (Gilliam, et al., 2001).

##### 3.2.2.1.1 Cas de la truite fario (*Salmo trutta fario*)

###### Ecologie générale :

La truite fario (*Salmo trutta fario*) est une espèce largement répandue sur l'ensemble du territoire français (Allardi, et al., 1991). Elle colonise les rivières où la température de l'eau est inférieure à 20°C en moyenne (exceptionnellement jusqu'à 25°C en été) et la saturation en oxygène dissous dépasse 80 % (Elliott, et al., 2010). La présence et la densité de cette espèce sont conditionnées notamment par trois variables morphodynamiques essentielles : la hauteur d'eau, la vitesse du courant et la granulométrie du lit. À chaque stade de sa vie, la truite effectue en effet, quel que soit le cours d'eau dans lequel elle se trouve, un choix dépendant de ces trois paramètres pour exercer une fonction physiologique comme la nutrition, la reproduction, le repos (Malavoi, 1989).

###### Capacité de déplacement :

Afin de déterminer la capacité de déplacement d'une espèce, il est important de prendre en compte sa capacité de franchissement d'un ouvrage. Pour cela, il faut tenir compte de plusieurs paramètres tels que, la capacité de nage qui s'exprime en termes de vitesse de nage et d'endurance, temps pendant lequel le poisson peut soutenir cette vitesse de nage (Larinier, 1992) et la capacité de saut qui est un facteur prépondérant dans le franchissement des obstacles. Il dépend de multiples paramètres tels que la



vitesse de nage et la température citée ci-dessus, mais aussi de l'angle d'incidence du saut et de la fosse d'appel de l'ouvrage (Tual, 2013).

Le choix des principaux paramètres caractérisant les traits écologiques d'une espèce (le régime alimentaire, l'habitat préférentiel, la zone typologique et sa capacité de saut) a été motivé par l'objectif de caractériser au mieux les peuplements piscicoles tout en optimisant les données d'entrée. Ces données sont faciles d'accès et d'utilisation à grande échelle, compte tenu des informations synthétisées et publiées par des ouvrages de référence, et notamment « l'Atlas des poissons d'eau douce de France » rédigé par Philippe Keith.

### 3.2.2.2 Le coefficient de sinuosité

Un cours d'eau ne présente que très rarement un tracé naturellement rectiligne, excepté à cause de plusieurs contraintes comme la géologie et/ou des pentes extrêmement fortes ou faibles (ONEMA, 2012). En dehors de ces cas, un tracé rectiligne est presque toujours indicateur d'une intervention anthropique entraînant des altérations hydromorphologiques et écologiques (ONEMA, 2012). Le méandrage façonne les rivières, ainsi qu'à plus petite échelle, génère les habitats. Dans les cours d'eau méandriformes ou sinueux, on observe le faciès plat dans les sections rectilignes comprises entre deux méandres de grande longueur d'onde. Le contact entre le plat et la mouille est parfois marqué par un radier de faible longueur (Malavoi, 1989). L'érosion des berges favorise les aires de ponte pour les salmonidés tels que des seuils de convexité, des chenaux de recoupement de méandres et des aires à chenaux multiples (Buer, et al., 1989). Ainsi, le rétablissement du méandrage et donc de l'érosion latérale sur les rivières rectifiées permet de retrouver la séquence seuil-mouille et de recréer la diversité de l'habitat (Peterson, et al., 2000).

Les recherches bibliographiques citées en amont permettent ainsi d'affirmer l'utilisation du coefficient de sinuosité (SI) dans le modèle. Le principe étant de mesurer la longueur développée du cours d'eau et de la diviser par la longueur entre les deux mêmes points en suivant l'axe général d'orientation du cours d'eau. Cinq classes de sinuosité ont été créées, afin de faciliter et d'homogénéiser les calculs :

- De 1,05 à 1,25 → classe 1 (rectiligne)
- De 1,25 à 1,50 → classe 2
- De 1,50 à 1,75 → classe 3
- De 1,75 à 2,25 → classe 4
- De 2,25 à 2,50 → classe 5 (méandriforme)

### 3.2.2.3 La franchissabilité des ouvrages

Les exigences spatiales des différentes espèces de poissons représentées dans la faune de France sont très variables. Le Déroulement du cycle vital des espèces dites « sténotopes » nécessite d'une part l'intégrité de leurs différents habitats et d'autre part la possibilité de circuler librement entre les sites correspondants. Il n'est donc pas étonnant que ces espèces aient été les premières à souffrir de l'utilisation croissante à

des fins industrielles des cours d'eau, multipliant le nombre et la nature des obstacles à leur migration anadrome ou catadrome (*Leynaud, et al., 1987*).

Cela explique donc l'intégration de l'Information sur la Continuité Ecologique (ICE) tiré du Référentiel des Obstacles à l'Écoulement (ROE) dans cette variable. Cet outil a été affecté au modèle, puisque c'est un protocole national standardisé qui permet d'interpréter des données pour l'évaluation du risque d'entrave à la continuité écologique. L'ICE croise des éléments sur les capacités biologiques des espèces (capacité de nage et d'endurance, le tirant d'eau, la capacité de saut), ainsi que des conditions hydrauliques au niveau de l'ouvrage ciblé (types d'aménagement, hauteur de chute, profondeur de la fosse, pente et vitesse d'écoulement) (*Tual, 2013*). Ce protocole propose cinq classes de franchissabilité des ouvrages à la montaison pour un obstacle et pour un groupe d'espèce considéré. Ainsi chaque valeur des classes prises en compte pour l'ICE a été paramétrée en un taux de passage théorique des espèces piscicoles pour ce modèle :

- Valeur ICE égale à 1 équivaut au passage de 80% des espèces piscicoles,
- Valeur ICE égale à 2 équivaut au passage de 60% des espèces piscicoles,
- Valeur ICE égale à 3 équivaut au passage de 40% des espèces piscicoles,
- Valeur ICE égale à 4 équivaut au passage de 20% des espèces piscicoles,
- Valeur ICE égale à 5 équivaut au passage de 0% des espèces piscicoles.

Les sens amont/aval (dévalaison) et aval/amont (montaison) ont été distingués, afin d'optimiser au mieux les résultats et la fiabilité du modèle. En effet, les efforts produits par les espèces piscicoles pour franchir un obstacle à la dévalaison ne sont pas les mêmes à la montaison (à contre-courant, présences de seuils et de barrages, épuisement et blessures ...) (*Baudoin, et al., 2014*).

### 3.3 Synthèse des variables

La figure 7 ci-dessous fait état de toutes les variables insérées dans le modèle, ainsi que la justification de son utilité, de la provenance des données et de l'extrapolation de celles-ci, le cas échéant, lorsque cela est possible. Le tableau est divisé en deux parties : en vert les variables dites environnementales et en orange les paramètres anthropiques.

Nom de la variable	Justification	Source des données	Extrapolation des données
<b>Occupation du sol</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Facilité d'accès et d'utilisation des données (données bancarisées).</li> <li>- Permet de définir la capacité de déplacement des espèces.</li> <li>- Permet d'analyser le contexte environnemental du milieu.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- BD Topo</li> <li>- Corine Land Cover</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extrapolation des données sur l'occupation du sol grâce à la photo interprétation.</li> </ul>
<b>Hydroécorégion (HER)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Uniformisation et homogénéité des données.</li> <li>- Variable d'extrapolation. Permet de faire des hypothèses sur des données manquantes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- CEMAGREF</li> <li>- Travaux de Wasson, et al.</li> </ul>	
<b>Hydromorphologie</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Etudes bibliographiques importantes.</li> <li>- Facteur essentiel dans le cycle de vie des organismes.</li> <li>- 3 composantes qui définissent l'habitat en rivière (hauteur d'eau, substrat et vitesse).</li> <li>- Facilité d'accès et d'utilisation des données (données bancarisées).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Données REH</li> <li>- SYRAH-CE</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extrapolation des données sur l'hydromorphologie grâce à l'occupation du sol (présence/absence : ripisylve, annexe hydraulique).</li> </ul>
<b>Biotypologie de Verneaux</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Uniformisation et homogénéité des données.</li> <li>- Etude la plus détaillée dans son domaine.</li> <li>- Répartition théorique d'une espèce sur le cours d'eau.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Travaux de Verneaux, et al.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extrapolation de la distance à la source et de la pente grâce au MNT sous SIG.</li> <li>- Extrapolation de la température et de la dureté grâce aux HER.</li> <li>- Extrapolation de largeur du lit grâce au rang de Strahler.</li> <li>- Extrapolation de la section mouillée à l'étiage grâce aux données SYRAH-CE.</li> </ul>
<b>Coefficient de sinuosité</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Simple d'utilisation.</li> <li>- Directement lié à la diversité des habitats piscicoles.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Calcul sous SIG (MNT)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extrapolation du coefficient de sinuosité grâce à l'occupation du sol.</li> </ul>
<b>Traits écologiques des espèces</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permet d'appréhender au mieux le comportement des espèces.</li> <li>- Facilité d'accès et d'utilisation des données (ouvrages et études bibliographiques nombreuses).</li> <li>- Permet d'affiner les résultats du modèle.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Études bibliographiques</li> <li>- Ouvrages</li> <li>- Avis d'expert</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Études bibliographiques</li> <li>- Ouvrages</li> <li>- Avis d'expert</li> </ul>
<b>Franchissabilité des ouvrages</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Facilité d'accès et d'utilisation des données (données bancarisées).</li> <li>- Permet d'estimer la continuité écologique.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Information sur la Continuité Ecologique (ICE)</li> <li>- ROE</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Extrapolation des données sur la franchissabilité des ouvrages grâce à la photo interprétation.</li> </ul>
<b>Physico-chimie rejet</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permet d'analyser la qualité du milieu.</li> <li>- Obstacle potentiel à la continuité piscicole.</li> <li>- Uniformisation et homogénéité des données.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- RCS</li> </ul>	

Figure 7 : Tableau synthétique des différentes variables utilisées dans le modèle.

### 3.4 Les opérations de calculs

Une fois l'ensemble des variables définies, elles seront utilisées pour réaliser les différents calculs du modèle. Dans le chapitre qui suit, les différentes étapes de calculs seront développées, afin d'aboutir aux Résistances Théoriques Totales (RTT). Ces résistances (RTT) sont calculées en fonction des traits écologiques de la truite fario (capacité de nage, de saut ...), afin de s'approcher au plus près de la réalité.

De plus, tous les calculs sont effectués sur chaque tronçon du réseau hydrographique déterminé au préalable grâce aux variables de sectorisation citées plus en amont. La première étape consiste à calculer les résistances théoriques (RT) du bassin versant.

#### 3.4.1 Les résistances théoriques (RT)

Trois résistances théoriques ont été calculées, afin d'être le plus représentatif du bassin versant étudié. Ces calculs permettent d'établir un diagnostic du site. Cela comprend les variables :

- **RT1** : correspondant au calcul de la typologie du site via la biotypologie de Verneaux allant de B0 à B9.
- **RT2** : équivalant à l'hydromorphologie du site étudié. Cette variable est déterminée grâce à d'autres paramètres tels que l'indice de sinuosité, les données issues du REH et l'occupation du sol qui permettent de déterminer le contexte global du bassin versant.
- **RT3** : résumant le degré d'anthropisation du cours d'eau. Il est évalué grâce aux analyses physico-chimiques des rejets domestiques, agricoles et industriels qui peuvent se déverser dans le cours d'eau. Ainsi qu'à l'ICE qui permet de déterminer le degré de franchissabilité des ouvrages présents sur le bassin versant.

Ces calculs sont automatisés dans le logiciel Excel, afin de faciliter la prise de saisie des données et d'exécuter les calculs plus rapidement (*voir annexe 2*). Chaque variable est classée en cinq classes de qualité, afin de faciliter le traitement statistique des données.

Deux feuilles Excel sont conçues pour calculer les résistances théoriques à la montaison (aval/amont) et à la dévalaison (amont/aval). En effet, la variable RT3 diffère selon le sens de franchissement des obstacles par les espèces piscicoles. Des paramètres tels que la hauteur d'eau et les vitesses d'écoulement influent abondamment sur la capacité de franchissement de certaines espèces (*Tual, 2013*).

Les différentes RT présentées ci-dessus permettront le calcul des Résistances Théoriques Totales (RTT).



### 3.4.2 Les résistances théoriques totales (RTT)

Une fois les RT établies sur tous les tronçons du bassin versant, les Résistances Théoriques Totales (RTT) sont mesurées à la montaison et à la dévalaison.

#### 3.4.2.1 Détermination du score C

Pour chaque RT amont et aval (colonne C) il a été calculé un score C (colonne E dans la figure 8). Lui-même pondéré par la longueur que peut traverser la truite fario (déterminé par dire d'expert ou par recherches bibliographiques) (colonne D), ainsi que par la longueur du tronçon (colonne B). Cette double pondération permet d'obtenir des résultats les plus significatifs possible. En effet, chaque espèce à une capacité de déplacement spécifique déterminée par une longueur qui peut être plus ou moins longue.

Presse-papiers Police Alignement						
SOUS.TOTAL $\text{=SI}(\text{C4}=1;1;\text{SI}(\text{\$B4}<\text{D4};\text{C4};\text{C4}/(\text{D4}/\text{\$B4})))$						
	B	C	D	E	F	G
1	Lsgt	RT1_AM	L RTT1 TRF_AM	C1_AM	RT1_A	T1 T
2	500	1	1500	1	1	1000
3	3000	5	1500	10	5	1000
4	300	1	1500	$\text{=SI}(\text{C4}=1;1;\text{SI}(\text{\$B4}<\text{D4};\text{C4};\text{C4}/(\text{D4}/\text{\$B4})))$	1	1000
5	555	1	1500	1	1	1000
6	480	0	1500	0	0	1000
7	1000	0	1500	0	0	1000
8	240	1	1500	1	1	1000
9	20	2	1500	2	2	1000
10	200	0	1500	0	0	1000
11	1470	0	1500	0	0	1000
12	390	1	1500	1	1	1000

Figure 8 : Calcul des scores C pour chaque RT sous Excel.

Ensuite, une pondération d'importance est attribuée pour chaque score C de chaque RT (colonne E, K et Q dans la figure 9). La variable RT3 est celle ayant un coefficient de pondération le plus élevé car l'anthropisation joue un rôle prépondérant dans la distribution des poissons. En effet, la continuité écologique (piscicole et sédimentaire) des cours d'eau est depuis longtemps altérée par de nombreux ouvrages. Cette entrave à la continuité écologique a pour conséquence de fortement modifier les écoulements et le régime hydraulique du cours d'eau, d'immobiliser les sédiments en amont des ouvrages et de restreindre voir condamner la mobilité des espèces et l'accès à leurs habitats (ONEMA, 2010). La finalité de ce calcul permet d'obtenir les résistances théoriques totales (RTT) amont et aval pour chaque tronçon préalablement prédéfinis (colonne U dans la figure 9).

$\text{=}(Q4*2+K4+E4)/4$																
E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U
C1_AM	RT1_AV	T1_TRF	C1_AV	RT2_AM	TT2_TRF	C2_AM	RT2_AV	RTT2_TRF	C2_AV	RT3_AM	T3_TRF	C3_AM	RT3_AV	T3_TR	C3_AV	RTT_AM $\text{=}(C1+C2+C3*2)/4$
1	1	1000	1	1	800	1	1	500	1	1	300	1	1	300	1	1,00
10	5	1000	15	5	800	18,75	5	500	30	5	300	50	5	300	50	32,19
1	1	1000	1	2,75	800	2,75	1	500	1	0,75	300	0,75	0,75	300	0,75	$\text{=}(Q4*2+K4+E4)/4$
1	1	1000	1	2	800	2	1	500	1	0,75	300	1,3875	0,75	300	1,3875	1,44
0	0	1000	0	3,75	800	3,75	0	500	0	0,75	300	1,2	0,75	300	1,2	1,54
0	0	1000	0	3,75	800	4,6875	0	500	0	0,75	300	2,5	0,75	300	2,5	2,42
1	1	1000	1	2,5	800	2,5	1	500	1	0,75	300	0,75	0,75	300	0,75	1,25
2	2	1000	2	2	800	2	2	500	2	0,75	300	0,75	0,75	300	0,75	1,38

Figure 9 : Calcul des RTT pondérées en amont.

### 3.4.2.2 Probabilité de circulation piscicole

Une variable RT4 est attribuée pour chaque obstacle à l'amont et à l'aval, afin de déterminer grâce à des classes (allant de 0 à 5) la franchissabilité de l'ouvrage. Ces classes se définissent comme telles :

- Classe 0 → 100% des effectifs de poisson circule,
- Classe 1 → 80% des effectifs de poisson circule,
- Classe 2 → 60% des effectifs de poisson circule,
- Classe 3 → 40% des effectifs de poisson circule,
- Classe 4 → 20% des effectifs de poisson circule,
- Classe 5 → 0% des effectifs de poisson circule.

Un pourcentage de passage est donc attribué pour chaque tronçon du réseau hydrographique étudié en amont et en aval, en fonction des capacités de l'espèce ciblée.

### 3.4.2.3 Calcul du taux de connectivité théorique

Enfin, un taux de connectivité théorique est calculé en pourcentage grâce aux classes attribuées à la variable RT4 et aux scores C. La franchissabilité des ouvrages déterminée par la variable RT4 et les pondérations effectuées sur les scores C permettent d'obtenir un résultat, tant à la montaison qu'à la dévalaison, le plus réaliste possible du déplacement des espèces. Ensuite, chaque résultat est déduit du précédent, jusqu'à atteindre un passage de l'espèce égal à zéro correspondant à l'incapacité du poisson à continuer de circuler. Cela peut être calculé à petite échelle, pour un linéaire de cours d'eau préalablement choisi et à plus grande échelle, pour l'ensemble du réseau hydrographique étudié.

=SI(Y4<100;Z3*Y4/100; SI(U4=0;"";100-(100/\$Z\$2*U4)))									
R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA
RT3_AV	T3_TR	C3_AV	AM_(C1+C2+ C3)	AV_(C1+C2+ C3)	RTT4_AM	RTT4_AV	% passage_AM		% total_AM
1	300	1	1,00	1,00	1	1	80	31,19	
5	300	50	32,19	36,25	5	5	0	100	
0,75	300	0,75	1,31	0,88			100	=SI(Y4<100	95,79%
0,75	300	1,3875	1,44	1,19			100	91,16	91,16%
0,75	300	1,2	1,54	0,60			100	86,23	86,23%
0,75	300	2,5	2,42	1,25			100	78,47	78,47%
0,75	300	0,75	1,25	0,88			100	74,46	74,46%
0,75	300	0,75	1,38	1,38			100	70,05	70,05%
0,75	300	0,75	1,38	0,38			100	65,64	65,64%
1	300	1	2,22	0,50			100	58,51	58,51%
1	300	1	1,63	1,00			100	53,30	53,30%
2	300	2	2,38	1,00	4	2	20	10,66	10,66%
1	300	1	1,38	1,00			100	6,25	6,25%
1	300	1	1,33	1,00			100	1,98	1,98%
1	300	1	2,07	1,00			100	-4,65	0,00%

Figure 10 : Calcul du taux de connectivité théorique de l'espèce en pourcentage pour un linéaire donné.

Ensuite, les linéaires du bassin versant étudié ont été préalablement rentrés et nommés sous une logique amont-aval : colonne AN, AO et AP de la figure 11. Le linéaire mentionné « chemin\_1;4 » correspond au tronçon 28 jusqu'au tronçon 91 de l'amont vers l'aval (colonne AP) et de l'aval vers l'amont (colonne AO). Grâce aux fonctions d'Excel, il est possible d'afficher dans l'ordre voulu les différents linéaires du bassin versant et ainsi de pouvoir visualiser le taux de connectivité théorique total de l'espèce (colonne AB en jaune). Enfin, la colonne Z de la figure ci-dessous indique le pourcentage déduit du résultat précédent, afin de calculer le taux de connectivité théorique total.

U	W	Y	Z	AA	AB	AG	AN	AO	AP
RTT_AM (C1+C2+ C3*2)/4	RTT4_AM	% passage_AM	% supprimé sur le segment	100	% total_AM	ID	chemin_1;4	chemin_1;4_AVAM	chemin_1;4_AMAV
2,61		100	8,36	91,64	92%	S91	28	12	1
1,38		100	4,41	87,23	87%	S85	27	11	2
3,85		100	12,36	74,87	75%	S86	26	10	3
3,79		100	12,16	62,72	63%	S87	25	9	4
3,21		100	10,29	52,43	52%	S88	24	8	5
7,66		100	24,55	27,88	28%	S89	90	7	6
2,75		100	8,82	19,06	19%	S90	89	6	7
13,8		100	44,13	-16,25	0%	S28	88	1	8
2,1	3	40	6,81	-6,50	0%	S27	87	2	9
2,9		100	9,35	-15,85	0%	S26	86	3	10
2,3		100	7,21	-23,07	0%	S25	85	4	11
7,1		100	22,73	-45,79	0%	S24	91	5	12

Figure 11 : Tableau des différents calculs conduisant au pourcentage total de passage du poisson.

Ces calculs permettent de connaître exactement les points de blocage existants sur un site avec un taux de connectivité théorique de l'espèce. Ainsi, il est possible de déterminer sur quels tronçons la perte de continuité est la plus forte. De même, qu'il est possible de connaître les connexions présentes entre sous bassins versant.

### 3.5 Le modèle conceptuel

Le modèle conceptuel se découpe en deux grandes parties (Figure 12).

La première partie regroupe les différentes variables implémentées dans le modèle : variable de segmentation et les variables utilisées pour les calculs de résistances. Elles permettent de caractériser l'ensemble du contexte dans lequel se trouve le site étudié (écologique et anthropique). Ces variables sont la base pour toutes les opérations de calcul implémentées dans le modèle.

La deuxième partie consiste en la réalisation des différents calculs. Elle reprend les grandes étapes nécessaires pour conclure sur le taux de connectivité théorique de l'espèce choisie.

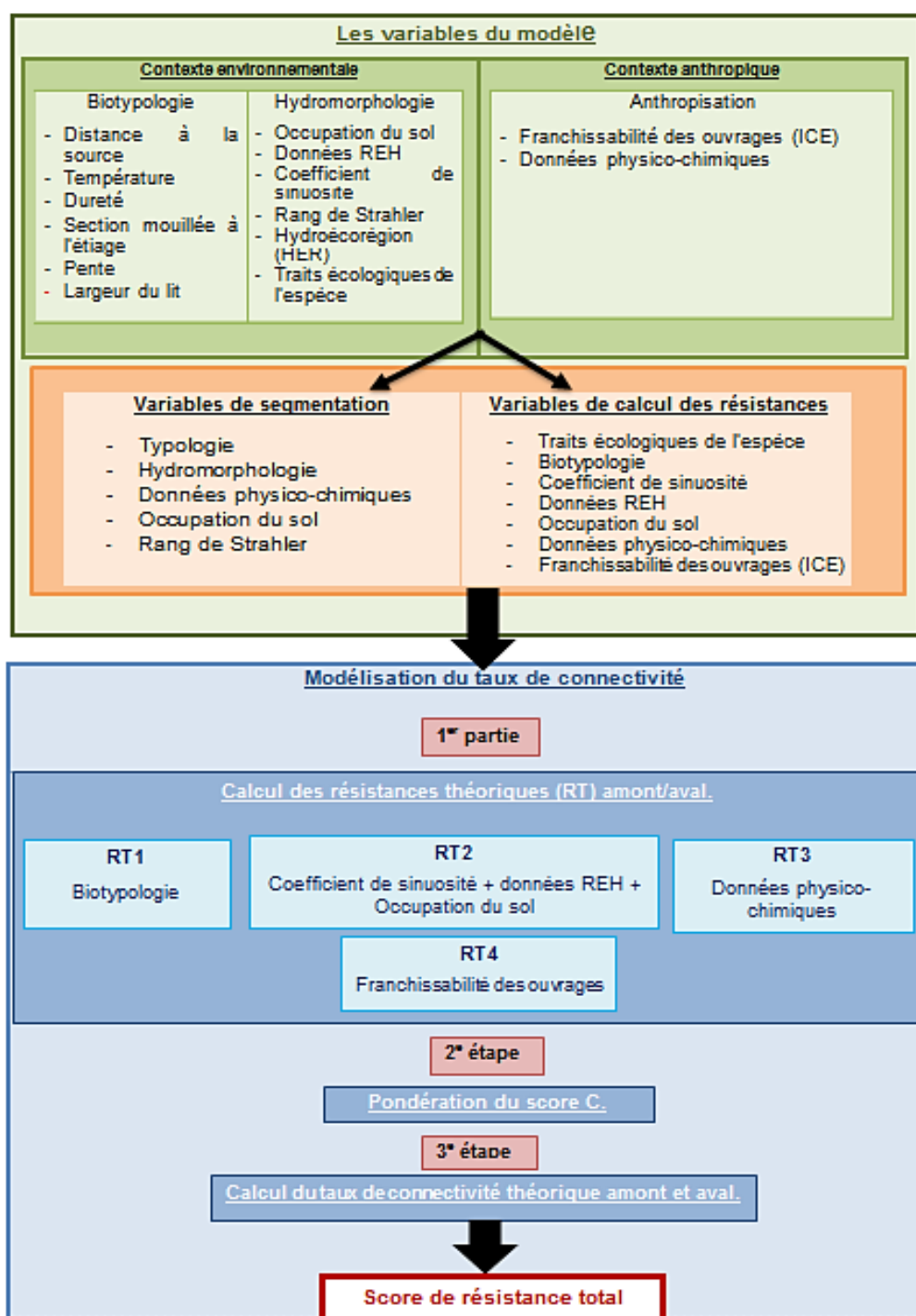


Figure 12 : Modèle conceptuel pour la modélisation du taux de connectivité théorique.



## 4<sup>e</sup> partie : Exemple d'application

Cette partie propose une illustration théorique de l'utilisation potentielle de la méthodologie du modèle présenté. L'espèce ciblée dans ce modèle est la truite fario (*Salmo trutta fario*). Pour des raisons de qualité des données disponibles et de temps nécessaire, le bassin versant utilisé pour cette modélisation aura été simplifié en termes d'environnement global (occupation du sol et implantation des obstacles à la continuité).

### 4.1 Données utilisées pour l'expérimentation

Cette application se base sur un bassin versant de 43 km de la région Centre dont les informations nécessaires à l'utilisation du modèle sont disponibles. Ces données sont issues d'un travail d'étudiant réalisé à l'université de tours en 2013 sur le bassin versant de la Manse mais certaines informations restent cependant manquantes.

Les valeurs de chaque variable ont été réparties en cinq classes (allant de 1 à 5) excepté pour les niveaux typologiques théoriques de la truite fario qui ont été classés en trois classes (allant de 0 à 3). Cela permet de garder une certaine logique de calcul pour les résistances théoriques (RT). En effet, le préférendum de l'espèce (niveaux B4-B5 (Verneaux, 1977)) n'influe pas sur le résultat des résistances. Une extrapolation des caractéristiques nécessaires (figure 13) a été réalisée, afin de déterminer le niveau typologique théorique pour chaque tronçon du bassin versant, établi à un niveau allant de B0 à B5.

			Tronçons			
Paramètres			Tr1	Tr2	Tr3	Tr4
T1	Température (°C)	Données disponibles	20,00	22,00	24,00	25,00
T2	Distance à la source (km)	Données disponibles	8,00	15	25	35
	Dureté totale (mg/L)	Données disponibles	250	250	250	250
T3	Largeur du lit mineur (m)	Variable extrapolée	5,00	6	8	5
	Section mouillée à l'étiage (m²)	Variable extrapolée	0,05	0,05	0,09	0,09
	Pente (°/°)	Variable extrapolée	4,5	4,5	4,5	4,5
T1			6,66	7,76	8,86	9,41
T2			5,01	5,74	6,34	6,73
T3			-1,53	-2,17	-2,15	-0,50
Note RT1			4,12	4,67	5,35	6,13

Figure 13 : Caractéristiques utilisées dans le calcul du niveau typologique théorique d'après la formule de Verneaux (1977).

Les données issues des référentiels de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (relevés physico-chimiques et les données ICE) couplées aux valeurs du chantier école ont permis de définir un diagnostic global du bassin versant (Annexe 2). L'ensemble de ces variables sont utilisées pour la sectorisation en tronçon homogènes du réseau hydrographique de la Manse.

## 4.2 Modélisation du taux de connectivité théorique

### 4.2.1 Sectorisation du réseau hydrographique de la Manse

Le choix des variables et les données citées ci-dessus ont permis de déterminer 95 tronçons homogènes sur l'ensemble du bassin versant de la Manse (figure 14). En raison de la durée de stage, l'occupation du sol a été très simplifiée, afin de diminuer la complexité du site étudié ainsi que les opérations de calcul.

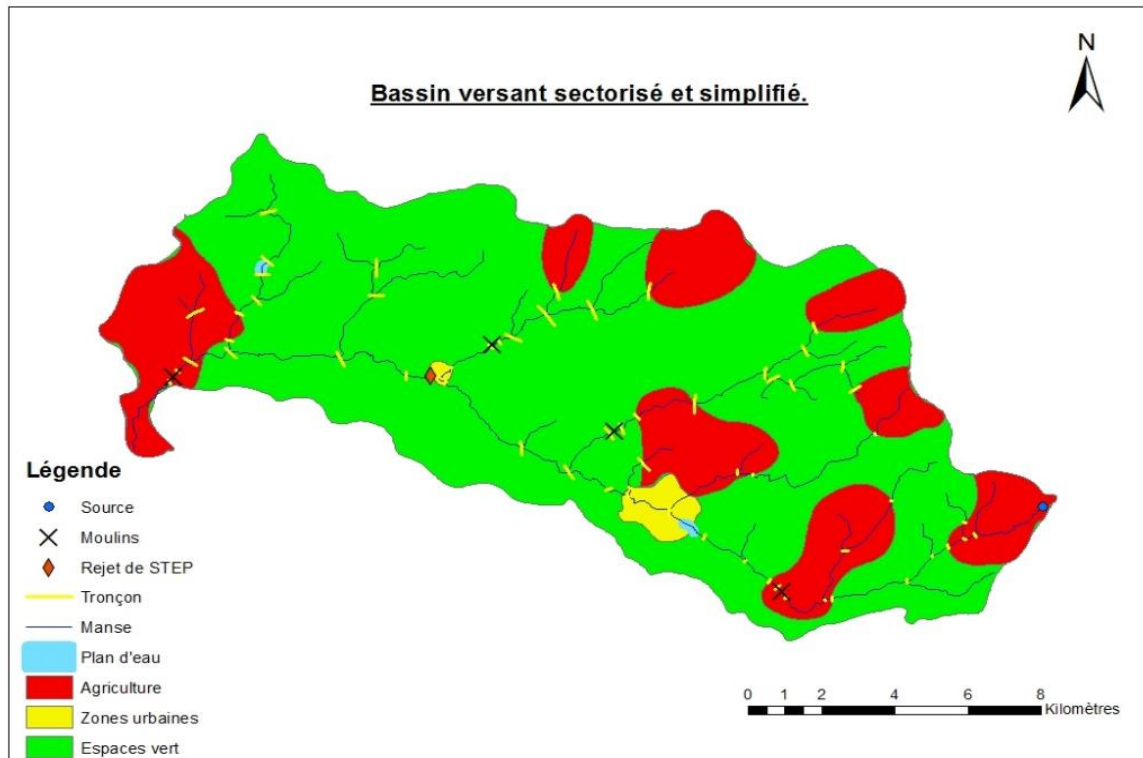


Figure 14 : Carte du bassin versant simplifié et sectorisé en tronçon homogène.

### 4.2.2 Les opérations de calculs

La prochaine étape consiste à saisir les données des différentes variables nécessaires pour effectuer les calculs. À noter que pour des raisons techniques, les données REH pour chaque tronçon ne correspondent pas à la réalité du site prélevé mais sont choisies en fonction des données disponibles à l'heure actuelle, c'est-à-dire aux quelques résultats du compartiment « hydrologie » du REH réalisé lors du travail des étudiants de l'Université de Tours.

1<sup>er</sup> étape : les différentes données acquises ont permis d'établir les variables de résistances théoriques (RT1, RT2 et RT3) pour les 95 tronçons du cours d'eau.

2<sup>e</sup> étape : chaque RT est pondérée en fonction du linéaire de tronçon, de la longueur que peut supporter de traverser la truite fario sur chaque tronçon selon la variable visée et l'importance établie pour chaque résistance théorique.

Les longueurs que peut traverser la truite fario sont estimées comme telles pour chaque RT à l'amont et à l'aval par dire d'expert et de recherches bibliographiques :

	Longueur franchissable par la truite fario (m)	
	Amont	Aval
<b>RT1</b> (typologie)	1500	1000
<b>RT2</b> (hydromorphologie)	800	500
<b>RT3</b> (anthropisation)	300	300

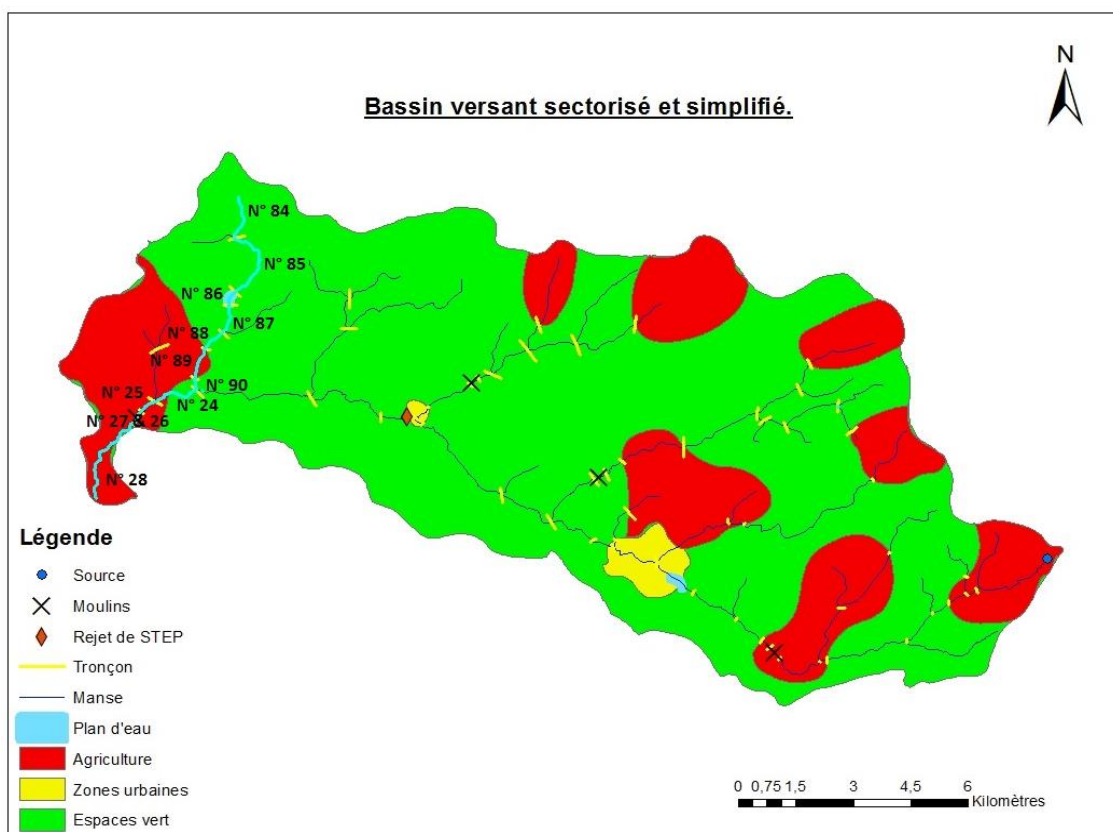
Figure 15 : Estimation des longueurs franchissables par la truite fario pour chaque résistance théorique à la montaison et à la dévalaison.

3<sup>e</sup> étape : Il est attribué sur les 4 ouvrages (moulins) présents sur le réseau hydrographique un taux de franchissabilité théorique pour la truite fario allant du plus en amont (N°1) à celui le plus en aval (N°4) (figure 16).

Ouvrages (moulins)	Taux de franchissabilité théorique (%)	
	Montaison	Dévalaison
<b>N°1</b>	20	60
<b>N°2</b>	40	60
<b>N°3</b>	80	80
<b>N°4</b>	40	60

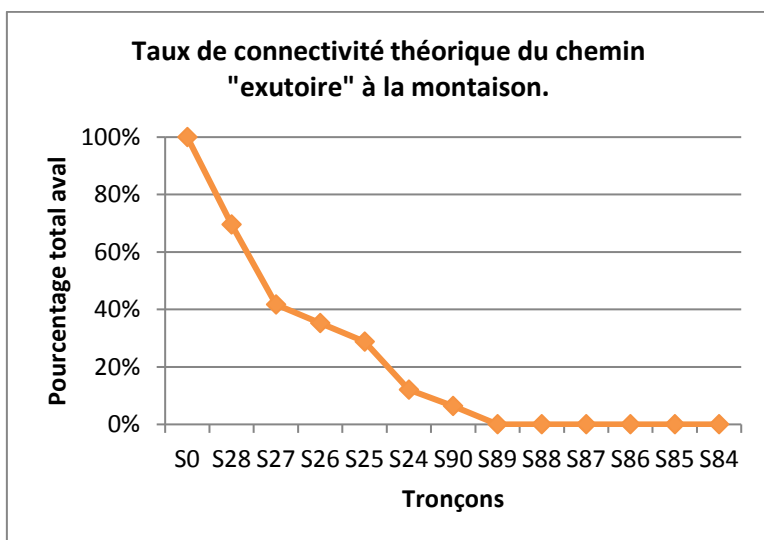
Figure 16 : Estimations du taux de franchissabilité des ouvrages présents sur le bassin versant.

Le passage à l'étape 4, c'est-à-dire la modélisation du taux de connectivité théorique, peut alors être entrepris. La détermination de chaque RT permet de calculer le taux de connectivité théorique attribué pour chaque tronçon du réseau hydrographique à l'amont et à l'aval des ouvrages. Dans cette application, nous prendrons l'exemple du chemin indiqué en bleu sur la carte ci-dessous (figure 17) correspondant à l'exutoire du bassin versant et comprenant différents tronçons (N°28, N°27, ...) . Un obstacle sera pris en compte dans cet exemple, correspondant au moulin N°4 avec un taux de franchissabilité théorique exprimé en pourcentage de l'ordre de 40% et de 60% respectivement pour la montaison et la dévalaison comme indiqué dans la figure 16.

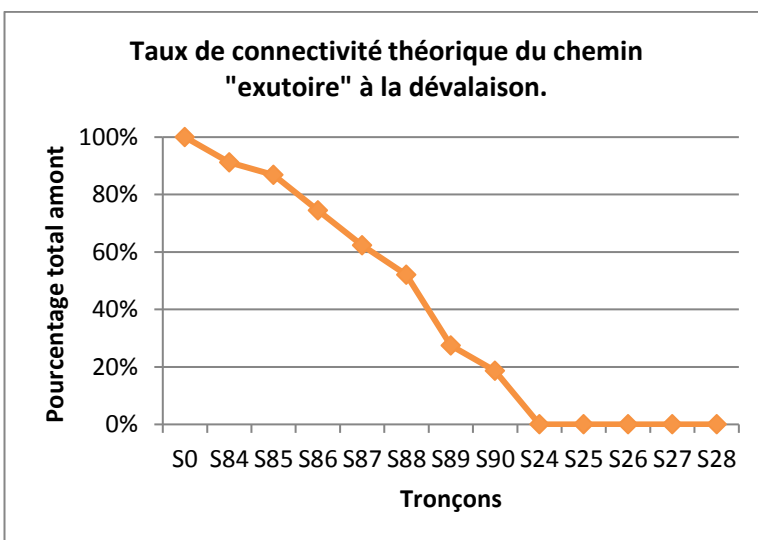


**Figure 17 : Limite du chemin étudié pour l'application du modèle.**

Une fois les calculs réalisés, il est possible d'obtenir différents graphiques illustrant la probabilité de passage exprimé en pourcentage pour la truite fario sur l'ensemble des tronçons que composent le chemin prédéfini (figure 18 & 19) :



**Figure 18 : Taux de connectivité théorique de l'aval vers l'amont du chemin étudié.**



**Figure 19 : Taux de connectivité théorique de l'amont vers l'aval du chemin étudié.**

Suite à ces résultats, il est possible d'émettre plusieurs hypothèses. Tout d'abord, il est possible d'observer que, quel que soit le sens de circulation de la truite fario, le point de blocage reste le même : à la confluence entre le cours d'eau principal et l'affluent (S90). De plus, le modèle caractérise assez bien la baisse de continuité

piscicole au niveau du moulin présent sur le chemin « exutoire » à la montaison sur le tronçon (S27) qui fait office de barrage pour les espèces piscicoles. Il est également possible de constater que la circulation de la truite fario dans une zone urbaine serait plus défavorable qu'un ouvrage ne laissant circuler que 40% des espèces piscicoles. En effet, on observe une baisse de plus de 40% de la continuité piscicole sur les tronçons affectés par la zone urbaine. Alors que le moulin fait moins diminuer le taux de connectivité par rapport à l'occupation du sol. Ensuite, cette perte du taux de connectivité théorique diminue moins fortement à la dévalaison qu'à la montaison. En effet, on constate que la courbe décline moins rapidement (figure19). Cela pourrait s'expliquer par une occupation du sol plus favorable à la circulation de la truite : espaces verts (prairies, forêts) et moins dégradants pour son habitat.

Cet exemple a permis de présenter plusieurs paramètres fondamentaux comme l'importance de l'occupation du sol dans la répartition des espèces piscicoles au sein d'un cours d'eau. Cette application montre malgré tout un point de blocage évident au niveau de la confluence de l'affluent et du cours d'eau principal. Cela pourrait faire l'objet d'analyses plus approfondies, afin de mettre en exergue les problèmes de continuité. Ces résultats permettent aux gestionnaires d'acquérir une première ébauche du secteur à restaurer, afin d'éviter des dépenses infructueuses.

#### 4.3 Discussion

La première observation qu'il est possible de retirer de cet essai d'expérimentation concerne le manque de données brutes pour une utilisation fonctionnelle. En effet, les données étaient principalement issues d'extrapolation ou d'estimation par dire d'expert (M. BACCHI). À l'avenir, il sera judicieux de s'approprier une base de données plus en adéquation avec la réalité du site étudié.

De plus, la base de données de ce modèle regroupe des informations de multiples horizons. Permettant ainsi de minimiser les phases de terrain et d'acquérir les données plus rapidement. Il est ensuite possible d'extrapoler les paramètres grâce à d'autres sources extérieures comme la photo-interprétation et la BD Topo qui peuvent permettre de définir l'occupation du sol du bassin versant étudié. Cela permet d'émêtrer des hypothèses sur certaines variables lorsque celle-ci sont manquantes ou insuffisantes. Cependant, c'est aussi son principal point faible. En effet, son utilisation doit rester minimale, car cela entraîne des variations et une approximation des résultats.

Les résultats obtenus ne sont pas à utiliser tels quels, mais permettent d'illustrer une utilisation future du modèle. L'illustration des résultats peut être améliorée, afin d'être plus visuelle.

De plus, de nombreux détails de fonctionnement dans les opérations de calculs sont à affiner. Il réside encore plusieurs d'incertitude quant aux pondérations effectuées sur les résistances théoriques avec les longueurs franchissables par l'espèce ciblée et l'importance attribuée pour chaque RT.

Enfin, cet exemple a été l'occasion de vérifier que le modèle permet, avec plus ou moins de précision, de calculer un taux de connectivité théorique sur un chemin présélectionné, afin d'optimiser les coûts des travaux et l'amélioration de la continuité piscicole.



## Conclusion

Il est aujourd'hui avéré que les modèles peuvent aider à combler certains manques de données en formulant des prédictions, même avec des connaissances partielles, utilisables dans la gestion des eaux et la prise de décision (*Reichert, et al., 2012*).

Ce modèle s'appuie sur une méthodologie développée à partir de principes très peu développés de nos jours dans la littérature scientifique concernant la modélisation d'un taux de connectivité théorique d'une espèce piscicole donnée. C. Le Pichon innove dans ce domaine en développant en 2006 un logiciel nommé ANAQUALAND permettant d'identifier et de préserver les habitats piscicoles stratégiques, de hiérarchiser les secteurs à restaurer et de tester des scénarios. Ces travaux participent donc à la mise en œuvre d'une démarche de restauration des habitats piscicoles. Le modèle développé durant ce stage utilise le principe de résistance cumulée utilisé dans la méthodologie du logiciel ANAQUALAND.

Créer un modèle à partir de principes scientifiquement validés ne le rend pas plus efficace, mais apporte une certaine légitimité au raisonnement. De plus, l'élaboration de ce raisonnement et de la méthodologie de travail représente une part aussi -voire plus- importante que la modélisation elle-même. Les compétences techniques d'un modélisateur sont indispensables au bon fonctionnement mécanique du modèle, mais une expertise de biologiste est indispensable, en amont comme en aval, afin d'assurer la correcte représentativité qu'apporte cet outil.

Bien que ce projet n'en soit qu'à sa phase initiale de développement, il offre d'ores et déjà des perspectives intéressantes en ce qui concerne l'amélioration des actions de restauration, en ajustant au mieux les objectifs en fonction des résultats escomptés. L'exemple présenté, bien que théorique et construit sur une base de données relativement éparse, permet de mettre en lumière les avantages potentiels d'un tel outil. De plus, étant totalement innovant dans son domaine, il est possible d'envisager des perspectives de développement.

Tout d'abord, l'accumulation d'un nombre suffisant de données permettra d'affiner la phase opératoire du modèle. En effet, il sera alors possible d'étendre ce calcul à de multiples espèces et pas seulement piscicole. Les invertébrés macrobenthiques sont de très bons indicateurs de la qualité des eaux de surfaces, mais peuvent aussi être utilisés pour déterminer le niveau de continuité écologique des cours d'eau (M. Bacchi, comm. pers.). Ainsi, il sera envisagé d'étendre les pratiques du modèle à la détermination de la continuité écologique d'un cours d'eau basé sur les macro-invertébrés.

Enfin, ce modèle pourra être associé à différents logiciels développés dans le but de restaurer les milieux aquatiques. Le logiciel GRAPHAB et ANAQUALAND pourrait être une perspective de développement, afin d'affiner les résultats du modèle existant. Cela permettrait de rendre des cartes finales explicites pour tous les gestionnaires. De même que les actions de restauration pourront être directement orientées vers le rétablissement de la continuité écologique en optimisant les frais dépensés pour ces travaux.

## Bibliographie

Agence de l'Eau Seine Normandie, AESN, 2001. Gestion piscicole. In: Agence de l'Eau Seine Normandie, AESN, Protection et gestion des rivières du secteur Seine-aval, 7.

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée & Corse, SDAGE, 2011. Qu'est-ce que le bon état des eaux ? Rapport, Reference,

Allardi, Jean, *et al.*, 1991. Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France. Collection patrimoines naturels:

Ambroise, B, 1998. Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré: 1-processus et facteurs. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 11: 471-496.

Baudoin, Jean-Marc, *et al.*, 2014. Informations sur la Continuité Ecologique-ICE- Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes.

Bravard, Jean-Paul, 1994. L'incision des lits fluviaux: du phénomène morphodynamique naturel et réversible aux impacts irréversibles/The incision of river beds: from a natural and reversible morphodynamic phenomenon to irreversible impacts. *Revue de géographie de Lyon*, 69: 5-10.

Buer, Koll, *et al.*, 1989. The middle Sacramento River: human impacts on physical and ecological processes along a meandering river.

Chandesris, A, *et al.*, 2007. Le système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (SYRAH CE): un outil multi-échelles d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau. *Ingénieries-Eau Agriculture et Territoires*, 50: 77-80.

Chandesris, A, *et al.*, 2008. Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Principes et méthodes, v3, 1: 81.

Comité de Bassin Loire Bretagne, CBLB, 2015. État 2013 publié en 2015 des masses d'eau du bassin Loire-Bretagne établi en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport, Reference, secrétariat technique de bassin, 10-13.

Decamps, H, *et al.*, 1992. L'approche multiscalaire des paysages fluviaux. Auger P., Baudry, J., Fournier, F. Hiérarchies et échelles en écologie. Paris. *Naturalia (ACCCT, Ministère de l'Environnement-Scope)*: 115-125.

Elliott, JM, *et al.*, 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of fish biology*, 77: 1793-1817.

Fahrig, Lenore, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*: 487-515.

Faure, Thierry, *et al.*, 2007. Anaqualand 2.0: Un logiciel d'analyse de la connectivité dans les cours d'eau.

Frissell, Christopher A, *et al.*, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental management*, 10: 199-214.

Gilliam, James F, *et al.*, 2001. Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. *Ecology*, 82: 258-273.

Hanski, Ilkka, *et al.*, 1997. *Metapopulation biology*, Academic Press

Knaapen, Jan P, *et al.*, 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 23: 1-16.

Lamouroux, N, *et al.*, 1999. Modélisation des impacts de la gestion des débits réservés du Rhône sur les peuplements piscicoles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*: 45-61.

Lamouroux, N, *et al.*, 2010. Estimkart 2.0: Une plate-forme de modèles échohydrologiques pour contribuer à la gestion des cours d'eau à l'échelle des bassins français. Version provisoire. Cemagref, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Onema, Lyon (45 pp.):

Larinier, M, 1992. Facteurs biologiques à prendre en compte dans la conception des ouvrages de franchissement, notions d'obstacles à la migration. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture: 20-29.

Le Pichon, Céline, 2006. Une approche "paysage aquatique" pour une meilleure connaissance du fonctionnement des écosystèmes fluviaux et l'amélioration de la conservation des peuplements de poissons. , Thèse, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI.

Le Pichon, Céline, *et al.*, 2007. Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats des poissons en contexte fluvial anthropisé. Ingénieries-EAT: p. 21-p. 33.

Le Pichon, Céline , *et al.*, 2006. Méthodes d'analyse de la connectivité des habitats aquatiques fluviaux : une aide à la décision pour la restauration des habitats piscicoles. .

Le Pichon, Céline 2006, Trame aquatique et restauration de la continuité des rivières., Cemagref d'Antony.

Le Pichon, Céline , *et al.*, 2014. Focus - Modélisation de la continuité écologique des rivières pour les poissons : un outil d'aide à la mise en place des trames bleues. . Sciences Eaux & Territoires, Numéro 14: pages 26 à 29.

Levins, Richard, 1966. The strategy of model building in population biology. American scientist, 54: 421-431.

Leynaud, G, *et al.*, 1987. Les obstacles à la réalisation du cycle vital des poissons. La Houille Blanche: 39-44.

Lucas, Martyn C, *et al.*, 2001. Migration of freshwater fishes, Wiley Online Library

Malavoi, Jean-René, 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture: 189-210.

Malavoi, Jean-René, *et al.*, 2010. Eléments d'hydromorphologie fluviale, Onema

Ministre de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer 2010. Arrêté du 25/01/10 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. Journal Officiel, n° 46 du 24 février 2010

Ministre de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer 2015. Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement. Journal Officiel, n°0198 du 28 août 2015, page 15032

ONEMA, 2010

ONEMA, 2012. Les outils de connaissance de l'hydromorphologie des cours d'eau français. In: ONEMA, Des étapes et des outils. , ONEMA,

Parlement et conseil de l'Europe, Ministère de l'écologie et du développement durable 2000. circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du « bon état »

Peterson, Charles H, *et al.*, 2000. Synthesis of linkages between benthic and fish communities as a key to protecting essential fish habitat. Bulletin of Marine Science, 66: 759-774.

Poole, Geoffrey C, 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. Freshwater Biology, 47: 641-660.

Reichert, P, *et al.*, 2012. Linking statistical bias description to multiobjective model calibration. Water Resources Research, 48:

Souchon, Y, *et al.*, 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons: Application et nouveaux développements. Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science, 2: 807-830.

Strahler, Arthur N, 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Eos, Transactions American Geophysical Union, 38: 913-920.

Tournant, Pierline 2013. Impact du paysage sur la distribution spatiale et

genetique des colonies de petits rhinolophes., Thèse, Université de Franche-Comte.

Tual, Mélanie 2013, Expertiser la franchissabilité des ouvrages : L' Information sur la Continuité Ecologique, ONEMA.

Vannote, Robin L, *et al.*, 1980. The river continuum concept. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 37: 130-137.

Verneaux, J, 1973. Cours d'eau de Franche-Comte (massif du Jura). Essai de biotypologie. Mémoire de thèse d'Etat Sciences Naturelles. Besançon, Université de Besançon, 200:

Verneaux, J, 1977. Biotypologie de l'écosystème" eau courante. CR Acad. Sci. Paris, 284: 77-80.

Wasson, Jean-Gabriel, *et al.*, 2006. Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. Schweiz. Z. Hydrol, 11: 332-351.

Wiens, John A, 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater biology, 47: 501-515.

With, Kimberly A, *et al.*, 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. Ecology, 76: 2446-2459.

## Liste des figures

Figure 1: Organigramme de la structure d'accueil.....	10
Figure 2 : Disciplines fondatrices de l'écologie du paysage et de l'écologie du paysage fluvial (modifié d'après (Poole, 2002)).....	5
Figure 3 : La classification des modèles d'après Levins, 1966.....	6
Figure 4 : calcul du niveau typologique théorique (Verneaux, 1977b).....	12
Figure 5 : Principe de l'ordination de Strahler (Strahler, 1957).....	14
Figure 6 : Classes de taille des cours d'eau en fonction des rangs de Strahler disponibles et des surfaces de bassins versants (source : Wasson, et al., 2006).....	14
Figure 7 : Tableau synthétique des différentes variables utilisées dans le modèle. ....	18
Figure 8 : Calcul des scores C pour chaque RT sous Excel.....	20
Figure 9 : Calcul des RTT pondérées en amont.....	20
Figure 10 : Calcul du taux de connectivité théorique de l'espèce en pourcentage pour un linéaire donné. ....	21
Figure 11 : Tableau des différents calculs conduisant au pourcentage total de passage du poisson.....	22
Figure 12 : Modèle conceptuel pour la modélisation du taux de connectivité théorique. ....	23
Figure 13 : Caractéristiques utilisées dans le calcul du niveau typologique théorique d'après la formule de Verneaux (1977). ....	24
Figure 14 : Carte du bassin versant simplifié et sectorisé en tronçon homogène.....	25
Figure 15 : Estimation des longueurs franchissables par la truite fario pour chaque résistance théorique à la montaison et à la dévalaison. ....	26
Figure 16 : Estimations du taux de franchissabilité des ouvrages présents sur le bassin versant. ....	26
Figure 17 : Limite du chemin étudié pour l'application du modèle. ....	27
Figure 18 : Taux de connectivité théorique de l'aval vers l'amont du chemin étudié. ....	27
Figure 19 : Taux de connectivité théorique de l'amont vers l'aval du chemin étudié. ....	27



## Annexes

### Annexe 1 : État écologique des cours d'eau - Paramètres physico-chimiques généraux.

Table générale des paramètres physico-chimiques de l'arrêté du 27 juillet 2015 (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer) :

*Valeurs des limites des classes d'état pour les paramètres physico-chimiques généraux pour les cours d'eau*

Paramètres par élément de qualité	Limites des classes d'état			
	Très bon / Bon	Bon / Moyen	Moyen / Médiocre	Médiocre / Mauvais
<b>Bilan de l'oxygène</b>				
Oxygène dissous (mg O <sub>2</sub> .l <sup>-1</sup> )	8	6	4	3
Taux de saturation en O <sub>2</sub> dissous (%)	90	70	50	30
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .l <sup>-1</sup> )	3	6	10	25
Carbone organique dissous (mg C.l <sup>-1</sup> )	5	7	10	15
<b>Température</b>				
Eaux salmonicoles	20	21,5	25	28
Eaux cyprinicoles	24	25,5	27	28
<b>Nutriments</b>				
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .l <sup>-1</sup> )	0,1	0,5	1	2
Phosphore total (mg P.l <sup>-1</sup> )	0,05	0,2	0,5	1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .l <sup>-1</sup> )	0,1	0,5	2	5
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> .l <sup>-1</sup> )	0,1	0,3	0,5	1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .l <sup>-1</sup> )	10	50	*	*
<b>Acidification<sup>1</sup></b>				
pH minimum	6,5	6	5,5	4,5
pH maximum	8,2	9	9,5	10
<b>Salinité</b>				
Conductivité	*	*	*	*
Chlorures	*	*	*	*
Sulfates	*	*	*	*
<sup>1</sup> acidification : en d'autres termes, à titre d'exemple, pour la classe bon état, le pH min est compris entre 6,0 et 6,5 ; le pH max entre 9,0 et 8,2. * : les connaissances actuelles ne permettent pas de fixer des seuils fiables pour cette limite.				

Grille de l'arrêté du 25 Janvier 2010, Seq Eau (Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau). (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer) :

### I- CLASSES D'APTITUDE A LA BIOLOGIE

Classe d'aptitude	→	<b>Bleu</b>	<b>Vert</b>	<b>Jaune</b>	<b>Orange</b>	<b>Rouge</b>
Indice d'aptitude	→	80	60	40	20	
<b>MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES</b>						
<b>Oxygène dissous (mg/l O<sub>2</sub>)</b>		<b>8</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	
<b>Taux de saturation en oxygène (%)</b>		<b>90</b>	<b>70</b>	<b>50</b>	<b>30</b>	
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l O<sub>2</sub>)</b>		<b>3</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>25</b>	
<b>DCO (mg/l O<sub>2</sub>)</b>		<b>20</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>80</b>	
<b>Carbone organique (mg/l C)</b>		<b>5</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/l NH<sub>4</sub>)</b>		<b>0,5</b>	<b>1,5</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	
<b>NKJ (mg/l N)</b>		<b>1</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	

Classe d'aptitude	→	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice d'aptitude	→	80	60	40	20	
MATIERES AZOTEES HORS NITRATES						
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l NH <sub>4</sub> )		0,1	0,5	2	5	
NKJ (mg/l N)		1	2	4	10	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l NO <sub>2</sub> )		0,03	0,3	0,5	1	
NITRATES						
Nitrates (mg/l NO <sub>3</sub> )		2				
MATIERES PHOSPHOREES						
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l PO <sub>4</sub> )		0,1	0,5	1	2	
Phosphore total (mg/l P)		0,05	0,2	0,5	1	
EFFETS DES PROLIFERATIONS VEGETALES						
Chlorophylle a + phéopigments (µg/l)		10	60	120	240	
Taux de saturation en O <sub>2</sub> <sup>1</sup>		110	130	150	200	
PH <sup>1</sup>		8,0	8,5	9,0	9,5	
ΔO <sub>2</sub> (mini-maxi) (mg/l O <sub>2</sub> ) <sup>2</sup>		1	3	6	12	
PARTICULES EN SUSPENSION						
MES (mg/l)		25	50	100	150	
Turbidité (NTU)		15	35	70	100	
Transparence SECCHI (cm)		200	100	50	25	

Classe d'aptitude	→	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice d'aptitude	→	80	60	40	20	
TEMPERATURE						
Température (°C)						
1 <sup>ère</sup> catégorie piscicole		20	21,5	25	28	
2 <sup>nde</sup> catégorie piscicole		24	25,5	27	28	
ACIDIFICATION						
pH	min	6,5	6,0	5,5	4,5	
	MAX	8,2	9	9,5	10	
Aluminium (dissous) (µg/l)						
pH ≤ 6,5		5	10	50	100	
pH > 6,5		100	200	400	800	

## Annexe 2 : La feuille de saisie sous Excel des Résistances Théorique (RT1, RT2, RT3).

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S
ID	assin_ver	bde_masse	surface_BV	neaire_cumul	ingueur_segmen	L_seg	Typolo	asse typol	hystico_ch	coef_sinus	asse sinus	REH	peupation d	Rejet	anchissabilité	RT1	RT2	RT3
1																		
2	Segment 01	Marsee	CE	36,50	2,35	01_AM	2	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
3	Segment 02	Marsee	CE	36,50	0,3	02_AM	2	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
4	Segment 03	Marsee	CE	36,50	0,555	03_AM	3	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
5	Segment 04	Marsee	CE	36,50	0,484	04_AM	3	1	3	1,15	1	4	3	0	0	1,00	3,00	150
6	Segment 05	Marsee	CE	36,50	1,036	05_AM	3	1	3	1,25	2	4	3	0	0	1,00	3,25	150
7	Segment 06	Marsee	CE	36,50	2,233	06_AM	3	1	3	1,25	2	4	3	0	0	1,00	3,25	150
8	Segment 07	Marsee	CE	36,50	0,205	07_AM	4	0	3	1,25	2	4	5	0	0	0,00	3,75	150
9	Segment 08	Marsee	CE	36,50	1,47	08_AM	4	0	4	1,05	1	5	5	0	0	0,00	4,00	200
10	Segment 09	Marsee	CE	36,50	0,337	09_AM	4	0	4	1,05	1	5	5	0	0	0,00	4,00	200
11	Segment 10	Marsee	CE	36,50	0,056	10_AM	4	0	4	1,05	1	5	5	0	4	0,00	4,00	200
12	Segment 11	Marsee	CE	36,50	0,227	11_AM	4	0	4	1,05	1	5	3	0	0	0,00	3,50	200
13	Segment 12	Marsee	CE	36,50	0,931	12_AM	4	0	4	1,3	2	4	3	0	0	0,00	3,25	200
14	Segment 13	Marsee	CE	36,50	1,346	13_AM	4	0	4	1,3	2	4	3	0	0	0,00	3,25	200
15	Segment 14	Marsee	CE	36,50	1,236	14_AM	4	0	5	1,05	1	5	4	0	0	0,00	3,75	250
16	Segment 15	Marsee	CE	36,50	1,324	15_AM	4	0	5	1,05	1	5	4	0	0	0,00	3,75	250
17	Segment 16	Marsee	CE	36,50	0,688	16_AM	4	0	5	1,05	1	5	4	0	0	0,00	3,75	250
18	Segment 17	Marsee	CE	36,50	1,41	17_AM	4	0	5	1,05	1	5	3	0	0	0,00	3,50	250
19	Segment 18	Marsee	CE	36,50	1,647	18_AM	5	0	5	1,25	2	5	3	0	0	0,00	3,75	250
20	Segment 19	Marsee	CE	36,50	3,08	19_AM	5	0	4	1,25	2	5	3	0	0	0,00	3,75	200
21	Segment 20	Marsee	CE	36,50	0,284	20_AM	5	0	4	1,15	1	5	4	0	0	0,00	3,75	200
22	Segment 21	Marsee	CE	36,50	0,972	21_AM	5	0	5	1,15	1	5	4	0	0	0,00	3,75	250
23	Segment 22	Marsee	CE	36,50	2,426	22_AM	5	0	5	1,25	2	5	3	0	0	0,00	3,75	250
24	Segment 23	Marsee	CE	36,50	3,224	23_AM	5	0	5	1,25	2	5	3	0	0	0,00	3,75	250
25	Segment 24	Marsee	CE	36,50	1,307	24_AM	5	0	5	1,05	1	5	3	0	0	0,00	3,50	250
26	Segment 25	Marsee	CE	36,50	0,462	25_AM	5	0	5	1,05	1	5	5	0	0	0,00	4,00	250
27	Segment 26	Marsee	CE	36,50	0,433	26_AM	5	0	5	1,05	1	5	5	0	0	0,00	4,00	250
28	Segment 27	Marsee	CE	36,50	0,025	27_AM	5	0	5	1,05	1	5	5	0	3	0,00	4,00	250
29	Segment 28	Marsee	CE	36,50	2,578	28_AM	5	0	5	1,05	1	5	5	0	0	0,00	4,00	250
30	Segment 29	Marsee	CE	36,50	1,762	29_AM	2	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
31	Segment 30	AF	AF	36,50	1,148	30_AM	1	2	1	1,5	3	1	3	0	0	2,00	2,00	0,50
32	Segment 31	AF	AF	36,50	0,501	31_AM	2	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
33	Segment 32	AF	AF	36,50	1,142	32_AM	1	2	1	1,5	3	2	3	0	0	2,00	2,50	0,50
34	Segment 33	AF	AF	36,50	2,754	33_AM	2	1	2	1,5	3	2	3	0	0	1,00	2,50	100
35	Segment 34	AF_PA	AF_PA	36,50	1,995	34_AM	1	2	1	1,05	1	1	3	0	0	2,00	1,50	0,50
36	Segment 35	AF_PA	AF_PA	36,50	2,042	35_AM	3	1	3	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	150
37	Segment 36	AF_PA	AF_PA	36,50	1,639	36_AM	3	1	4	1,05	1	4	5	0	0	1,00	3,50	200

### Annexe 3 : Schéma et illustration explicatifs pour le logiciel ANAQUALAND.

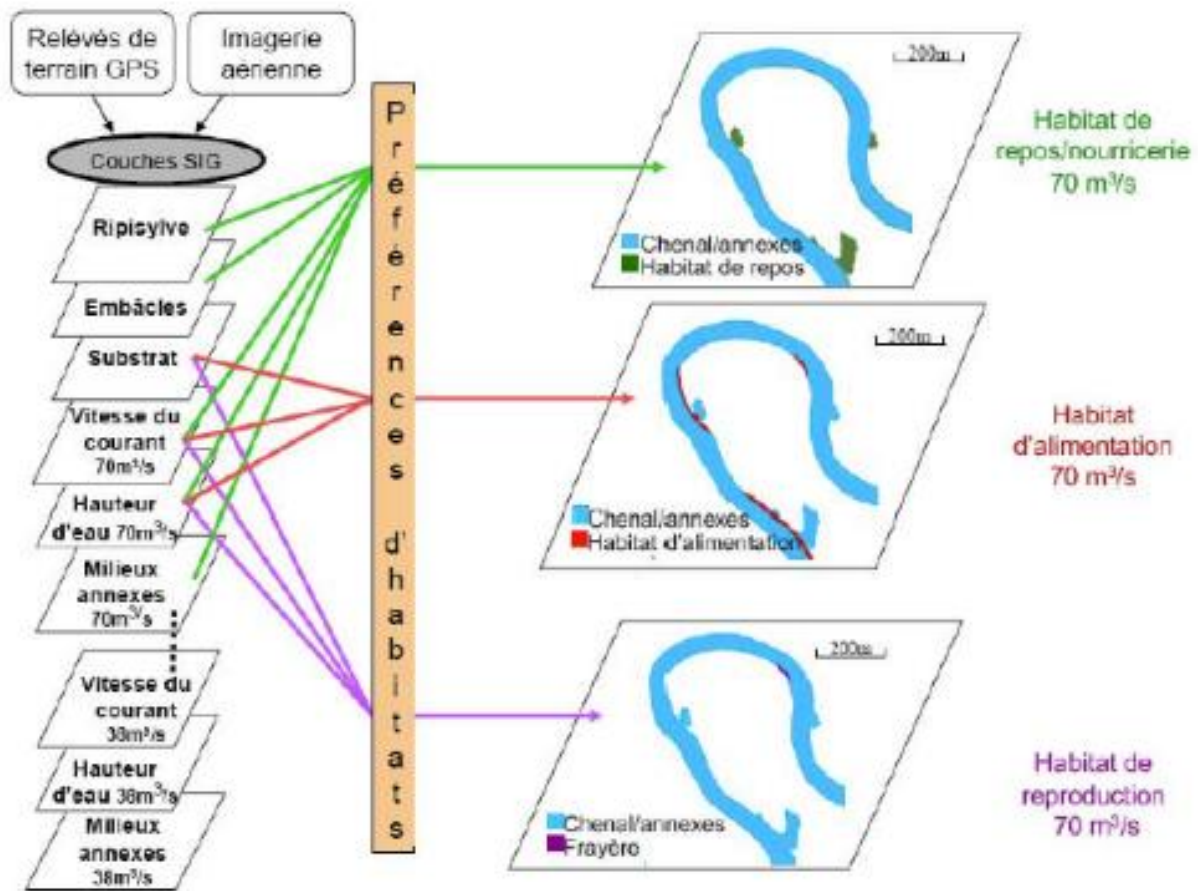


Schéma général de la démarche utilisée pour cartographier les habitats vitaux des poissons à l'aide d'un SIG. Exemple de cartes obtenues pour les espèces barbeau (*Barbus barbus*) et hotu (*Chondrostoma nasus*) dans un secteur naturel de la Seine dans la plaine de la Bassée (Le Pichon, 2006).

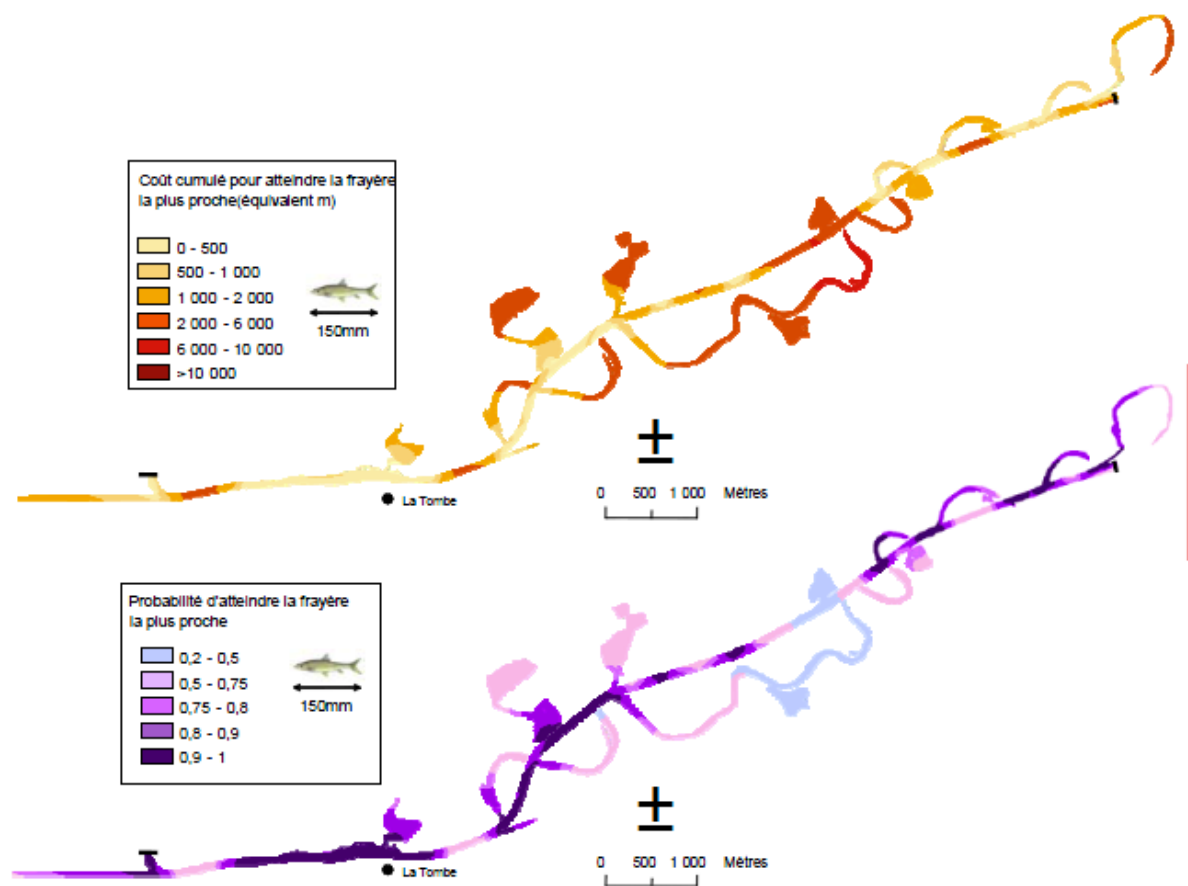


Illustration du coût cumulé (RCM) et de la probabilité d'atteindre la frayère la plus proche pour un barbeau fluviatile dans une portion de cours d'eau aménagé pour la navigation (Le Pichon, 2006).



## Tables des matières

Remerciements.....	
Résumé .....	
Contexte et objectifs.....	
État de l'art de la modélisation .....	
Les principes du modèle et de sa méthodologie .....	
Conclusions et perspectives de développement .....	
Avant-propos.....	
Liste des abréviations .....	
Présentation de l'entreprise .....	
Sommaire .....	1
Introduction .....	2
1 <sup>re</sup> partie : Contexte de l'étude & notions de base .....	3
1.1 Contexte de l'étude .....	3
1.2 Concepts et notions de base .....	4
1.2.1 Les hydrosystèmes fluviaux.....	4
1.2.1.1 Généralités .....	4
1.2.1.2 Notion d'échelle emboîtée.....	4
1.2.1.3 La connectivité hydraulique .....	4
1.3 Trame verte & bleue .....	5
1.3.1 Généralités.....	5
1.3.2 Fragmentations et hétérogénéité.....	5
1.3.3 Vers l'émergence d'une nouvelle discipline, l'écologie du paysage fluvial	5
1.4 La modélisation en écologie .....	6
1.5 Synthèse des différents concepts de base .....	7
2 <sup>e</sup> partie : État de l'art.....	7
2.1 État de l'art sur la modélisation des analyses spatiales des habitats des espèces piscicoles dans les cours d'eau. ....	7
2.1.1 État des modèles existants en France .....	7
2.2 Le logiciel ANAQUALAND.....	7
2.2.1 Habitats vitaux et connectivité .....	8
2.2.2 La cartographie des habitats vitaux des poissons à l'aide de l'outil SIG .....	8
2.2.3 Méthodes et outils d'analyse spatiale des habitats vitaux .....	8
2.2.4 Conclusion et perspectives .....	9
2.3 Synthèse de l'état de l'art .....	9

3 <sup>e</sup> partie : Présentation du modèle conceptuel .....	10
3.1 Principes du modèle .....	10
3.2 Les variables à implémenter dans le modèle.....	11
3.2.1 Les variables de sectorisation du réseau hydrographique .....	11
3.2.1.1 La biotypologie de Verneaux .....	11
3.2.1.2 Données hydromorphologiques .....	13
3.2.1.3 Données physico-chimique.....	13
3.2.1.4 Occupation du sol.....	13
3.2.1.5 Le rang de Strahler .....	14
3.2.2 Les variables utilisées pour les calculs de résistances .....	15
3.2.2.1 Les grands concepts des traits écologiques d'une espèce .....	15
3.2.2.2 Le coefficient de sinuosité .....	16
3.2.2.3 La franchissabilité des ouvrages .....	16
3.3 Synthèse des variables.....	17
3.4 Les opérations de calculs .....	19
3.4.1 Les résistances théoriques (RT) .....	19
3.4.2 Les résistances théoriques totales (RTT) .....	20
3.4.2.1 Détermination du score C .....	20
3.4.2.2 Probabilité de circulation piscicole .....	21
3.4.2.3 Calcul du taux de connectivité théorique .....	21
3.5 Le modèle conceptuel .....	22
4 <sup>e</sup> partie : Exemple d'application .....	24
4.1 Données utilisées pour l'expérimentation .....	24
4.2 Modélisation du taux de connectivité théorique .....	25
4.2.1 Sectorisation du réseau hydrographique de la Manse .....	25
4.2.2 Les opérations de calculs .....	25
4.3 Discussion .....	28
Conclusion .....	29
Bibliographie .....	30
Liste des figures.....	33
Annexes.....	34
Tables des matières.....	39