

Sommaire

Résumé	p.3
1- Introduction	
1.1 L'écologie appliquée	p.4
1.2 L'Association Truite-Léman	p.4
1.3 Le Boiron de Morges	p.4
1.4 Situation de la truite en Suisse	p.4
1.5 Biologie et écologie de la truite	p.5
1.6 Distribution des truites en rivière	p.6
1.7 Objectifs de l'étude	p.6
1.7.1 Analyse de la croissance des truites	p.7
1.7.2 Évaluation de l'effectif piscicole du Boiron de Morges	p.7
1.7.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites	p.7
2- Matériel et Méthode	
2.1 Relevés par pêche électrique	p.9
2.2 Analyse de la croissance des truites	p.12
2.2.1 Scalimétrie	p.12
2.2.2 Préparation des écailles	p.12
2.2.3 Lecture des écailles	p.12
2.2.4 Relations Taille-Age	p.13
2.3 Évaluation de l'effectif piscicole	p.13
2.3.1 Matrices taille-âge	p.13
2.3.2 Effectifs estimés (Removal Method) et densités	p.14
2.3.3 Taux de recrutement	p.14
2.4 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites	p.14
2.4.1 Mesures du débit	p.14
2.4.2 Mesures granulométriques	p.15
2.4.3 Relevés de températures	p.15
2.4.4 Relevés de luminosité	p.15
2.4.5 Relevés écomorphologiques du cours d'eau	p.16
2.4.6 Indices RIVAUD et IBGN	p.16
2.4.7 Ressources trophiques	p.17
2.5 Analyse en composantes principales des secteurs relevés	p.17
2.6 Modèles prédictifs de la densité des truites	p.17
2.6.1 Analyses GLM	p.17
2.6.2 Validation des modèles	p.18
3- Résultats	
3.1 Analyse de la croissance des truites	p.19
3.1.1 Scalimétrie	p.19
3.1.2 Analyse de croissance des relevés de juillet, 1998-2001	p.19
3.1.3 Analyse de croissance des relevés de novembre, 1998-2000	p.20
3.1.4 Analyse de croissance des relevés de nov. 2001 et juil. 2002	p.21
3.2 Évaluation de l'effectif piscicole	p.23
3.2.1 Effectifs estimés et densités	p.23
3.2.2 Taux de recrutement	p.26
3.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites	p.27
3.3.1 Relevés écologiques	p.27
3.3.2 Indices RIVAUD et IBGN	p.30
3.3.3 Relevés chimiques	p.31
3.4 Analyse en composante principale des secteurs	p.31
3.5 Modélisation des densités observées de truites	p.33
3.5.1 Modèles log-linéaire, novembre 2001 et juillet 2002	p.33
3.5.2 Modèles prédictifs des relevés de novembre 2001	p.33

3.5.3 Modèles prédictifs des relevés de juillet 2002	p.34
3.5.4 Evaluation des modèles	p.35
4- Discussion	
4.1 Analyse de la croissance des truites	p.37
4.1.1 Variabilité de la croissance des truites	p.37
4.1.2 Distance au lac et croissance des truites	p.37
4.2 Évaluation de l'effectif piscicole	p.38
4.2.1 Répartition des truites	p.38
4.2.2 Variabilité des effectifs	p.38
4.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites	p.40
4.3.1 Qualité de l'eau	p.40
4.3.2 Ressources trophiques	p.40
4.3.3 Granulométrie	p.41
4.3.4 Lumière	p.41
4.3.5 Température	p.42
4.3.6 Hétérogénéité du cours d'eau	p.42
4.3.7 Analyse en composante principale des secteurs étudiés	p.42
4.3.8 Modélisation des variables écologiques	p.42
4.4 Gestion du peuplement piscicole du Boiron de Morges	p.44
5- Conclusion et perspectives	p.46
6- Remerciements	p.47
7- Bibliographie	p.48
Annexes	p.51

Résumé

Le Boiron de Morges ne fait actuellement pas l'objet de rempoissonnement depuis 1999 et représente une station d'étude clé pour la faune piscicole du canton de Vaud.

Les relevés des populations de truites sur 19 secteurs du cours d'eau et de ses affluents permettent de quantifier la faune piscicole sur l'ensemble du cours d'eau en novembre 2001 et juillet 2002 ainsi que sur la partie aval de 1997 à 2000. Les relevés d'écaillés réalisés depuis 1998 sont analysés afin de comparer les structures de croissance des truites par scalimétrie. Il a ainsi été montré que les différentes classes d'âge présentent des croissances similaires entre secteurs mais fluctuantes d'une année à l'autre. D'amont en aval du cours d'eau, la taille des truites n'est pas distincte entre les zones accessibles aux géniteurs lacustres et celles ne contenant que des individus résidents.

Pour chaque classe d'âge, les effectifs sont calculés sur des tronçons continus, écomorphologiquement semblables, représentant collectivement l'ensemble du cours d'eau. Les secteurs les plus densément peuplés en truitelles et en poissons d'âge 1+ sont situés dans la partie supérieure du Boiron. Nous observons globalement une tendance décroissante des effectifs des individus 1+ et >1+. La même tendance est observée pour les 0+ lors des relevés de novembre. Les effectifs des truitelles en juillet sont beaucoup plus fluctuants entre années et particulièrement importants en 2002. Ces résultats suggèrent une réussite de fraye très variable en fonction des conditions écologiques de la période hivernale, lors de la reproduction et du développement des alevins. Les fluctuations du nombre de truitelles de juillet ne se retrouvent pas en novembre et il semble ainsi qu'une pression du milieu tend à stabiliser les effectifs. Ces résultats suggèrent que l'augmentation de la capacité d'accueil des truites ne peut se faire par des mesures de rempoissonnement mais par la prise en considération, au niveau du bassin versant de la rivière, des paramètres écologiques essentiels au développement des truites.

Les facteurs écologiques affectant potentiellement la distribution des truites sont mesurés durant le printemps 2002. En collaboration avec le Service des eaux, Sols et Assainissement (SESA), les indices RIVAUD et physico-chimiques disponibles depuis 1996 sont également analysés. Finalement, les relevés écomorphologiques réalisés sur le Boiron durant l'automne 2001 ainsi que la quantification de la biomasse benthique mesurée en 2002 sont considérés avec l'ensemble des autres paramètres dans une analyse écologique globale du Boiron de Morges. En fonction de ces paramètres, des modèles prédictifs sont établis sur les densités de truites du Boiron pour chaque classe d'âge. Il a pu être montré que la distribution des individus juvéniles dépend sensiblement de la qualité de l'eau et dans une moindre mesure, de la quantité de nourriture à disposition ainsi que de la variabilité structurelle du lit. Les individus plus âgés se répartissent en premier lieu en fonction de la structure de la rivière et semblent être moins dépendants de la qualité de l'eau. Afin de favoriser le développement des truites, la gestion piscicole du Boiron de Morges doit donc tendre vers une amélioration de la qualité d'eau du bassin versant et un maintien de la structure naturelle des berges de la rivière.

1- Introduction

1.1 L'écologie appliquée

Dans le contexte actuel d'un environnement fragilisé et d'une nature de plus en plus dégradée, l'un des courants de recherches principaux en écologie appliquée est celui de la conservation des espèces et des biotopes. Afin de pouvoir cibler les actions en faveur du maintien d'une espèce, il est nécessaire de suivre la tendance démographique de ses populations. La distribution des effectifs relevés peut ensuite être expliquée en analysant l'ensemble des facteurs écologiques, biologiques et physico-chimiques essentiels au développement de l'espèce étudiée.

Une gestion scientifique est particulièrement nécessaire lorsque l'espèce considérée est soumise à des intérêts multiples de conservation et d'exploitation, comme cela est le cas pour la truite, *Salmo trutta* (Linné, 1758).

1.2 L'Association Truite-Léman

La présente étude de la dynamique des truites dans le Boiron de Morges s'inscrit dans le cadre des projets et travaux menés par l'Association Truite-Léman (ATL), qui a pour objectif de revaloriser certains affluents du Léman, et plus particulièrement de favoriser la reproduction naturelle de la truite. Pour atteindre ses objectifs, l'ATL cherche à rétablir les voies migratoires des géniteurs, principalement en réaménageant les obstacles actuellement infranchissables, créer des frayères pour faciliter la reproduction naturelle de l'espèce, revaloriser l'habitat des juvéniles pour augmenter la capacité d'accueil des cours d'eau et améliorer la qualité de l'eau.

Le premier site d'étude de l'ATL porte sur le Boiron de Morges dont la faune piscicole est étudiée depuis 1996 dans la partie aval du cours d'eau et dès novembre 2001, marquant le début de ce travail, sur l'ensemble du cours d'eau.

1.3 Le Boiron de Morges

Le Boiron de Morges, prend sa source au lieu dit « Le Haut-Marais » dans la commune de Ballens. Sur 14 kilomètres, le cours d'eau parcourt un cordon boisé jusqu'à son embouchure dans le Léman, à la hauteur de la commune de Tolochenaz. A l'exception de quelques dérivations d'eau, il n'existe actuellement aucun aménagement hydrique qui influence le régime du cours d'eau. Les berges du Boiron sont encore pour la plupart naturelles et non canalisées. A la suite de démarches entreprises en 1996, la création d'une passe à poissons a été menée au niveau de la route cantonale (à 300 m de l'embouchure). A la suite des mesures de revitalisation pratiquées dans la partie aval du cours d'eau, les deux derniers obstacles infranchissables aux truites se situent actuellement au niveau de la STEP de Lully, à 1570 m de l'embouchure et de la Chute de Lussy (St-Prex), à 5.1 km de l'embouchure. L'obstacle de Lully marque ainsi une limite infranchissable à la remontée des truites lacustres (*Salmo trutta f. lacustris*) dans le cours d'eau au moment de la reproduction. Au niveau de l'embouchure, 11 espèces ont été signalées depuis le début des investigations par pêche électrique en 1996 (Rubin, 2000). Sur son ensemble, le cours d'eau comporte comme espèces les plus fréquentes, outre *Salmo trutta*, le Chabot (*Cottus gobio*) et le Vairon (*Phoxinus phoxinus*) (Rubin, 2001). La partie supérieure du Boiron, proche des sources, comporte comme seule espèce de poisson la truite de rivière (*Salmo trutta f. fario*) en présence de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) (Rubin, 2001).

1.4 Situation de la truite en Suisse et dans le Boiron de Morges

Au cours des années 70, les captures de truites réalisées par la pêche de loisir dans les cours d'eau suisses s'élevaient au total à 1,9 millions de poissons. Aujourd'hui, elles ne représentent plus que 760'000 poissons (OFEFP, 1999). C'est au milieu des années 80 que le taux de capture de truites a commencé à reculer, essentiellement dans les cours d'eau de basse altitude (OFEFP, 1999). Pour un effort de pêche constant, ces résultats démontrent un recul important des effectifs de truites en rivière (OFEFP, 1999).

Une analyse qualitative, basée sur une enquête auprès des services cantonaux de la pêche, a démontré la dimension nationale du problème de diminutions de captures de la pêche de loisir (Frick *et al.*, 1998). Sur le plan suisse, les captures de truites se sont ainsi presque réduites de moitié, passant de 1 million de pièce (rétro-extrapolation à partir des valeurs de 1996) à 580'000 individus (recul : 42 %, figure 1a) (OFEFP, 1999). Cette tendance linéaire à la diminution s'observe dans le Boiron de Morges depuis son suivi de 1979 jusqu'en 1986 (figure 1b), les résultats de pêche au-delà de cette période étant beaucoup plus fluctuants (Rubin, 2001).

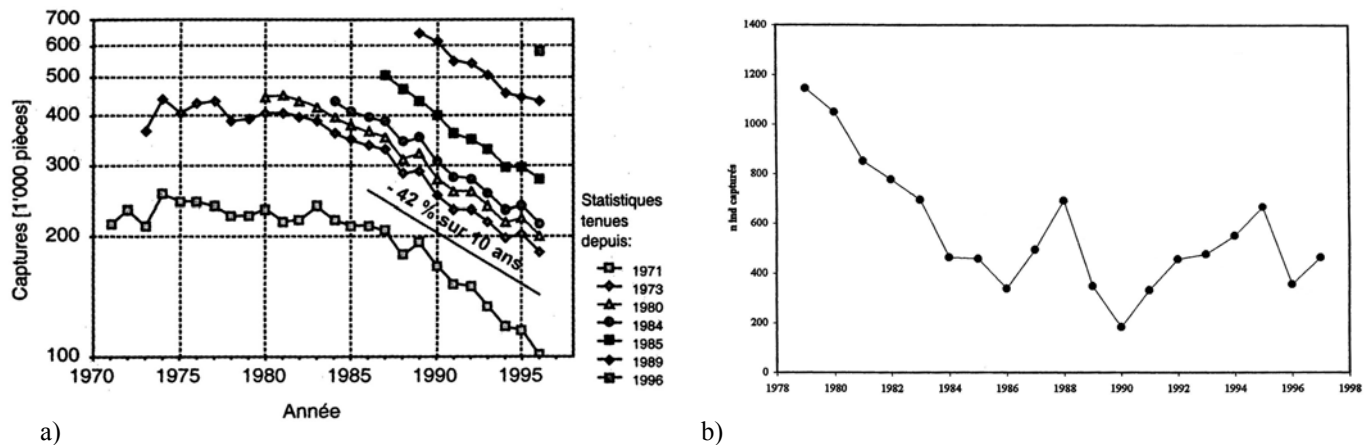


Figure 1. a) Captures de truites par la pêche de loisir dans les cours d'eau de Suisse. Chaque courbe représente les données des cantons qui tiennent des statistiques depuis l'année marquant le début de la courbe. (OFEFP, 1999). b) Evolution des captures effectuées par les pêcheurs amateurs dans le Boiron de Morges depuis 1979.

1.5 Biologie de la truite

La truite commune est présente sous ses diverses formes essentiellement en Europe. La limite septentrionale de son aire de répartition va de l'Islande à l'URSS en passant par le nord de la Scandinavie. Sa limite méridionale se situe au niveau des montagnes du moyen Atlas (Baglinière, 1991). Dans le cadre du Léman, la biologie et les cycles vitaux de la truite ont déjà été étudiés dans les grandes lignes par différents travaux (Champigneulle *et al.*, 1991).

La truite commune est une espèce de Salmonidae à caractère migrateur facultatif (Hoar, 1976) et possédant une grande capacité d'adaptation à différents milieux. Cette situation a entraîné un degré important de polymorphisme chez cette espèce, qui a été classées par le passé, sous différents noms latins (Melhaoui, 1985; Elliott, 1989). Cependant, l'interprétation de la polymorphie de la truite restant délicate, l'idée de l'existence d'une seule espèce, *Salmo trutta* L., reste la plus probable (Baglinière, 1991).

Le cycle reproducteur de la truite a fait l'objet de nombreuses études et, si ses mécanismes sont maintenant relativement bien connus, la stratégie démographique de cette espèce à option migratrice n'est pas toujours facile à cerner. Les caractéristiques de migration restent fonction des potentialités et de l'échelle du milieu naturel (Baglinière, 1991). La migration est généralement plus précoce pour les mâles et le rapport des effectifs leur est généralement favorable (Maisse *et al.*, 1987, Baglinière *et al.*, 1987). La période de frai de la truite débute dans le Boiron en général en novembre et finit en février, exceptionnellement en mars (Rubin, 2000). Les alevins éclosent environ 6-12 semaines après la fraie (Pedroli *et al.*, 1991). Après l'émergence, les alevins se dispersent surtout vers l'aval par des mouvements de dévalaison précoce nocturne et colonisent les zones favorables de la rivière (Keith & Allardi, 2001). En grandissant, les juvéniles effectuent des déplacements plus ou moins importants vers l'aval du cours d'eau, dans des zones mieux adaptées à leur taille et à leurs besoins. Les jeunes truites restent 1 à 3 ans dans les eaux de leur naissance et peuvent ensuite migrer en lac (*Salmo trutta f. lacustris*) ou se sédentariser en rivière (*Salmo trutta f. fario*).

Le suivi des truites par marquage-recapture du Boiron de Morges a permis de montrer que des individus issus d'une même souche peuvent se différencier morphologiquement en forme *lacustre* ou

fario en fonction de leur milieu de développement (Rubin, 2000). Dans la présente étude, nous considérerons ainsi les deux formes *Salmo trutta f. fario* et *Salmo trutta f. lacustris* uniquement en fonction du caractère sédentaire, respectivement migrateur, de l'espèce. La truite *fario* s'observe sur l'ensemble du Boiron alors que la forme *lacustris* se trouve dans la partie aval jusqu'à la hauteur de la STEP de Lully.

1.6 Distribution des truites en rivière

Dans son aire de répartition, la distribution de la truite dans un milieu donné est fonction de différents paramètres hydrodynamiques essentiels à son maintien. Les caractéristiques physiques d'un courant d'eau peuvent ainsi déterminer les effectifs observés de truites en rivière (par ex. Knapp & Preisler, 1999 ; Guay *et al.*, 2000, Roni & Quinn, 2001). Les paramètres liés à la nature des berges et la structure du lit d'un cours d'eau sont également essentiels dans le contrôle des densités (National Research Council, 1996). Dans une étude écologique de la distribution des effectifs de truites en rivière, il convient donc de traiter conjointement l'ensemble des paramètres physiques et écologiques du cours d'eau considéré. A l'aide de modèles prédictifs, il est alors possible de distinguer les conditions physiques importantes pour la distribution des Salmonidae (Guay *et al.*, 2000). Des modèles tenant compte de différentes caractéristiques des lieux de fraies permettent, par exemple, souvent d'expliquer une grande partie des variances de densités observées (Knapp & Preisler, 1999). Les études en écologie appliquée permettent ainsi de faire le lien entre la disponibilité des paramètres physiques et leur fréquentation par les truites (Guay *et al.*, 2000). Une analyse explicative des densités observées de truites en fonction des conditions biologiques et physiques du cours d'eau représente en conséquence un outil d'aide à la décision pour toute gestion du bassin versant d'une rivière.

1.7 Objectifs de l'étude

1.7.1 Analyse de la croissance des truites.

1.7.1.1 Comparaison de la croissance de *Salmo trutta f. lacustris* et *Salmo trutta f. fario* :

Dans Boiron de Morges, la présence d'un obstacle infranchissable à 1500 m de l'embouchure marque une limite infranchissable à la remontée des truites lacustres (*Salmo trutta f. lacustris*) au moment de la reproduction. Les zones de fraies exploitées par les truites lacustres se situent ainsi uniquement dans la partie aval du cours d'eau. Au contraire, les truites résidentes (*Salmo trutta f. fario*) matures se reproduisent globalement dans la partie amont de la rivière.

Le premier objectif de ce travail est d'évaluer si le potentiel de croissance des truites issues du morphe *lacustris*, respectivement *fario*, est distinct - et donc prédéfini - lors du développement des juvéniles en rivière.

1.7.1.2 Analyse de la croissance des truites sur l'ensemble du cours d'eau :

En comparant les croissances de truites échantillonnées en différents secteurs représentatifs de l'ensemble du Boiron, nous analyserons également les variations de tailles des poissons en fonction de leur distribution spatiale. En distinguant les truites par classes d'âges, nous vérifierons si le potentiel de croissance peut être influencé par la zonation des poissons, les effectifs en présence et la disponibilité de nourriture.

1.7.1.3 Variations temporelles de la croissance des truites sur l'ensemble du cours d'eau :

La comparaison des croissances mesurées depuis 1998, en juillet et en novembre, permettent de vérifier si les différentes cohortes présentent le même potentiel de croissance en fonction du temps. Les analyses de croissance permettent également d'établir des relations entre la taille des truites et leur âge. Cette première partie de l'étude permet ainsi de vérifier, par des lectures scalimétriques, s'il est possible d'établir une relation directe et indépendante du temps entre la longueur des truites du Boiron de Morges et leur âge.

1.7.2 Évaluation de l'effectif piscicole du Boiron de Morges

1.7.2.1 Evolution temporelle des effectifs de truites du Boiron de Morges :

L'effectif de la population de truites du Boiron est suivie depuis 1996 sur la partie aval du cours d'eau. Dans le cadre de ce travail, des relevés ont été effectués en novembre 2001 et juillet 2002 sur l'ensemble de la rivière. En comparant les relevés depuis l'état initial de la rivière en 1996 à celui d'aujourd'hui, nous pouvons observer les tendances démographiques des cohortes et l'évolution de chaque classe d'âge. Nous pouvons ainsi évaluer dans quelle mesure le déclin enregistré en Suisse à travers les relevés liés à la pêche de loisir se confirme lors de relevés systématiques par pêche électrique. Le suivi piscicole de la rivière permet également d'observer la stabilité des effectifs en fonction de leur zonation sur la partie aval du cours d'eau, et d'enregistrer des éventuels mouvements de dévalaison en provenance des secteurs amont.

1.7.2.1 Evaluation des effectifs d'une rivière sans rempoissonnement :

Dans la plupart des rivières, les variations annuelles du succès de reproduction sont diluées par les phénomènes de rempoissonnement. Le Boiron de Morges ne faisant plus l'état de rempoissonnement depuis 1999, les relevés piscicoles menés en novembre 2001 et juillet 2002 permettent d'évaluer les effectifs produits par fraie naturelle sur l'ensemble du cours d'eau. En fonction de la distribution spatiale des effectifs, nous pouvons relever les zones les plus favorables à la fraie des truites et l'importance qu'ont les deux morphes, *Salmo trutta f. lacustris* et *Salmo trutta f. fario* dans cette production. La stabilité des effectifs relevés pour chaque classe d'âge nous permet finalement de discuter de la pertinence du rempoissonnement en rivière tel qu'il est actuellement appliqué.

1.7.2.1 Etat initial de la rivière en vue des projets de gestion piscicole du Boiron de Morges :

L'aménagement des obstacles de la STEP de Lully et de la chute du Moulin de Lussy étant actuellement en projet, il convient également de dresser un bilan général des populations piscicoles actuelles afin de pouvoir considérer ultérieurement les effets de telles mesures. Le cours d'eau du Boiron de Morges représente ainsi une station importante du canton de Vaud en ce qui concerne l'étude des atteintes à la migration des truites.

De nature fortement polluée (Lang, 2001), le Boiron de Morges fait également partie d'un plan de gestion pilote au niveau agricole par l'installation de stations de lavages. Nos relevés constitueront ainsi une évaluation de l'état initial de la rivière permettant d'évaluer les effets de la gestion agricole du bassin versant et des stations de lavages.

1.7.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites.

1.7.3.1 Effets de la qualité de l'eau sur le développement des truites :

Une corrélation négative entre l'indice PESTRIV et la diversité du zoobenthos a été mise en évidence dans 23 rivières du canton de Vaud durant les campagnes de prélèvement de 1998 et 1999 (Lang *et al.*, 2000). Si les relations entre la qualité physico-chimique d'un cours d'eau et sa diversité en faune benthique sont établies, les relations entre ces paramètres et la faune piscicole n'est encore que peu étudiée. La quantification de la faune piscicole du Boiron nous permet d'analyser le lien entre les densités de truites et les indicateurs usuels de qualité d'eau (indices physico-chimiques, RIVAUD).

1.7.3.1 Analyse écologique des densités de truites :

L'arrêt des repeuplements pratiqués sur le Boiron de Morges permet de relever les contraintes environnementales affectant les populations naturelles de truites. Par les méthodes GLM (Generalized Linear Models), l'influence potentielle des facteurs écologiques, physico-chimiques et biologiques sur la dynamique piscicole est évaluée dans cette étude. Le suivi piscicole du Boiron de Morges et la

synthèse des données des différents services de l'Etat de Vaud, permet ainsi d'approcher de façon globale la qualité de l'écosystème du Boiron et de relever les facteurs essentiels au développement de la faune piscicole. En fonction de l'âge des poissons, les paramètres affectant les densités observées sont relevés et considérés dans un objectif de gestion du cours d'eau. C'est donc dans le cadre d'une problématique générale de gestion que s'inscrit ce travail d'analyse de milieu afin de fournir aux organes compétents un outil de base pour toutes décisions ultérieures.

2 - Matériel et Méthode

2.1 Relevés par pêche électrique

A l'aide de Ph. Tavel, garde-pêche, 15 tronçons jointifs ont été définis le long du Boiron de Morges (Tacheron, 2002). Ces tronçons n'ont pas été établis de façon aléatoire mais de manière à représenter les différentes zones d'isolement du Boiron. Sur la partie aval du cours d'eau, les tronçons sont délimités par les ouvrages formant des obstacles à la migration d'aval en amont des truites. Dans la partie supérieure du cours d'eau, les tronçons ont été définis entre les différents affluents du Boiron et également à l'intérieur de ces affluents (Léchères, Boironnet et Irencé).

A l'intérieur de chacun des tronçons, un ou deux secteurs de 50 m ont été définis aléatoirement (voir pages 10 et 11 : localisation des sites expérimentaux). En considérant collectivement les secteurs, il est ainsi possible d'obtenir une image représentative de l'ensemble du cours d'eau. Les secteurs sont donc des unités de rivières où les paramètres piscicoles et écologiques sont relevés afin de pouvoir être extrapolés aux tronçons.

Afin de relever les populations de truites dans les secteurs, des pêches électriques ont été effectuées du 12 au 16 novembre 2001. Cette période précède les crues de décembre et permet de relever des jeunes du dernier cycle de reproduction. Afin de suivre les fluctuations démographiques des cohortes, une deuxième campagne de relevés sur l'ensemble du Boiron a été entreprise du 8 au 12 juillet 2002. Les pêches électriques ont été réalisées à l'aide du matériel mis à disposition par la Conservation de la Faune du Canton de Vaud (St-Sulpice). Une anode mobile est reliée à une génératrice et à une cathode immergée. L'immersion de l'anode assure une tension dans le cours d'eau de 600 Volt pour un débit de 3A. Le champ de capture s'étend à environ 2 m autour de l'extrémité de l'anode. Les poissons, dont la tension électrique provoque une contraction momentanée des muscles, dérivent dans le cours d'eau et sont récoltés à l'aide de filoches métalliques. La méthode de capture est particulièrement adaptée pour les truites qui ne restent pas fixées au substrat par leurs opercules (Rubin, comm. pers.).

Afin d'estimer le nombre total de poissons présents dans le cours d'eau par removal method (voir ci-dessous), deux pêches électriques successives sont effectuées sur le même secteur. Les poissons récoltés lors du premier passage sont récupérés dans une bassine isolée des poissons prélevés lors du second passage. Les deux passages s'effectuent de l'aval à l'amont afin de limiter le troublement de l'eau par piétinement et favoriser ainsi la visibilité. Seules les truites sont recensées, les autres espèces n'étant pas prises en compte quantitativement. Les truites amassées sont ensuite endormies à l'aide de Benzokaïne, mesurées (de la nageoire caudale à l'extrémité buccale) et pesées. Une marque Carlin (Rubin 2000) permettant une distinction individuelle des poissons, est insérée sous la nageoire dorsale des individus de plus de 12 cm. Pour les individus plus petits, la nageoire adipeuse est sectionnée. Cette nageoire ne semble pas indispensable au maintien du poisson et ne repousse pas durant son développement (Rubin, comm. pers.). La maturité est relevée pour les individus qui montrent une présence de sperme ou ceux dont les œufs sont perceptibles par le toucher. Des écailles sont prélevées entre la ligne latérale et la nageoire adipeuse de tous les poissons, à l'exception des truitelles de moins de 50 mm. Cette zone de prélèvement correspond aux écailles les plus anciennes (Summerfelt, 1987). Les poissons sont finalement relâchés à différents endroits dans le secteur échantillonné.

2.2 Analyse de la croissance des truites

2.2.1 Scalimétrie :

De nombreuses méthodes de détermination de l'âge reposent sur la lecture de structures répétées (Summerfelt et Hall, 1987). Le cas le plus simple est celui d'organismes dont le métabolisme et la croissance varient nettement et de façon régulière avec l'alternance saisonnière: les périodes de repos, qui coïncident avec la saison froide et la saison sèche, sont marquées par des lignes d'arrêt ou de ralentissement de croissance qui constituent autant de structures rythmiques (Barbault, 1981). De tels anneaux de croissance sont couramment utilisés pour déterminer l'âge de poissons par lecture des écailles ou des opercules. Dans cette étude, l'âge des truites a été déterminé par scalimétrie, le prélèvement des otolithes nécessitant la mort du poisson.

La première détermination d'âge de truites par lecture d'écailles provenant d'individus d'âge connu a permis de valider cette méthode (Alvord, 1954). La lecture des écailles permet ainsi d'évaluer l'âge des individus étudiés et de relever les variations de croissance du poisson indiquant des changements physiologiques, comportementaux ou environnementaux.

2.2.2 Préparation des écailles :

Les écailles de 428 poissons de tailles supérieures à 80 mm, des 19 secteurs relevés en novembre 2001 et juillet 2002 ont été préparées. Les écailles de 204 poissons ont également été montées avec les prélèvements entrepris lors des relevés par pêche électrique de juillet 2000, novembre 2000 et juillet 2001. Ces écailles ont été préparées afin d'être analysées avec les données recueillies depuis 1997 sur le Boiron de Morges. Finalement, l'étude scalimétrique des géniteurs capturés en décembre 2000 dans la chambre de capture, à l'embouchure de la rivière, permet de compléter les données recueillies depuis 1996 relatives au suivi migratoire des truites lacustres remontant dans le Boiron.

Après être nettoyées, les écailles sont montées sur lame de verre. Pour chaque poisson, les écailles présentant des phénomènes de régénération sont rejetées et se sont finalement 5 écailles par individu qui sont conservées entre deux lames de verre, soit un peu plus de 3300 écailles en tout pour la période 2000-2002.

2.2.3 Lecture des écailles :

L'âge de chaque poisson capturé est déterminé en comptant les annuli (ensemble de circuli très rapprochés les uns des autres) des écailles visibles sous une loupe binoculaire (grossissement 40x). En effet, le relevé des annuli des écailles permet de définir le nombre d'hiver que le poisson a traversé. La distance séparant deux annuli est proportionnelle au taux de croissance du poisson. La mesure de la distance entre le centre de l'écaille et chaque annuli permet ainsi de reconstituer la cinétique de croissance des individus. Des circulis bien espacés, séparant le dernier annulus, attestent une reprise de croissance après une période hivernale. La reprise de croissance après le dernier annulus, se note par un +. Soit A le nombre d'annulis relevés sur une écaille, l'individu se trouve donc sa A^e année (figure 2). Les juvéniles relevés ne présentant pas encore d'annuli sont notés 0+. Les classes d'âge considérées dans cette étude sont les 0+, les 1+ et les 2+. Pour les calculs d'effectifs, les truites matures restant en rivière sont considérées globalement dans la classe d'âge >1+. Les >1+ ne sont pas distingués plus précisément car nous avons observé que le départ en lac se fait à 97 % pendant les deux premières années d'existence comme cela est généralement le cas pour les affluents du Léman (Champigneulle *et al.*, 1991).

Pour les écailles des géniteurs (figure 2a), la lecture des écailles permet encore, en fonction des espacements des annulis, de relever le nombre d'années passées en rivière, le temps passé en lac et le moment auquel les individus deviennent matures.

L'examen des écailles régénérées (figure 2c), peu contrastées ou aux pourtours brisés peut mener à des lectures erronées. Dans de tels cas, la lecture de l'âge et de la croissance n'a pas été considérée.

La croissance des écailles entre les annuli est mesurée par montage optique au moyen d'un microscope à projection Nikon V-12, précision au 1/100 mm. Pour chaque poisson, une seule écaille de bonne qualité est finalement considérée.

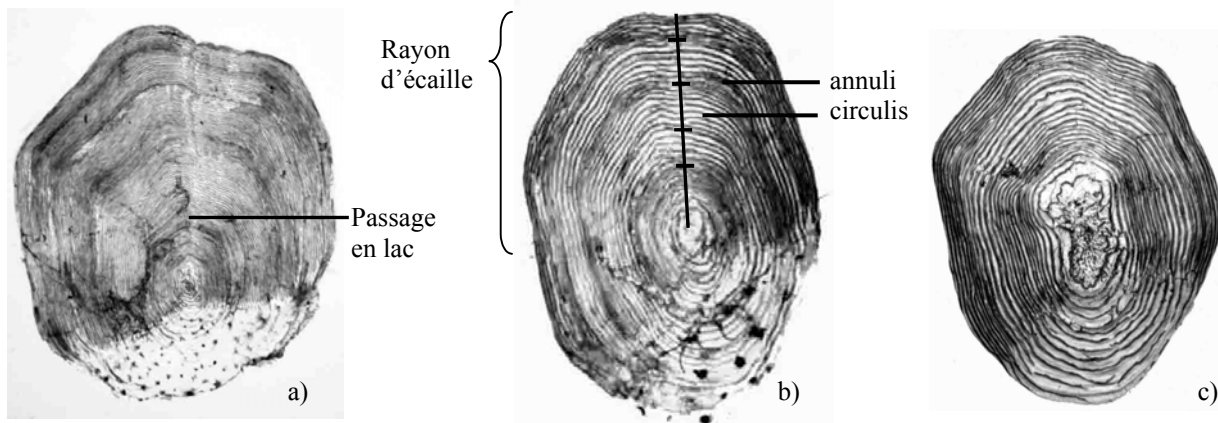


Figure 2. Mesures prises sur les écailles. Photos d'écailles: Leica DC Viewer, caméra PC 200. a) *Salmo trutta f. lacustris* : éc. géniteur (6+, migration en lac après le 2^{ème} hiver), b) *Salmo trutta f. fario* : éc. individu mature (3+), le trait verticale représente le rayon d'écaille mesuré jusqu'au dernier annuli, les traits horizontaux la croissance entre les annulis c) *Salmo trutta f. fario* : éc. régénérée illisible.

2.2.4 Relations Taille-Age :

A partir des mesures d'écailles, il est possible d'établir un modèle linéaire entre la longueur des poissons prélevés et le rayon des écailles. Le modèle linéaire est ajusté individuellement afin de tenir compte de la vitesse individuelle de croissance de chaque poisson (Reviol, 1998):

$$b_i = \frac{L_{T,i} - a}{S_{T,i}}$$

$S_{T,i}$ = Rayon total de l'écaille au moment de la capture de l'individu i
 $L_{T,i}$ = Longueur totale au moment de la capture de l'individu i
 b_i = Coefficient de proportionnalité de l'individu i
 a = terme constant

Par rétrocalcul, nous pouvons alors prédire la taille des individus à chaque saut d'âge (L_t) en fonction de la distance des annulis au centre de l'écaille (S_t):

$$L_t = b_i S_t + a$$

2.3 Évaluation de l'effectif piscicole

2.3.1 Matrices taille-âge

Des matrices de relation taille-âge peuvent être appliquées pour prédire l'âge des individus prélevés dont la longueur a été mesurée mais dont l'âge n'a pu être déterminé par scalimétrie. Les résultats de l'étude de croissance ayant montré que les différentes classes d'âge (0+, 1+ et >1+) présentent des différences de croissances entre années, mais pas entre secteurs (voir résultats), des matrices de relation taille-âge ont été établies pour chaque année de relevés (Annexe 2). Une matrice distincte est établie pour les relevés de juillet et d'automne. Les truites étant pour la plupart immatures, nous n'avons pas considéré de matrices différentes en fonction du sexe des individus.

2.3.2 Effectifs estimés (Removal Method) et densités :

Pour une population étudiée, le nombre de captures obtenu avec un système de piégeage donné durant un intervalle de temps est proportionnel à la quantité d'individus présents dans la population (Krebs, 1989). A l'aide du logiciel Microfish 3.0 (Van Deventer & Platts, 1986), le nombre d'individus présent par classe d'âge dans chaque secteur est estimé par une removal method (Krebs, 1989). Cette méthode s'appuie sur l'importance de la diminution des effectifs relevés lors de plusieurs piégeages successifs. Dans notre étude, les effectifs sont estimés à partir des deux pêches électriques successives par secteur. En raison de l'importance de la probabilité de capture (P_{\min} , en juillet 1999 = 83 % P_{moy} = 88 %, P_{\max} , en juillet 2001 = 96 %), deux pêches électriques donnent une estimation suffisamment précise de l'effectif de population.

La surface de chaque secteur ayant été déterminée par des mesures de la longueur et de la largeur (largeur moyenne selon 10 points de relevés), la densité des truites ($N_{\text{ind}} / \text{ha}$) peut finalement être calculée pour chaque secteur et année. La densité estimée par secteur a été extrapolée aux tronçons correspondants en fonction de leurs surfaces.

2.3.3 Taux de recrutement :

La cinétique démographique peut être représentée par les taux de survie des différentes classes d'âge d'une population (Pressat, 1969). Suivre l'évolution numérique d'une cohorte d'individus nés à la même époque jusqu'à leur mort peut cependant s'avérer très long (Barbault, 1981). Aussi est-il intéressant de dégager des informations sur la cinétique démographique à partir d'*analyses transversales*, c'est-à-dire à des temps déterminés (Barbault, 1981). La structure d'âge des cohortes relevées lors des pêches de 1997-2001, nous permet, pour l'intervalle considéré, de calculer les taux de survie de chaque cohorte. En considérant les secteurs indépendamment, la dévalaison des poissons ne permet toutefois pas de dissocier les phénomènes de mortalité/émigration et de naissance/immigration. Les densités mesurées par secteurs sont extrapolées à des tronçons de rivières jointifs représentant l'ensemble de la partie aval du cours d'eau. Pour chaque cohorte, nous pouvons alors calculer les taux de recrutement des différentes classes d'âge (0+, 1+, >1+) comme les rapports d'effectifs cumulés sur les tronçons entre les saisons successives de relevés.

2.4 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites:

Durant le printemps 2002, les paramètres suivants ont été relevés ou analysés dans les secteurs considérés: altitude, largeur, débit, granulométrie, température instantanée, variations de températures journalières, luminosité, indices écomorphologiques (variabilité de la largeur du lit mouillé, aménagement du fond du lit, renforcement du pied de la berge), profondeur moyenne, profondeur maximale, indice RIVAUD, biomasse benthique.

2.4.1 Mesures du débit :

Le débit d'un cours d'eau influence directement la distribution des matériaux en suspension et au sol ainsi que celle des nutriments et de la faune benthique (Statzner *et al.*, 1998). La vitesse d'un cours d'eau dépend d'un ensemble de facteurs essentiels et interdépendants : pente, profil du cours d'eau, nature du fond (Hauer, 1996). La mesure du débit permet de tenir compte de ces différentes composantes en considérant une carte de flux (vecteurs vitesses) sur une coupe d'un tronçon de rivière.

Dans notre étude, le débit est mesuré une première fois sur les secteurs lors du régime de printemps et une seconde fois lors de l'étiage d'été. Le lieu de relevé sur chaque secteur a été déterminé sur un profil présentant un minimum d'obstacles (débris, cailloux). A l'aide d'un débitmètre à ultrason (matériel Ecoscan, Lausanne), la vitesse du cours d'eau est relevée tous les mètres sur le profil choisi et à une profondeur de 10 cm, une seconde fois à 20 cm lorsque la profondeur est suffisante. La profondeur du cours d'eau est relevée pour chaque point de prélèvement et il est alors possible de quantifier le débit par surface unitaire relevée et d'obtenir un débit global pour chaque profil.

2.4.2 Mesures granulométriques :

Pour un site donné, le substrat est le seul paramètre que la truite peut partiellement influencer par son propre comportement lors de la fraye (Everest *et al.*, 1987). En effet, les individus reproducteurs lessivent le substrat par leurs mouvements natatoires au moment de la ponte. La fraye peut ainsi limiter la sédimentation des gravats et accroître le succès de développement des œufs (Everest *et al.*, 1987, Chapman, 1988). La structure géométrique du substrat, sa perméabilité et sa porosité déterminent les échanges d'oxygène intersticiels et sont fortement corrélés au taux de survie des œufs (Chapman, 1988, Rubin & Glimsäter, 1995).

Les investigations granulométriques sont menées dans le lit du cours d'eau des 19 secteurs. Le lieu de prélèvement est déterminé sur une parcelle du fond du lit du cours d'eau sans blocs de diamètre supérieur à 10 cm. Pour chaque site, le prélèvement du substrat est effectué à l'aide d'un seau de 5 litres plongé dans la couche supérieure du lit d'aval en amont afin de prévenir la perte de sédiments. Cette méthode apparaît aussi fiable que des prélèvements plus complexes par azote liquide, à bien qu'elle ne permet pas de relever la stratification du substrat (Young *et al.*, 1989 dans Rubin & Glimsäter, 1995). Des prélèvements successifs de 4 litres de matériaux sont réalisés à 1 m de distance afin d'être représentatifs du milieu. Le nombre de prélèvements est augmenté pour les secteurs qui ont une faible épaisseur de substrat superficiel ou un fort degré de colmatation. Pour chaque parcelle, l'ensemble des prises sont homogénéisées par brassage et 3 litres de matériaux sont analysés. Un tamisage successif (64 mm, 32 mm, 16 mm, 8 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm et < 1 mm) permet d'extraire les fractions granulométriques qui sont séparées et pesées au g près. La composition du substrat peut être décrite en utilisant le diamètre géométrique moyen des particules pour chaque site de prélèvement (Chapman, 1988). Afin de quantifier la perméabilité et la porosité du substrat, Lotspeich & Everest (1981) ont créé le Fredle index (f_i):

$$F_i = d_g / S_o$$

Où d_g est le diamètre géométrique moyen des éléments du substrat et $S_o = (d_{75}/d_{25})^{1/2}$, d_{75} et d_{25} étant les tailles de mailles aux 75^{ème} et 25^{ème} percentiles du poids cumulé du substrat.

2.4.3 Relevés de températures:

En milieu aquatique, la température est un élément important qui influence physiquement la dynamique des particules et qui conditionne le métabolisme des organismes vivants (Hauer, 1996). La température peut influencer la distribution des effectifs de Salmonidae à l'intérieur d'un cours d'eau, avec un nombre d'individus moins élevé dans les radiers et les endroits à température élevée (Bult *et al.*, 1999). Finalement, la température représente un facteur déterminant dans les déplacements et l'émigration des jeunes truites (Roper & Scarnecchia, 1999) ainsi que dans leurs taux et rythmes d'alimentation (Keith & Allardi, 2001).

Au cours de notre étude, la température instantanée a été relevée à 4 reprises au printemps, soit tous les 10 jours du 24 avril au 27 mai 2002, sur l'ensemble des secteurs. Le développement de la faune aquatique est fortement lié aux fluctuations annuelles de température (Hauer, 1996). Cependant, il n'a malheureusement pas été possible d'établir des relevés de températures continus sur une longue période par faute de matériel. Les mesures ponctuelles permettent toutefois d'obtenir une appréciation fiable des divergences entre secteurs (Strawczynski, SESA, comm. pers.). Par ailleurs, nous avons également mené des relevés répétés au cours d'une même journée afin de quantifier les fluctuations liées au cycle circadien. L'amplitude thermique peut, en effet, être variable selon les conditions stationnelles, en milieu éclairé ou exposé au sud. Des amplitudes journalières importantes peuvent ainsi être signalées en rivière (Crisp *et al.*, 1982). Ces relevés répétés ont été entrepris lors d'une journée à fort ensoleillement ($T^{\circ}C$ externe max : 26 °C), la première mesure ayant été effectuée en début de matinée (6-8 h) et une seconde dans l'après-midi (15-17h).

2.4.4 Relevés de luminosité:

De même que la température, l'apport en lumière est une variable critique dans la plupart des écosystèmes (Hauer, 1996). En rivière, l'intensité de la radiation solaire détermine le développement

algaire et celui de la microfaune (Hauer, 1996). Cette production primaire est particulièrement influencée par le développement de la canopée (Hill *et al.*, 1995). Pour les truites matures, la nécessité d'abris avec un fort taux d'ombrage est également soulignée par de nombreux auteurs (Haury *et al.*, 1991, Mesick, 1988). Ce facteur d'abri ombragé est interprété par Maisse (1991) comme la recherche d'une sécurité par les truites d'âge supérieur à un an.

L'emprise au sol de la canopée, et son influence sur l'apport en lumière au cours d'eau, est quantifiée par des mesures au luxmètre. Pour chaque secteur, la luminosité est relevée en temps couvert sur 4 points et est reportée à la luminosité relevée en milieu découvert. Les mesures de lumière ont été prises sur l'ensemble des secteurs en une même période de temps et en condition météo nuageuse afin de diminuer l'influence des changements de position du soleil (Prof. P. Hainard, comm. pers.). Un temps couvert permet également de restreindre les différences locales de luminosité relevées sur un même secteur du cours d'eau. La comparaison des valeurs d'intensités lumineuses relevées en milieu découvert permet d'attester de la précision de la méthode.

2.4.5 Relevés écomorphologiques du cours d'eau et hétérogénéité du milieu :

Avec l'objectif de standardiser les études d'appréciation de l'état naturel des cours d'eau, l'OFEFP (1998) a édité une méthodologie appliquée à la recherche régionale. Lors d'une inspection en rivière, un nombre restreint de critères est relevé pour des données concernant l'hydromorphologie, les mesures techniques entreprises dans le cours d'eau et sur ses berges, ainsi que les conditions environnementales. Ces informations concernent la largeur du cours d'eau et sa variabilité, l'aménagement du lit et l'enrochement du pied de la berge, la nature et la largeur des rives, ainsi que les perturbations de la continuité (OFEFP, 1998).

L'évaluation écomorphologique du Boiron a été menée durant l'hiver 2001-2002 sur les 19 secteurs considérés pour l'étude piscicole (Tacheron, 2002). Des points sont attribués à chaque secteur, pour différents critères, en fonction de leur niveau naturel (par ex. degré d'endiguement, variabilité de la largeur du lit mouillé). Pour un niveau d'intervention équivalent, un aménagement du fond du lit est par exemple évalué de façon plus négative qu'un aménagement du pied de berge. Dans notre analyse écologique du cours d'eau, les facteurs variabilité de la largeur du lit mouillé, aménagement du fond du lit, renforcement du pied de la berge et largeur et nature des rives sont ainsi quantifiés et considérés au même titre que les autres paramètres écologiques relevés. Pour une description précise de la méthode, voir OFEFP-Ecomorphologie niveau R (1998).

2.4.6 Profondeur du cours d'eau :

Des études récentes ont permis de mettre en évidence l'importance des fosses et des débris ligneux comme facteur de variabilité d'un cours d'eau affectant les densités des jeunes cohortes de truites fardées (*Oncorhynchus clarki*) et de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Roni & Quinn, 2001). Mäki-Petäys *et al.*, (1999) ont également relevés chez *Salmo trutta* des courbes de préférence estivale et hivernale en relevant comme paramètres déterminants la profondeur du cours d'eau et la nature du substrat. Le dénombrement des dépressions dans le lit du cours d'eau permet d'apprécier de façon quantitative un milieu favorable au développement de la truite (Baglinière, 1991). Dans notre étude, la hauteur maximale de ces dépressions et la profondeur moyenne du cours d'eau sont relevés pour chaque secteur.

2.4.7 Indices RIVAUD et physico-chimiques:

Les indices RIVAUD (Rivers of Vaud, Lang & Raymond, 1995) et IBGN (AFNOR, 1985), permettent d'évaluer la qualité générale d'un cours d'eau au moyen d'une analyse de la microfaune benthique qui est considérée comme une expression synthétique de cette qualité générale. Une relation inverse peut être montrée entre la diversité des communautés benthiques et l'augmentation de la teneur en micro-polluants d'un cours d'eau (Petersen, 1992). En 1998 et 1999, 55 pesticides ont été recherchés dans l'eau de 4 sites du Boiron de Morges (Fontaine-aux-chasseurs, Moulin de Villars, Moulin de Lussy, Tolochenaz). Un indice de pollution PESTRIV (indice de contamination par les pesticides dans les rivières vaudoises) a été calculé pour chaque site en combinant la fréquence et la concentration des 13

pesticides les plus répandus (Lang *et al.*, 2000). Cet indice est négativement corrélé à la diversité du zoobenthos, en particulier celle des espèces sensibles (Lang *et al.*, 2000). Appliquées comparativement en différents points d'un cours d'eau, ces analyses permettent donc d'évaluer, dans la limite de leur sensibilité, l'effet d'une perturbation sur le milieu récepteur.

Les indices RIVAUD et IBGN du Boiron de Morges ont été déterminés par le Service des eaux, Sols et Assainissement (SESA) du canton de Vaud en 1996, 1999, 2000 et 2001. Pour chacun des secteurs, les indices ont été établis à partir de la diversité benthique relevée en février et avril de chaque année. Un indice annuel global pour un secteur peut être obtenu en cumulant la diversité observée lors des deux relevés. Les valeurs considérées dans cette étude se réfèrent à cet indice RIVAUD, ou IBGN, cumulé.

2.4.8 Ressources trophiques:

Afin de compléter les données RIVAUD et IBGN du SESA, la biomasse benthique du Boiron de Morges a été quantifiée sur les différents secteurs. Cette approche conjointe de la qualité de l'eau, exprimée par la diversité de la faune benthique, et de la productivité du milieu nous permettra ainsi d'évaluer au mieux qualitativement et quantitativement les ressources disponibles. En effet, la quantité de biomasse est directement liée à la quantité d'énergie disponible au peuplement benthique, un gramme de matière sèche correspondant à 21 kilojoules (Neveu, 1991). L'approche des quantités de nourriture disponible pour les truites au niveau du benthos peut s'effectuer par diverses méthodes (Neveu, 1991). La plus courante, utilisée lors de nos relevés, consiste en des prélèvements normalisés de la faune en place à l'aide filets (type SURBER) à mailles fines (0,25 mm) (Hauer, 1996). La faune benthique a été relevée en début avril, avant la crue de printemps durant la même période que les investigations menées par le SESA (Lang et Reymond, 1995). Pour chaque station, le filet SURBER a été placé en 4 endroits du cours d'eau, son ouverture basale (30 x 30 cm²) posée sur le fond. Les invertébrés sont délogés en remuant le substrat avec le pied (Lang *et al.*, 2000). Les organismes prélevés sont immédiatement conservés dans de l'éthanol à 70 % (Hauer, 1996). Les invertébrés sont séparés des matières organiques et des sédiments par tamisages puis asséchés en étuve à 60°C pendant 24 h (Hauer, 1996). Le poids sec de la faune benthique est mesuré et calculé au m² pour chaque station.

2.5 Analyse en composantes principales des secteurs relevés :

Afin d'étudier un éventuel regroupement des secteurs en fonction des variables écologiques relevées, une analyse en composante principale est appliquée.

Cette analyse nous permet de concentrer la plus grande partie possible de l'information dispensée par nos variables écologiques quantitatives continues dans de nouvelles variables « synthétiques » et indépendantes entre elles, les composantes principales. Nos variables étant très hétérogènes, nous donnons une valeur unitaire à la variance de chaque variable en utilisant une matrice de corrélation pour l'évaluation des composantes. Puisque les composantes principales sont indépendantes entre elles, leur covariance sera par définition nulle. A partir de ce système, nous pouvons alors calculer les scores donnant les valeurs de chaque descripteurs pour chaque composante. En considérant les composantes qui expriment le plus de variance du système, nous pouvons ainsi représenter les effets conjoints des descripteurs sur un plan à deux dimensions.

2.6 Modèles prédictifs de la densité des truites :

2.6.1 Analyses GLM :

Les techniques d'analyses par GLM (Generalized Linear Models) sont fréquemment utilisées dans les modélisations de distribution spatiales d'espèces et de communautés (Guisan *et al.*, 1998, Guisan & Zimmermann, 2000; Scott *et al.*, 2002). Les GLM sont des extensions mathématiques de modèles linéaires standards permettant d'établir des combinaisons linéaires entre des prédicteurs catégoriels ou continus ayant différents types de distributions (Guisan *et al.*, 2002). Pour les études d'effectifs ou de densités, les GLM les plus largement utilisés sont les modèles log-linéaires (Guisan *et al.*, 2002). Un

tel modèle log-linéaire est appliqué pour expliquer les densités de truites par secteur par les variables écologiques continues et catégorielles. Le modèle prédictif sur la densité des truites a pour objectif de mettre en évidence les paramètres écologiques importants pour un développement efficace des populations. Nos analyses sont menées sur les densités de l'ensemble des truites par secteur puis distinctement pour chaque classe d'âge.

Sur l'ensemble des secteurs, chacune des 18 variables biologiques, écologiques et écomorphologiques relevée est testée par régression *vs.* la variable réponse qui est représentée par la densité de truites.

Pour les paramètres dont les mesures ne sont pas significativement différentes entre les différents relevés, la moyenne est retenue. Pour les relevés de biomasses benthiques qui sont plus importants en avril qu'en juin, seul le premier relevé, qui présente une diversité maximale entre les secteurs, est considéré.

Les variables dont la valeur *p* de régression est inférieure à 0.25 sont classées par ordre croissant de leur variance expliquée et considérées dans une analyse de régression *stepwise backward* (Guisan *et al.*, 1998). Cette analyse enlève successivement les variables en commençant par celles qui expliquent le moins de variance de la variable réponse et compare les modèles simplifiés aux modèles de niveaux supérieurs. Si les modèles ne sont pas significativement différents, la variable enlevée est rejetée. Au contraire, si les modèles sont significativement différents, la variable soustraite est maintenue et la variable suivante est enlevée, et ainsi de suite. La comparaison statistique des modèles se base à la fois sur la variance expliquée par les modèles et leurs nombres de paramètres. Les paramètres conservés par l'analyse et dont le coefficient est significatif ($p < 0.05$) permettent finalement d'établir un modèle prédictif. Ces coefficients de pondération sont donnés à titre indicatif, le signe permet d'en apprécier la contribution positive ou négative à la variable réponse.

2.6.2 Validation des modèles :

L'évaluation du modèle log-linéaire est effectuée par permutation de la variable réponse entre les différents secteurs. Pour chaque paramètre retenu par GLM, 100 permutations sont effectuées et pour chaque permutation, la variance expliquée par le paramètre est recalculée. La variance expliquée par le modèle initial est ensuite comparée aux variances expliquées après chaque permutation. Un modèle est considéré comme robuste si, pour chaque paramètre, la déviance expliquée lors des permutations est inférieure à celle obtenue dans le modèle initial pour 95% des cas (seuil de 5%). Cela permet en définitif de vérifier que les paramètres retenus par les modèles ne le sont pas au hasard et expliquent une part de déviance significative de la variable réponse.

3 - Résultats

3.1 Analyse de la croissance des truites

3.1.1 Scalimétrie :

De 1997 à juillet 2002, l'âge des poissons capturés a été déterminé dans le 85-90% des cas par scalimétrie, soit sur 1315 poissons en tout. Sur la base des écailles mesurées, une régression linéaire entre la longueur des poissons et le rayon de l'écaille est établie (figure 3). Le modèle linéaire tient compte de 96 % de la variance et permet ainsi un ajustement précis de la croissance ($p < 0.01$). L'ordonnée à l'origine de la formule de régression est significative ($p < 0.01$) et est utilisée dans la formule de rétro-calcul pour l'ajustement individuel des pentes. Nous pouvons alors évaluer la longueur des poissons à chaque saut d'âge avant le moment de capture, en fonction des distances du centre de l'écaille aux annulis.

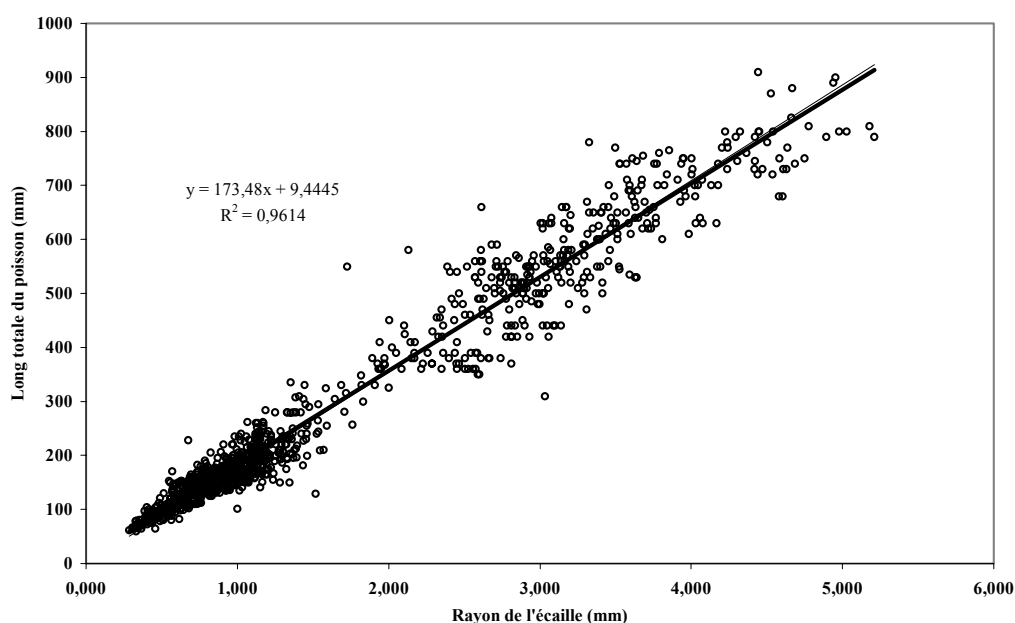


Figure 3. Relation écaïlle-longueur et équation de régression.

3.1.2 Analyse de croissance des relevés de juillet (secteurs aval, 1998 – 2001) :

Pour l'ensemble des relevés de juillet, l'analyse des tailles des poissons s'est effectuée en comparant les croissances entre secteurs et secondairement entre années pour les classes d'âge 0+, 1+ et 2+. Pour les classes d'âge 1+ et 2+, les analyses se sont faites en considérant uniquement les données brutes, c'est-à-dire les tailles mesurées lors de la capture, et en intégrant les données rétro-calculées.

Sur la partie aval du Boiron, l'analyse des tailles observées pour les classes d'âge 0+, 1+ et 2+ ne nous permet pas de mettre en évidence des différences de croissance entre secteurs (Anova, $p > 0.05$; Tableau 1, Annexe 1). Des résultats similaires sont obtenus en considérant les tailles rétrocalculées pour les classes d'âge 1+ et 2+ (Anova, $p > 0.05$; Tableau 1, Annexe 1).

Au contraire, l'analyse des tailles observées entre années permet de constater des différences de tailles significatives pour les classes d'âge 0+, 1+ et 2+ (Anova, $p < 0.05$; Tableau 1, Annexe 1). Là-aussi, des résultats similaires sont obtenus en considérant les tailles rétrocalculées pour les classes d'âge 1+ et 2+ (Anova, $p < 0.05$; Tableau 1, Annexe 1).

3.1.3 Analyse de croissance des relevés de novembre (secteurs aval, 1998 – 2000) :

De même que pour les relevés de juillet, l'analyse des tailles des poissons relevés en novembre s'est effectuée en comparant les croissances entre secteurs et secondairement entre années pour les classes d'âge 0+, 1+ et 2+. Pour les classes d'âge 1+ et 2+, les analyses se sont faites en considérant uniquement les données brutes et en considérant les données rétrocalculées (Anova, $p > 0.05$; Tableau 1, Annexe 1).

De façon similaire aux relevés de juillet, les tailles observées des truites d'âge 0+, 1+ et 2+ sont significativement différentes d'une année à l'autre (Anova, $p < 0.05$; Tableau 1, Annexe 1). Les mêmes résultats sont obtenus avec les données rétrocalculées (Anova, $p < 0.05$; Tableau 1, Annexe 1).

De façon similaire pour les relevés de juillet et novembre, le suivi piscicole mené sur la partie aval du Boiron de Morges dès 1998 permet ainsi d'observer des différences de croissance des truites en fonction de leur cohorte. La distribution spatiale des truites dans la partie aval du cours d'eau ne semble par contre pas influencer le taux de croissance des poissons. Dans les analyses de croissance, il est donc possible de considérer globalement, pour chaque période de relevé, l'ensemble des individus mesurés.

Tableau 1. Comparaisons des tailles observées et retro-calculées entre années (1998-2001) et entre secteurs (secteurs aval du Boiron, 1-8). Les croissances sont généralement similaires entre secteurs et distinctes entre années, les exceptions étant indiquées en gras. Globalement, les mêmes résultats sont obtenus en considérant les tailles observées et en intégrant les tailles retro-calculées.

Age	Relevés d'été, comparaison entre secteurs (tailles obs.)	Relevés d'été, comparaison entre secteurs (tailles retro-calculées.)	Relevés d'automne, comparaison entre secteurs (tailles obs.)	Relevés d'automne, comparaison entre secteurs (tailles retro-calculées.)	Relevés d'été, comparaison entre années (tailles obs.)	Relevés d'été, comparaison entre années (tailles retro-calculées.)	Relevés d'automne, comparaison entre années (tailles obs.)	Relevés d'automne, comparaison entre années (tailles retro-calculées.)
0+	$p > 0.05$ $p = 0.02$ (1998)	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$
1+	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$ $p = 0.05$ (1999)	$p > 0.05$	$p = 0.08$	$p < 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$
2+	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$	$p < 0.05$

L'analyse de croissance entre années s'est menée avec un échantillon d'individus plus conséquent que pour les comparaisons entre secteurs. Un test de puissance (Zar, 1994) mené sur les variances entre groupes et résiduelles des ANOVA pratiquées entre secteurs permet d'évaluer le risque d'erreur statistique de type II. La puissance des ANOVA entre secteurs est estimée entre 0.80 et 0.67. Il existe donc une probabilité comprise entre 20 % et 33 % que nous n'ayons pas détecté une différence significative alors qu'il y en avait une. Cette probabilité est relativement faible et il n'apparaît donc définitivement pas nécessaire d'élaborer des matrices de relations longueur-âge distinctes entre secteurs.

Des test post-hoc de Tukey nous permettent d'observer que les différences de tailles observées entre années ne se situent pas constamment entre les mêmes périodes de relevés pour les différentes classes d'âges. En conclusion, les différences de croissances constatées entre années nous mène à créer pour chaque période de relevé (groupement des secteurs), une matrice de relation âge-longueur avec les individus dont les écailles ont pu être mesurées par scalimétrie. Ces matrices, sont alors appliquées aux individus échantillonnés dont la longueur a été mesurée mais dont il n'est pas possible de donner l'âge par scalimétrie. Ces problèmes de lecture correspondent entre 10-15% des poissons pour chaque période de relevé (écailles régénérées, illisibles ou non prélevées).

3.1.4 Analyse de croissance des relevés de novembre 2001 et juillet 2002:

En novembre 2001, les relevés par pêche électrique ont été menés sur l'ensemble du Boiron. Les classes d'âges 0+ et 1+ présentent des différences de croissances significatives entre certains secteurs (ANOVA, $F_{13,95} = 4.99$, $p < 0.01$). Un test post-hoc de Tukey, nous permet d'observer que, de façon semblable aux années précédentes, les truites des secteurs aval ne présentent pas de différences au niveau de la croissance. Les différences significatives s'observent sur les paires de secteurs 1-15, 1-18, 3-15, 3-18, 4-18, 11-18, 13-15 et 13-18 pour la classe d'âge 0+ et entre les secteurs 1-15 et 13-15 pour la classe d'âge 1+ (Tableau 2). Les poissons de la classe 2+ ne présentent, pour leur part, pas de différences entre les secteurs. Cependant, nous avons comparé l'attribution des âges avec les matrices distinctes entre secteurs et une matrice globale établie sur les secteurs regroupés. Un test de vraisemblance permet d'observer que les structures démographiques (fréquences des individus par classes d'âges pour chaque secteur) obtenues par les deux méthodes d'attribution d'âge donnent des résultats tout à fait similaires (Goodness-of-fit, G – likelihood ratio test : $G_{3,362} = 0.227$, $p = 0.96$). Il n'apparaît donc finalement pas nécessaire d'établir une distinction entre les croissances mesurées dans les différents secteurs.

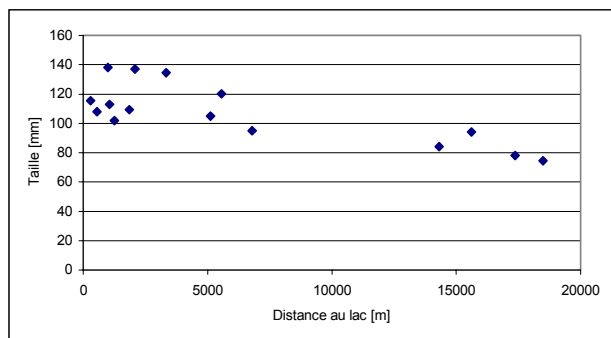
En juillet 2002, le nombre de poissons analysés par scalimétrie a été restreint du fait que sur les 693 poissons relevés 550 étaient déjà marqués et mesurés en novembre 2001 ou étaient des juvéniles de l'année. De même qu'en novembre 2001, l'âge des autres truites a pu être lu dans la plupart des cas (94%) et évalué par une matrice de relation longueur-âge pour les poissons restant (voir Annexe 2).

Tableau 2. Relevés sur l'ensemble du Boiron: comparaison des tailles observées entre secteurs. ANOVA, $F_{13,95} = 4.99$, $p < 0.01$. Un test post-hoc de Tukey permet de mettre en évidence des différences significatives entre certains secteurs pour les classes d'âge 0+ et/ou 1+ (pour les résultats significatifs, le secteur présentant des tailles plus faibles est noté en gras).

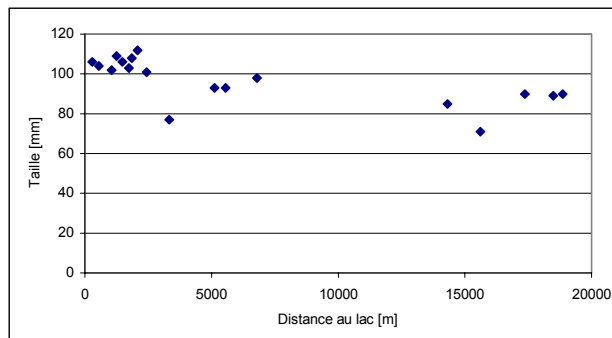
Secteurs	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
1																				
2	NS																			
3	NS	NS																		
4	NS	NS	NS																	
5	NS	NS	NS	NS																
6	NS	NS	NS	NS	NS															
7	NS	NS	NS	NS	NS	NS														
8	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS													
9	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS												
10	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS											
11	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS										
12	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS									
13	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS								
14	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS							
15	*** 0+ et 1+	NS	*** 0+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*** 0+ et 1+	NS					
16	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS				
17	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS			
18	*** 0+	NS	*** 0+	*** 0+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*** 0+	NS	*** 0+	NS	NS	NS	NS	NS		
19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Nous avons vu que s'il existe des différences significatives de croissances entre certains secteurs, ces différences ne concernent cependant pas clairement des différences entre secteurs amont et aval. Il semble donc pas qu'il y ait de différence de croissance entre des groupements de secteurs amont et aval. Les secteurs en aval de la STEP de Lully (secteur 5) sont peuplés de truites issues de la fraie naturelle et surtout de la fraie des géniteurs lacustres (Rubin, 2001). Les truites relevées en amont sont issues de truites résidentes. Nos résultats ne permettent donc pas de mettre en évidence des différences de croissance significatives entre les poissons issus des deux morphes.

Les résultats présentés ci-dessus nous montrent que, par analyse de variance, les différences de tailles des truites à l'intérieur des secteurs et entre les secteurs ne sont pas significativement différentes. En considérant la taille moyenne des truites par secteur, nous pouvons toutefois relever une bonne corrélation entre la distance au lac et la croissance moyenne pour les classes d'âge 0+ (Spearman's rank test: $z = -2.25$, $p = 0.02$, $\rho = -0.62$) et 1+ (Spearman's rank test: $z = -2.04$, $p = 0.04$, $\rho = -0.49$). La croissance des truitelles suit donc un gradient altitudinal et devient plus importante à proximité de l'embouchure (figure 4).



a)



b)

Figure 4. Relevés de novembre 2001. Corrélation entre la distance au lac et la taille moyenne des truites d'âge 0+ a), (n = 15) et d'âge 1+ b), (tailles rétrocalculées, n = 18).

Nous avons également constaté que le nombre de poissons augmente dans les secteurs situés dans la partie amont du Boiron (figure 6). Puisque le taux de croissance peut dépendre du nombre d'individus se partageant un même habitat (croissance densité-dépendante) ainsi que de la capacité compétitive des individus, nous avons évalué la relation entre la croissance et le nombre d'individus simultanément à la biomasse piscicole. L'influence de la biomasse n'étant pas significative ($t_{1,11} = 0.44$, $p = 0.67$), cette variable a été supprimée et la régression a été refaite en tenant compte uniquement du nombre d'individus. La croissance est effectivement plus faible lorsque la densité de poissons est plus importante (Regression croissance ~ Nind: coefficient de régression : -0.003 ; $F_{1,12} = 8.22$, $p = 0.014$, $R^2 = 0.43$). La même relation ne peut cependant être vérifiée pour les poissons d'âge 1+ mais la même tendance peut être observée (Regression multiple croissance / Nind + biomasse piscicole : $F_{2,15} = 2.45$, $p = 0.09$, $R^2 = 0.26$). Nous pouvons donc observer une forte corrélation entre la densité et la croissance, avec des individus de plus petites tailles en amont de la rivière alors même que les ressources en faune benthique sont plus importantes dans cette partie du cours d'eau (voir ci-dessous). Les relevés écologiques menés sur l'ensemble du cours d'eau (chapitre 3.3) et l'analyse en composante principale menées sur les secteurs échantillonnés (chapitre 3.4) démontrent qu'un ensemble de paramètres physiques (températures, débit,..) sont également corrélés avec la distance au lac. En plus d'un phénomène de densité-dépendance, il convient donc de souligner que des paramètres climatiques peuvent aussi influencer la capacité de croissance des truites.

3.2 Évaluation de l'effectif piscicole

3.2.1 Effectifs estimés et densités:

Les deux pêches électriques successives et la détermination de l'âge des poissons capturés a permis d'estimer, par l'application de la removal method, un nombre d'individus par classe d'âge dans chaque secteur (voir Annexe 3 : densités par secteurs). Les effectifs estimés par secteurs sur la partie aval du Boiron peuvent être étendus sur les tronçons correspondant en fonction de la surface de ceux-ci. (voir Annexe 6 : Nombre d'individus par tronçons).

En considérant le nombre d'individus théorique présent dans la rivière entière (somme des effectifs par tronçons, figure 5), les régressions des effectifs de chaque classe d'âge en fonction du temps, pour le mois de novembre, ne sont pas significatives (0+ : $R^2 = 0.62$, $p = 0.17$; 1+ : $R^2 = 0.56$, $p = 0.15$; >1+ : $R^2 = 0.85$, $p = 0.09$). Nous pouvons toutefois noter que le nombre d'années à disposition (4 années) est particulièrement faible, des valeurs de probabilités inférieures à 20% suggèrent donc tout de même un certain effet temporel. Les coefficients de régression étant négatifs (0+ : $y = 208 - 63.7 x$; 1+ : $y = 95.4 - 23.6 x$; >1+ : $y = 64.3 - 20.2 x$), il semble que les populations de truites soient en diminution dans le Boiron. Les relevés de juillet ne permettent cependant pas de soutenir cette hypothèse (0+ : $R^2 = 0.21$, $p = 0.47$; 1+ : $R^2 = 0.36$, $p = 0.10$; >1+ : $R^2 = 0.74$, $p = 0.08$). Les effectifs de 0+ relevés en juillet sont très fluctuants et ne présentent pas de corrélation entre les périodes de relevés d'été et d'automne (Spearman's rank test, $p = 0.35$). Ce résultat indique la présence d'un mécanisme externe de régulation des jeunes truitelles durant la phase de développement estivale. Pour les classes d'âges 1+ et >1+, les effectifs présentent une légère tendance à la diminution. Cette tendance est toutefois non-significative en raison du faible nombre d'années à disposition (1+ : $R^2 = 0.32$, $p = 0.22$; >1+ : $R^2 = 0.73$, $p = 0.18$).

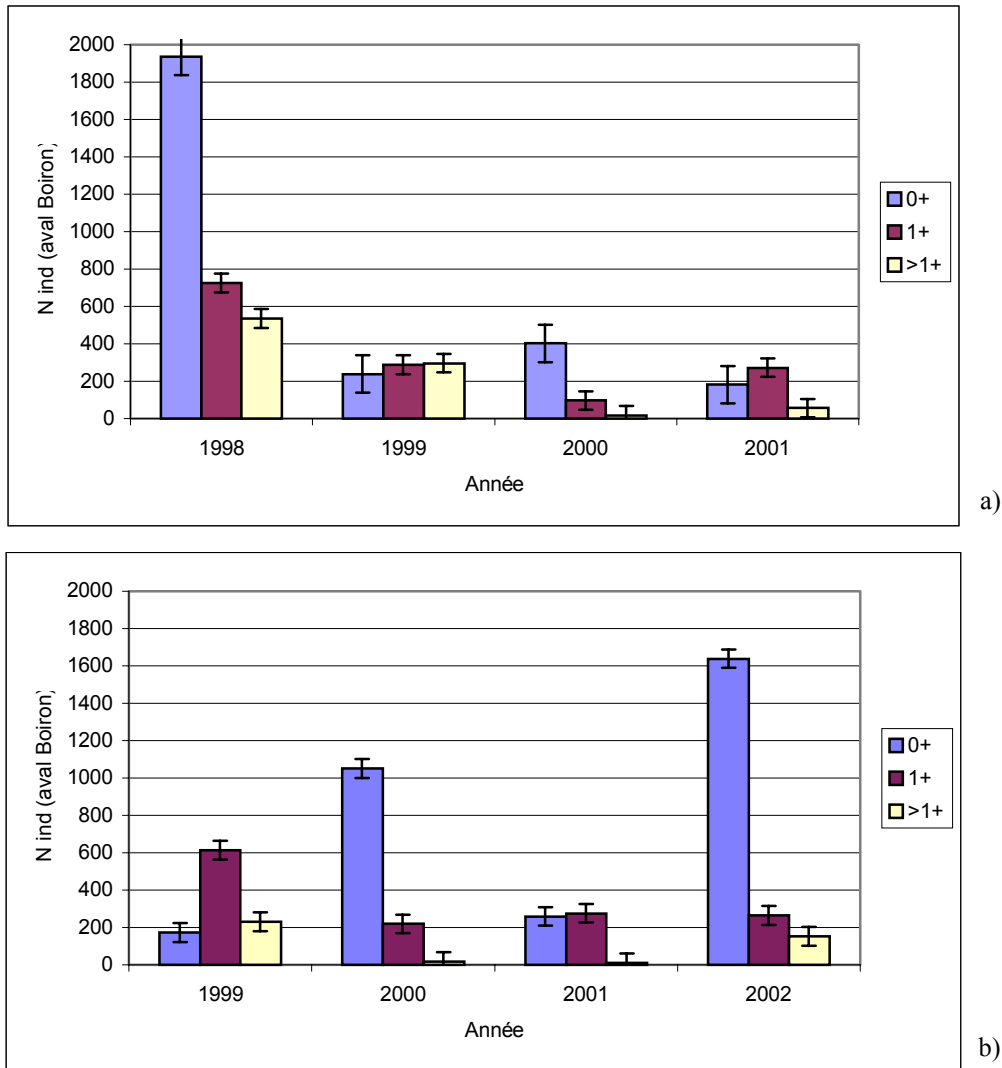


Figure 5. Population totale de truites estimée dans la partie aval du Boiron de 1998 à 2002 (0+, 1+ et > 1+). a) relevés de novembre, b) relevés de juillet.

Les pêches électriques de novembre 2001 et de juillet 2002 réalisées sur l'ensemble du Boiron nous permettent d'avoir une vue d'ensemble de la population de la rivière après l'arrêt du repeuplement. Pour novembre 2001, les effectifs totaux du Boiron sont estimés à 3830 ± 231 0+, 2553 ± 159 1+ et 1035 ± 82 >1+. Soit globalement, un effectif piscicole estimé à 6712 ± 472 truites dans le Boiron lors de ces relevés. Pour juillet 2002, les effectifs totaux par tronçons sont estimés à 8763 ± 715 0+, 3124 ± 129 1+ et 1428 ± 100 >1+. L'effectif de truites présent dans le Boiron en juillet 2002 atteint ainsi un nombre théorique de 14022 ± 440 individus.

Les pêches en novembre 2001 et juillet 2002 menées sur l'ensemble du Boiron permettent de visualiser la répartition des poissons entre les secteurs (figure 6). On constate que les truites sont fortement concentrées dans les secteurs en amont du Boiron, à l'exception d'un nombre important de 0+ à proximité de l'embouchure en juillet 2002 (figure 6a). En effet, en novembre, 55 % des effectifs sont concentrés dans la partie amont du Boiron, du Boironnet à la source (figure 7). Cette concentration en amont est même particulièrement marquée pour les truitelles, le 75 % des 0+ se trouvant dans la partie supérieure du cours d'eau. Les effectifs relevés en juillet 2002 suivent une distribution relativement plus étendue que ceux de novembre 2001, notamment pour la classe d'âge 0+ (figure 6b). En effet, seul 28% de l'ensemble des 0+ relevés en juillet 2002 sont concentrés dans la partie amont du cours d'eau, du Boironnet à la source (figure 7), mais tout de même à 76% au dessus du Moulin de Lussy (Figure 6b). La différence de distribution des effectifs de truitelles entre l'été et

l'automne suggère un mécanisme de régulation externe des populations survenant durant l'été. Ces résultats renforcent ainsi l'hypothèse de régulation émise dans la comparaison des effectifs de truitelles entre les saisons de relevés sur la partie aval du cours d'eau (figure 5).

Nous pouvons encore signaler qu'en réponse aux effectifs importants de 0+ relevés dans les secteurs amont en novembre 2001, un grand nombre d'individus de la classe d'âge 1+ ont été retrouvés dans cette partie de la rivière en juillet 2002. Finalement, les individus sédentaires matures de >1+ suivent une répartition assez uniforme sur l'ensemble des secteurs situés au-dessus du moulin de Lussy, c'est-à-dire inaccessible aux géniteurs lacustres.

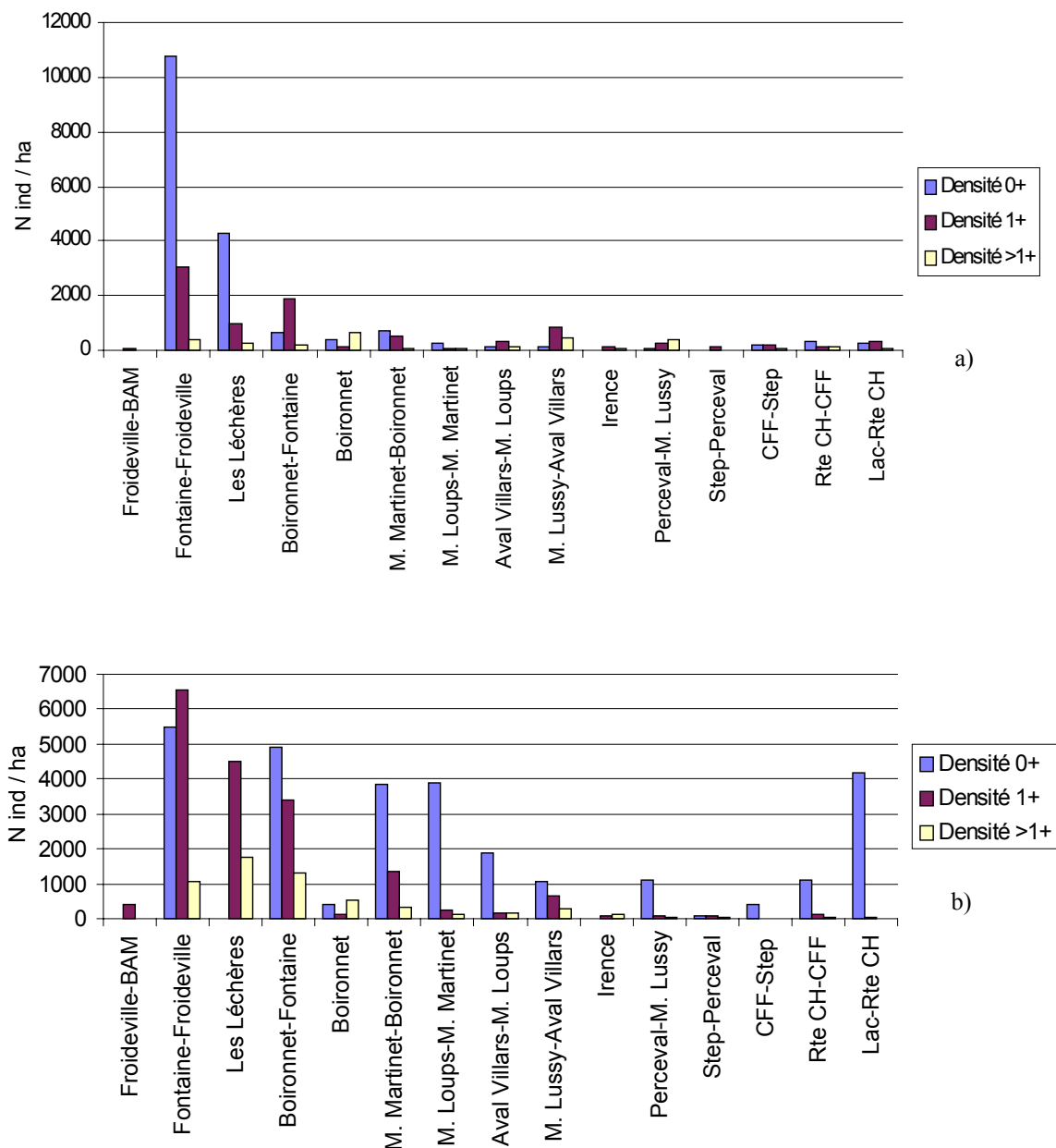


Figure 6. Densités estimées par tronçons de l'embouchure à la source du Boiron (0+, 1+ et > 1+). a) novembre 2001, b) juillet 2002.

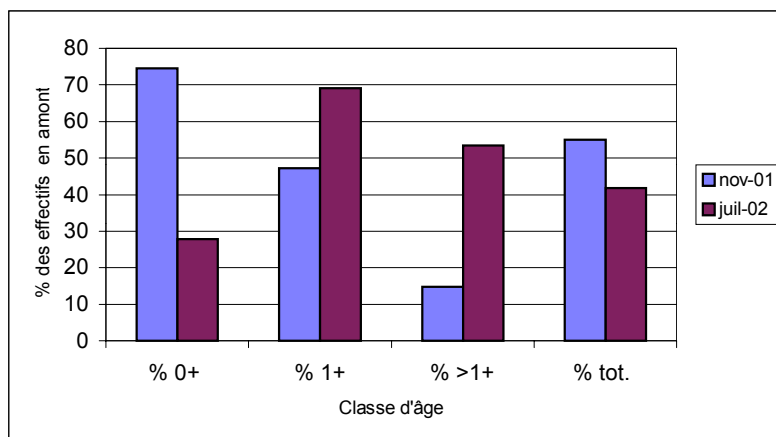


Figure 7. Pourcentage des effectifs 0+, 1+, >1+ et totaux présents dans la partie supérieure du Boiron de Morges (du Boironnet à la source). Relevés de novembre 2001 et juillet 2002.

3.2.2 Taux de recrutement :

Le taux de recrutement des secteurs échantillonnés est la résultante des phénomènes d'immigration/émigration et de naissance/mortalité. Le suivi des effectifs par cohorte des secteurs aval (Annexe 6) permet de calculer leur taux de recrutement entre chaque période de relevé (tableau 3). L'évolution des effectifs des cohortes suivies dès leur naissance, est également visualisée sur la figure 8. Le nombre d'années à disposition ne nous permet cependant pas encore d'évaluer de façon claire les tendances de recrutement pour les différentes classes d'âge. Nous pouvons toutefois relever que ces taux dépendent à la fois du taux de mortalité des populations en aval et d'immigration/émigration. Ainsi, si l'immigration est forte, les taux de recrutement peuvent dépasser la valeur unitaire. Les taux de recrutement élevés ou supérieurs à 1 (0+, cohorte 1999 ; 1+ cohorte 2001) permettent de relever les afflux de poissons issus de la dévalaison des secteurs amont. Comme nous l'avons vu, la reproduction des sédentaires se situe essentiellement dans la partie amont du cours d'eau et la dévalaison des alevins peut fortement influencer les effectifs enregistrés en aval. Les relevés menés en novembre 2001 et juillet 2002 permettent, par ailleurs, d'évaluer un premier taux de survie pour la classe d'âge 1+ (0.82) et les truites de plus d'un an (0.72) sur l'ensemble du cours d'eau.

Pour l'ensemble des cohortes, les taux de recrutements calculés en aval pour les hivers et les étés successifs ne dépendent pas significativement de l'année (ou saison), ni de l'âge (two-way ANOVA avec interaction : année : $F_{4,7} = 0.62$, $p = 0.66$; âge : $F_{1,7} = 0.07$, $p = 0.80$; interaction : $F_{4,7} = 1.86$, $p = 0.22$).

Tableau 3 -Table de recrutement 1997-2002 établie pour les cohortes 0+, 1+ et > 1+.

Synthèse par tronçon	1er été (juil-nov)	1er hiver (nov-juil)	2ème été (juil-nov)	2ème hiver (nov-juil)	3ème été (juil-nov)
	0+	1+	1+	>1+	>1+
Cohorte 1997				0,317	1,288
Cohorte 1998		0,317	0,470	0,063	0,985
Cohorte 1999	1,381	0,920	0,443	0,307	0,879
Cohorte 2000	0,383	0,687	0,987	0,56	
Cohorte 2001	0,705	1,226			

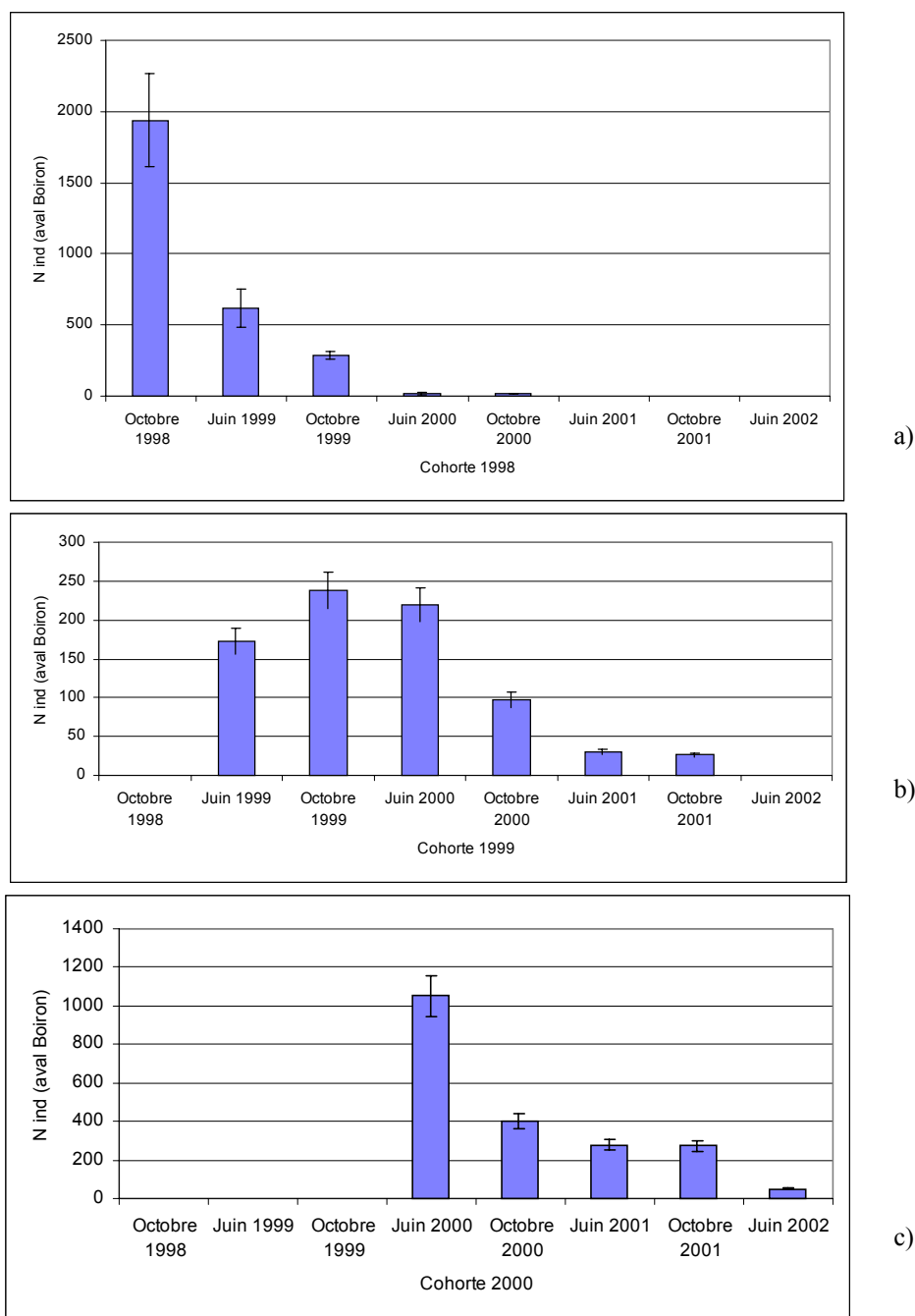


Figure 8. Evolution des effectifs par cohorte : a) cohorte 1998, b) cohorte 1999 et c) cohorte 2000.

3.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites

3.3.1 Relevés écologiques :

La biomasse benthique, la température (instantanée et fluctuations journalières), le débit, la luminosité, la granulométrie, la profondeur moyenne et maximale, le nombre de dépressions du lit et la largeur moyenne du Boiron ont été relevés du 12 avril au 2 juin 2002, à une ou plusieurs reprises. Les mesures détaillées de la granulométrie sont données dans l'annexe 5.

La biomasse benthique a été quantifiée à deux reprises, en début avril et en juin. La période hivernale correspond au maximum de développement de la microfaune (O. Reymond, comm. pers.) et c'est

effectivement lors des premiers relevés que nous avons obtenu les résultats les plus importants (figure 9).

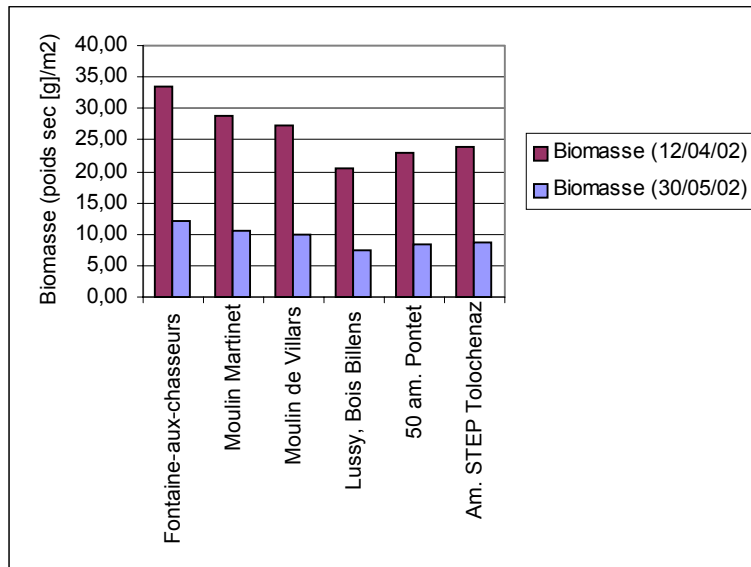


Figure 9. Biomasse benthique relevée en avril et juin 2002 sur le Boiron de Morges. Les deux distributions sont significativement différentes (Paired t-Test : $t_6 = 7.48$, $p < 0.01$).

La température instantanée a été relevée à 4 reprises, tous les 10 jours du 24 avril au 27 mai 2002 sur les 19 secteurs délimités le long du Boiron. Les moyennes de températures sur la rivière sont comprises entre 9.6 à 11.5 °C selon les périodes de relevés. Elles sont significativement différentes entre les relevés (ANOVA: $F_{3,72} = 14.07$, $p < 0.01$) sans qu'il soit possible d'observer un gradient marqué au cours du temps. D'aval en amont, nous pouvons toutefois observer un cline altitudinal (Spearman's rank test: $z = -2.64$, $p = 0.03$, $\rho = -0.52$) (figure 10) avec des différences atteignant près de 2 °C. Un même gradient peut être enregistré pour les écarts de températures journalières (figure 11). Les fluctuations de températures relevées entre le matin et l'après-midi sont en effet plus importantes dans les secteurs proches de l'embouchure (1-1.4 °C) que sur ceux en amont de la rivière (0.6 à 0.9 °C).

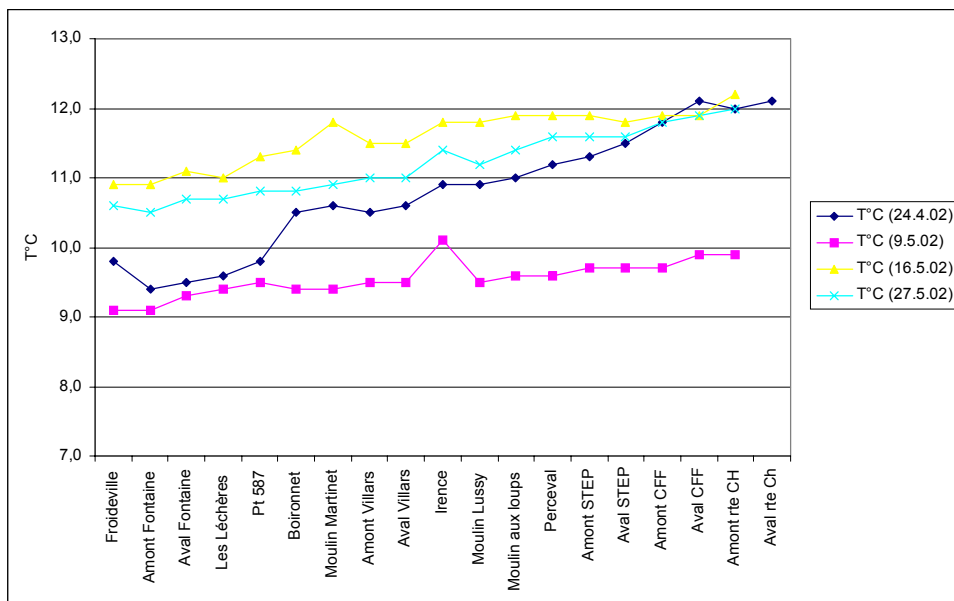


Figure 10. Températures relevées du 24 avril au 27 mai sur les 19 secteurs du Boiron. Les distributions sont significativement différentes (ANOVA: $F_{3,72} = 14.07$, $p < 0.01$) entre les périodes de relevés.

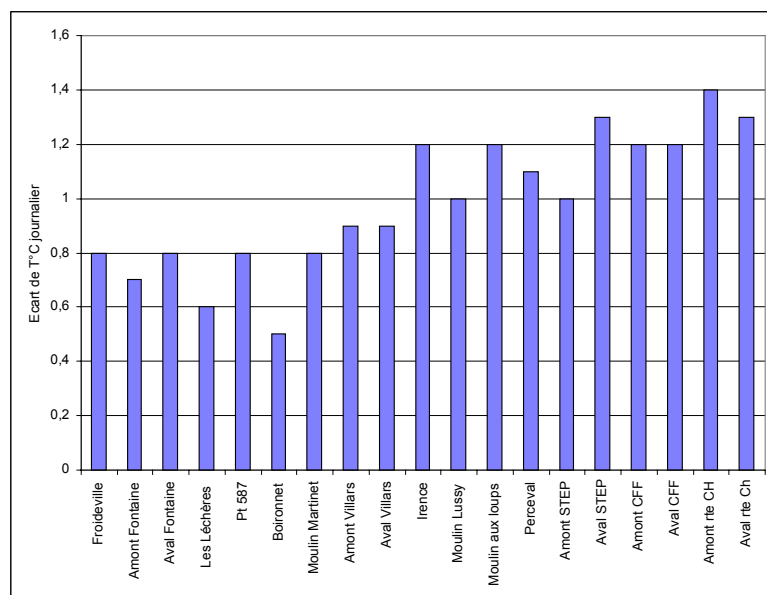


Figure 11. Ecart de températures relevés en juin entre le matin (6-8 h) et l’après-midi (15-17h) sur les 19 secteurs du Boiron.

Le rapport d’intensité lumineuse entre le lit du cours d’eau et le milieu environnant externe a été mesuré à deux reprises, en avril et juin 2002 sur les 19 secteurs retenus. Le rapport d’intensité relevé en juin est, dans la plupart des cas, légèrement plus faible qu’en avril en raison du développement de la canopée (Paired t-Test $t_{18} = 3.19$, $p < 0.01$). Entre secteurs, nous pouvons constater que les taux de luminosité les plus faibles se situent près de l’embouchure et également en amont du cours d’eau, à l’exception du secteur 19 qui est directement exposé au soleil (figure 12). L’apport en lumière du Boiron diverge essentiellement entre la partie amont du cours d’eau située en zone forestière relativement dense (luminosité minimale aux Léchères et en aval de la Fontaine-aux-Chasseurs) et la partie aval de la rivière en plaine agricole (luminosité maximale au Moulin de Lussy et en aval de Villars).

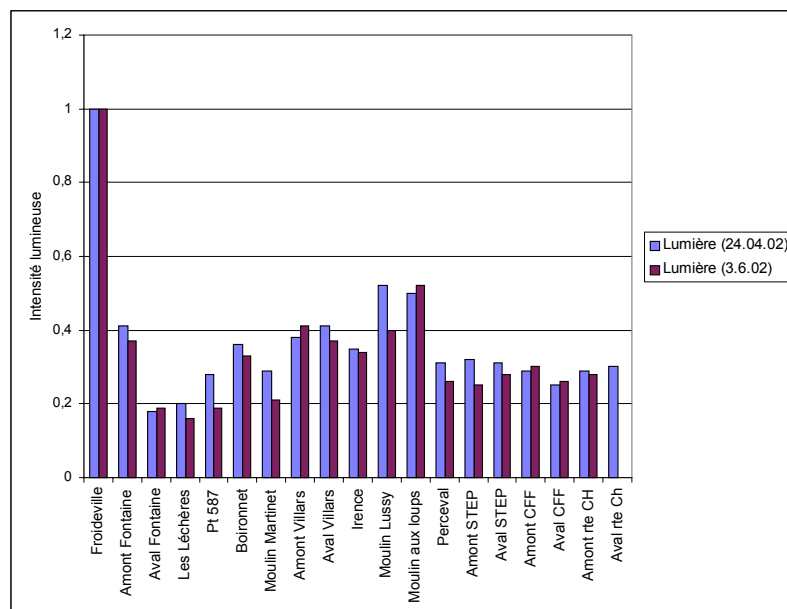


Figure 12. Intensité lumineuse relative relevée en avril et juin sur les 19 secteurs du Boiron.

La vitesse de courant a également été mesurée à deux reprises sur les 19 secteurs considérés. Le calcul du débit permet de visualiser le volume d’eau circulant dans les secteurs en avril et juin (figure 13), les

débites enregistrés n'étant pas significativement différents à ces deux périodes (Paired t-Test : $t_{18} = 0.50$, $p = 0.62$).

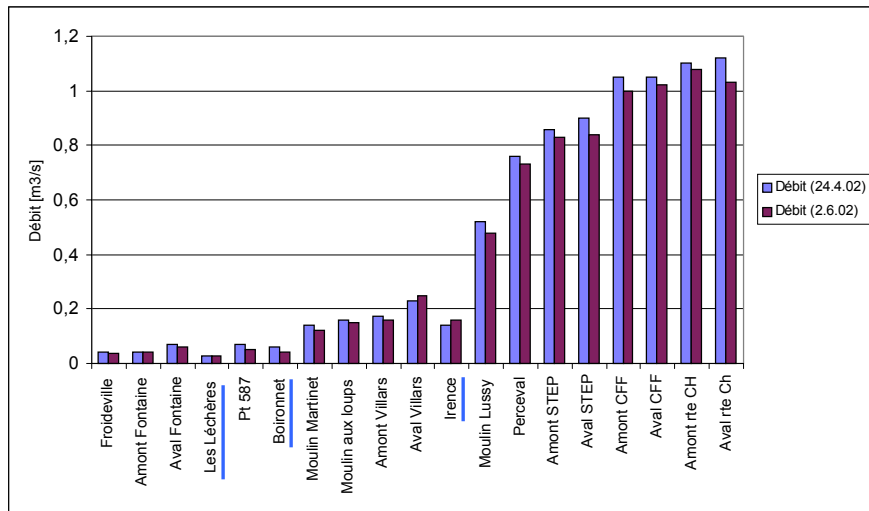


Figure 13. Débits mesurés en avril et juin sur les 19 secteurs du Boiron. A noter que les sauts de débits entre secteurs sont dus à un apport d'eau par des affluents (Ireance, Boironnet et Léchères : secteurs soulignés en bleu).

3.3.2 Indices RIVAUD et IBGN:

Les relevés menés par le SESA depuis 1996 ne permettent pas de déceler une amélioration de la qualité de l'eau du Boiron (figure 14). En effet, d'amont en aval, les indices IBGN et RIVAUD ont des valeurs similaires entre les années de relevés (IBGN, Kruskal-Wallis rank test: $K_{3,7} = 0.73$, $p = 0.87$; RIVAUD, Kruskal-Wallis rank test: $K_{3,7} = 0.96$, $p = 0.81$). Il existe, par contre, pour l'ensemble des périodes de relevés, une relation significative entre la distance au lac et les indices biotiques (p. ex. : RIVAUD 01 : Spearman's rank test: $z = 2.23$, $p = 0.02$, $\rho = 0.93$) (figure 14).

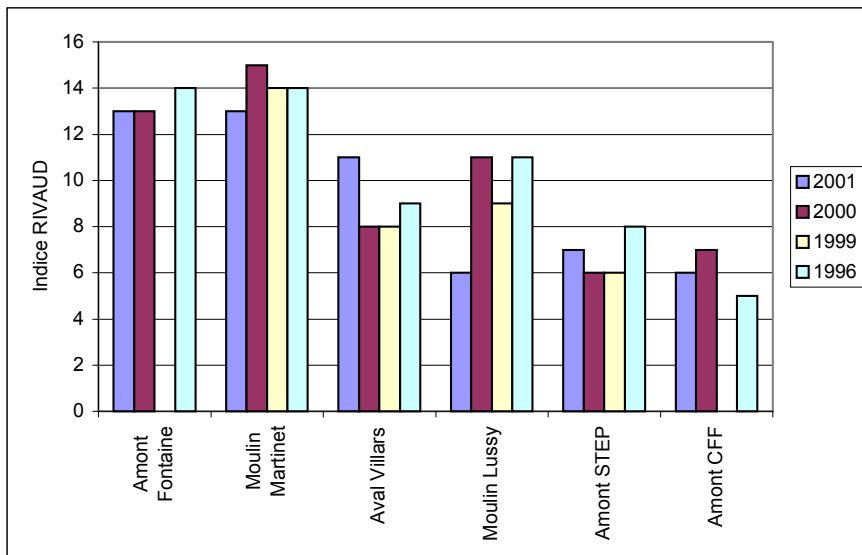


Figure 14. Indices RIVAUD mesurés par le SESA dès 1996 sur le Boiron de Morges.

Nos relevés permettent également de mettre en évidence une corrélation significative entre les indices de qualité d'eau et la densité piscicole (RIVAUD 01-densité de truites : Spearman's rank test: $z = -2.16$, $p = 0.03$, $\rho = -0.51$; IBGN 01-densité de truites : Spearman's rank test: $z = -2.51$, $p = 0.01$, $\rho = -0.59$). Cette relation n'est cependant significative que par la densité en truitelles particulièrement élevée dans le secteur de la Fontaine-aux-Chasseurs qui correspond au seul point en amont du cours

d'eau relevé par le SESA. En émettant l'hypothèse que les autres secteurs situés en amont ont une qualité d'eau similaire et en ne considérant pas le secteur 19 fortement perturbé et pauvre en faune piscicole, la corrélation entre la qualité d'eau et la densité piscicole reste cependant statistiquement valable.

3.3.3 Relevés chimiques:

Au niveau de la Fontaine-aux-Chasseurs et de Tolochenaz, l'apport en micropolluants d'origine agricoles (nitrate, phosphate, azote, potassium) a été relevé chaque année et mensuellement par le SESA de 1998 à 2001 (voir Annexe 4 : données physico-chimiques du Boiron de Morges). Quantitativement, les relevés ne permettent pas de mettre en évidence des différences significatives entre années et il est également intéressant de relever que les quantités en suspension sont similaires au cours du temps (Tolochenaz, ANOVA: $F_{12, 39} = 1.12$, $p = 0.38$ / Fontaine-aux-Chasseurs ANOVA: $F_{7,24} = 0.76$, $p = 0.63$).

3.4 Analyse en composante principale des secteurs:

Afin de représenter graphiquement l'ordination des 19 secteurs en fonction des paramètres quantitatifs relevés, une analyse en composante principale a été appliquée. La valeur propre de chaque composante indiquant la part de la variance totale qu'elle prend en compte, les deux premières composantes de notre système permettent d'expliquer le 70% de la variance totale du système (figure 15). Les scores des paramètres de ces deux premières composantes permettent d'identifier l'importance relative des paramètres relevés (tableau 4). L'altitude, la température, l'indice Rivaud et la biomasse benthique ont les scores les plus importants sur la première composante, mais tous les paramètres ont un poids relativement similaire (à l'exception de la biomasse piscicole). La première composante ordonne les secteurs en fonction de la direction d'écoulement de la rivière (figure 16). En effet, globalement les variables dont la valeur augmente en direction amont de la rivière (Nind, biomasse, Rivaud, altitude) ont des scores négatifs, celles dont la valeur diminue ont des scores positifs (débit, T°C, hauteur, largeur,...) (voir figures 9-14). Ces résultats permettent d'observer que les secteurs relevés s'agencent écologiquement selon un gradient lié à la distance au lac. Les différents paramètres ne présentant pas de différences marquées entre secteurs, cette analyse en composante principale suggère que le développement des truites sera conditionné par le seuil de tolérance de l'espèce aux différents paramètres. Les analyses GLM menées ci-dessous permettent d'établir, pour chaque classe d'âge, quels sont ces paramètres essentiels au développement des populations de truites.

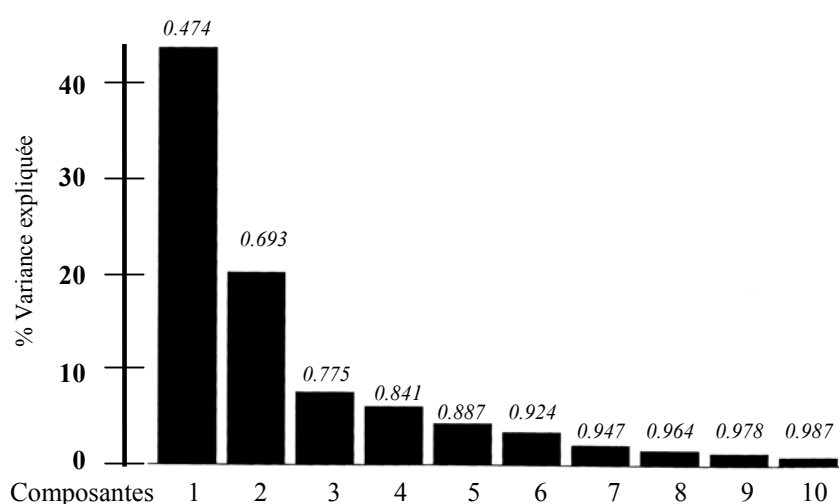


Figure 15. Importance relative des composantes principales établies sur 18 variables en mode corrélation. Les nombres en italiques représentent la proportion de variance cumulée expliquée par les composantes successives.

Tableau 4. Scores des variables écologiques sur les deux premières composantes principales.

		Comp 1	Comp 2
V1	N ind / ha	-0.161	-0.294
V2	Biomasse benthique	-0.300	0
V3	Rivaud	-0.304	-0.155
V4	Biomasse piscicole	0	-0.258
V5	Altitude	-0.322	-0.104
V6	Largeur moy.	0.276	0.152
V7	Dépressions	0.170	0
V8	H max	0.265	0
V9	Hmoyen	0.166	0.206
V10	Fredle I.	0.139	-0.328
V11	T°C	0.320	0.141
V11	Lumière	-0.164	0.394
V12	Débit	0.294	0.118
V13	Diff T°C	0.283	0.182

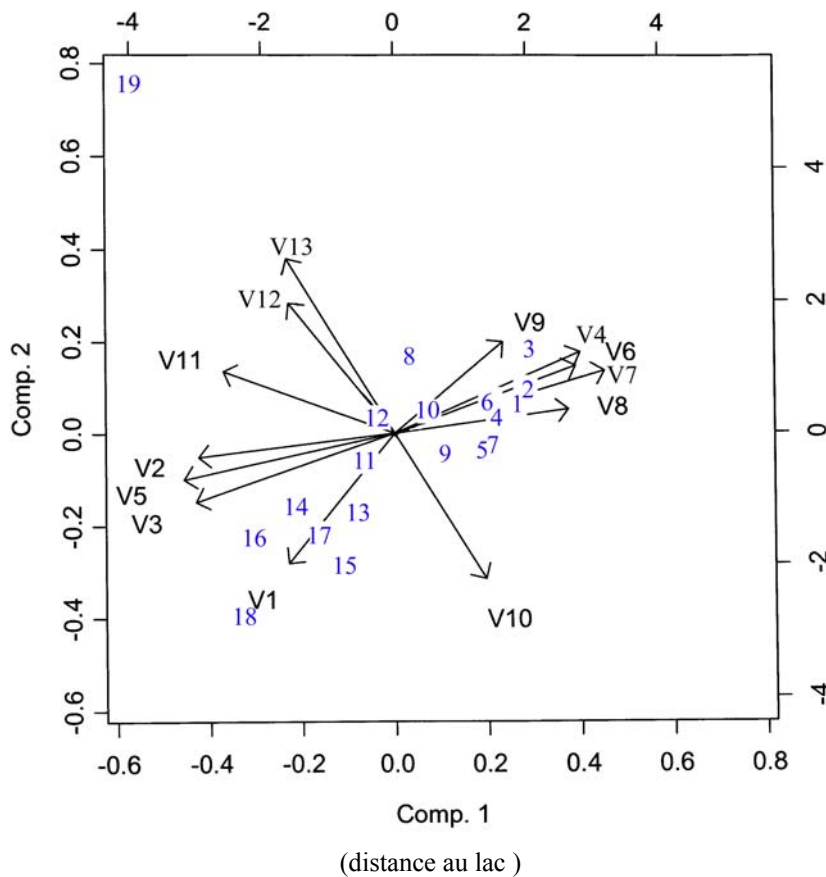


Figure 16. Analyse en composante principale des 19 secteurs échantillonnés. Les deux premières composantes expliquent le 70% de la variance totale du système. La projection des vecteurs propres sont représentées en noir, le positionnement des secteurs en bleu.

3.5 Modélisation des densités observées de truites

3.5.1 Modèles log-linéaire, novembre 2001 et juillet 2002:

Afin de développer des modèles prédictifs de la densité des truites en fonction de leur environnement, les paramètres suivant de la rivière sont retenus dans les GLM : altitude, largeur, débit, granulométrie, température instantanée, variations de températures journalières, luminosité, indices écomorphologiques (variabilité de la largeur du lit mouillé, aménagement du fond du lit, renforcement du pied de la berge), profondeur moyenne, profondeur maximale, indice RIVAUD, biomasse benthique.

Les premières variables entrées dans un modèle log-linéaire sont celles qui expliquent le plus de variance de la variable réponse. Pour obtenir la quantité de variance expliquée indépendamment par chaque variable biologique, écologique et écomorphologique, des régressions indépendantes sont appliquées (figure 17). L'influence de ces variables sur la densité des truites est testée sur les 19 secteurs pour l'ensemble des individus ainsi qu'en distinguant les classes d'âge 0+, 1+ et > 1+. Les variables expliquant le plus de variances sont celles qui affecteront le plus fortement le développement des populations de truites. Ces variables restent toutefois nombreuses pour chaque classe d'âge et nécessitent d'être pondérées par une analyse de type *stepwise backward*.

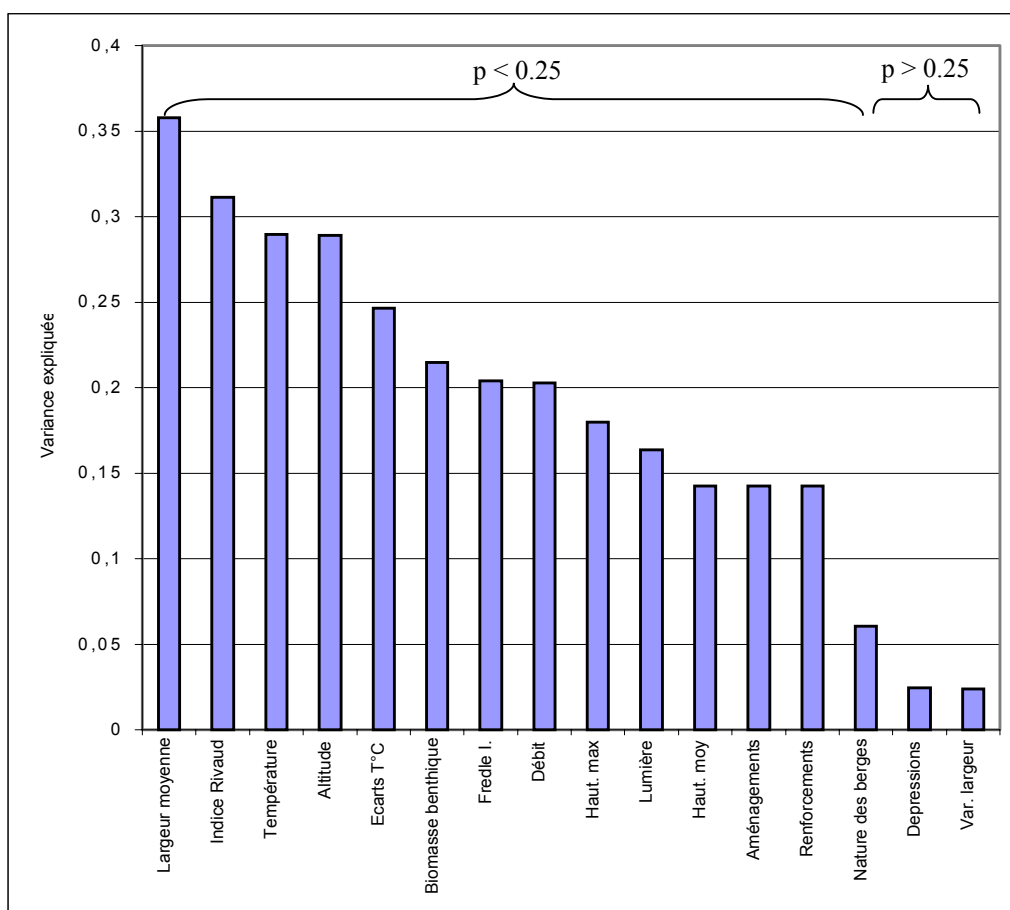


Figure 17. Exemple pour la densité totale (tous les âges confondus) en novembre 2001. Les variables dont la probabilité de régression est inférieure à 0.25 sont classées par ordre croissant de leur variance expliquée (R^2).

3.5.2 Modèles log-linéaire, relevés de novembre 2001:

En considérant l'ensemble des truites par secteurs pour la période de novembre 2001, les paramètres retenus par l'analyse *stepwise backward* sont la largeur moyenne du cours d'eau, l'indice Rivaud, les écarts de température, l'indice granulométrique de Fredle ainsi que l'indice écomorphologique de

l'aménagement des rives. Ces paramètres permettent d'établir le modèle log-linéaire (Les coefficients de régression sont donnés à titre indicatif, le signe permet d'en apprécier la contribution positive ou négative à la variable réponse):

$$\text{Log}(N_{\text{indtot}}/\text{ha}) = -0.33 - 0.21 \text{ Largeur moy.} + 0.16 \text{ Rivaud} + 1.49 \text{ Ecarts } T^{\circ}\text{C} + 0.26 \text{ Fredle I.}$$

L'ensemble des paramètres retenus par le modèle sont significatifs ($p < 0.05$) et permettent d'expliquer les 89 % de la variance totale ($R^2 = 0.89$, $F_{5,13} = 21.56$, $p < 0.001$).

Pour la classe d'âge 0+, les secteurs 6 (Amont STEP), 7 (Perceval), 10 (Irence), 17 (Aval Fontaine) et 19 (Froideville) ne possèdent pas de truitelles 0+ et sont soustraits de l'analyse. L'analyse log-linéaire permet d'établir le modèle prédictif suivant en retenant les paramètres de la variance de largeur, de l'altitude, du Fredle index, des écarts de température et de l'indice Rivaud :

$$\text{Log}(N_{\text{ind } 0+}/\text{ha}) = -14.99 + 0.27 \text{ Var. largeur} + 0.01 \text{ Altitude} - 0.92 T^{\circ}\text{C} + 0.16 \text{ Fredle I.} + 1.68 \text{ Ecarts } T^{\circ}\text{C} + 0.16 \text{ Rivaud}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.95$, $F_{6,7} = 20.12$, $p < 0.001$

Pour les 1+, aucune truite de cette classe d'âge n'a été prélevée sur le secteur 3 (Aval CFF). L'analyse *stepwise backward* sur les autres secteurs permet d'établir le modèle :

$$\text{Log}(N_{\text{ind } 1+}/\text{ha}) = -1.88 + 0.21 \text{ Rivaud} + 0.13 \text{ Largeur moy.} - 1.92 \text{ Ecarts } T^{\circ}\text{C} + 0.28 \text{ Fredle I.}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.74$, $F_{4,13} = 9.17$, $p < 0.001$

Finalement pour les truites d'âge $> 1+$, les secteurs 6 (Amont STEP) et 19 (Froideville) sont soustraits à l'analyse et le modèle ne retient cette fois-ci que le paramètre de la température :

$$\text{Log}(N_{\text{ind } > 1+}/\text{ha}) = 8.36 - 0.55 T^{\circ}\text{C}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.45$, $F_{1,15} = 12.49$, $p < 0.001$

3.5.3 Modèles log-linéaire, relevés de juillet 2002:

En considérant l'ensemble des truites par secteurs en juillet 2002, l'indice Rivaud est le seul paramètre retenu par l'analyse *stepwise backward*. Modèle log-linéaire :

$$\text{Log}(N_{\text{indtot}}/\text{ha}) = 2.2914 + 0.0911 \text{ Rivaud}$$

L'ordonnée et l'indice Rivaud sont significatifs ($p < 0.05$) et mais permettent d'expliquer seulement les 24 % de la variance totale ($R^2 = 0.44$, $F_{5,17} = 5.34$, $p = 0.03$).

Pour la classe d'âge 0+, les secteurs 6 (Amont STEP), 10 (Irence), 16 (Léchères) et 17 (Aval Fontaine) ne possèdent pas de truitelles 0+ et sont soustraits de l'analyse *stepwise backward*. L'analyse log-linéaire permet d'établir le modèle prédictif suivant en retenant les paramètres de la biomasse benthique, du débit et l'indice Rivaud :

$$\text{Log}(N_{\text{ind } 0+}/\text{ha}) = 1.7034 + 0.3950 \text{ biomasse} - 1.0364 \text{ débit} + 0.1992 \text{ Rivaud}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.38$, $F_{6,7} = 2.20$, $p = 0.014$

Pour les 1+, aucune truite de cette classe d'âge n'a été prélevée sur le secteur 3 (Aval CFF), 4 (amont CFF) et 6 (Amont STEP). L'analyse *stepwise backward* sur les autres secteurs permet d'établir le modèle :

$$\text{Log}(N_{\text{ind } 1+}/\text{ha}) = -85042.17 + 274.64 \text{ Largeur} + 1470.94 \text{ biomasse} - 6573.70 \text{ température} \\ + 6328.43 \text{ diff température} + 1535.10 \text{ Rivaud} - 5533.97 \text{ débit} + 1703.41 \text{ Fredle index}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.98$, $F_{8,7} = 59.54$, $p < 0.001$

Finalement pour les truites d'âge >1+, les secteurs 1 (Route CH), 3 (Aval CFF), 5 (Aval STEP) et 19 (Froideville) sont soustraits à l'analyse et le modèle ne retient cette fois-ci les paramètres de la variation de largeur, de la largeur, de la température, de l'indice Rivaud et du débit :

$$\text{Log}(N_{\text{ind}>1+}/\text{ha}) = -5.45 + 0.19 \text{ var largeur} + 0.19 \text{ largeur} - 0.67 \text{ température} + 0.11 \text{ indice Rivaud} - 0.51 \text{ débit}$$

Variance expliquée par le modèle: $R^2 = 0.97$, $F_{5,9} = 65.65$, $p < 0.001$

3.5.4 Evaluation des modèles:

Les 100 permutations de la variable réponse entre secteurs permettent d'établir pour chaque paramètre la distribution de la variance expliquée. Le pourcentage de modèles expliquant plus de variance que le modèle initial permet de quantifier la robustesse de chaque paramètre. Si moins de 5% des permutations expliquent moins de déviance que le modèle initial, le paramètre est retenu pour le modèle (Tableau 5).

Tableau 5. Pourcentages des permutations expliquant plus de variance que le modèle initial pour chaque paramètre retenu par les GLM (seuil 5%).

Modèle	Paramètres	% des permutations expliquant plus de variance que le modèle initial
nov-tot	Largeur	0,02
	Rivaud	0,41
	Diff. Temp.	0,92
	Fredle index	<0,01
	Diff. Temp.	0,28
nov-0+	Rivaud	<0,01
	Altitude	0,72
	Température	0,76
	Fredle index	0,24
	Diff. Temp.	0,28
nov-1+	Var. Largeur	<0,01
	Rivaud	0,04
	Largeur	0,43
	Diff. Temp.	0,51
nov->1+	Fredle index	<0,01
	Température	0,28
juil-tot	Rivaud	<0,01
juil-0+	Biomasse	<0,01
	Débit	0,3
juil-1+	Rivaud	0,04
	Largeur	<0,01
	Biomasse	0,02
	Température	0,38
	Diff. Temp.	0,52
	Rivaud	0,61
	Débit	0,13
juil->1+	Fredle index	0,22
	Var. Largeur	0,03
	Largeur	<0,01
	Température	0,64
	Rivaud	0,71
	Débit	0,76

Après permutations, l'indice Rivaud, la biomasse benthique et le paramètre écomorphologique de la variabilité de largeur sont les paramètres explicatifs retenus pour la classe d'âge 0+. Les paramètres de la largeur, de la variabilité de largeur et le Fredle index sont retenus pour les classes d'âge 1+ et >1. Ces résultats permettent de mettre en évidence les différences de besoin des truites en fonction de leur degré de développement. Comme nous le discuterons, les efforts de gestion piscicole doivent être multiples mais essentiellement portés sur les paramètres de qualité d'eau, à l'échelle du bassin versant, pour favoriser le développement des truitelles. Par rapport aux truites adultes, l'accent de gestion sera porté sur les mesures favorisant le maintien de la dynamique naturelle du cours d'eau et la diversité structurelle de ses berges.

Les analyses du SESA nous ont permis d'observer que l'indice Rivaud est un paramètre relativement stable entre les années. Ce paramètre est également corrélé aux relevés de biomasse benthique entrepris en 2002 (Spearman's rank test: $z = -1.23$, $p = 0.04$, $\rho = -0.45$). Les autres paramètres retenus après permutations ne présentent par contre pas de corrélation significative ($p > 0.05$). A l'exception du paramètre de la biomasse benthique, les paramètres retenus par les GLM peuvent être considérés comme « physiquement » constants dans le temps.

Le tableau 6 permet de donner un aperçu synthétique des variables déterminants la densité piscicole du Boiron et de la stabilité observée des peuplements.

Tableau 6. Paramètres explicatifs de la densité des truites en fonction du stade de développement et des fluctuations des effectifs observés. Les paramètres biologiques (ressources nutritives, biomasse benthique) sont essentielles au développement des truitelles. Les paramètres physiques (largeur et granulométrie) permettent l'établissement des truites matures.

Stade de vie	Facteur limitant	Variabilité des effectifs
Fraye (hiver) Ecllosion Emergence Alevin (été)	Conditions hydrographiques ? Qualité d'eau, ressources nutritives, variabilité de largeur	? Forte
Truitelle (hiver)	Qualité d'eau, variabilité de largeur	Faible
1+	Largeur, granulométrie, qualité d'eau, ressources nutritives	Faible
>1+ migration en lac	?	?
>1+ sédentarisation	Largeur	Faible

4 - Discussion

4.1 Analyse de la croissance des truites

4.1.1 Variabilité de la croissance des truites :

Les taux de croissance des cohortes relevées depuis 1996 dans la partie aval du Boiron de Morges nous a permis de relever les différences de croissance significatives entre les années. D'un point de vue méthodologique, il est donc important de traiter distinctement les différentes périodes de relevés lors des analyses de croissance. Par la relation existant entre la taille et l'âge des truites, il est alors possible d'attribuer un âge de façon probabiliste aux poissons dont les écailles n'ont pu être lues par scalimétrie. En considérant les relevés entrepris sur l'ensemble du Boiron, nous avons également vu que s'il existe des différences significatives de croissance entre certains secteurs, ces différences ne concernent cependant pas clairement des différences entre secteurs situés en amont et en aval. En particulier, nous n'avons pas observé de différence de croissance entre les secteurs accessibles aux truites lacustres et ceux ne présentant que des individus résidents. Il ne nous est ainsi pas possible de mettre en évidence des différences de croissance significatives entre les truites issues des deux morphes. Les truites *fario* et *lacustres* se développent en rivière durant leurs premières années d'existence et ne semblent donc pas présenter à ce moment des vitesses de croissance différentes. Nos résultats appuient ainsi l'hypothèse que la différenciation entre *lacustre* et *fario* n'est pas innée mais plutôt comportementale (Rubin, 2001). Le développement en lac, respectivement en rivière des truites de >1+, permet ainsi d'expliquer les différences de croissance observées entre les migrateurs capturés dans la chambre de capture du Boiron et les individus matures résidents relevés en rivière (Rubin, 2001).

4.1.2 Relation entre la distance au lac et croissance des truites :

L'analyse des taux de croissance des truites relevées sur l'ensemble du Boiron, pour la première fois en novembre 2001, permet d'observer un effet significatif lié à la distance au lac. La croissance moyenne des truites est plus importante à proximité de l'embouchure. Maisse & Baglinière (1990) ont constaté que d'une manière générale, la taille des truites diminue de l'aval vers l'amont d'une rivière, de ses affluents et sous-affluents. Ces auteurs suggèrent une différence de croissance liée aux potentiels trophiques des différentes parties de la rivière (embouchure, cours principal, affluents). Dans le Boiron, nous avons observé que les potentiels trophiques (diversité de la faune benthique et biomasse) s'améliorent de l'aval vers l'amont (figures 9 et 14). En considérant globalement la faune benthique, sans discerner la partie exploitée ou non par les truites, la capacité de croissance ne semble donc pas directement liée au potentiel trophique de la rivière. Notre étude a permis de mettre en évidence une augmentation de la densité des truitelles de l'aval vers l'amont (figure 6). Cette augmentation du nombre de truitelles est significativement corrélée à la diminution de la croissance. Puisque les potentiels de croissances sont fixés à un âge très précoce (Maisse & Baglinière, 1990), ce résultat suggère une croissance densité-dépendante. Les relevés écologiques menés sur l'ensemble du cours d'eau et leur analyse en composantes principales démontrent toutefois que d'autres facteurs physiques du cours d'eau sont fortement dépendants de l'altitude et peuvent donc également influencer la capacité de croissance des truites. Les effets de la température sur le développement des truites ont par exemple déjà été démontrés (Hauer, 1996) mais sans tenir compte de l'influence de la densité des populations. Nos résultats appuient ainsi la nécessité de traiter conjointement les caractéristiques physiques et biologiques d'un cours d'eau dans une analyse de la croissance des truites.

Nous pouvons finalement mentionner qu'en présence d'une croissance densité-dépendante, le taux de croissance n'indique pas un niveau de qualité de l'habitat, car un milieu de bonne qualité permet d'accueillir un grand nombre d'individus qui auraient une croissance faible. D'un point de vue piscicole, il semble donc plus adéquat de comparer les habitats en fonction de leurs densités plutôt qu'en rapport aux croissances de truites qui ne traduisent pas de façon fidèle un milieu favorable au

développement des truites. C'est pourquoi nous avons utilisé, dans cette étude, la densité de truites comme variable réponse à nos analyses GLM.

4.2 Évaluation de l'effectif piscicole

4.2.1 Répartition des truites :

Les densités de truites pour chaque classe d'âge ont été estimées pour chaque secteur et année de relevé (été et automne). On remarque globalement une tendance décroissante entre années de l'effectif des individus 1+ et >1+ (figure 5). Les populations situées en amont de la STEP de Lully ne sont actuellement pas, ou peu, accessibles par les géniteurs lacustres en raison d'obstacles infranchissables (Annexe 1). Ces populations sont donc particulièrement vulnérables car une perte d'individus ne peut être compensée que par la fraye des individus matures sédentaires.

Les effectifs de 0+ et 1+ sont réellement importants dans les 5 secteurs situés en tête de bassin du Boiron, les secteurs aval renferment proportionnellement plus d'individus matures d'âge >1+. (figure 6). Ces secteurs ne sont pas uniquement répartis sur le cours d'eau du Boiron mais également sur ses affluents, Léchère et Boironnet. En aval de ce dernier affluent, les effectifs des populations de truites diminuent considérablement et ne s'accroissent pas jusqu'à l'embouchure (figure 6). La situation décrite sur le Boiron se retrouve d'une manière générale sur l'ensemble des bassins fréquentés par la truite : les têtes de bassins sont peuplées presque exclusivement de 0+, les parties aval des rivières ont un peuplement plus varié avec notamment des 1+ dont l'importance relative croît le long des cours d'eau (Maisse, 1991). Parmi les 120 individus marqués (poissons de taille > 120 mm) et repris au moins une fois lors d'un second relevé, seul 5 % se sont déplacés dans un secteur différent, en aval. Le recrutement par dévalaison se fait alors certainement à des stades de développement relativement précoces des truitelles comme cela a été constaté dans d'autres études (p. ex. Maisse & Baglinière, 1990). La densité en truitelles étant particulièrement élevée en amont, une exclusion par compétition pourrait expliquer la dévalaison des individus les plus jeunes dans la partie inférieure d'un cours d'eau (Bult *et al.*, 1999, Jackson *et al.*, 2001). Les comportements de défense de territoire peuvent également mener les juvéniles à occuper des lieux écologiquement moins favorables au développement (Johnsson *et al.*, 2000) ou à poursuivre leur dévalaison. De même, il a été montré de façon expérimentale pour d'autres espèces comme la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) que les risques d'interactions avec des congénères plus gros peuvent être à l'origine du changement d'habitat par les jeunes (Landry *et al.*, 1999).

4.2.2 Variabilité des effectifs :

Les effectifs relevés en juillet présentent globalement une stabilité beaucoup moins marquée que ceux de novembre (figure 6). Les effectifs observés des truitelles 0+ peuvent notamment fluctuer fortement d'une saison à l'autre. Ces fluctuations pourraient être dues aux variations des périodes de reproduction entre les années ainsi qu'aux potentiels de développement des alevins en fonction des conditions écologiques environnantes. La période d'échantillonnage de juillet ne se situant que quelques mois après l'émergence des juvéniles, des modifications de croissance peuvent altérer passablement le potentiel de capture. En effet, pour les individus les plus jeunes, la probabilité de capture par pêche électrique est d'autant plus faible que les individus sont petits (Maisse & Baglinière, 1990). Lors des relevés sur l'ensemble du Boiron, nous avons effectivement calculé un écart-type des populations totales estimées de 0+ plus important en juillet 2002 qu'en novembre 2001. Sur les relevés entrepris dès 1998, les probabilités de capture ne sont cependant pas statistiquement différentes ($p > 0.05$) entre les deux périodes et toujours élevées ($P_{\text{min, en juillet 1999}} = 83\%$). La période de juillet ne semble ainsi pas se situer trop tôt dans l'année pour entreprendre des relevés des truitelles et les fluctuations d'effectifs enregistrés sont plus certainement dus à des phénomènes écologiques ou environnementaux intervenant au moment du développement des alevins.

L'effectif des 0+ relevé en 2002 est particulièrement important en comparaison aux effectifs des cinq dernières années, seule l'année 1998 présentant une densité plus importante. Les secteurs aval étant directement accessibles par les géniteurs lacustres et faiblement peuplés par des matures résidents

(Rubin, 2001), des différences de recrutement en 0+ sont donc essentiellement liées au succès reproducteur des individus lacustres. Nous pouvons donc penser que la reproduction des géniteurs lacustres était particulièrement efficace en 2002. Un recrutement important en 0+ peut être lié à une augmentation des individus reproducteurs ou à une amélioration de la survie des alevins. L'intensité des crues peut être un facteur affectant fortement la survie des œufs car les fluctuations de débits déterminent le maintien des œufs dans le substrat (Maisse & Baglinière, 1990). Dans ce contexte, il est intéressant de remarquer l'absence de crues marquées durant les premiers mois de l'année (Cordey, comm. pers.). Cette hypothèse s'appuie sur les relevés continus de débit mené par le SESA dans la Morges, la rivière voisine la plus proche du Boiron. Nous avons également observé une distribution relativement plus étendue des truitelles d'âge 0+ en juillet 2002 qu'en novembre 2001. Cette différence peut être due à un meilleur succès de la fraie lors de l'hiver 2002 mais il se peut également que les pressions de l'agriculture ne se soient pas encore manifestées suffisamment en juillet pour limiter le développement des juvéniles dans les secteurs de zones ouvertes et ainsi réduire leur distribution. Ces pressions agricoles peuvent notamment être dues à la diffusion dans le cours d'eau de matières organiques d'épandages ou à l'apport direct de résidus lors du lavage des installations agricoles.

En résumé, les effectifs des truites d'âges 1+ et >1+ suivent un déclin depuis les années 1997-1998 et n'augmentent pas en juillet 2002, malgré les fortes densités de juvéniles observées dans les secteurs amont en novembre 2001. Cette tendance à la diminution des truites juvéniles et matures correspond ainsi à la situation générale décrite dans les cours d'eau de Suisse (OFEFP, 1999). Toutefois, nous avons vu que les effectifs des juvéniles peuvent être très fluctuant et la détection d'une tendance nécessite un suivi à long terme. Les variations d'effectifs enregistrés pour les truitelles 0+ et la stabilité des effectifs pour les truites d'âge supérieure suggèrent également que la capacité d'accueil pour les poissons matures est limitée. En comparaison aux données établies dans le rapport piscicole du Boiron de Morges (Rubin, 2001), les densités par classe d'âge peuvent différer en certains points mais l'analyse globale des tendances demeure inchangée.

4.2.3 Taux de recrutement :

Les taux de recrutement ont été évalués pour chaque cohorte à classe d'âge. Un taux hivernal (de novembre à juillet) et estival (de juillet à novembre) est ainsi établi entre les relevés effectués en juillet et en novembre (tableau 3). Pour les différents âges, nous n'obtenons pas de différences significatives entre les taux évalués en été et en hiver. Cela ne permet pas de prédire qu'il n'y a pas de différence de survie entre âges et années car le taux de recrutement regroupe les phénomènes de survie et d'immigration. Les taux de survie des juvéniles mesurés sur la partie aval de la rivière sont donc particulièrement difficiles à interpréter car ils peuvent être fortement influencés par les phénomènes de dévalaison à partir des populations amont. Les truites d'âge supérieur à un an sont les seules à présenter un taux de survie proche de 1 pour chaque cohorte. Nous pouvons penser que ces individus sont des sédentaires établis et de grande taille ayant un fort taux concurrentiel. La durée du suivi piscicole mené sur le Boiron rend difficile l'interprétation des taux de recrutement mesurés par cohorte. Un suivi à long terme des populations sur l'ensemble du cours d'eau permettra de mieux dissocier les effets modifiant les taux de survie des truites et leur stabilité démographique. Le logiciel Mark (White & Burnham, 1999) est par exemple couramment utilisé dans des études portant sur les taux de survie et de dévalaison de poissons marqués (Olsen & Vollestad, 2001). En considérant un ensemble de saisons de captures, de tels programmes permettent de modéliser et d'évaluer selon le maximum de vraisemblance les facteurs temporels liés à la dynamique des populations qui influencent les taux de survie des cohortes.

4.3 Paramètres écologiques déterminant la densité des truites

4.3.1 Qualité de l'eau:

Des analyses phytosanitaires concernant les micropolluants métalliques et organiques effectuées de 1989 à 1994 par l'Etat de Vaud ont permis de conclure que l'état de contamination des poissons provenant de diverses rivières vaudoises étudiées, dont le Boiron de Morges, n'est pas préoccupant (Vioget *et al.*, 1995). Si les risques pour la santé humaine s'avèrent effectivement minimales lors de la consommation de truites, il reste toutefois que les gradients amont-aval de qualité des cours d'eau et de diversité de la faune benthique reflètent de façon significative l'augmentation des impacts d'origine humaine à basse altitude (Lang & Reymond 1993, 1995). Le suivi du Boiron de Morges entrepris par le SESA depuis 1996 et analysé en partie dans cette étude reflète également fortement ce gradient altitudinal de dégradation de la qualité du cours d'eau.

La relation inverse entre la diversité du zoobenthos et la contamination par les pesticides suggère que les pollutions tant aiguës que chroniques par des pesticides pourraient expliquer la faible diversité du zoobenthos qui persiste dans certaines rivières vaudoises, dont le Boiron de Morges (Lang, 2000). La conjonction de faibles débits et d'une agriculture intensive peut mener à des concentrations relativement élevées de pesticides (Vioget et Strawczynski, 1997, Lang *et al.*, 2000). En rapport au Boiron, nous avons vu que les données physico-chimiques du SESA ne permettent pas de mettre en évidence des concentrations de polluants d'origine agricole (nitrate, phosphate, azote, potassium) différents au cours des relevés mensuels entrepris dès 1998. La dynamique d'un cours d'eau empêchant la stagnation des polluants en suspension (Hauer, 1996), nous pouvons penser que les concentrations mesurées dans le Boiron proviennent d'un apport diffus et continu en composés chimiques.

Toutefois, et comme nous avons pu l'observer concrètement lors de notre étude, il convient de ne pas oublier les impacts que peuvent avoir des pollutions agricoles directes et ponctuelles en provenance des affluents du Boiron. En effet, lors d'une visite, un des affluents (le Pontet) s'est avéré particulièrement chargé en matières organiques. Ces déversements accidentels ou volontaires de produits sanitaires et chimiques peuvent provoquer la mort de quantités importantes d'invertébrés et de poissons et restent particulièrement difficiles à détecter (Ph. Tavel, comm. pers. dans Lang *et al.*, 2000).

En rapport à la faune piscicole, notre étude permet de mettre en évidence une relation significative entre les indices biologiques, RIVAUD et IBGN, et la densité des truites. De la source à l'embouchure, la diversité et la quantité du zoobenthos ainsi que la production piscicole suivent donc le même déclin en fonction du gradient altitudinal (figure 9 et 14). Ce gradient de qualité du cours d'eau reflète de façon prépondérante l'emprise humaine du cours d'eau et des pressions agricoles en dérivant.

4.3.2 Ressources trophiques:

Afin de quantifier les ressources trophiques à disposition pour les truites, nous avons effectué deux relevés de biomasse benthique par secteur, le premier en avril, le deuxième en juin (figure 9). La productivité, en terme de biomasse, peut être différente entre des temps donnés en raison des cycles de développement des organismes. Au cours de l'année, les stocks de faune benthique peuvent varier suivant l'influence des facteurs clés pour le développement des invertébrés liés aux conditions climatiques et écologiques locales. Finalement, l'accessibilité aux ressources trophiques potentielles peut dépendre des conditions dans lesquelles se développent les truites (Neveu, 1991). Nos mesures ne sont donc pas quantitativement représentatives pour toute l'année, mais suffisantes pour la comparaison entre secteurs. Comme il a été montré que les truites n'effectuent pas de choix trophique prononcé (Neveu, 1991), la quantification de la biomasse globale permet d'obtenir une approximation réelle des ressources disponibles.

Les premiers prélèvements effectués en printemps correspondent encore à la situation hivernale et présentent une biomasse benthique totale plus importante mais aussi plus hétérogène entre secteurs que la biomasse observée lors du second relevé (figure 9). En effet, en début avril, nous pouvons

constater une augmentation de la biomasse de l'aval à l'amont. En juin, la biomasse était similaire entre secteurs et plus faible qu'en avril.

Ces résultats suggèrent que les conditions environnementales sont favorables à un plus grand développement initial de la microfaune en amont du cours d'eau et que la pression exercée au printemps sur cette faune en amont est plus importante. Cette pression peut être de nature environnementale ou stochastique puisque nous avons enregistré que deux relevés de biomasse benthique. Nous pouvons également penser que la densité plus importante des truites en amont qu'en aval du cours d'eau soit à l'origine d'une prédation accrue sur la faune benthique. Les effectifs élevés de truitelles présentent en amont du Boiron pourraient en effet exercer une prédation importante sur la faune benthique même si la quantité de nourriture à disposition est généralement en excès (Büttiker, comm. pers.).

4.3.3 Granulométrie:

Par rapport à la granulométrie, les préférences des juvéniles sont essentiellement les graviers et les galets (Baglinière et Champigneulle, 1982), l'absence des truitelles sur les substrats très fins est signalée par plusieurs auteurs (p.ex. Haury *et al.*, 1991).

La granulométrie des fonds est une résultante du débit, de la profondeur, de la nature géologique du bassin versant et de la gestion des berges (Haury *et al.*, 1991). Au cours de nos relevés, nous avons effectivement observé des hétérogénéités locales du substrat en rapport à la nature des berges. Le secteur 5 en aval de l'autoroute est par exemple entouré de falaises molassiques et est particulièrement sableux. D'autres secteurs, comme celui en amont de la Fontaine-aux-Chasseurs sont constitués de matériaux grossiers et colmatés provenant de la correction entreprise sur la berge. La composition granulométrique d'un lit de rivière peut également être fortement influencée par la gestion forestière des berges (A. Crivelli, comm. pers.). Des coupes massives de la végétation forestière ou l'implantation de chemins forestiers peut par exemple favoriser l'érosion du milieu et colmater le substrat du cours d'eau. Ces actions sont donc défavorables au développement des jeunes truitelles.

Globalement, on peut noter que des zones potentiellement favorables à la fraye se retrouvent sur l'ensemble du cours d'eau (annexe 5), mais les frayères utilisées (dépressions lessivées dans le substrat) ne s'observent que dans la partie aval. Cette observation montre que la fraye en aval a lieu, et donc le nombre de juvéniles plus important dans les secteurs amont serait plutôt dû à une meilleure survie des oeufs et des juvéniles dans ces secteurs. Cette hypothèse serait à vérifier avec des boîtes expérimentales permettant d'évaluer le taux de survie des œufs (Rubin, 2000).

4.3.4 Lumière:

Les berges de la source du Boiron de Morges ne sont actuellement pas encore revitalisées et le cours d'eau est à cet endroit directement exposé au soleil. Le secteur de la Fontaine-aux-Chasseurs est également fortement exposé alors que l'affluent des Léchères et la partie du Boiron en aval de la Fontaine-aux-Chasseurs sont les endroits les moins ensoleillés du cours d'eau. La forêt dense entourant cette partie de rivière de largeur très restreinte permet d'expliquer ces valeurs relativement faibles de lumière en amont.

A l'inverse, du secteur situé en amont de Villars jusqu'au Moulin aux loups, le Boiron est comprimé dans un cordon boisé peu étendu et c'est à ces endroits que l'intensité lumineuse relevée est globalement la plus forte. Finalement, dans la partie aval du Boiron, le cours d'eau s'élargit en laissant pénétrer plus de lumière mais reste entouré d'un massif forestier conséquent. L'intensité lumineuse est ainsi à nouveau fortement réduite dans les secteurs proches de l'embouchure.

Globalement, nos résultats permettent d'observer que l'intensité lumineuse à laquelle est exposé un cours d'eau est un paramètre relativement facile à mesurer dans une étude comparative et permet d'évaluer écomorphologiquement l'importance du massif forestier environnant. De même que pour la granulométrie, d'importantes coupes forestières pratiquées sur les berges peut modifier la structure du lit du cours d'eau. En effet, comme nous l'avons observé en juillet 2002, une forte augmentation de l'apport en lumière peut engendrer ou favoriser le développement des algues.

4.3.5 Température:

La température du cours d'eau a été mesurée à 4 reprises sur l'ensemble des secteurs. Nous pouvons observer des fluctuations entre les périodes de relevés sans pouvoir toutefois déceler de tendance marquée avec l'avancée de la saison. Des relevés continus sur une période plus longue sont indispensables pour analyser de façon fiable les conditions thermiques de la rivière. Nous pouvons cependant constater un gradient marqué et constant avec l'altitude, les températures plus élevées se situant à l'embouchure. Des températures basses et relativement stables sont indispensables à une teneur élevée en oxygène dissous dans l'eau. Les Salmonidae étant caractéristiques des eaux froides et bien oxygénées, le facteur température ne peut être négligé surtout en ce qui concerne la survie des oeufs (Hauer, 1996). Les relevés menés à deux reprises au cours d'une même journée nous permettent également d'observer un réchauffement du cours d'eau plus élevé à l'embouchure que dans la partie amont de la rivière. De même que pour la luminosité, le cordon boisé à proximité des berges peut influencer directement ce paramètre et il doit donc être maintenu à une taille suffisante.

4.3.6 Hétérogénéité du cours d'eau :

Les différents paramètres écomorphologiques, la largeur du cours d'eau, la profondeur moyenne et maximale ainsi que le nombre de dépressions nous permettent de quantifier de façon globale l'hétérogénéité topographique de chaque secteur.

Les jeunes stades (0+ et 1+) se trouvent, selon la plupart des auteurs, dans des milieux peu profonds (Baglinière et Champigneulle, 1982). Toutefois, les truitelles peuvent potentiellement également se trouver dans des eaux plus profondes dans les parties basses du cours d'eau (Haury *et al.*, 1991). Dans le Boiron, les zones les moins profondes se trouvent en amont qui renferment aussi le plus de juvéniles.

4.3.7 Analyse en composante principale des secteurs étudiés:

L'ACP menée sur l'ensemble des paramètres biologiques et écologiques relevés permet de mettre en évidence une certaine association des secteurs aval (1-7) et amont (13-18) selon les deux premières composantes principales. Globalement, il ne nous est toutefois pas possible de rapprocher des groupements de secteurs similaires du point de vue de leur composantes écologiques. Nous pouvons remarquer que la distribution des stations échantillonnées s'opère à l'intérieur d'un gradient de distance au lac fortement exprimé par la première composante. Les variables corrélées à l'altitude (Indice Rivaud, biomasse benthique, température, débit) ont les scores les plus élevés et expliquent en premier lieu la répartition et les groupements écologiques des secteurs. Les différents paramètres ne présentant pas de différences marquées entre secteurs, cette analyse en composante principale suggère que le développement des truites sera conditionné par le seuil de tolérance de l'espèce aux différentes variables écologiques relevées. Les analyses GLM menées permettent ensuite d'établir, pour chaque classe d'âge, quels sont ces variables essentielles au développement des populations de truites et de quelle façon elles interagissent. Sur le second axe de la composante, les paramètres exprimant le plus de variance sont ceux relatifs à l'écomorphologie du cours d'eau, son ensoleillement et sa granulométrie. Ce deuxième axe n'est que peu expliqué par l'altitude et permet surtout l'isolation du secteur 19. Ce secteur, à la source du Boiron, se situe en milieu agricole ouvert sur un tracé rectiligne de 400 mètres environ. A cet endroit, le cours d'eau s'insère dans un environnement canalisé, les berges ayant été solidifiées. Notre analyse ne fait que confirmer la nature perturbée de ce lieu à forte emprise agricole qui ne correspond écologiquement à aucune autre entité du Boiron.

4.3.8 Variables écologiques déterminantes au développement piscicole:

Par les modèles GLM, l'analyse prédictive des densités de truites en fonction des paramètres écologiques relevés permet de souligner l'importance des facteurs liés à la qualité de l'eau (indice Rivaud), à la richesse du milieu (biomasse benthique) et à la structuration physique de l'habitat (granulométrie et largeur) dans la plupart des modèles.

Pour les individus juvéniles, en juillet et en novembre, l'indice Rivaud explique une partie significative de leur distribution. La qualité de l'eau est donc fondamentale pour le maintien d'une population de truite puisqu'elle conditionne le recrutement annuel. En hiver, en plus de l'indice Rivaud, c'est la variabilité de la largeur du lit qui explique, dans une moindre mesure, la distribution des juvéniles entre les secteurs. La variabilité de la largeur du lit est une quantification de la diversité structurelle des berges ; une diversité structurelle élevée peut favoriser l'abritement et ainsi éviter la dévalaison. Alternativement, elle peut offrir un habitat à une faune benthique plus diversifiée et serait ainsi corrélée à l'indice Rivaud sans qu'elle apporte plus d'information par rapport à la distribution des truitelles. En été, la biomasse benthique importe également pour la répartition des truitelles entre secteurs. A cette saison, les truitelles se trouvent dans les premiers stades de développement après l'épuisement des réserves vitellines et elles sont encore très peu mobiles (Melhaoui, 1985). Leurs mouvements pour la recherche de nourriture sont fortement limités par le courant et ainsi on pourrait expliquer l'importance de la biomasse suffisante à disposition sur place. Si les indices de qualité d'eau sont relativement stables entre les années (figure 14), nous avons observés de fortes fluctuations des effectifs de truitelles dans les relevés entrepris en juillet depuis 1998 (figure 5). Ces fluctuations pourraient être dues à des modifications de biomasse benthique ou alors à d'autres facteurs influençant la fraie et le potentiel de développement des juvéniles. Comme nous l'avons mentionné, les conditions climatiques et hydrographiques au moment de la fraie pourraient expliquer, du moins en partie, ces modifications importantes d'effectifs.

Pour les truites d'âge 1+, les facteurs de qualité d'eau (indice Rivaud) et de biomasse benthique ont été à nouveau retenus respectivement pour les densités observées en novembre 2001 et juillet 2002. Le Fredle index (novembre 2001) et la largeur moyenne (juillet 2002) de la rivière sont également deux paramètres retenus pour cette classe d'âge. Les facteurs maintenus par nos analyses sont globalement différents en juillet et en novembre. Nous pouvons expliquer ces résultats par des différences de besoins des truites entre la période hivernale et estivale. Pour de simples raisons statistiques et un nombre insuffisant de localités échantillonnées, tous les paramètres importants pour la biologie des truites peuvent ne pas avoir été retenus.

Pour les truites de deux ans, aucune des variables relevées ne permet d'expliquer de façon significative leur distribution en juillet. Pour novembre, les paramètres de largeur et de variabilité de largeur semblent prépondérants. Nous avons effectivement observé lors des relevés que les truites de grandes tailles se trouvent fréquemment dans les trous ou les cavités générées par les méandres de rivière ainsi que dans les niches d'arrachements. Ce type de cavités se retrouvent certainement plus fréquemment dans les parties de rivière avec une forte variabilité structurelle du lit (var. Largeur) ou avec une profondeur importante (largeur); la quantité d'eau dans le lit augmentant avec la largeur le long de la rivière.

Les analyses menées sur l'ensemble des truites, classes d'âges confondues, font ressortir les paramètres de l'indice Rivaud, de la largeur et du Fredle Index. Ces différents paramètres se retrouvent dans les analyses menées distinctement sur les différentes classes d'âge. Les analyses menées sur l'ensemble des truites ne sont pas forcément très informatives, vu le nombre important d'individus juvéniles interférant sur le total. Les paramètres importants vont en premier lieu refléter la distribution des juvéniles mais de façon nuancée par la présence des autres classes.

En résumé, nous constatons que la distribution des individus juvéniles dépend sensiblement de la qualité de l'eau et dans une moindre mesure, de la quantité de nourriture à disposition ainsi que de la variabilité structurelle du lit. Les fluctuations d'effectifs enregistrées en juillet ne s'expliquent cependant pas complètement par ces paramètres et sont certainement conditionnées par des phénomènes écologiques intervenant dans les premiers stades de développement des juvéniles.

Les individus plus âgés se répartissent plutôt en fonction de la structure de la rivière et semblent être moins dépendants de la qualité de l'eau.

4.4 Gestion du peuplement piscicole et du bassin versant du Boiron de Morges

Ce travail a permis d'observer des fluctuations importantes d'effectifs des truitelles dans la partie aval du Boiron de Morges. Par ailleurs, des différences de distribution spatiale des truitelles ont été constatées entre 2001 et 2002 sur l'ensemble de la rivière. Ces deux résultats suggèrent que les truites juvéniles subissent une pression externe durant leur développement. Au contraire, les truites plus âgées (1+ et >1+) montrent une plus grande stabilité démographique dans le temps et dans l'espace. La survie et la distribution des juvéniles semblent donc liées à la capacité d'accueil des individus adultes. Comme les analyses GLM l'ont montré, la capacité d'accueil d'un secteur de rivière dépend des conditions écologiques, soit en particulier de la qualité d'eau et la diversité des berges. Si la survie des jeunes truitelles dépend de la capacité d'accueil de la rivière pour les truites adultes, des relâchés systématiques de truitelles ne paraissent pas appropriés pour augmenter la biomasse piscicole. Du point de vue de la gestion piscicole du Boiron, les peuplements de truites, limités naturellement par l'environnement écologique du cours d'eau, ne peuvent donc pas être influencés par des introductions. Plus précisément, le repeuplement ne paraît ni adapté à la tête de bassin du Boiron qui est déjà densément peuplé en truitelles, ni à la partie aval dont la qualité du cours d'eau est fortement affectée par les pressions agricoles.

Nous avons vu que les plus fortes densités en juvéniles 0+ se rencontrent dans la partie amont du Boiron de Morges. Les relevés du SESA indiquent que cette partie du Boiron possède également une qualité d'eau nettement supérieure à la partie aval. Nos analyses ont mis en évidence l'importance de ce facteur pour le développement des truites et ainsi, nous pensons que les effectifs piscicoles du Boiron dépendront fortement de la gestion des apports agricoles. Le contrôle de ces apports doit se faire par une gestion menée sur l'ensemble du bassin versant du Boiron de Morges. Par exemple, en favorisant l'élargissement des cordons boisés du cours d'eau, il serait possible de renforcer le rôle tampon de ces structures forestières face aux atteintes agricoles. Le cordon boisé garantit, par ailleurs, un ensoleillement réduit du lit de la rivière ainsi qu'une température atténuée de l'eau au cours des saisons. Le maintien d'un cordon boisé de taille suffisante permettrait également de limiter les phénomènes d'érosion du sol menant au colmatage des frayères tout en augmentant la quantité de déchets ligneux, favorables aux truites, à l'intérieur du cours d'eau.

La fonction de zone tampon du cordon boisé peut s'additionner de mesures prises au niveau de la gestion des parcelles agricoles. Des surfaces de compensation situées à proximité du cours d'eau favoriseraient l'absorption des produits chimiques et organiques dispensés par l'agriculture.

Afin de pouvoir cerner l'origine de ces apports et de les réguler spécifiquement, les mesures de gestion du Boiron doivent impérativement être accompagnées d'un suivi des prospections biologiques et physico-chimiques dans les affluents de la rivière. En effet, certains affluents, comme l'Irence, contribuent fortement à l'alimentation en eau du Boiron et sont situés dans la partie amont du cours d'eau. La qualité d'eau et la gestion de ces cours d'eau secondaires peut ainsi avoir des impacts considérables sur le développement de la faune dans le Boiron.

L'analyse GLM des densités de truites d'âges 1+ et >1+ en fonction des critères écologiques a mis en évidence l'importance des facteurs de largeur et de variabilité de largeur du lit. Les dimensions du lit et la diversité structurale des berges sont ainsi également à prendre en considération dans les mesures de gestion. Ces dernières doivent définir des surfaces laissées à la dynamique naturelle de la rivière mais aussi limiter les prises d'eau dans la rivière. En effet, le maintien d'un débit suffisant influence directement la morphologie du cours d'eau. Là encore, c'est au niveau de l'agriculture que la gestion du Boiron doit se mener.

Finalement, les populations de truites du Boiron peuvent être favorisées par des aménagement locaux des obstacles à la migration ce qui aurait un effet bénéfique pour l'accessibilité des frayères ainsi que pour les échanges génétiques. Par ailleurs, la renaturation des berges de la source de la rivière pourrait avoir un effet bénéfique pour la production de juvéniles puisque cette partie du cours d'eau remplit une fonction de réservoir de truitelles.

Cette étude suggère en définitif que les mesures à prendre pour augmenter les effectifs de truites doivent porter sur un travail de gestion du cours d'eau selon les besoins écologiques de l'espèce. Les modèles prédictifs de densités ont permis d'identifier les facteurs biologiques et physiques essentiels au développement des populations de truites. La gestion des peuplements du Boiron doit maintenant reposer sur la prise en considération de ces paramètres avant que l'on puisse s'attendre à une

augmentation naturelle des effectifs. Ainsi, l'arrêt du repeuplement du Boiron de Morges doit être maintenu pour permettre la continuité du suivi piscicole mené par l'ATL dans le cours d'eau, mais surtout pour répondre à une stratégie de gestion piscicole efficace et adaptée à la rivière.

5 - Conclusion et perspectives

Par son cours et ses berges, laissés principalement à l'état naturel, la présence en forêt de radiers et de zones d'eaux profondes offrant aux poissons des frayères et des zones de cache, le Boiron représente un affluent favorable à la colonisation du milieu par la truite. Les influences de l'agriculture et des autres atteintes portées à la qualité du cours d'eau affectent cependant directement, ou indirectement, la faune du cours d'eau et ainsi la structure des populations piscicoles. Différentes études ont montré que les conditions écologiques permettant le développement initial des 0+ conditionnent les performances ultérieures des poissons et agissent jusqu'à des stades tardifs de leurs cycles (par exemple : Pakkasmaa & Jones, 2001). La taille et le taux de survie des œufs est un paramètre important à la fitness de nombreux poisson (Mousseau & Fox, 1998). Afin d'évaluer l'importance des différences de qualité du milieu sur la faune piscicole, le placement de boîtes expérimentales (Rubin, 2001) dans le cours d'eau permettrait de compléter nos analyses. Les densités de 0+ étant fortement différentes entre l'amont et l'aval de la rivière, il serait possible d'évaluer les différences de survie dès le stade des œufs. Afin de poursuivre le suivi écologique de la rivière, il serait dans tous les cas intéressant de continuer le suivi piscicole dans l'ensemble du cours d'eau du Boiron.

Nos résultats issus de l'analyse GLM ont permis de montrer que la probabilité d'utilisation d'un lieu spécifique pouvait être prédite en fonction de caractéristiques facilement mesurables. Un suivi écologique, mais aussi génétique, des populations permettrait de mieux connaître les échanges potentiels entre individus le long du cours d'eau et ainsi la disponibilité des habitats potentiellement favorables. L'analyse du degré d'isolement des tronçons permettrait d'apporter des réponses à la gestion des peuplements piscicoles en rivière et aux tailles efficaces nécessaires à leur préservation. La fragmentation et l'isolement de l'habitat peut être un élément déterminant dans la réduction des tailles de populations (Rieman *et al.*, 1997).

Les facteurs influençant le comportement migratoire en lac, respectivement sédentaire en rivière ne sont actuellement pas encore connus et apporteraient également une contribution essentielle aux études génétiques actuellement menées sur les deux morphes de *Salmo trutta* (Rubin, comm. pers.).

D'un point de vue général, de nombreuses questions scientifiques liées à l'écologie de la faune piscicole nécessitent encore une réponse. Le Boiron de Morges représente actuellement une station d'étude essentielle dans le canton de Vaud tout en faisant partie d'un programme général de revitalisation. Nous ne pouvons donc que souhaiter que la présente étude apporte des éléments de réponse à un débat ouvert sur la gestion des peuplements piscicoles en rivière et sur les stratégies plus spécifiques à mener dans le Boiron de Morges.

La théorie des métapopulations a permis de montrer que les efforts de gestion qui accroissent les taux de colonisation des habitats vacants peuvent favoriser un rétablissement durable des populations d'une manière écologiquement réaliste (National research Council, 1996). Sur le plan opérationnel, les programmes de rempoissonnement diffèrent des programmes de revitalisation dans le sens où ils visent à maintenir un excédent récoltable de truites en dépit de la destruction de l'habitat (National research Council, 1996, Ham *et al.*, 2000). En ce qui concerne le Boiron, nous sommes d'avis que les futurs programmes de gestion du Boiron doivent être perçus comme un effort d'atténuation des dommages environnementaux visant constamment à accélérer le retour d'un développement naturel des populations.

Comme nous l'avons vu, identifier les causes et les besoins à combler pour faire progresser l'écologie des communautés piscicoles est une tâche particulièrement complexe. Lorsque les éléments à considérer font face à des concepts écologiques affectés par des activités anthropiques constamment changeantes, seul un suivi continu de la problématique de la truite permettra d'améliorer sa situation dans nos cours d'eau.

6 - Remerciements

Je tiens tout d'abord remercier J.-F. Rubin pour m'avoir formé tout au long de cette étude, pour m'avoir transmis son enthousiasme en faveur de la cause piscicole et surtout pour le cadre agréable de travail qu'il sait créer. Je remercie également M. le Professeur Jacques Hausser et Jérôme Goudet pour avoir patiemment répondu à mes questions méthodologiques. Merci également au centre de la conservation de la faune de St-Sulpice pour le soutien et l'aide apportée dans mes recherches bibliographiques. Je tiens finalement à remercier l'ensemble du Service des eaux, Sols et Assainissement (SESA) à Epalinges pour leur partage des données ainsi que l'ensemble des collaborateurs de l'Association Truite-Léman rencontrés sur les bords du Boiron pour toute l'amitié partagée. Merci à Tanja Schwander et à mes parents pour leur soutien constant.

7 - Bibliographie

- AFNOR, 1985. Association française de normalisation: détermination de l'indice biologique global. AFNOR, T-90, Paris.
- Alvord W., 1954. Validity of age determination from scales of Brown trout, rainbow trout, and Brook trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 83 (1) : 91-103.
- Baglinière J.L. & Champigneulle A., 1982. Densité des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le cours principal du Scorff (Bretagne). *Acta Oecol. Oecol. Appl.*, 3 (3), 241-256.
- Baglinière J.L., Maise G., Le bail P.Y., Nihouarn A., 1987. Population dynamics of *Salmo trutta* in a tributary in Brittany (France) : spawning and juveniles. *J. Fish Biol.*, 34, 97-110.
- Baglinière J.L., Maise G., 1990. La croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 318, 89-1001.
- Baglinière J.L., 1991. Intérêts scientifiques et économiques de la truite commune. Dans Baglinière J.L. & Maise G., *La truite, biologie et écologie*, pp 11-22, Ed. INRA, 303 p.
- Barbault R., 1981. *Ecologie des populations et des peuplements*. Ed. Masson, Paris, 182 p.
- Bult T., Riley s., Haedrich R., Gibson R. & Heggenes J., 1999. Density-dependent habitat selection by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in experimental riverine habitats. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 56 : 1298-1306.
- Champigneulle A., Buttiker B., Durand P. & Melhaoui M., 1991. Principales caractéristiques de la truite (*Salmo trutta* L.) dans le Léman et quelques affluents. Dans Baglinière J.L. & Maise G., *La truite, biologie et écologie*, pp 153-182, Ed. INRA, 303 p.
- Chapman D.W., 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in predator on salmonid embryos. *Transactions of the American Fisheries society* 97, 50-52.
- Elliott J.M., 1989. Wild brown trout (*Salmo trutta*) : an important national and international resource. *Freshwater Biol.*, 21, 1-5.
- Everest F.H., Beschta J.C., Scrivener K.V. Koski J.R., Sedell J.R. & Cederholm C.J., 1987. Fine sediments and salmonid production – a paradox. Pages 98-142 in E. Salo and T. Cundy editors. *Streamside management and forestry and fishery interactions*. University of Washington, College of Forest Resources, contribution 57, Seattle.
- Guay J., Boisclair D., Rioux D., Leclerc M., Lapointe M. & Legendre P., 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 : 2065-2075.
- Guisan A., Stuart B., Weiss A., 1998. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant ecology* 143 :107-122.
- Guisan A. & Zimmermann N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.*, 135 :147-186.
- Guisan A., Thomas C. & Trevor H., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions : setting the scene. In press.
- Ham K. & Pearsons T., 2000. Can reduced salmonid population abundance be detected in time to limit management impacts ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 : 17-24.
- Hauer F.-R. & Lamberti G.-A., 1996. *Methods in Stream Ecology*. Academic press, Boston, 674 p.
- Haury J., Ombredane D. & Bagliniere J.L., 1991. L'habitat de la truite commune. Dans Baglinière J.L. & Maise G., *La truite, biologie et écologie*, pp 153-182, Ed. INRA, 303 p.
- Hoar W.S., 1976. Smolt transformation : Evolution, Behaviour and physiology. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 1234-1252.
- Hoehn S., 2002. Caractérisation des sites de chants de la rainette verte (*Hyla arborea* L., 1758) sur la côte vaudoise. Travail de diplôme, IE-ZEA, UNI Lausanne, 55 p.
- Jackson D., Peres-neto P. & Olden J., 2001. What controls who is where fish communities – the role of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58 : 157-170.
- Johnsson J., Carlsson M. & Sundström L., 2000. Habitat preference increases territorial defence in brown trout (*Salmo trutta*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 48 : 373-377.
- Keith p. & Allardi J., 2001. *Atlas des poissons d'eau douce de France*. Patrimoines naturels, 47:387 p.
- Knapp R. & Preisler H., 1999. Is it possible to predict use by spawning salmonids ? A test using California golden trout (*Oncorhynchus mykiss aguabonita*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 1576-1584.

- Krebs C.J., 1989. Ecological methodology. Harper & row publishers, New-York, 653 p.
- Lang C. & Reymond O., 1993. Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers : application to biomonitoring. Aquatic sciences 55 : 188 – 196.
- Lang C. & Reymond O., 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. Aquatic sciences 57 : 172 – 180.
- Lang C., Strawczynski A., Viget P., 2000. Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud : campagnes 1998 et 1999. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 87.2 :93-107.
- Lang C., 2000. Diversité du zoobenthos dans 47 rivières du canton de Vaud : tendance 1989-1997. Rev. Suisse de Zoologie 107 : 107-122.
- Lang C., 2001. Surveillance biologique des lacs et des rivières du canton de Vaud, évolution 1980-2000. Rapport du laboratoire du service des eaux de l'état de Vaud, 18 p.
- Landry F., post J. & parkinson E., 1999. Spatial ontogeny of lentic age-0 rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* : whole-lake manipulations of population size structure. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 1916-1928.
- Lotspeich F.B. & Everest F.H., 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. U.S. Forest Service research Note PNW-139.
- Maisse G., Baglinière J.L., Le Bail P.Y., 1987. Dynamique de la population de truite commune en France. Hydrobiologia, 148, 123-130.
- Maisse G., 1991. Biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans les rivières françaises. Dans Baglinière J.L. & Maisse G., La truite, biologie et écologie, pp 25-35, Ed. INRA, 303 p.
- Mäki-Petäys A., Muotka T. & Huusko A., 1999. Densities of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in two subarctic rivers : assessing the predictive capability of habitat preference indices. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 1420-1427.
- Melhaoui M., 1985. Eléments d'écologie de la truite de lac du Léman dans le système lac-affluent. Thèse 3ème cycle, Fac. Sci., Univ. Paris VI, 127 p.
- Mesick C.F., 1988. Effects of food and cover on numbers of apache and brown trout establishing residency in artificial stream channels. Trans. Am. Fish. Soc., 117, 421-431.
- National Research council, 1996. Upstream : salmon ans society in the Pacific Northwest. National Academy Press, Washington , D.C.
- Neveu A., 1991. Stratégie alimentaire de la truite commune. Dans Baglinière J.L. & Maisse G., La truite, biologie et écologie, pp 97-120, Ed. INRA, 303 p.
- OFEFP, 1998. Ecomorphologie – niveau R (région). OFEFP, informations concernant la protection des eaux, n°2, 49 p.
- OFEFP, 1999. Baisse de captures de poisson dans les cours d'eau suisses. OFEFP, informations concernant la pêche, n°63, 34 p.
- Olsen E.M. & Vollestad L.A., 2001. Estimates of survival of stream-dwelling brown trout using mark-recaptures. Journal of Fish Biology 59, 1622-1637.
- Pakkasmaa S. & Jones M., 2002. Individual-level analysis of early life history traits in hatchery-reared lake trout. Journal of Fish Biology 60, 218-225.
- Pedroli J., Zaugg B., Kirchhofer A., 1991. Atlas de distribution des poissons et cyclostomes de Suisse. Centre suisse de cartographie de la faune, n° 11, 207 p.
- Petersen J.R., 1992. The RCE : a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. Freshwater Biology 27 : 295-306.
- Pressat R., 1969. L'analyse démographique 231p. P.U.F., Paris.
- Reviol V., 1998. Gestion de la population de truites lacustres du lac de neuchâtel : croissance et pêche. Diplôme postgrade. IE-ZEA, université de lausanne.
- Rieman, B., Lee D. & Thurow R., 1997. Distribution, status, and likely future trends of bull trout within the columbia River and Klamath basins. North American Journal of Fisheries management 17 : 1111-1125.
- Roni P. & Quinn P., 2001. Density and size of juvenile salmonids in reponse to placement of large woody debris in western oregon and Washington streams. Can. J. Fish Aquat. Sci. 58 : 282-292.
- Roper B. & Scarnecchia D., 1999. Emigration of age-0 chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) smolts from the upper South Umpqua River basin, Oregon, U.S.A. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 939-946.

- Rubin J.-F. & Glimsäter C., 1995. Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology* (1996) 48, 585-606.
- Rubin J.-F., 2000. Suivi biologique du Boiron de Morges, 1996-2000, 75 p. Association Truite-Léman, 1131 Tolochenaz, Suisse.
- Rubin J.-F., 2001. Suivi piscicole du Boiron de Morges, 1996-2001, 66 p. Association Truite-Léman, 1131 Tolochenaz, Suisse.
- Scott J.M., Heglund P.J., Samson F., Haufler J., Morrisson M & Raphael M, 2002. Predicting species occurrences : Issues of accuracy and scale, Island Press, Covelo, California.
- Summerfelt R., Hall H., 1987. Age and growth of fish. Iowa State University Press, 544 p.
- Statzner B., Gore J.A., Resh V.H., 1988. Hydraulic stream ecology : observed patterns and potential applications. *Canadian Journal of fisheries and aquatic Science* 37 : 130-137.
- Tacheron C., 2002. Gestion des ressources en eau et aménagement d'ouvrages piscicoles dans la partie centrale du Boiron de Morges. HES-SO, Ecole d'ingénieurs de Lullier, CH – 1254 Jussy.
- Vioget P. & Strawczynski A., 1997. Phytosanitaires dans les cours d'eau vaudois du bassin du Rhône et du Rhin. Notes du service des eaux et de la protection de l'environnement, CH-1066 Epalinges.
- Vioget Ph., Buttiker B., Bondietti G., Etournaud A., Meier P. & Strawczynski A., 1995. Contaminants dans les poissons des rivières vaudoises, Synthèse 1989-1994, 48 p. SESA, 1066 Epalinges.
- White & Burnham, 1999. Program MARK : survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.) 120-139.
- Young M. K., Hubert W. A. & Wesche T. A., 1989. Substratum alteration by spawning brook trout in a southeastern Wyoming stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 118, 379-385.
- Zar, Jerrold H., 1994. *Biostatistical analysis*, pp 171-176, Prentice-Hall International Editions, second edition, 499 p.

Annexes

- 1-Analyse de croissance des relevés de novembre et juillet (1998-2001, partie aval du Boiron de Morges)
- 2-Matrices de relations longueur-âge
- 3-Densités des truites dans le Boiron de Morges (secteurs)
- 4-Données Physico-chimiques du Boiron de Morges (SESA, 2002)
- 5-Composition granulométrique du substrat (secteurs)
- 6-Effectifs des truites dans le Boiron de Morges (tronçons)