

ADAPTATION ET VALIDATION D'UN INDICE POISSON (FBI) POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU FRANÇAIS.

T. OBERDORFF (1, 2), D. PONT (3), B. HUGUENY (3),
J. BELLARD (4), R. BERREBI DIT THOMAS (1), J.P. PORCHER (5)

-
- (1) Conseil Supérieur de la Pêche, Direction Générale, 134 avenue de Malakoff, 75016 PARIS, France.
- (2) IRD, Laboratoire d'Ichtyologie Générale et Appliquée, MNHN, 43 rue Cuvier, 75005 PARIS. E-mail : oberdorf@mnhn.fr
- (3) Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces, ESA-CNRS 5023, Université Lyon I, 43 Bld du 11 Novembre 1918, 69622 VILLEURBANNE Cedex, France.
- (4) Agence de l'Eau Seine-Normandie, 51 rue Salvador Allende, 92025 NANTERRE Cedex, France.
- (5) Conseil Supérieur de la Pêche, Délégation Régionale de Bretagne, 84 rue de Rennes, 35510 CESSON-SÉVIGNÉ, France.

Reçu le 02 avril 2002
Accepté le 13 juin 2002

Received 02 April, 2002
Accepted 13 June, 2002

RÉSUMÉ

La récente Directive Cadre sur l'Eau (DCE) demande aux états membres de la communauté européenne la préservation et la restauration de l'état écologique des écosystèmes aquatiques au travers de leurs composantes chimiques et biologiques. Satisfaire cette demande nécessite de disposer d'indicateurs biologiques capables d'apporter une information pertinente sur l'état de santé de ces écosystèmes. Ces indicateurs doivent être scientifiquement valides, efficaces, rapides à mettre en œuvre et applicables à différentes régions géographiques. Parmi les indicateurs potentiels, les peuplements de poissons peuvent apporter une information originale en raison de la capacité qu'ont ces organismes à intégrer la variabilité environnementale à différentes échelles spatiales. Dans ce contexte, les Agences de l'Eau, le Ministère de l'Environnement et le Conseil Supérieur de la Pêche ont lancé conjointement un programme national d'adaptation d'un indice biotique fondé sur les peuplements poissons applicable à l'ensemble du réseau hydrographique. Adapter ce type d'indice à une échelle spatiale telle que le réseau hydrographique national nécessite la prise en compte des facteurs environnementaux majeurs responsables des variations des peuplements en

conditions naturelles. La démarche adoptée pour l'établissement de l'indice s'établit comme suit. Dans un premier temps et en utilisant un jeu de donnée de 650 stations de référence réparties de manière homogène sur l'ensemble du réseau hydrographique national, la probabilité d'occurrence sur une station de 34 espèces les plus communes de nos cours d'eau a été modélisée en fonction d'un certain nombre de variables environnementales locales et régionales (*i.e.* position de la station sur le gradient longitudinal, altitude, vitesse moyenne du courant, conditions thermiques, appartenance à une unité hydrologique). Dans un deuxième temps, un certain nombre de « métriques » fonctionnelles relatives aux peuplements et prenant en compte l'occurrence et l'abondance des espèces ont été sélectionnées sur base bibliographique. Dans un troisième temps, ces métriques ont été modélisées et les résidus standardisés des modèles obtenus ont été utilisés comme valeur des métriques indépendante des facteurs environnementaux. Dans un quatrième temps, chacune des métriques a été validée sur deux jeux de données indépendants de stations « de référence » et de stations « perturbées » (*i.e.* altérations de l'habitat et altérations de la qualité physico-chimique). Dans un dernier temps, les métriques les plus discriminantes ont été sommées afin d'obtenir la note de l'indice final. L'indice multi-paramétrique obtenu devrait être capable de fournir une évaluation pertinente de la qualité écologique des hydrosystèmes fluviaux.

Mots-clés : cours d'eau, indicateur biologique, peuplements de poissons.

DEVELOPMENT AND VALIDATION OF A FISH-BASED INDEX (FBI) FOR THE ASSESSMENT OF « RIVER HEALTH » IN FRANCE.

ABSTRACT

In Europe, water policy is currently undergoing considerable change as emphasised by the recent European Water Framework Directive (WFD), which requires the restoration and maintenance of « healthy » aquatic ecosystems by the assessment of their hydromorphological, chemical and biological characteristics. If the requirements of the WFD are to be met, effective biological tools are needed to measure the « health » of rivers at scales large enough to be useful for management. These tools need to be ecologically based, efficient, rapid and applicable in different ecological regions. Among potential indicators, fish assemblages are of particular interest because of their ability to integrate environmental variability at different spatial scales. To meet the goals of the WFD, the French Water Agencies and the Ministry of the Environment initiated a research programme to develop a fish-based index that would be applicable nationwide. Such an index should encompass the relative importance of geographic, ecoregional and local factors influencing the distribution of riverine fish. A variety of metrics based on occurrence and abundance data and reflecting different aspects of the fish assemblage structure and function were selected from available literature and for their potential to indicate degradation. Logistic and multiple linear regression procedures were applied, using an initial data set of 650 reference sites fairly evenly distributed across French rivers and defined by some easily measured regional and local characteristics, to elaborate the simplest possible response model that adequately explains the observed patterns of each metric for a given site. Models obtained for each metric were validated using two independent data sets of 88 reference sites and 88 disturbed sites. These procedures allowed us to select the most effective metrics in discriminating between reference and disturbed sites. This multimetric index of fish assemblages integrity could serve as a practical technical reference for conducting cost-effective biological assessments of lotic systems.

Key-words : rivers, biological assessment, fish assemblages, multimetric index.

INTRODUCTION

Les cours d'eau font parti des écosystèmes les plus influencés par les activités humaines. Dans les pays fortement industrialisés comme la France, la plupart d'entre eux subissent des altérations multiples telles que, entre autre, la modification du lit et des berges, la régulation des débits, les pollutions industrielles et les pollutions diffuses liées aux pratiques agricoles intensives. Toutes ces pressions ont généré une dégradation écologique des hydrosystèmes les mettant actuellement dans l'incapacité à assurer certains biens et services attendus (déclin de la qualité et de la disponibilité en eau, disparition d'espèces, changement de la structure des communautés...) (Figure 1). Cette situation a amené l'Europe à reformuler sa politique sur l'eau comme le confirment les objectifs de la récente Directive Cadre sur l'Eau que sont la préservation et la restauration de l'état écologique des écosystèmes aquatiques au travers de leurs composantes chimiques et surtout biologiques. Satisfaire cette demande nécessite de disposer d'indicateurs biologiques capables d'apporter une information pertinente sur l'état de santé de ces écosystèmes. Ces indicateurs doivent être scientifiquement valides, efficaces, rapides à mettre en œuvre et applicables à différentes régions géographiques. Parmi les indicateurs potentiels, les peuplements de poissons peuvent apporter une information originale en raison de la capacité qu'ont ces organismes à intégrer la variabilité environnementale à différentes échelles spatiales.

Les écologistes des milieux aquatiques ont développé depuis le début du 20^{ème} siècle diverses méthodes biologiques afin d'évaluer la qualité des milieux (méthode dite des « saprobies », indices de diversité, d'équitabilité, etc.). Depuis ces premiers travaux, les bases conceptuelles de l'évaluation de la qualité biologique des milieux ont été affinées, s'écartant progressivement du concept d'espèces indicatrices (ou des indices de diversité) vers des approches plus intégrées (indices multi-paramétriques du type Index of Biotic Integrity, IBI, KARR, 1981) fondées sur la structure des peuplements (voir FAUSCH *et al.*, 1990 pour revue).

Adapter ce type d'indices à une échelle spatiale telle que le réseau hydrographique national nécessite 1) la compréhension des *patterns* naturels de composition et de distribution des peuplements au sein d'un bassin hydrographique et/ou entre bassins hydrographiques et 2) la prise en compte des facteurs environnementaux majeurs responsables ou tout au moins capables d'expliquer ces *patterns* (LYONS, 1996). Les *patterns* de richesse et de composition des peuplements sont, en effet, fortement influencés par l'échelle spatiale d'investigation. A une échelle locale (échelle de la station) de nombreuses études se sont attachées à identifier les facteurs environnementaux rendant compte de la structure des peuplements en condition naturelle. Il a été notamment mis en évidence que des facteurs tels que ceux liés à l'habitat (défini par la profondeur, la vitesse du courant, la température et la diversité du substrat (HUET, 1959 ; VERNEAUX, 1977 ; GORMAN et KARR, 1978 ; ANGERMEIER et SCHLOSSER, 1989 ; RAHEL et HUBERT, 1991)), à l'importance du cours d'eau (définie par la pente, la largeur, le débit, la distance aux sources, le « stream order », la surface du bassin versant drainé (SHELDON, 1968 ; VERNEAUX, 1977 ; HORWITZ, 1978 ; BEECHER *et al.*, 1988 ; PALLER, 1994 ; OBERDORFF *et al.*, 1993 ; CHANGEUX, 1994 ; BELLIARD *et al.*, 1997)) influencent la richesse spécifique des peuplements mais également leur composition trophique (HORWITZ, 1978 ; SCHLOSSER, 1982 ; OBERDORFF *et al.*, 1993 ; PALLER, 1994). A l'échelle régionale (unités hydrographiques ou écorégions), les facteurs physiques tels que la taille du bassin (HUGUENY, 1989 ; WELCOMME, 1990 ; OBERDORFF *et al.*, 1995 ; GUEGAN *et al.*, 1998), la géomorphologie et le climat (HUGHES *et al.*, 1987 ; HUGHES et LARSEN, 1988 ; WHITTIER *et al.*, 1988 ; CHANGEUX, 1995) sont les déterminants majeurs de la richesse et de la composition des peuplements, régulant, de ce fait, l'importance des facteurs locaux. En d'autres termes, les *patterns* et les processus observés dans les peuplements à une échelle locale ne sont pas seulement déterminés par des mécanismes locaux mais résultent également de processus opérants à des

échelles spatiales plus larges (HUGUENY et PAUGY, 1995 ; BELKESSAM *et al.*, 1997 ; OBERDORFF *et al.*, 1998). Ainsi, avant de pouvoir efficacement utiliser les peuplements de poissons comme indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau en utilisant des indices multi-paramétriques, il est essentiel de prendre en compte l'ensemble des facteurs environnementaux responsables des variations des peuplements en conditions naturelles (HOEFS et BOYLE, 1995 ; SMOGOR et ANGERMEIER, 1999).

Dans ce contexte, la création d'un programme de mise au point d'un indice biotique fondé sur les peuplements poissons a été envisagée au niveau national.

Nous nous sommes orienté *a priori* vers un indice de forme multi-paramétrique, intégrant les différents niveaux structurels de l'édifice biologique.

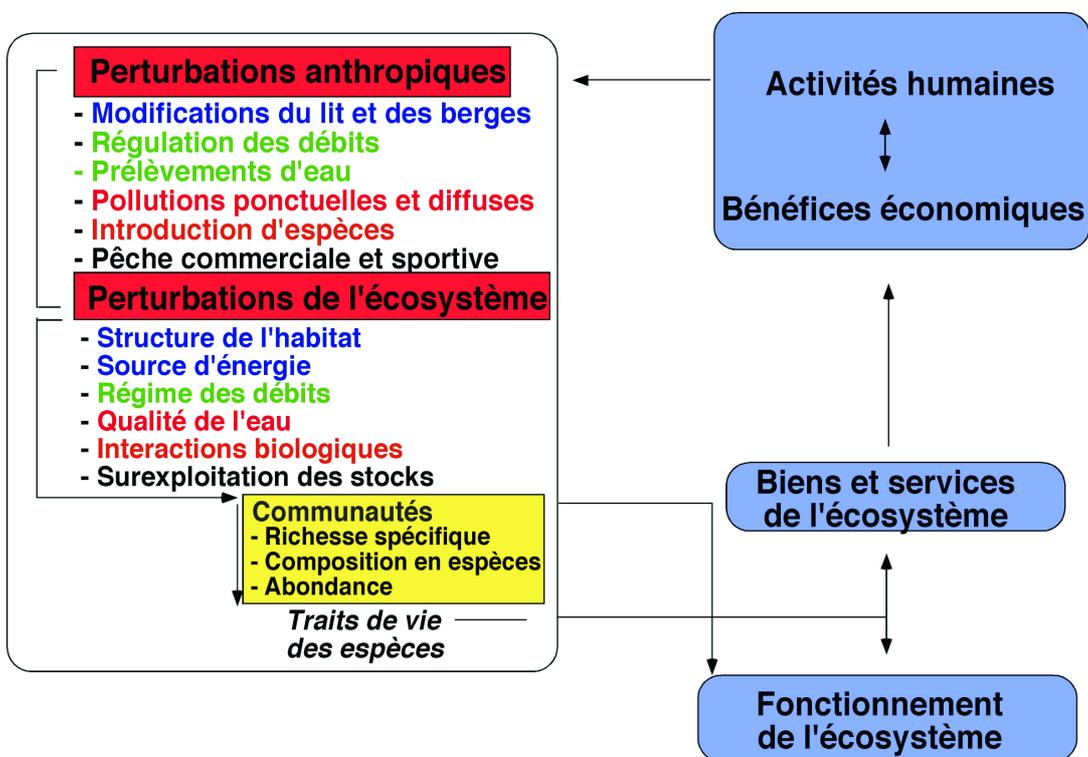


Figure 1
 Relations existant entre les différentes activités humaines et les écosystèmes aquatiques. Ces activités humaines engendrent de multiples perturbations environnementales dans les cours d'eau. Par toute une série de mécanismes, ces changements modifient les communautés de poissons qui en retour altèrent les processus au sein de l'écosystème qui ne rend plus finalement les services que l'on peut en attendre.

Figure 1
 Relationships between human activities and river ecosystem processes. Human activities cause environmental and ecological changes on river systems. By a variety of mechanisms, these changes contribute to changing fish communities which in turn alters the all ecosystem processes and finally ecosystem goods and services.

La démarche adoptée pour l'établissement de l'indice s'établit comme suit. Dans un premier temps et en utilisant un jeu de donnée de 650 stations réparties de manière homogène sur l'ensemble du réseau hydrographique national, la probabilité d'occurrence sur une station de 34 espèces les plus communes de nos cours d'eau a été modélisée en fonction d'un certain nombre de variables environnementales locales et régionales (OBERDORFF *et al.*, 2001). La somme des probabilités d'occurrence de ces 34 espèces définit un référentiel permettant de décrire un peuplement « théorique » pour une situation environnementale donnée pouvant se rencontrer dans un cours d'eau dit « témoin ». Dans un deuxième temps, un certain nombre de « métriques » fonctionnelles relatives aux peuplements et prenant en compte l'occurrence et l'abondance des espèces ont été sélectionnées sur base bibliographique. Dans un troisième temps, ces métriques ont été modélisées et les résidus standardisés des modèles obtenus ont été utilisés comme valeur des métriques indépendante des facteurs environnementaux. Dans un quatrième temps, chacune des métriques a été validée sur deux jeux de données indépendants de stations « témoins » et de stations « perturbées » (*i.e.* altérations de l'habitat et altérations de la qualité physico-chimique). Dans un cinquième temps, les métriques les plus discriminantes ont été sommées afin d'obtenir la note de l'indice final. La sensibilité de l'indice a finalement été testée sur 128 stations appartenant au Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP) développé par le Conseil Supérieur de la Pêche et échantillonnées en 2000 sur le bassin Seine-Normandie.

MÉTHODES

Définition des jeux de données

Jeu de données des stations témoins (NP650)

650 sites de référence (échantillonnés entre 1985 et 1995) ont été sélectionnés à partir de la Banque Hydrobiologique et Piscicole (BHP) du Conseil Supérieur de la Pêche. La sélection de ces sites, répartis de manière relativement homogène sur la totalité du réseau hydrographique (Figure 2), a été réalisée par des experts régionaux (ingénieurs et gardes-pêche de chacune des délégations du CSP) sur la base 1) de la qualité physico-chimique de l'eau relevée sur les cartes de qualité des Agences de l'Eau durant l'année d'échantillonnage (seules les stations de qualité physico-chimique bonne ou moyenne (classe 1A, 1B et 2) ont été retenues) et 2) de leur connaissance de l'habitat physique de chacune des stations. Les facteurs considérés afin de juger de l'habitat physique incluaient la morphologie du chenal, son degré d'anthropisation, le régime des débits, la qualité des berges et du substrat, les conditions d'écoulement et la représentativité du site dans la région. Les sites témoins sélectionnés ne sont bien évidemment quasiment jamais exempts d'impacts liés aux activités humaines mais restent les moins anthropisés de la région considérée. Chaque site a été échantillonné par pêche électrique sous forme de sondage (un seul passage). Selon la largeur et la profondeur du cours d'eau, deux techniques d'échantillonnage sont appliquées : lorsque les conditions le permettent, la prospection complète de la station par pêche électrique à pied est retenue ; en revanche, pour les grands cours d'eau trop profond pour être échantillonnés à pied, la pêche en bateau partielle (le long des rives) est privilégiée. Le choix d'un échantillonnage sous forme de sondage est le seul à pouvoir être retenu dans la mesure où il constitue le plus petit dénominateur commun à l'ensemble des stations de la BHP. Ce type d'échantillonnage, tout au moins en ce qui concerne les petits cours d'eau, donne une représentation correcte du peuplement en place (PALLER, 1995 ; ANGERMEIER et SMOGOR, 1995). S'agissant des grands cours d'eau, la pêche en bateau partielle (le long des rives) donne une bonne représentation de la richesse en espèces de la station mais une image imparfaite de la structure du peuplement en place (CHANCEREL, 1992). Cela étant, le biais lié à cette technique d'échantillonnage étant constant, il n'affecte en aucun cas les résultats obtenus.

Ce jeu de données a comme objet la mise au point des modèles théoriques qui serviront de base à l'établissement de l'indice poisson.

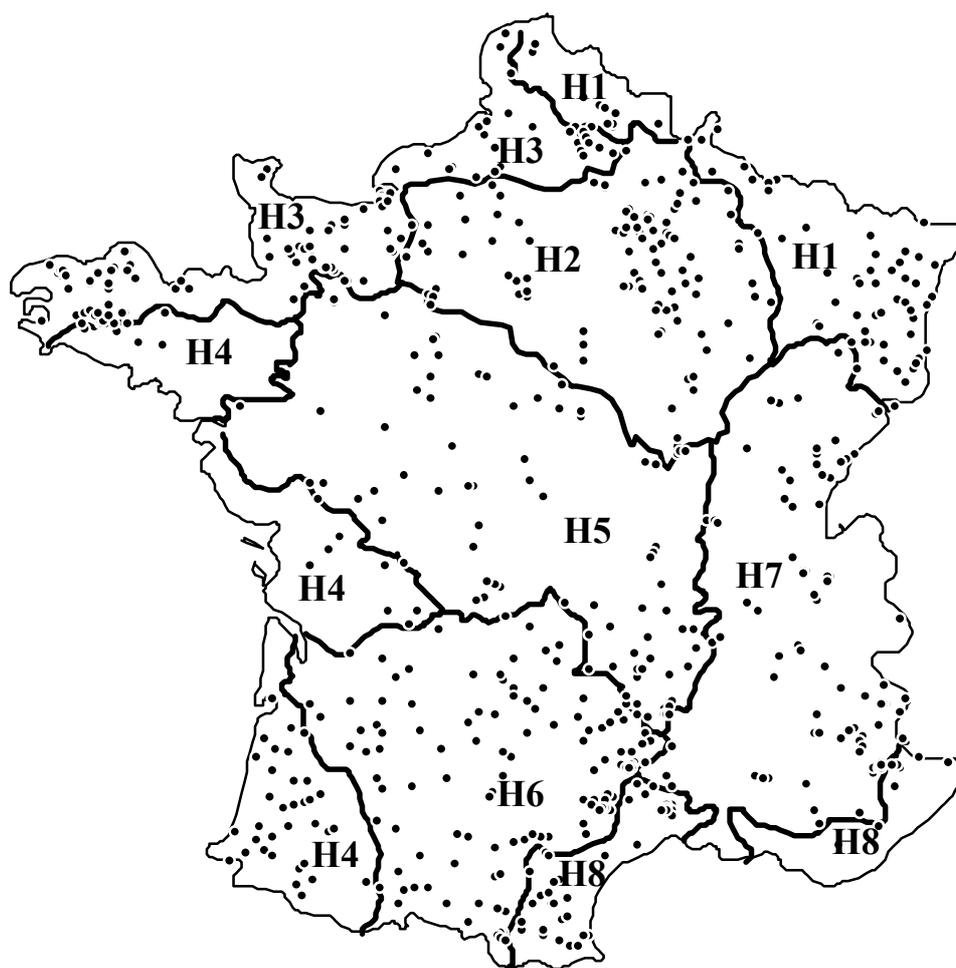


Figure 2
Carte de France donnant la position des huit unités hydrologiques et des 650 sites de référence utilisés pour la construction des modèles.

Figure 2
Map of France showing the eight hydrological units and the 650 reference sites used to built the models.

Jeux de données de validation (NP88 et PERT88)

Il sont constitués de stations « de référence » et de stations perturbées et sont utilisés pour deux objectifs qui sont la validation des modèles de chacune des métriques et l'évaluation des potentialités de l'indice à discriminer les perturbations. Le jeu de données indépendant de stations de « référence » (NP88) est constitué de 88 stations échantillonnées sur l'ensemble du réseau hydrographique. Les critères de sélection des stations sont identiques à ceux utilisés pour le jeu de données RS650. Le jeu de données de stations perturbées (PERT88) est constitué de 88 stations. Ces 88 stations ont été sélectionnées en fonction du type de perturbation subi ; en l'occurrence, des perturbations de l'habitat (calibrage, colmatage et perturbation hydraulique) et des perturbations de la qualité de l'eau (pollution chimique, pollution organique).

Jeux de données test

Il intègre les résultats obtenus sur 128 stations du RHP prospectées en 2000 sur le bassin Seine-Normandie. Le choix des stations a été guidé par leur représentativité vis-à-vis de la diversité naturelle des cours d'eau ainsi que par le degré et la nature des altérations anthropiques qu'elles subissent. Pour chacune des stations, en plus des données concernant les peuplements, on dispose de deux descripteurs de la qualité des cours d'eau. Ces deux descripteurs ont été tirés d'un travail de synthèse mené à l'échelle du bassin Seine-Normandie fournissant une représentation cartographique du niveau d'altération de différents composants des écosystèmes aquatiques (AREA, 1996). Le premier descripteur est un indice de qualité globale de l'habitat (IQH) qui tient compte de l'intégrité de différents compartiments que sont le régime des débits, le profil du lit mineur, les berges, le substrat, l'écoulement et le lit majeur. Cet indice varie de 1 (habitat global peu ou non altéré) à 4 (habitat fortement anthropisé). Le second indice est un indice de qualité physico-chimique de l'eau (IQE) intégrant l'oxygène dissous, la DBO5, la DCO, le NH4, les nitrites, les nitrates, les phosphates, l'ammoniaque non ionisé et les métaux. Il varie de 1 (bonne qualité d'eau) à 4 (eau fortement polluée). Il convient de souligner que les deux indices précédents sont issus de données déjà anciennes (fin des années 80) et que la situation des cours d'eau du bassin a probablement sensiblement évolué depuis, notamment en ce qui concerne la qualité de l'eau. Par ailleurs, l'IQH repose sur des analyses menées à l'échelle départementale ce qui pose un problème d'homogénéité à l'échelle de l'ensemble du bassin (BELLIARD, 2001). Il conviendra donc de tenir compte de ces limites lors de l'interprétation des résultats.

Données concernant les peuplements

Le tableau faunistique est composé des effectifs de chacune des espèces composant le peuplement d'une station. 39 espèces ont été recensées sur l'ensemble des stations de référence. Néanmoins, quatre d'entre elles, présentes dans moins de 1 % des stations échantillonnées, ont été éliminées des analyses. Il s'agissait de la blennie fluviatile (*Blennius fluviatilis*), de l'able de heckel (*Leucaspis delineatus*), de la gambusie (*Gambusia affinis*), et du black bass (*Micropterus salmoides*). Par ailleurs, la brème commune (*Abramis brama*) et la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*) ont été regroupées en raison de problèmes de détermination sur le terrain. Les 34 espèces restantes sont recensées dans le Tableau I.

Descripteurs synthétiques du milieu

Nous avons considéré toutes les variables disponibles susceptibles de se définir à l'échelle locale et régionale.

Descripteurs à l'échelle locale

Indice de vitesse (V)

Il est possible de résumer les conditions hydrologiques sur un site par les caractéristiques globales de la section considérée et en les reliant à l'aide d'un modèle externe, la formule de Chézy (CHOW *et al.*, 1988) :

$$V = C\sqrt{R.J}$$

avec

- V : vitesse moyenne dans le tronçon considéré
- C : coefficient de Chézy fonction de la géométrie de la section et de la rugosité
- R : rayon hydraulique (rapport de la surface mouillée au périmètre mouillé)
- J : pente moyenne au niveau de la station.

Tableau I

Liste des espèces. Chacune des espèces est renseignée sur son origine, son statut trophique, son mode de reproduction, son habitat d'alimentation, son degré de sensibilité, son degré de rhéophilie et sa flexibilité d'habitat.

Table I

Names and guilds of the 34 most common species of French rivers.

Famille	Origine ¹	Guildes ² trophiques	Guildes de ³ reproduction	Habitat ⁴ d'alimentation	Coef ⁵ sensibilité (qualité d'eau)	Degré ⁶ rhéophilie	Coef ⁷ flexibilité d'habitat
Petromyzontidae							
<i>Lampetra planeri</i> (LPP)	N	PLA	LITHO	B	-	-	-
Salmonidae							
<i>Salmo trutta fario</i> (TRF)	N	INV	LITHO	P	5,5	R	0,03
<i>Salmo salar</i> (SAT)	N	INV	LITHO	P	1	R	-
Thymallidae							
<i>Thymallus thymallus</i> (OBR)	N	INV	LITHO	P	3	R	0,03
Esocidae							
<i>Esox lucius</i> (BRO)	N	PIS	PHYTO	P	5,5	-	0,03
Cyprinidae							
<i>Rutilus rutilus</i> (GAR)	N	OMN	PHYLI	P	8	-	0,46
<i>Leuciscus cephalus</i> (CHE)	N	OMN	LITHO	P	7	-	0,55
<i>Leuciscus leuciscus</i> (VAN)	N	OMN	LITHO	P	4,5	R	0,11
<i>Leuciscus souffia</i> (BLN)	N	OMN	PHYLI	P	4	R	0,06
<i>Barbus barbus</i> (BAF)	N	OMN	LITHO	B	5	R	0,06
<i>Barbus meridionalis</i> (BAM)	N	OMN	LITHO	B	1	R	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (SPI)	N	INV	LITHO	P	5	R	0,06
<i>Alburnus alburnus</i> (ABL)	N	OMN	PHYLI	P	7,5	-	0,42
<i>Abramis brama</i> (BRE)	N	OMN	PHYLI	B	7	-	0,39
<i>Blicca bjoerkna</i> (BRB)	N	OMN	PHYTO	B	-	L	0,28
<i>Carassius</i> sp. (CAR)	N	OMN	PHYTO	B	T	L	-
<i>Carassius auratus</i> (CAA)	E	OMN	PHYTO	B	T	L	-
<i>Cyprinus carpio</i> (CCO)	E	OMN	PHYTO	B	6	L	0,11

Tableau I (suite)

<i>Chondrostoma nasus</i> (HOT)	N	HER	LITHO	B	6	R	0,04
<i>Chondrostoma toxostoma</i> (TOX)	N	OMN	LITHO	B	6	R	0,04
<i>Gobio gobio</i> (GOU)	N	INV	LITHO	B	5,5	-	0,12
<i>Phoxinus phoxinus</i> (VAI)	N	OMN	LITHO	P	4,5	-	0,08
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (ROT)	N	OMN	PHYTO	P	6	L	0,08
<i>Rhodeus sericeus</i> (BOU)	N	HER	OSTRA	P	5,5	L	0,07
<i>Tinca tinca</i> (TAN)	N	OMN	PHYTO	B	6,5	L	0,12
Cobitidae							
<i>Barbatula barbatula</i> (LOF)	N	INV	LITHO	B	7	R	0,30
Ictaluridae							
<i>Ictalurus melas</i> (PCH)	E	INV	LITHO	B	6,5	L	0,03
Anguillidae							
<i>Anguilla anguilla</i> (ANG)	N	INV	-	B	T	-	-
Gadidae							
<i>Lota lota</i> (LOT)	N	PIS	LITHO	B	4	R	0,13
Gasterosteidae							
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (EPI)	N	OMN	ARIAD	P	T	L	-
<i>Pungitius pungitius</i> (EPT)	N	OMN	ARIAD	P	-	L	-
Percidae							
<i>Perca fluviatilis</i> (PER)	N	PIS	PHYLI	P	5	-	0,14
<i>Stizostedion lucioperca</i> (SAN)	E	PIS	PHYTO	P	7	-	0,27
<i>Gymnocephalus cernua</i> (GRE)	N	INV	PHYLI	B	7	-	0,27
Centrarchidae							
<i>Lepomis gibbosus</i> (PES)	E	INV	LITHO	P	5,5	L	0,22
Cottidae							
<i>Cottus gobio</i> (CHA)	N	INV	LITHO	B	3	R	0,07

¹ D'après PERSAT et KEITH (1997). A = Espèces natives, E = Espèces exotiques.

² D'après MICHEL et OBERDORFF (1995) ; PONT *et al.* (1995). INV = Invertivores ; OMN = Omnivores ; HER = Herbivores ; PAR = Parasites ; PIS = Piscivores.

³ D'après BALON (1975). LITHO = Lithophiles ; PHYTO = Phytophiles ; PHYLI = Phyto-lithophiles ; OSTRA = Ostracophiles ; ARIAD = Ariadnophiles.

⁴ D'après GANDMOTTET (1983) ; OBERDORFF et HUGHES (1992) ; BERREBI *et al.* (1998).

⁵ D'après VERNEAUX (1981) ; PHILIPPART et WRANKEN (1983). Valeurs faibles = tolérance faible ; I = espèces intolérantes, T = espèces tolérantes ; - absence d'information.

⁶ D'après POUILLY (1994) ; SCHIEMER et WAIDBECHER (1992). R = espèces rhéophiles, L = espèces limnophiles, - absence d'information.

⁷ D'après GANDMOTTET (1983). Valeurs faibles = faible flexibilité d'habitat, valeurs fortes = forte flexibilité d'habitat ; - absence d'information.

Si l'on fait abstraction de la géométrie de la section et que l'on considère cette dernière comme ayant une forme rectangulaire, on obtient un indice de vitesse en négligeant C et en calculant R comme :

$$R = \frac{L.P}{L + 2P}$$

avec L : largeur et P : profondeur.

L'indicateur de vitesse est de la forme :

$$I_v = \sqrt{\frac{L.P}{L + 2P} \cdot J}$$

La variable finale prise en compte dans les modèle est de la forme :

$$V = \log(L_m) + \log(P_m) + \log(J_{\text{‰}}) - \log(L_m + 2 * P_m)$$

avec

L_m = largeur du cours d'eau (m)

P_m = profondeur moyenne de la station (m)

J_‰ = pente (IGN).

Conditions thermiques (T1, T2)

Deux facteurs climatiques ont été utilisés. Il s'agit de la température (de l'air) moyenne de juillet et de la température moyenne de janvier. Les données sont issues de l'Atlas de France (Comité National de Géographie, 1936-1958), et réactualisées d'après GARNIER (1964) et les données de la Météorologie Nationale (Météo France, période 1951-1993). Par la suite, deux variables, composées afin d'être indépendantes, ont été prises en compte dans les modèles :

$$(1) T1 = T_{\text{juillet}} + T_{\text{janvier}}$$

$$(2) T2 = T_{\text{juillet}} - T_{\text{janvier}}$$

Altitude (ALT)

L'altitude a été introduite dans les modèles sous la forme :

$$A = \log(\text{ALT})$$

Gradient longitudinal (G)

Nous avons utilisé la distance à la source (DIS) et la superficie du bassin versant drainé (SBV) comme variables synthétiques reflétant la position de la station dans le gradient longitudinal. Une analyse en Composantes Principales (ACP) a été utilisée afin d'éliminer la colinéarité entre les deux variables. Le premier axe de l'ACP a finalement été retenu comme variable indépendante décrivant la position de la station dans le gradient longitudinal. Cette variable est de la forme :

$$G = 3,015 - 0,347 * \log(\text{SBV}_{\text{km}^2}) - 0,543 * \log(\text{DIS}_{\text{km}})$$

Descripteurs à l'échelle régionale

Unités hydrologiques (H)

Nous avons retenu comme critère soit la notion de bassin (dans le cas des grands bassins), soit des critères de ressemblance des listes faunistiques afin de regrouper des ensembles de petits bassins côtiers. Au delà des raisons d'ordre théorique, il était nécessaire de tenir compte du nombre de données disponibles (n = 650) ne permettant pas de traiter séparément les petites unités hydrologiques. Les données de bases sont les listes faunistiques publiées par PERSAT et KEITH (1997). Le tableau de données comprend 26 bassins et 42 espèces notées par leur présence/absence. L'analyse de ce tableau de donnée par ACP centrée permet de définir huit ensembles (Figure 2) : bassins mer du Nord (H1) ; bassin Seine (H2) ; bassins Manche (H3) ; bassins Atlantique (H4) ; bassin Loire (H5) ; bassin Garonne (H6) ; bassin Rhône (H7) ; bassins Méditerranéens (H8).

Définition des métriques

Nous avons effectué une recherche bibliographique des paramètres (métriques) susceptibles d'être intégrés dans un indice poisson applicable aux peuplements de poisson d'Europe de l'ouest (HUGHES et OBERDORFF, 1999) et établi une liste des caractéristiques écologiques des 34 espèces retenues. Quatorze métriques ont été sélectionnées.

La richesse spécifique et la composition spécifique du peuplement sont évaluées au travers de onze métriques.

Nombre total d'espèces (NTE)

Cette métrique est une mesure classique de la biodiversité. Le nombre total d'espèces décroît généralement avec la dégradation des milieux (KARR, 1981). Cela étant, dans le cas d'une eutrophisation du milieu, l'augmentation de productivité qui en découle peut éventuellement engendrer une augmentation de la richesse spécifique (BROOKES *et al.*, 1996).

Nombre d'espèces lithophiles (espèces tolérantes exclues) et Densité d'individus lithophiles (espèces tolérantes exclues) (NEL, DIL)

Les guildes de reproduction sont connues pour être affectées par certains types de perturbation de l'habitat (BALON, 1975 ; BERKMAN et RABENI, 1987). Les lithophiles sont particulièrement sensibles aux problèmes de colmatage du substrat qui altère le succès reproducteur de ces espèces (BERKMAN et RABENI, 1987 ; BELLIARD *et al.*, 1999). Les espèces retenues dans ces deux métriques sont : *Lampetra planeri* (B.), *Salmo trutta* (L.), *Salmo salar* (L.), *Thymallus thymallus* (L.), *Alburnoides bipunctatus* (B.), *Barbus barbus* (L.), *Barbus meridionalis* (R.), *Chondrostoma nasus* (L.), *Chondrostoma toxostoma* (V.), *Phoxinus phoxinus* (L.), *Ictalurus melas* (R.), *Cottus gobio* (L.).

Nombre d'espèces benthiques (espèces tolérantes exclues) et Densité d'individus benthiques (espèces tolérantes exclues) (NEB, DIB)

Ces deux métriques sont sensées évaluer le degré de perturbation de l'habitat benthique (KARR, 1981). Les espèces retenues dans ces deux métriques sont : *Lampetra planeri* (B.), *Anguilla anguilla* (L.), *Barbus barbus* (L.), *Barbus meridionalis* (R.), *Chondrostoma nasus* (L.), *Chondrostoma toxostoma* (V.), *Gobio gobio* (L.), *Lota lota* (L.), *Ictalurus melas* (R.), *Cyprinus carpio* (L.), *Carassius carassius* (L.), *Tinca tinca* (L.), *Gymnocephalus cernua* (L.), *Cottus gobio* (L.).

Nombre d'espèces rhéophiles (espèces tolérantes exclues) et Densité d'individus rhéophiles (espèces tolérantes exclues) (NER, DIR).

Ces métriques évaluent les conditions de l'habitat lotique sur la station. La dégradation de ce type d'habitat (présence de seuils, par exemple) devrait se traduire par une diminution de ces espèces (OBERDORFF, 1996). Les espèces retenues pour ces deux métriques sont : *Salmo trutta* (L.), *Salmo salar* (L.), *Thymallus thymallus* (L.), *Leuciscus leuciscus* (L.), *Leuciscus souffia* (R.), *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus barbus* (L.), *Barbus meridionalis* (R.), *Chondrostoma nasus* (L.), *Chondrostoma toxostoma* (V.), *Lota lota* (L.), *Cottus gobio* (L.).

L'ensemble des métriques précédentes, à l'exception du nombre total d'espèces, sont supposées réagir négativement aux perturbations. Le fait d'inclure des espèces tolérantes dans ces métriques pourrait éventuellement masquer les tendances attendues. En conséquence, les espèces tolérantes ont été exclues de ces métriques.

Nombre d'espèces intolérantes et Densité d'individus intolérants (NEI, DII)

Les espèces intolérantes sont les premières à décliner avec l'apparition de perturbations. Elles sont, dans cet article, empiriquement définies comme ayant une flexibilité restreinte aux variations de la physico-chimie et de l'habitat en suivant principalement les travaux de VERNEAUX (1981) et de GRANDMOTTET (1983) (voir Tableau I pour plus de détails). Les espèces retenues dans ces deux métriques sont : *Lampetra planeri* (B.), *Salmo trutta* (L.), *Thymallus thymallus* (L.), *Alburnoides bipunctatus* (B.), *Barbus barbus* (L.), *Phoxinus phoxinus* (L.), *Leuciscus souffia* (R.), *Rhodeus sericeus* (B.), *Esox lucius* (L.), *Cottus gobio* (L.).

Nombre d'espèces tolérantes et Densité d'individus tolérants (NET, DIT)

Ces métriques s'appuient sur l'hypothèse d'une augmentation de la richesse et de l'abondance des espèces tolérantes en fonction des perturbations (KARR, 1981 ; KARR *et al.*, 1986). Elles sont, dans cet article, empiriquement définies comme ayant une flexibilité importante aux variations de la physico-chimie et de l'habitat en suivant principalement les travaux de VERNEAUX (1981) et de GRANDMOTTET (1993) (voir Tableau I pour plus de détails). Les espèces retenues dans ces deux métriques sont : *Rutilus rutilus* (L.), *Leuciscus cephalus* (L.), *Alburnus alburnus* (L.), *Abramis* sp. (L.), *Gasterosteus aculeatus* (L.), *Nemacheilus barbatulus* (L.).

Les altérations de la qualité de l'eau ou de l'habitat physique liées aux activités humaines entraînent généralement une fluctuation des ressources trophiques de l'écosystème qui se traduit par un changement de la structure du peuplement (KARR *et al.*, 1986). KARR *et al.* (1986) utilisent les guildes omnivores, invertivores et piscivores afin d'évaluer la structure trophique du peuplement. Deux métriques sont retenues dans le présent article afin de prendre en compte ces fluctuations (*i.e.* *nombre d'individus omnivores* et *nombre d'individus invertivores*). La guildes des piscivores n'a pas été intégrée en raison de sa faible représentation au sein de la faune nationale.

Densité d'individus omnivores (DIO)

Cette métrique mesure le degré d'altération de la ressource alimentaire dans le milieu aquatique. Les espèces omnivores s'alimentant de protéines d'origine végétales et/ou animales sont sensées être avantagées en cas d'altération de la ressource alimentaire dans le milieu (KARR, 1981). Les espèces retenues dans cette métrique sont : *Rutilus rutilus* (L.), *Leuciscus cephalus* (L.), *Leuciscus leuciscus* (L.), *Alburnus alburnus* (L.), *Abramis* sp. (L.), *Chondrostoma toxostoma* (V.), *Tinca tinca* (L.), *Scardinius erythrophthalmus* (L.), *Carassius carassius* (L.), *Cyprinus carpio* (L.), *Gasterosteus aculeatus* (L.), *Pungitius pungitius* (L.).

Densité d'individus invertivores (espèces tolérantes exclues) (DIIN)

Cette métrique évalue indirectement une dégradation de la communauté d'invertébrés présente dans le milieu (KARR, 1981). Les espèces retenues dans cette métrique sont : *Salmo trutta* (L.), *Salmo salar* (L.), *Thymallus thymallus* (L.), *Alburnoides bipunctatus* (B.), *Gobio gobio* (L.), *Ictalurus melas* (R.), *Anguilla anguilla* (L.), *Gymnocephalus cernua* (L.), *Lepomis gibbosus* (L.), *Cottus gobio* (L.).

L'abondance totale des différentes espèces composant le peuplement a été utilisée afin d'évaluer la productivité du milieu. Une métrique a été sélectionnée parmi celles proposées par KARR (1981).

Densité totale du peuplement (DTP)

Le nombre total d'individus reflète généralement la productivité du système et les sites fortement perturbés sont sensés abriter moins d'individus que des sites comparables de référence (KARR, 1981). Cela étant, à l'instar de la richesse spécifique, une eutrophisation du milieu peut générer une augmentation du nombre d'individus (OBERDORFF et HUGHES, 1992). Cette tendance devra être prise en compte lors de l'évaluation de cette métrique.

Les listes relatives aux espèces intolérantes et tolérantes sont fondées sur 1) les travaux de VERNEAUX (1981) définissant la sensibilité de différentes espèces à la pollution de l'eau à l'aide d'un coefficient de sensibilité, 2) les travaux de GRANDMOTTET (1983) définissant les exigences de certaines espèces vis à vis de leur habitat de reproduction par un coefficient de flexibilité d'habitat et 3) les travaux de PHILIPPART et WRANKEN (1983) pour les espèces non prises en compte par VERNEAUX (1981) et GRANDMOTTET (1983).

Les espèces intolérantes sont définies par (voir Tableau I) :

- un coefficient de flexibilité d'habitat (reproduction) $\leq 0,10$
- un coefficient de sensibilité des espèces < 6
- et le code I.

Les espèces tolérantes sont définies par (voir Tableau I) :

- un coefficient de flexibilité d'habitat (reproduction) $\geq 0,3$
- un coefficient de sensibilité des espèces ≥ 7
- et le code T.

Traitements statistiques

Traitement des données d'occurrence (Présence/Absence)

Nous avons choisi d'utiliser la régression logistique afin d'analyser les relations existant entre chacune des 34 espèces (en présence/absence) et les variables explicatives. Cette technique a été introduite en écologie par AUSTIN (1980) et AUSTIN *et al.* (1984). La courbe de présence/absence d'une espèce décrit la probabilité de présence d'une espèce, $p(x)$, en fonction des variables explicatives retenues. L'expression générale de cette probabilité est :

$$\log \left(\frac{p(x)}{1 - p(x)} \right) = a_0 + a_1x + a_2x^2 \Leftrightarrow p(x) = \frac{1}{1 + e^{a_0 + a_1x + a_2x^2}} \quad (1)$$

Les paramètres a_0 , a_1 et a_2 de l'équation (1) représentent des coefficients de régression. La courbe de réponse résultante (TER BRAAK et LOOMAN, 1986), est symétrique et possède une structure en cloche. Quand a_0 tend vers zéro, le modèle produit une fonction sigmoïde de la probabilité d'occurrence de l'espèce. Le choix d'un modèle polynomial ou sigmoïde s'effectue par un test de déviance résiduelle (McCULLAGH et NELDER, 1989). L'équation (1) peut être étendue afin d'inclure d'autres variables. L'estimation des paramètres a_0 , a_1 et a_2 se fait selon le critère du maximum de vraisemblance (McCULLAGH et NELDER, 1989).

Afin de déterminer les variables pertinentes dans la prédiction de la probabilité d'occurrence de chaque espèce, nous avons utilisé la régression logistique pas à pas. La contribution des variables dans le modèle logistique est évaluée en comparant la valeur prédictive des différents modèles avec ou sans lesdites variables à l'aide de la différence de la déviance ($D = -2\log(\text{rapport des vraisemblances})$) entre les modèles (voir TREXLER et TRAVIS, 1993 ; EDWIN *et al.*, 1998 pour plus de détails)). Si l'exclusion d'une variable ne diminue pas significativement le pouvoir prédictif du modèle, cette variable peut être éliminée.

Ainsi, pour un site donné, la richesse spécifique attendue pour chacune des métriques d'occurrence est donnée par :

$$E_{SR} = \sum_i p_{ij}$$

et sa variance prédite par :

$$SD_{SR} = \sqrt{\sum_i p_{ij} (1 - p_{ij})}$$

où p_{ij} est la probabilité d'observer l'espèce i dans le site j en fonction du modèle logistique et $i =$ espèces retenues pour chacune des métriques.

Pour chaque site (j), la déviation entre la richesse attendue (E_{SR}) et la richesse observée (O_{SR}) est définie par :

$$D_{SR} = \frac{O_{SR} - E_{SR}}{\sqrt{\sum_i p_{ij} (1 - p_{ij})}}$$

Cette déviation est sensée suivre une distribution normale ayant une moyenne de 0 et un écart type de 1. Une description exhaustive des modèles relatifs à l'occurrence de chacune des 34 espèces est donnée dans OBERDORFF *et al.* (2001).

Concernant les métriques fondées sur les données d'abondance, nous avons utilisé des modèles de régressions multiples pas à pas. Chaque métrique (variable dépendante) a subi une transformation ($\log((x + 1)/S)$) ; avec $S =$ superficie totale prospectée (m^2) avant d'être modélisée en fonction des 6 variables environnementales explicatives précédemment décrites (*i.e.* G, V, E, T_1 , T_2 , H). Le carré de chaque variable environnementale (à l'exception de H) a été inclus dans les modèles afin de prendre en compte les éventuelles relations non-linéaires entre la variable dépendante et les variables explicatives. La sélection des variables durant la procédure pas à pas a été basée sur le critère d'information *Akaike* (HASTIE et PREGIBON, 1993). La déviation entre les valeurs attendues et observées de chacune des métriques est définie comme la différence entre ces deux dernières valeurs.

Sélection des métriques, établissement du score de l'indice final et validation

Les valeurs des différentes métriques basées sur l'occurrence (NTE, NEL, NEB, NER, NEI, NET) et sur l'abondance des espèces (DIL, DIB, DIR, DII, DIT, DIO, DIIN, DTP) sont données par les déviations définies précédemment et sont donc indépendantes des conditions environnementales naturelles prévalant dans chacune des stations. La sélection des métriques s'effectue en trois étapes. Dans un premier temps, on s'assure que les distributions des différentes métriques obtenues à l'aide du jeu de référence (NP650) ne diffèrent pas d'une loi normale (test de χ^2). Puis, nous vérifions qu'elles ne sont pas trop fortement corrélées entre elles (*i.e.* r de Pearson $> 0,80$ ou $< -0,80$). Les métriques restantes se distribuent alors selon des lois normales, mais de variances différentes. La validation des métriques restantes lors de la troisième étape impose le recours aux jeux de données indépendants perturbés (PERT88) et non perturbés (NP88). Pour ces données, les métriques sont fournies par les déviations entre les valeurs observées et les valeurs prédites par les modèles basés sur le jeu de référence initial (NP650). Afin d'évaluer de manière comparable les écarts aux modèles de référence pour les différentes métriques obtenues à partir de NP88 et PERT88, on remplace chacune d'entre elles par sa probabilité d'appartenir à la métrique correspondante dans le jeu de référence NP650. Dans le cas d'une métrique où une perturbation du site est supposée la réduire (NEL, NEB, NER, NEI, DIL, DIB, DIR, DII, DIIN), on retient la probabilité d'obtenir dans la métrique du jeu de référence une valeur inférieure à la valeur observée. Dans le cas où l'on attend une augmentation de la métrique en cas de perturbation (NET, DIT, DIO), on retient la probabilité d'observer une valeur supérieure à celle observée. Dans le cas où, en fonction du type de perturbation, la métrique tendrait à s'accroître ou au contraire à décroître (NTE, DTP), on retient la probabilité d'observer des valeurs supérieures à la valeur absolue de la métrique observée.

Cette nouvelle présentation des métriques peut être utilisée afin de tester 1) l'hypothèse (H_0) « la valeur appartient à la distribution des valeurs du jeu de référence (NP650) » et 2) l'hypothèse (H_1) « la valeur est plus élevée que la distribution des valeurs du jeu de référence en cas de perturbation ». Si H_0 est vrai, alors la méthode des probabilités combinées de Fisher (SOKAL et ROHLF, 1995, p. 794) nous indique que la distribution de la transformée $f(p)$ de cette probabilité p , selon $f(p) = -2\log(p)$, est équivalente à un χ^2 à deux degrés de liberté, soit une valeur moyenne attendue de la transformée de 2 (*i.e.* la moyenne d'un χ^2 est égale à son nombre de degré de liberté). Si H_1 est vrai, alors la valeur moyenne de la distribution transformée sera supérieure à 2. Dans le cas du jeu de validation NP88, on testera l'hypothèse H_0 (test t bilatéral). Dans le cas du jeu de stations perturbées PERT88, on testera l'hypothèse H_1 (test t unilatéral supérieur). Finalement, le score final de l'indice est obtenu par la sommation des transformées $f(p)$ des n métriques retenues. Si H_0 est vrai, la valeur attendue de l'indice sera $2n$ (*i.e.* la moyenne d'une somme est égale à la somme des moyennes). Inversement, si H_1 est vrai, la valeur attendue de l'indice doit être supérieure à $2n$. Néanmoins, les métriques utilisées n'étant pas totalement indépendantes (certaines espèces apparaissent dans plusieurs métriques), les valeurs de l'indice ne se distribuent pas exactement comme un χ^2 à deux degrés de liberté. Cela implique qu'une valeur de l'indice ne peut être utilisée directement pour tester H_0 mais doit être comparée à la distributions des valeurs de l'indice du jeu de référence RS650.

La validité de l'approche a été testée en utilisant deux jeux de données indépendants : un jeu de stations de référence et un jeu de stations perturbées. Si l'approche utilisée est valide, la moyenne des notes de l'indice pour le jeu de référence ne doit pas être statistiquement différente de $2n$ alors que la moyenne des notes de l'indice pour le jeu de stations perturbées doit être statistiquement supérieure à $2n$. Un test similaire peut être effectué pour chacune des métriques. Quelle que soit la métrique, et après sa transformation appropriée ($f(p) = -2\log(p)$), une valeur moyenne de 2 est attendue pour le jeu de référence et une moyenne statistiquement supérieure à 2 pour le jeu de stations perturbées.

Tests préliminaires

Nous avons utilisé l'analyse de variance (ANOVA) à un facteur afin de tester les effets des deux indices indépendants l'IQE et l'IQH sur les notes indicielles obtenues pour les 128 sites du bassin Seine-Normandie.

L'ensemble des analyses statistiques a été effectué sous les logiciels S-PLUS 2000 et SYSTAT 9.

RÉSULTATS

Validation des modèles

L'ensemble des modèles obtenus pour les 14 métriques est synthétisé dans le Tableau IIa et b. Bien que les variables environnementales retenues dans chacun des modèles soient légèrement différentes, tous les modèles en intègrent un nombre significatif. Ce résultat confirme donc l'intérêt de prendre en compte la variabilité naturelle des différentes métriques composant le peuplement avant de pouvoir élaborer un indicateur biologique fiable.

La normalité des distributions des résidus des 14 modèles a été évaluée en utilisant des tests de χ^2 (Tableau III). Quatre de ces modèles ne satisfaisaient pas aux conditions de normalité (*i.e.* nombre d'espèces tolérantes, densité d'individus lithophiles, densité d'individus intolérants, densité d'individus rhéophiles) et ont été, de ce fait, éliminés.

Deux des dix modèles restant étaient fortement corrélés (*i.e.* nombre d'espèces intolérantes et nombre d'espèces lithophiles ; $r = 0,88$). Nous avons choisi, arbitrairement, d'éliminer la métrique nombre d'espèces intolérantes en supposant que les critères retenus pour classer une espèce comme intolérante étaient plus subjectifs que ceux retenus pour la classer en lithophile.

Performance des métriques

Après avoir converti les valeurs des résidus transformés des neuf modèles restant en $-2\log(p)$, nous avons 1) validé chaque modèle en utilisant le jeu indépendant de sites de référence (RS88) et 2) évalué sa réponse aux perturbations en utilisant le jeu de stations perturbées (DS88). Les tests t appliqués à RS88 montrent que les moyennes des valeurs des modèles ne diffèrent pas de 2 (Tableau IVa). En revanche, Les tests t appliqués à DS88 montrent que les moyennes des valeurs des modèles sont toutes supérieures à 2 à l'exception de deux métriques (*i.e.* nombre d'espèces benthiques et densité d'individus benthiques) (Tableau IVb). Ces deux dernières métriques ont donc été éliminées puisque ne répondant pas significativement aux perturbations.

Formulation de l'indice final et tests préliminaires

Le score de l'indice final est obtenu en additionnant les valeurs des sept métriques restantes (Tableau V). La Figure 3 présente la distribution des valeurs de l'indice pour RS650, RS88 et DS88. On note que la moyenne des valeurs de l'indice pour RS88 ne diffère pas statistiquement de 14 (moyenne = 13,56 ; $t = -0,641$, $P = 0,523$) ($2n$ avec $n = 7$, voir METHODES), alors que pour DS88 la moyenne est significativement supérieure à 14 (moyenne = 26,46 ; $t = 8,411$, $P < 0,001$).

Tableau IIa

Résultats des régressions logistiques pas à pas obtenus pour chacune des 34 espèces. Voir texte pour le code des espèces et des variables.

Table IIa

Results of stepwise logistic regression models obtained for each of the 34 species on presence/absence. See text for species and variable codes.

	ABL	ANG	BAF	BAM	BLN	BOU	BRB	BRO	CAS	CCO	CHA	CHE
Constante	65,8315	9,7428	-25,7366	-16,5079	-36,0590	-2,8481	-2,0125	-10,9132	-1,3359	-20,0934	-10,4795	-41,1173
V	0,0000	0,0000	-0,6012	0,0000	0,0000	-0,6125	-0,4278	-0,6421	0,0000	-0,2810	0,0000	0,0000
V²	0,0000	-0,2391	0,0000	0,0000	-0,2603	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0952	-0,2971
T₁	0,1222	0,0000	1,2835	0,1885	1,9595	0,0000	0,0000	-0,1569	0,0000	0,3059	0,5211	0,0948
T₁²	0,0000	0,0000	-0,0218	0,0000	-0,0402	-0,0039	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0177	0,0000
T₂	6,8521	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,2331	0,0000	0,0000	0,0000	4,0268
T₂²	-0,2017	0,0000	0,0126	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0122	0,0000	-0,1225
E	2,5558	-1,6141	0,6324	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	5,1173	-0,5779	0,0000	4,1059	3,0234
E²	-0,3873	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0595	-0,6639	0,0000	-0,0748	-0,4791	-0,3732
G	-2,0446	-0,4091	-1,9185	0,0000	-0,7134	-1,9111	-1,2847	-0,4933	0,0000	0,0000	0,2092	-1,0779
G²	0,0000	0,0000	-0,2392	-0,3480	0,0000	-0,2308	0,0000	0,0000	0,1186	0,1058	-0,1988	0,1421
H1	-0,3877	-2,4824		1,4034	0,4374					9,5898	0,1401	0,5515
H2	-1,8736	-3,6886		1,1091	-0,2209					9,5190	0,8229	0,2511
H3	0,3677	-0,3957		0,7908	0,8884					1,8567	1,0272	-0,2474
H4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
H5	0,6268	-2,3304		0,7767	0,1717					9,8274	0,6566	1,1551
H6	-0,4345	-1,8987		8,8232	0,0588					7,8334	0,1949	0,5057
H7	-0,3696	-2,9428		9,9618	13,4636					8,5576	0,2431	1,5180
H8	-2,1287	-0,4382		12,2506	11,2158					7,7224	-1,0891	1,6519

Tableau IIa (suite)

	EPI	EPT	GAR	GOU	GRE	HOT	LOF	LOT	LPP	OBR	PCH	PER
Constante	23,8069	-8,4907	-7,4054	-1,6140	105,3557	124,3824	-11,9671	-6,8531	0,9374	-105,1076	-7,3326	-28,7419
V	0,0000	-0,4288	-0,5783	-0,3584	-0,5106	-0,9399	-0,4583	0,0000	0,0000	0,0000	-0,6591	-0,5497
V²	-0,4427	-1,0499	-0,1991	-0,2375	0,0000	0,0000	-0,2351	-0,7038	-0,4969	0,0000	0,0000	0,0000
T₁	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1397	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
T₁²	0,0000	0,0000	0,0000	0,0037	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0180	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
T₂	0,0000	0,0000	0,3278	0,0000	11,7586	13,7673	0,0000	0,0000	0,0000	11,4730	0,0000	3,3833
T₂²	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,3606	-0,4147	0,0000	0,0168	-0,0060	-0,3186	0,0249	-0,1037
E	7,5978	4,2130	1,7728	0,0000	0,0000	0,0000	4,1020	3,1815	0,0000	0,0000	0,0000	-0,5884
E²	-0,9819	-0,6233	-0,2831	0,0000	-0,1352	0,0000	-0,3811	-0,5932	0,0000	0,0000	-0,1048	0,0000
G	0,3552	0,5329	-0,7350	-0,8991	-1,4505	-1,6986	-0,1854	0,0000	0,2849	-1,2507	0,0000	-0,7574
G²	0,0000	-0,2639	0,1795	-0,1702	-0,2793	-0,2559	-0,2454	0,0000	-0,1670	-0,3320	0,0000	0,0000
H1	10,3325	0,1156		0,5447	11,8403	7,7572	-0,8217	4,2810	0,1699		-8,3928	3,7191
H2	8,7490	2,5520		0,2141	8,3341	7,5763	0,6007	5,9684	0,1489		-0,2637	2,9022
H3	6,0910	-1,0283		-1,0529	9,6103	1,5291	0,3815	-2,8928	0,1149		-6,3310	2,7696
H4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
H5	7,3899	2,2941		1,1369	10,2638	8,7025	1,2174	9,4509	0,3145		1,4129	3,0311
H6	6,8660	0,6293		1,2091	8,3710	4,7515	-0,5550	9,1155	-0,8440		0,0481	2,0707
H7	9,4706	-5,2176		0,1598	3,5267	8,1168	-0,1730	6,3454	-1,1103		0,6048	3,1050
H8	1,1321	-6,4245		-0,0033	0,7453	6,7740	-3,0129	2,9226	-7,7997		-7,3960	0,2192

Tableau IIa (suite)

	PES	ROT	SAN	SAT	SPI	TAN	TOX	TRF	VAI	VAN
Constante	-2,0482	-14,1178	-7,0623	-10,8659	-18,9686	-2,3068	-9,1176	3,7755	-5,1832	-2,6023
V	0,0000	0,0000	0,0000	0,9261	0,0000	-0,7570	0,0000	0,3924	0,0000	-0,7311
V²	0,0000	0,0000	0,0000	0,4470	-0,4822	0,0000	0,0000	0,0000	-0,3793	-0,4341
T₁	0,0000	0,0000	0,0000	3,2323	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0617	0,0000
T₁²	-0,0015	-0,0060	0,0000	-0,0807	0,0044	0,0000	0,0101	-0,0062	0,0000	0,0000
T₂	0,0000	0,2636	0,0000	-3,8642	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
T₂²	0,0156	0,0000	0,0000	0,1223	0,0164	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0065
E	0,0000	5,3245	1,6128	4,2993	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	2,3638	0,0000
E²	-0,1492	-0,6722	-0,3029	-0,6256	0,0000	0,0000	0,0000	0,1060	-0,2253	0,0000
G	-0,4316	-0,6009	-2,0275	-1,1263	-1,8499	-0,5862	-1,8322	0,5386	-0,2037	-1,3619
G²	0,0000	0,0000	-0,1421	-0,1605	-0,3750	0,0000	-0,5909	-0,1263	-0,2246	-0,2580
H1	-0,6812			-10,0329	10,2210		-6,6853	-3,3833	-1,9341	
H2	-1,4756			-11,5669	9,8177		-7,7939	-2,3155	-0,8967	
H3	-7,8945			-1,7659	2,0990		-7,0108	0,0809	-0,9206	
H4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
H5	1,4002			-2,0344	11,8308		0,2729	-0,3864	0,7339	
H6	0,8112			0,7273	-0,5192		0,8098	-0,9222	-0,2511	
H7	0,3171			-8,9436	10,4398		1,0293	-1,2148	-0,8686	
H8	1,4463			-7,5374	-0,0577		-2,2571	-1,4478	-0,7915	

Tableau IIb

Modèles de régressions multiples pas à pas obtenus pour chacune des huit métriques d'abondance. Voir texte pour le code des métriques et des variables. DTP : $r^2 = 0,202$, $p < 0,001$; DIL : $r^2 = 0,678$, $p < 0,001$; DIT : $r^2 = 0,398$, $p < 0,001$, DII : $r^2 = 0,602$, $p < 0,001$; DIB : $r^2 = 0,508$, $p < 0,001$; DIR : $r^2 = 0,596$, $p < 0,001$; DIO : $r^2 = 0,468$, $p < 0,001$; DIIN : $r^2 = 0,457$, $p < 0,001$.

Table IIb

Stepwise multiple regression models obtained for each of the eight metrics based on abundance data. See text for metric and variable codes. DTP: $r^2 = 0.202$, $p < 0.001$; DIL: $r^2 = 0.678$, $p < 0.001$; DIT: $r^2 = 0.398$, $p < 0.001$, DII: $r^2 = 0.602$, $p < 0.001$; DIB: $r^2 = 0.508$, $p < 0.001$; DIR: $r^2 = 0.596$, $p < 0.001$; DIO: $r^2 = 0.468$, $p < 0.001$; DIIN: $r^2 = 0.457$, $p < 0.001$.

	DTP	DIL	DIT	DII	DIB	DIR	DIO	DIIN
Constante	-0,702	-7,267	-5,458	-8,283	-5,367	-2,710	-6,730	-3,207
V	-	-	-0,419	-	-	0,167	-0,395	-
V ²	-0,132	-0,113	-0,146	-0,110	-0,215	-0,129	-	-0,078
T ₁	-	0,326	-	0,439	-	0,497	-	0,377
T ₁ ²	-	-0,009	0,003	-0,012	-	-0,014	-	-0,011
T ₂	-	-0,113	-	-0,100	-	-0,959	-	-0,110
T ₂ ²	-0,003	-	-	-	-	0,027	-	-
E	-	1,682	-	1,617	1,688	1,280	1,186	-
E ²	-	-0,139	-	-0,134	-0,229	-0,093	-0,182	-
G	0,109	0,435	-0,262	0,387	-	0,321	-0,254	0,318
G ²	-	-0,097	-	-0,074	-0,076	-0,058	0,119	-0,051
H6	0,491	-0,051	0,116	-0,067	0,300	0,504	1,292	0,388
H5	1,231	0,614	1,666	0,599	1,351	1,055	1,820	0,888
H3	0,506	-0,064	0,861	0,025	0,598	0,532	0,169	0,255
H8	-0,009	-0,553	-0,602	-0,543	-0,205	0,405	1,159	-0,097
H1	0,697	-0,552	0,913	-0,418	0,731	0,469	1,501	0,343
H7	0,852	0,139	0,951	0,294	0,224	0,982	1,424	0,416
H2	0,523	-0,431	1,602	-0,386	0,151	0,381	1,288	-0,301
H4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tableau III

Résultats des tests de χ^2 vérifiant la normalité des distributions des résidus des 14 métriques. Une correction de Bonferroni pour tests multiples est utilisée $P < (0,05/14)$. Les métriques en gras sont celles pour lesquelles la distribution des résidus diffère d'une distribution normale.

Table III

χ^2 Goodness of Fit tests to determine if the distribution values of residuals of each metric conforms to a normal distribution. Using a Bonferroni correction for multiple tests, both the entry and removal significance criteria were set at a conservative $P < (0.05/14)$. Metrics in bold are those for which residuals distribution values differed statistically.

	χ^2	P
Nombre total d'espèces	45,93	0,0093
Nombre d'espèces lithophiles	36,71	0,0793
Densité d'individus lithophiles	55,66	0,0006
Nombre d'espèces benthiques	31,56	0,2079
Densité d'individus benthiques	26,99	0,4096
Nombre d'espèces rhéophiles	27,08	0,4053
Densité d'individus rhéophiles	76,09	0,0000
Nombre d'espèces intolérantes	42,03	0,0244
Densité d'individus intolérants	55,41	0,0007
Nombre d'espèces tolérantes	49,42	0,0037
Densité d'individus tolérants	32,06	0,1910
Densité d'individus omnivores	24,50	0,5473
Densité d'individus invertivores	38,71	0,0520
Densité totale du peuplement	18,35	0,8625

Tableau IV

Résultats des tests t de Student appliqués à RS88 et DS88. Une correction de Bonferroni pour tests multiple est utilisée $P < (0,05/9)$. (a) RS88, (b) DS88. Les métriques en gras dans DS88 sont celles pour lesquelles la moyenne n'est pas significativement différente de deux (ne répondant pas aux perturbations).

Table IV

Results of Student's *t*-tests applied to RS88 and DS88. Using a Bonferroni correction for multiple tests, both the entry and removal significance criteria were set at a conservative $P < (0.05/9)$. (a) RS88, (b) DS88. Metrics in bold are those for which the mean was not statistically different from a value of two (unresponsive to perturbation) for the DS88 data set.

(a)	Xs	t	P
Nombre total d'espèces	2,17	0,629	0,5311
Nombre d'espèces lithophiles	1,69	-2,063	0,0421
Nombre d'espèces benthiques	1,66	-2,203	0,0302
Densité d'individus benthiques	1,74	-1,477	0,1432
Nombre d'espèces rhéophiles	1,68	-2,072	0,0412
Densité d'individus tolérants	2,40	1,614	0,1102
Densité d'individus omnivores	2,17	1,002	0,3190
Densité d'individus invertivores	1,74	-1,494	0,1387
Densité totale du peuplement	1,60	-2,245	0,0273

(b)	Xs	t	P
Nombre total d'espèces	3,87	4,023	0,0001
Nombre d'espèces lithophiles	4,29	5,339	< 0,0001
Nombre d'espèces benthiques	2,64	2,476	0,0076
Densité d'individus benthiques	2,71	2,436	0,0085
Nombre d'espèces rhéophiles	4,40	5,122	< 0,0001
Densité d'individus tolérants	2,68	2,681	0,0044
Densité d'individus omnivores	3,38	3,833	0,0001
Densité d'individus invertivores	4,35	3,434	0,0005
Densité totale du peuplement	3,50	2,703	0,0041

Tableau V

Liste des métriques composant l'indice final (FBI).

Table V

Fish assemblage metrics used to calculate the FBI for French rivers.

Catégorie	Métriques
Richesse taxinomique	1. Nombre total d'espèces (NTE)
Guildes d'habitat	2. Nombre d'espèces rhéophiles (NER) 3. Nombre d'espèces lithophiles (NEL)
Guildes de sensibilité	4. Densité d'individus tolérants (DIT)
Guildes trophiques	5. Densité d'individus invertivores (DIIN) 6. Densité d'individus omnivores (DIO)
Abondance	7. Densité totale du peuplement (DTP)

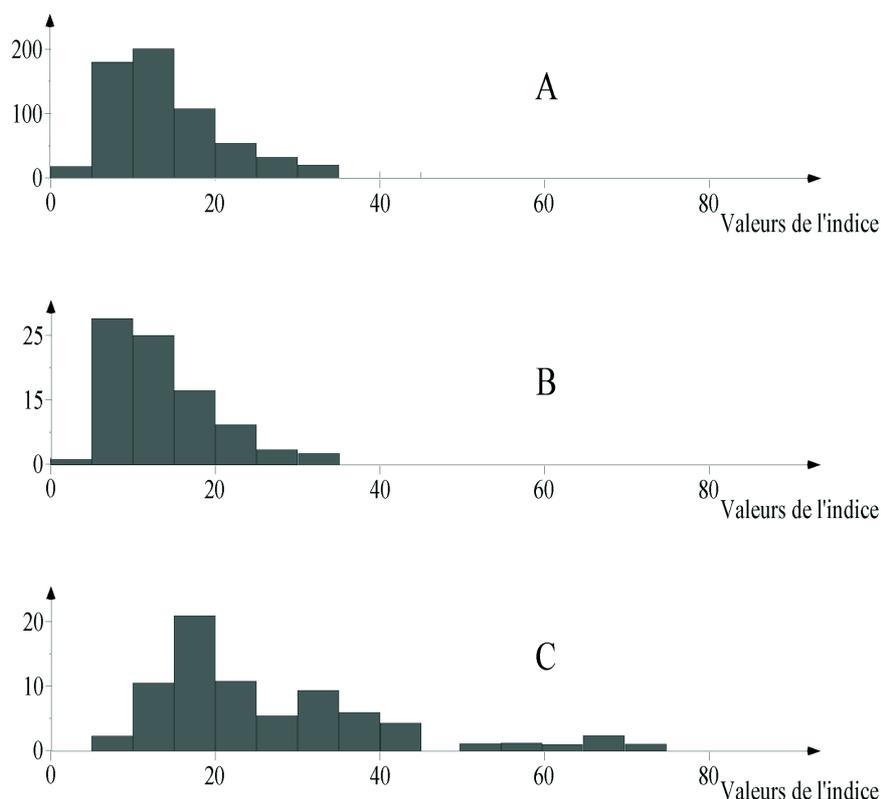


Figure 3
 Distribution des valeurs de l'indice pour RS650 (A), RS88 (B), et DS88 (C). Les tests *t* appliqués à RS88 et DS88 montrent que pour RS88 la moyenne des valeurs de l'indice n'est pas significativement différente de quatorze (moyenne = 13,56 ; $t = -0,641$, $P = 0,503$) et que pour DS88 la moyenne des valeurs de l'indice est significativement différente de quatorze (moyenne = 26,46 ; $t = 8,411$, $P < 0,001$).

Figure 3
 Distribution of the index scores for RS650 (A), RS88 (B), and DS88 (C). Student's *t*-tests applied to RS88 showed that the mean of the index is not statistically different from fourteen (mean = 13.56; $t = -0.641$, $P = 0.503$) and student's *t*-tests applied to DS88 showed that the mean of the index is statistically greater than fourteen (mean = 26.46; $t = 8.411$, $P < 0.001$).

Etablissement des différents seuils de qualité de l'indice

La Figure 4 présente le pourcentage de sites pour RS88 et DS88 en fonction de chacune des valeurs de l'indice. Le seuil de classement d'un peuplement comme perturbé a été fixé pour une valeur de l'indice supérieure à 16 (*i.e.* sur une station donnée, un peuplement est considéré comme perturbé si la valeur de l'indice est supérieure à 16). Cette valeur correspond approximativement à l'intercept des deux courbes (a et b), avec 74 % des sites pour RS88 et 78 % des sites pour DS88 bien classés. La Figure 2 a été utilisée afin d'établir les différentes classes de qualité de l'indice. Elles se déclinent comme suit : Excellente, ≤ 7 (aucune des valeurs de DS88 n'est ≤ 7) ; Bonne,]7-16] (16 étant la valeur seuil pour le classement d'un peuplement comme perturbé) ; Moyenne,]16-25] (25 correspondant à la valeur pour laquelle moins de 10 % des sites de RS88 sont mal classés) ; Médiocre,]25-36] (36 correspondant à la valeur pour laquelle moins de 1 % des sites de RS88 sont mal classés) ; Mauvaise, > 36 (aucune des valeurs de RS88 n'est > 36). La Figure 5 présente la distribution des sites en fonction des différentes classes de

qualité de l'indice pour RS88 et DS88. D'une manière générale on note que l'indice discrimine bien les sites de référence des sites perturbés et donne une répartition correcte des sites dans les différentes classes de qualité.

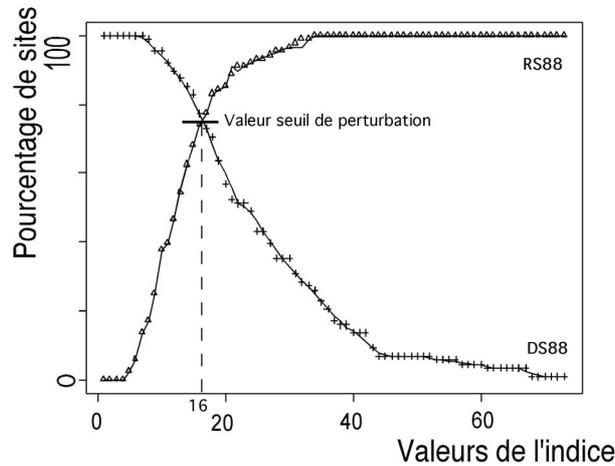


Figure 4
 Pourcentage des sites de RS88 et DS88 en fonction de chacune des valeurs de l'indice. La valeur seuil pour classer un peuplement comme perturbé (16) correspond approximativement à l'intercept des deux courbes. Les différentes classes de qualité ont été fixées comme suit : Excellente, ≤ 7 ; Bonne, [7-16] ; Moyenne, [16-25] ; Mauvaise, [25-36] ; Très mauvaise, > 36 .

Figure 4
 Percentage of sites for RS88 and DS88 as a function of each value of index scores. The optimal cut-off level for assemblage « impairment » (16) roughly corresponds to the intercept of the two curves. The ratings were established as followed: High, ≤ 7 ; Good, [7-16]; Moderate, [16-25]; Poor, [25-36]; Bad, > 36 .

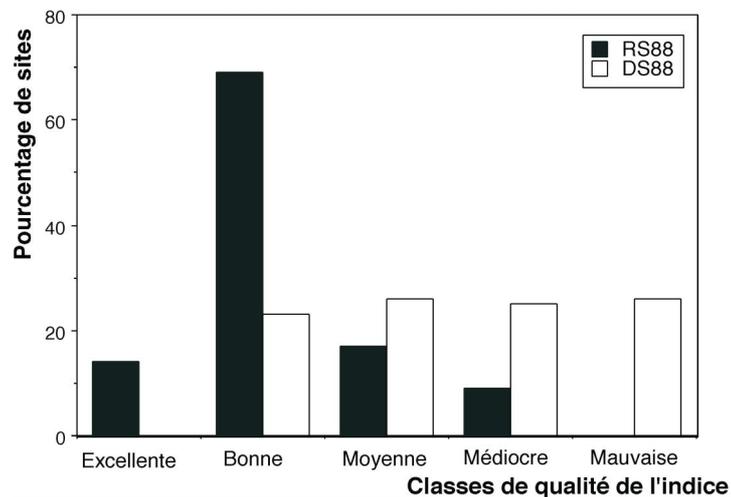


Figure 5
 Distribution des sites dans chacune des classes de qualité de l'indice pour RS88 et DS88 : H = Excellente ; G = Bonne ; M = Moyenne ; P = Mauvaise ; B = Très mauvaise.

Figure 5
 Distribution of sites by FBI integrity classes for RS88 and DS88. Qualitative rankings are: H = High; G = good; M = Moderate; P = Poor; B = Bad.

Tests préliminaires d'évaluation de la sensibilité de l'indice aux perturbations

La Figure 6 visualise les 128 sites prospectés sur le bassin Seine-Normandie en 2000 en fonction des différentes classes de qualité de l'indice. 58 % des stations du bassin abritent des peuplements plus ou moins fortement altérés (32 % des stations sont de qualité Moyenne, 27 % de qualité Mauvaise et 12 % de qualité Très Mauvaise). Si l'on sépare les stations échantillonnées sur les fleuves côtiers des stations du bassin de la Seine *sensu stricto* on peut noter que seulement 30 % des stations des fleuves côtiers sont perturbées (17 % de qualité Moyenne, 11 % de qualité Mauvaise et 3 % de qualité Très mauvaise) contre 66 % des stations pour le bassin de la Seine (27 % de qualité Moyenne, 25 % de qualité Mauvaise et 14 % de qualité Très Mauvaise). Les résultats des ANOVA montrent une différence significative des notes moyennes de l'indice selon les classes de qualité de l'IQE et de l'IQH, respectivement (IQE, $F = 6,205$, $df = 3$, $P = 0,001$; IQH, $F = 3,381$, $df = 3$, $P < 0,05$). Les notes moyennes de l'indice poissons pour chacune des classes de qualité de l'IQE et de l'IQH évoluent dans le sens attendu, en l'occurrence une augmentation des moyennes de l'indice poisson avec une augmentation des différentes classes de perturbations des deux indices indépendants.

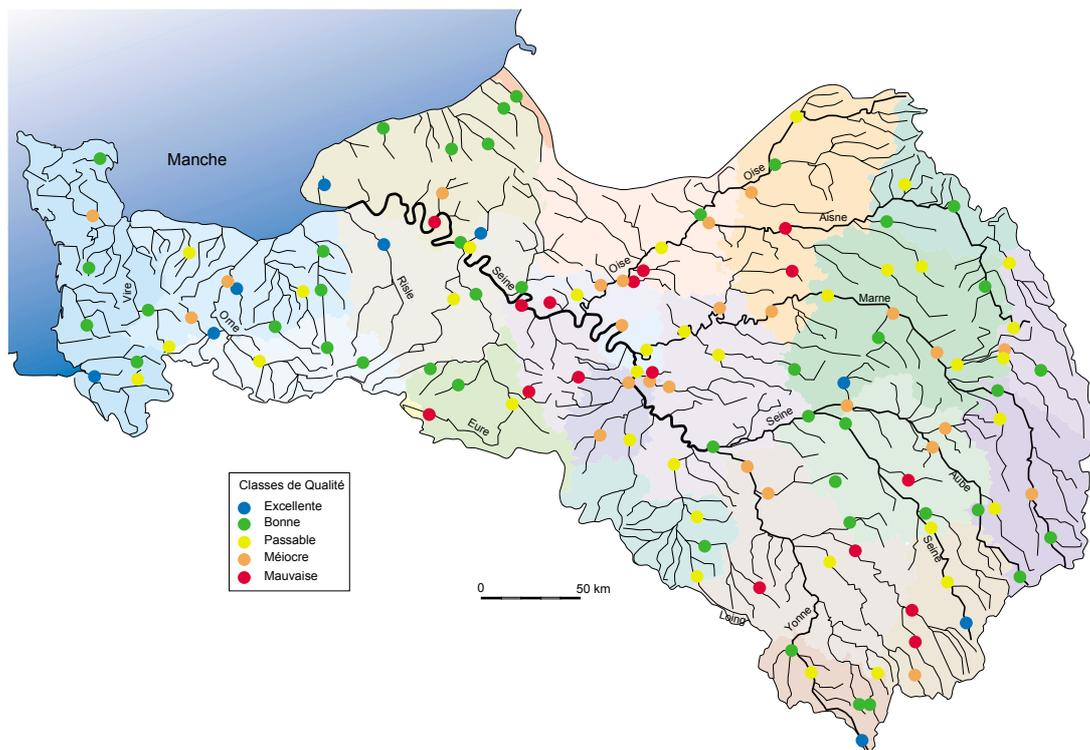


Figure 6
Carte visualisant les 128 sites prospectés sur le bassin Seine-Normandie en 2000 en fonction des différentes classes de qualité de l'indice poisson (FBI).

Figure 6
Distribution of FBI quality scores for 128 sites prospected in 2000 in the Seine-Bassin and the nearby coastal streams.

DISCUSSION

Approche générale

L'objectif de cette étude était de mettre au point un indice de qualité biologique des écosystèmes aquatiques, fondé sur les peuplements de poissons, et applicable à l'ensemble du réseau hydrographique national. Nous nous sommes orienté *a priori* vers un indice de forme multi-paramétrique, intégrant les différents niveaux structurels de l'édifice biologique. Cela étant, avant de pouvoir efficacement utiliser les peuplements de poissons comme indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau en utilisant un indice multi-paramétrique, il était essentiel, comme démontré au cours de cette étude, de prendre en compte l'ensemble des facteurs environnementaux responsables des variations des peuplements en conditions naturelles. Cette démarche est originale si l'on se réfère aux différents indices disponibles jusque là (voir FAUSCH *et al.*, 1990, pour revue).

L'indice obtenu, fondé sur des critères écologiques vérifiés et combinant plusieurs types de métriques fonctionnelles, répond efficacement à un large spectre de perturbations (*i.e.* perturbations de la qualité de l'eau et de la qualité de l'habitat) et est donc susceptible de fournir une évaluation pertinente de la qualité écologique des hydrosystèmes fluviaux. Par ailleurs, il permet d'apporter des informations sur le type de dysfonctionnement du peuplement engendré par une perturbation (il est possible d'extraire de l'indice global les métriques réagissant à chaque type de perturbation).

Les 650 sites témoins utilisés pour construire l'indice ont été sélectionnés sur la base d'une « perturbation minimale » du milieu (la meilleure situation trouvée dans chacune des régions). Ainsi, dans notre cas, la condition de référence nous donne le degré d'intégrité biologique que l'on peut raisonnablement attendre dans le contexte actuel, mais n'a pas la prétention de définir des conditions totalement naturelles (en dehors de toute perturbation anthropique). Cette approche est néanmoins compatible avec les objectifs de la Directive Cadre qui demande aux états membres de rétablir le « bon état écologique » des eaux de surface. Notre approche est donc à même de suivre les tendances dans l'évolution temporelle de la qualité des cours d'eau et d'identifier ceux nécessitant des actions de restauration afin de pouvoir atteindre ce bon état.

Classement des sites

Dans toute comparaison statistique, il existe une probabilité pour que les conclusions soient fausses (TURAK *et al.*, 1999). Dans notre cas, la probabilité de classer un site de référence comme étant perturbé (erreur de type I) a été fixée à 0,26. Cela signifie que la probabilité de classer un site perturbé en référence (erreur de type II) est de 0,22. Nous avons donc dans cette étude décidé arbitrairement de donner un poids équivalent à chacune des deux erreurs. Il revient aux gestionnaires des milieux aquatiques d'entériner ou non une telle décision.

Premiers tests

Les premiers tests effectués sur le bassin de la Seine montrent que l'indice est capable de discriminer les variations globales de qualité physico-chimiques de l'eau et de l'habitat. Ils confirment donc la capacité des peuplements de poissons à rendre compte d'une large gamme de dégradation des cours d'eau.

Développements futurs

Certains tests supplémentaires peuvent être dès maintenant envisagés : 1) évaluer la variance naturelle de l'indice et son pouvoir prédictif en utilisant des données disponibles

sur le long terme (*i.e.* l'indice évalue-t-il un site de manière consistante dans le temps en dehors de tout changement de conditions du milieu ; l'indice est-il suffisamment sensible pour évaluer de façon fiable différents degrés de perturbation). Les données temporelles issues du Réseau Hydrobiologique et Piscicole du Conseil Supérieur de la Pêche pourront être utilisées dans ce cadre ; 2) tester la pertinence d'autres métriques et particulièrement celles apportant des informations sur la structure d'âge du peuplement. Ce type de renseignement et en effet mentionné dans la Directive Cadre sur l'Eau comme critère participant à l'évaluation de l'état écologique des systèmes ; 3) évaluer la réponse de l'indice et plus spécialement des métriques qui le composent à chaque type de perturbation (altération de l'habitat rivulaire, perturbation des débits, envasement, obstruction à la migration...).

CONCLUSION

Notre capacité à protéger la ressource biologique dépend de notre aptitude à identifier et à prédire les effets des activités humaines sur les écosystèmes. Cette capacité de prédiction ne sera optimale que si l'on est capable de séparer la variabilité naturelle des communautés biologiques de la variabilité liée aux perturbations d'origine anthropique. Le fait que l'indice mis au point s'applique sur tout type de cours d'eau du réseau hydrographique malgré les spécificités (géologiques et climatiques) régionales de la France suggère que la méthodologie employée est potentiellement transposable aux autres cours d'eau de l'Europe de l'ouest. Elle a, de ce fait, été adoptée dans le cadre d'un programme de recherche européen (programme FAME, 2002-2004) impliquant 12 pays et visant au développement d'un indice poisson applicable à l'ensemble des cours d'eau européens en support direct à la Directive Cadre sur l'Eau.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été financée conjointement par les Agences de l'Eau, le Ministère de l'Environnement et le Conseil Supérieur de la Pêche. L'ensemble des Délégations régionales du Conseil Supérieur de la Pêche sont remerciées pour leur participation active au programme. Les auteurs remercient également Robert Hughes et Gary Grossman pour la pertinence de leur commentaires sur les versions antérieures du manuscrit. Ce manuscrit est, pour partie, la version française d'un article publié dans *Freshwater Biology* (2002).

BIBLIOGRAPHIE

- ANGERMEIER P.L., SCHLOSSER I.J., 1989. Species area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70, 1450-1462.
- ANGERMEIER P.L., SMOGOR R.A., 1995. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52, 936-949.
- AREA, 1996. Qualité des écosystèmes d'eau courante du bassin Seine-Normandie. DIREN Ile-de-France.
- AUSTIN M.P., 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio*, 42, 11-21.
- AUSTIN M.P., CUNNINGHAM R.B., FLEMING P.M., 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55, 11-27.
- BALON E.K., 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. Fish Res. Board Can.*, 32, 821-864.

- BEECHER H.A., DOTT E.R., FERNAU R.F., 1988. Fish species richness and stream order in Washington State streams. *Environmental Biology of Fishes*, 22, 193-209.
- BELKESSAM D., OBERDORFF T., HUGUENY B., 1997. Unsaturated fish assemblages in rivers of the North-Western France: potential consequences for species introductions. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345, 193-204.
- BELLIARD J., 2001. Réseau Hydrobiologique et Piscicole. Synthèse des données 2000 sur le Bassin Seine-Normandie. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche/Agence de l'Eau Seine-Normandie, Compiègne, France, 77 p.
- BELLIARD J., BOËT P., TALES E., 1997. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. *Environmental Biology of Fishes*, 50, 133-147.
- BELLIARD J., BERREBI R., MONNIER D., 1999. Fish communities and river alteration in the Seine Basin and near coastal streams. *Hydrobiologia*, 400, 155-166.
- BERKMAN H.E., RABENI C.F., 1987. Effect of siltation on fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18, 285-294.
- BERREBI R., BELLIARD J., BOËT P., 1998. Caractéristiques des peuplements piscicoles sensibles aux altérations du milieu dans les cours d'eau du bassin de la Seine. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 348, 47-64.
- BROOKES A., KNIGHT S.S., SHIELDS F.D., 1996. Habitat enhancement. Pages 103-126 in Andrew BROOKES and F. Douglas SHIELDS, Eds. River channel restoration. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA.
- CHANCEREL F., 1992. Etude des peuplements de poissons en grands cours d'eau. Observation sur les échantillonnages effectués en Centre-Ouest. Rapport CSP, 25 p. + annexes.
- CHANGEUX T., 1994. Structure des peuplements de poissons à l'échelle du bassin Rhodanien. Approche régionale et organisation longitudinale, exploitation des captures par pêche aux engins. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 241 p.
- CHANGEUX T., 1995. Structure du peuplement piscicole à l'échelle d'un grand bassin européen : organisation longitudinale, influence de la pente et tendances régionales. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 337/338/339, 63-74.
- CHOW V.T., MAIDMENT D.R., MAYS L.W., 1988. Applied Hydrology. MCGRAW-HILL (ed.). Series in Water Resources and Environmental Engineering. McGraw-Hill Inc. New York. 572 p.
- EDWIN T., PEETERS H.M., GARDENIERS J.J.P., 1998. Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology*, 39, 605-615.
- FAUSCH K.D., LYONS J., KARR J.R., ANGERMEIER P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In : Biological indicators of stress in fish. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, Maryland, USA, 8, 123-144.
- GARNIER M., 1964. Valeurs normales des températures en France (1921-1950). Monographies de la Météorologie nationale.
- GORMAN O.T., KARR J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59, 507-515.
- GRANDMOTTET J.P., 1983. Principales exigences des téléostéens dulcicoles vis à vis de l'habitat aquatique. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté*, 4, 3-32.
- GUEGAN J.F., LEK S., OBERDORFF T., 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature*, 391, 382-384.
- HASTIE T.J., PREGIBON D., 1993. Generalized linear models. Pages 195-247. In : J.M. CHAMBERS and T.J. HASTIE Eds. Statistical models in S. Chapman and Hall, London, UK.
- HOEFS N.J., BOYLE T.P., 1995. Contribution of fish community metrics to the index of biotic integrity in two Ozark rivers. Pages 283-303 In : D.H. MCKENZIE, D.E. HYATT and V.J. MCDONALD Eds. Ecological indicators I. Chapman and Hall, London, UK.

- HORWITZ R.J., 1978. Temporal variability patterns and the distribution patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 48, 307-321.
- HUET M., 1959. Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Transaction of the American Fisheries Society*, 88, 155-163.
- HUGHES R.M., REXTAD E., GAMMON J.R., 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic provinces to the ichthyogeographic regions of Oregon. *Copeia*, 1987, 423-432.
- HUGHES R.M., LARSEN D.P., 1988. Ecoregions: an approach to surface water protection. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60, 486-493.
- HUGHES R.M., OBERDORFF T., 1999. Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. Pages 79-83. In : Thomas P. SIMON, ed. *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- HUGUENY B., 1989. West African rivers as biogeographic islands: species richness of fish communities. *Oecologia*, 79, 235-243.
- HUGUENY B., PAUGY D., 1995. Unsaturated fish communities in African rivers. *American Naturalist*, 146, 162-169.
- KARR J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27.
- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R., SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois, USA.
- LYONS J., 1996. Patterns in the species composition of fish assemblages among Wisconsin streams. *Environmental Biology of Fishes*, 45, 329-341.
- McCULLAGH P., NELDER J.A., 1989. *Generalized linear models*. Chapman and Hall, New York, USA.
- MICHEL P., OBERDORFF T., 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybium*, 19, 5-46.
- OBERDORFF T., 1996. Réseau Hydrobiologique et Piscicole. Synthèse des Données 1995 sur le Bassin Seine Normandie. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche/Agence de l'Eau Seine-Normandie, Compiègne, France.
- OBERDORFF T., HUGHES R.M., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228, 117-130.
- OBERDORFF T., GUILBERT E., LUCHETTA J.C., 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, 259, 157-167.
- OBERDORFF T., GUEGAN J.F., HUGUENY B., 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18, 345-352.
- OBERDORFF T., HUGUENY B., COMPIN A., BELKESSAM D., 1998. Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-Western France. *Journal of Animal Ecology*, 3, 472-484.
- OBERDORFF T., PONT D., HUGUENY B., CHESSEL D., 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46, 399-415.
- PALLER M.H., 1994. Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123, 150-161.
- PALLER M.H., 1995. Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 15, 110-120.
- PERSAT H., KEITH P., 1997. The geographic distribution of freshwater fishes in France: which are native and which are not? *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345, 15-32.
- PHILIPPART J.C., VRANKEN M., 1983. *Atlas des poissons de Wallonie. Distribution, écologie, éthologie, pêche, conservation*. Cahiers d'Éthologie Appliquée. Vol. 3. Suppl. 1-2. Université de Liège, Liège. 395 p.

- PONT D., MERONA B., BOËT P., 1995. Signification des échelles spatio-temporelles dans la variabilité des peuplements piscicoles des grands cours d'eau. Rapport d'activité, Programme Interdisciplinaire de recherche sur l'Environnement, 98 p.
- POUILLY M., 1994. Relations entre l'habitat physique et les poissons des zones à cyprinidés réophiles dans trois cours d'eau du bassin rhodanien : vers une simulation de la capacité d'accueil pour les peuplements. Thèse de Doctorat, Université Lyon I/CEMAGREF, 260 p.
- RAHEL F.J., HUBERT W.A., 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120, 319-332.
- SCHIEMER F., WAIDBACHER H., 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In : BONN P.J., CALOW P. and PETTS G.E. (Eds). River conservation and management, 363-382, John Wiley and sons.
- SCHLOSSER I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52, 395-414.
- SHELDON A.L., 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49, 193-198.
- SMOGOR R.A., ANGERMEIER P.L., 1998. Effects of drainage basin and anthropogenic disturbance on relations between stream size and IBI metrics in Virginia. Pages 249-272. In : Thomas P. SIMON, ed. Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- SOKAL R.R., ROHLF F.J., 1995. Biometry, 3rd edn. W.H. Freeman and Co., New York, USA, 887 p.
- S-PLUS, Statistical Sciences, 1995. User's manual, Version 3.3 for Windows. StatSci, a division of MathSoft, Seattle. 1-470.
- SYSTAT 9, 1999. SPSS Inc., Chicago, USA.
- TER BRAAK C.J.F., C.W.N. LOOMAN C.W.N., 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65, 3-11.
- TREXLER, J.C., TRAVIS J., 1993. Nontraditional regression analyses. *Ecology*, 74, 1629-1637.
- TURAK E., FLACK L.K., NORRIS R.H., SIMPSON J., WADDELL N., 1999. Assessment of river condition at a large spatial scale using predictive models. *Freshwater Biology*, 41, 283-298.
- VERNEAUX J., 1977. Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences (Paris)*, 284, 675-678.
- VERNEAUX J., 1981. Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté*, 2, 33-41.
- WELCOMME R.L., 1990. Status of fisheries in South American rivers. *Interciencia*, 15, 337-345.
- WHITTIER T.R., HUGHES R.M., LARSEN D.P., 1988. The correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 1264-1278.

