

Modélisation des préférences esthétiques : vers la prise en compte des perceptions dans les projets de restauration écologique de bras morts

Marylise Cottet, Hervé Piégay, Anne Honegger

UMR 5600 Environnement Ville Société, CNRS/Université de Lyon

18, rue Chevreul – 69362 Lyon cedex 07, France

marycottet@wanadoo.fr herve.piegay@ens-lsh.fr honegger@club-internet.fr

MOTS - CLÉS

Modélisation
Régression factorielle
Perception
Paysage
Esthétique
Restauration
Bras morts
Ain
Rhône

RÉSUMÉ

Afin de pallier la dégradation des écosystèmes, les projets de restauration écologique se multiplient depuis les années 1990. Caractériser et anticiper la perception du public sont deux enjeux majeurs afin de parvenir à une gestion durable des écosystèmes qui soit partagée par les acteurs. Tel est le but de cette recherche, appliquée à un écosystème particulier, celui des bras morts bordant le Rhône et l'un de ses affluents, l'Ain dans sa basse vallée. La modélisation des préférences esthétiques d'une population expérimentale a été réalisée à partir de données recueillies dans le cadre d'une enquête par photo-questionnaire. Elle repose sur une régression multiple réalisée sur les coordonnées des axes factoriels d'une analyse des correspondances multiples. Le modèle produit est stable et permet d'expliquer 66% de la variabilité de la réponse esthétique des personnes interrogées. Six attributs visuels ont été identifiés en vue de prédire les préférences esthétiques relatives aux plans d'eau de bras morts : 1) la dominance de vert, 2) la dominance de gris ou de marron, 3) la présence de couleurs chaudes et vives, 4) la présence de végétation aquatique aux formes mal structurées, 5) la présence de sédiments, et 6) le caractère trouble de l'eau. Certaines possibilités d'amélioration du modèle sont discutées. Une étape de validation réalisée sur un échantillon de population représentative permettrait d'utiliser ce modèle expérimental dans un cadre opérationnel.

KEY WORDS

Modelling
Factorial regression
Perception
Landscape
Aesthetic
Restoration
Floodplain lakes
Ain River
Rhône River

ABSTRACT

Modelling aesthetic preferences including perception in the projects of restoration of floodplain lakes

In order to palliate the degradation of ecosystems, restoration projects multiply since the nineteenth century. Characterizing and anticipating the perception of the public are two prime stakes to favour a sustainable management of ecosystems shared by all actors. These are the objectives of this research, applied to the floodplain lakes of the Rhône and Ain Rivers. A modelling of the aesthetic preferences of a student's experimental population has been built from data collected thanks to a photo-questionnaire survey. It used a factorial regression since it enables the integration of qualitative variables and limits the multicollinearity. The model is stable and enables to anticipate the 2/3 of the aesthetic response of surveyed people ($r^2=0.66$). Six visual attributes have been identified in order to predict the aesthetic preferences concerning the waterbodies of floodplain lakes: (1) green dominance, (2) grey or brown dominance, (3) presence of warm and bright colours, (4) presence of a bad structured aquatic vegetation, (5) presence of sediments, and (6) a muddy water. Some possibilities of improvement are discussed. A last step of validation with a representative population could enable the managers to use it in an operational context.

1. Introduction

La prise de conscience des dégradations des écosystèmes a conduit, depuis les années 1990, à la mise en œuvre de multiples projets de restauration écologique. Jusqu'à aujourd'hui, les objectifs de restauration se rapportent essentiellement au rétablissement de références environnementales qui sont autant d'états ou de processus physiques (géomorphologiques ou écologiques) à atteindre (Dufour et Piégay, 2009). Or, il apparaît désormais nécessaire d'élargir ces objectifs à des enjeux sociaux, consacrant ainsi l'émergence d'une restauration « éco-culturelle » (Higgs, 1997) ou « éco-sociétale » (Cairns, 1995). Il est aujourd'hui bien admis que le succès et la durabilité d'un projet de restauration sont favorisés par la prise en compte des valeurs sociales dans les objectifs de restauration (Gobster, 2000 ; Vining *et al.*, 2000). Une population respectera d'autant plus un projet qu'elle adhère à ses valeurs. Ainsi, la négociation des projets de restauration doit s'insérer dans un espace de débat public (Blandin et Bergandi, 2000 ; Hull et Robertson, 2000 ; Bravard, 2006), associant les experts et le public et mêlant des objectifs écologiques et sociaux. Une plus grande attention doit donc être portée à la perception des écosystèmes par le public et à ses attentes afin de définir des projets de restauration faisant preuve de légitimité et de « pertinence sociale » (Pfadenhauer, 2001). Cela est d'autant plus vrai que la participation du public aux plans de gestion territoriale est désormais un impératif législatif, comme en témoignent la Directive Cadre sur l'Eau (2000) ou la Convention Européenne sur le Paysage (2000). Or, il existe un manque d'orientations et de prescriptions sur les modalités d'action pour les gestionnaires chargés de l'organisation des projets (Mouratiadou et Moran, 2007). Une modélisation des préférences esthétiques paysagères pourrait être une réponse partielle à leurs interrogations : l'anticipation de la perception du public constitue en effet un moyen d'intégrer cette perception en amont des projets et de favoriser le dialogue entre les acteurs. Tel est le but de cette recherche, appliquée à un écosystème particulier, celui des bras morts bordant le Rhône et l'un de ses affluents, l'Ain dans sa basse vallée.

Les paysages de rivières sont façonnés en partie par la dynamique fluviale. Ainsi, dans les cours d'eau actifs, tels que le Rhône ou l'Ain dans sa basse vallée, trouve-t-on des anciens bras fluviaux correspondant à d'anciens chenaux abandonnés en marge du chenal actif (Favre, 2007). Ces bras morts représentent des habitats favorables à de nombreuses communautés aquatiques et riveraines,

participant ainsi au maintien de la biodiversité régionale. Ils assurent par ailleurs d'autres fonctions telles qu'un écrêtage des crues ou une dénitrification des eaux (Bernard, 1994 ; Fustec et Lefeuvre, 2000 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Favre, 2007). Or, depuis quelques décennies, on assiste sur le Rhône et la basse vallée de l'Ain à une réduction significative de ces anciens bras fluviaux (Bravard, 1986 ; Citterio et Piégay, 2000 ; Rollet, 2001). À l'atterrissement naturel de ces milieux s'ajoute l'absence de nouvelles créations : les rivières ont en effet subi au cours du XX^{ème} siècle des pressions humaines qui ont induit une diminution de la dynamique fluviale, responsable d'une stabilisation des cours d'eau (Bravard et Petts, 1996 ; Gregory, 2006). Ce constat a conduit à la réalisation d'ambitieux projets de restauration entre 1995 et 2005 sur ces deux cours d'eau (projet de restauration hydraulique et écologique du Rhône, programme décennal de restauration du Haut-Rhône, programme LIFE Nature Ain). D'autres projets de ce type sont envisagés sur la partie aval du Rhône et sur d'autres cours d'eau comme le Rhin, le Doubs, la Loire ou encore le Danube. Ce contexte opérationnel, ainsi que la diversité des bras morts présents sur ces deux cours d'eau (Bornette *et al.*, 2001), constituent une opportunité pour mettre au point une modélisation des préférences esthétiques à partir des attributs physiques d'un plan d'eau de bras morts : après avoir identifié les paramètres structuraux qui affectent les préférences esthétiques, ce travail a conduit à l'élaboration d'un outil de prédiction de ces préférences. La construction de ce modèle suppose d'opérer des choix conceptuels et méthodologiques. Il est donc nécessaire, au préalable, d'explicitier ces positionnements.

2. Positionnement conceptuels et choix méthodologiques

Si de nombreuses publications scientifiques soulignent l'intérêt de prendre en considération les perceptions du public dans la construction des projets de restauration (Cairns, 1995 ; Higgs, 1997 ; Naveh, 1998 ; Hull et Robertson, 2000 ; Lesaffre et Décamps, 2001 ; Pfadenhauer, 2001 ; Bazin et Barnaud, 2002 ; Donadieu, 2002 ; Charles et Kalaora, 2003 ; Davis et Slobodkin, 2004 ; Naveh, 2005 ; Dufour, 2007 ; Hobbs, 2007 ; Dufour et Piégay, 2009), rares sont celles qui précisent les modalités d'intégration de ces perceptions, ce qui laisse en suspens deux questions majeures. D'un point de vue conceptuel, d'une part, il semble nécessaire de préciser quel type de connaissances il est pertinent de développer pour intégrer la perception du public dans les projets de restauration écologique. D'autre part, d'un point de vue

méthodologique, il est essentiel de réfléchir aux moyens d'intégrer concrètement ces connaissances aux projets.

2.1. Les préférences environnementales: d'un concept général au cas particulier de la préférence esthétique

La perception environnementale relève de constructions cognitives et/ ou affectives résultant des relations tissées avec l'environnement physique et social (Kaltenborn et Bjerke, 2002). Les valeurs, en particulier, constituent l'une des modalités de la cognition sociale facilitant l'adaptation environnementale. Ce sont en effet elles qui déterminent les attitudes et les comportements dans un contexte environnemental donné (Homer et Kahle, 1988). L'attitude caractérise la tendance des individus à répondre de manière favorable ou défavorable à une classe d'objets ou d'événements (Kaltenborn et Bjerke, 2002). Ainsi, tout processus de choix (ou de préférence) se rapporte à une attitude et repose directement sur le système de valeur d'un individu. De fait, si l'on parle de système de valeurs, c'est que la valeur associée à un objet ou à un événement peut être décomposée en une somme de valeurs particulières, aussi appelées « orientations de valeur » (Fulton *et al.*, 1996). Différentes orientations de valeur ont pu être identifiées en ce qui concerne l'environnement (Stern et Dietz, 1994 ; Thompson et Barton, 1994), ou les paysages (Berlan-Darqué et Kalaora, 1991 ; Droz *et al.*, 2005 ; Alessa *et al.*, 2007 ; Brown et Raymond, 2007). À titre d'exemple, Brown et Raymond (2007) distinguent douze orientations de valeur définissant la valeur paysagère : esthétique/ scénique, économique, de récréation, de préservation de la vue, d'apprentissage, de diversité biologique, spirituelle, intrinsèque, d'héritage, prospective, thérapeutique, et de naturalité.

En ce sens, la préférence est un concept beaucoup plus complexe qu'il n'y paraît. Il n'y a pas « une », mais « des » préférences environnementales. Ces préférences sont variables d'un individu à l'autre dans la mesure où elles dépendent des valeurs que cet individu associe au paysage en question (Kaltenborn et Bjerke, 2002). Par ailleurs, les préférences environnementales exprimées par un individu sont elles-mêmes susceptibles de varier en fonction de l'utilisation que ce dernier pense faire de l'environnement (Purcell *et al.*, 1994). Toute analyse des préférences environnementales se doit donc de préciser quel type de préférence est étudié et quelle(s) valeur(s) celui-ci mobilise.

Dans un contexte de restauration des écosystèmes, et plus généralement de gestion environnementale,

l'analyse des préférences esthétiques présente un intérêt tout particulier. En effet, il a été montré que l'esthétique constitue un facteur de motivation sociale pour promouvoir des actions en faveur de la préservation environnementale (Nassauer, 1992 ; Nassauer *et al.*, 2001 ; Gobster *et al.*, 2007 ; Junker et Buchecker, 2008). En d'autres termes, plus un individu jugera qu'un environnement est beau, plus il se sentira impliqué dans sa préservation. Il semble donc intéressant de mettre en lien l'esthétique perçue des écosystèmes et leurs caractéristiques écologiques pour élaborer des projets de restauration intégrés reposant sur des objectifs à la fois écologiques et sociaux.

2.2. Enjeux méthodologiques de l'étude des préférences esthétiques des écosystèmes

Le croisement de données écologiques et esthétiques décrivant un écosystème donné devient un enjeu méthodologique dans le cadre de ces projets. Dans la mesure où la caractérisation écologique des écosystèmes repose généralement sur l'utilisation de variables quantitatives, l'analyse des préférences esthétiques peut être conduite de la même manière afin de faciliter ce croisement. Elle doit alors satisfaire les critères de précision, de fiabilité et de validité pour pouvoir être combinée avec les composantes biologiques, économiques et légales de la gestion environnementale (Daniel, 2001). Par ailleurs, c'est en amont de la construction du projet de restauration que la perception esthétique des écosystèmes doit être considérée. Le développement d'une approche prédictive permettrait dès lors d'anticiper ces préférences et de définir des objectifs de restauration intégrant ces connaissances.

L'étude des liens entre l'esthétique et l'écologie des écosystèmes constitue un questionnement nouveau datant de la fin des années 1990. Les résultats publiés à ce sujet concernent des milieux naturels spécifiques tels que les forêts (Barro et Bright, 1998), les cours d'eau et leurs paysages riverains (Nassauer *et al.*, 2001 ; Cossin, 2008 ; Junker et Buchecker, 2008), les zones humides (Nassauer, 2004), les parcs urbains (Raffetto, 1993 ; Gobster et Barro, 2000)... D'autres résultats se rapportent à des objets environnementaux particuliers tels que le bois mort en rivière (Mutz *et al.*, 2006 ; Le Lay, 2007 ; Le Lay et Piégay, 2007), les sédiments dans les cours d'eau (Le Lay *et al.*, à paraître). Cependant, ces travaux récents s'appuient sur un corpus méthodologique bien établi, issu du champ des analyses de perception paysagère. Dès 1969, Shafer *et al.* tentaient d'appliquer des techniques quantitatives pour prédire la beauté scénique de paysages naturels. Depuis lors, de nombreuses études visant à

identifier les variables explicatives de la beauté scénique se sont succédées (Arthur, 1977 ; Buhyoff et Leuschner, 1978 ; Buhyoff *et al.*, 1982 ; Pukkala *et al.*, 1988 ; Liao et Nogami, 1999 ; Real *et al.*, 2000 ; Silvennoinen *et al.*, 2001 ; Franco *et al.*, 2003). Une nouvelle exploration des concepts et des méthodes développés dans le cadre des études de préférences paysagères peut donc être menée. Il s'agit d'appliquer ces méthodes à la modélisation des préférences esthétiques des écosystèmes. Une telle modélisation demande dès lors d'être inscrite dans un paradigme spécifique de la perception paysagère.

2.3. Les paradigmes paysagers : le choix du cadre psycho-physique

Les études de perception et d'évaluation paysagère sont diverses et se rapportent à plusieurs paradigmes. Si les typologies diffèrent dans les termes utilisés, elles recouvrent globalement les mêmes acceptions. Ainsi, trois paradigmes peuvent être individualisés : expert, expérientiel, et expérimental (Zube *et al.*, 1982 ; Daniel et Vining, 1983 ; Dakin, 2003 ; Le Lay *et al.*, 2005)

Le paradigme « expert » définit toute étude dont l'évaluation de la qualité paysagère est réalisée par des spécialistes appartenant au domaine des arts, de l'architecture du paysage, ou de l'environnement. Leur évaluation est basée sur un recensement et/ou une mesure des attributs paysagers (formes, lignes, couleurs, agencement structurel), qui sont ensuite interprétés en termes de qualité esthétique. Le paysage constituerait en effet un langage unique et complexe que les experts seraient en mesure de comprendre et d'interpréter (Zube *et al.*, 1982). Le paradigme « expérientiel » considère que les valeurs paysagères émanent de l'expérience issue des interactions hommes-environnement. Le paradigme « expérimental », quant à lui, caractérise les études visant à mettre en évidence un lien de dépendance entre les attributs environnementaux et les préférences des individus. En ce sens, il est particulièrement propice aux études d'évaluation paysagère (Real *et al.*, 2000). Ce paradigme expérimental est, le plus souvent, divisé en deux approches spécifiques – psycho-physique et cognitive – en fonction de la nature des variables prédictives considérées. Le paradigme psycho-physique fonde la prédiction des préférences paysagères sur des attributs réels ou objectifs du paysage (présence d'eau, densité de végétation, marques de présence anthropique...), tandis que le paradigme cognitif construit ces mêmes prédictions à partir de caractéristiques perçues ou subjectives (naturalité, dangerosité, tranquillité, excitation...).

Compte-tenu de ces éléments, il apparaît que le paradigme psycho-physique est le plus propice à la mise œuvre d'une modélisation des préférences esthétiques des écosystèmes. En effet, si utile soit l'approche experte pour prendre en compte la qualité paysagère dans la gestion environnementale, elle n'est pas satisfaisante dès lors que l'on souhaite prendre en compte la perception sociale dans les objectifs de gestion. Basé sur une conception objective de la qualité paysagère, ce paradigme n'est pas approprié pour mettre en place une modélisation des préférences esthétiques des écosystèmes. À l'inverse, si la démarche expérientielle prend en considération la subjectivité individuelle, elle semble très difficile à intégrer à une démarche opérationnelle de gestion. Intégrant des concepts tels que la familiarité, le sens du lieu ou l'identité, ce paradigme dépasse l'étude des préférences esthétiques comprises comme une simple réponse à des stimuli scéniques. Les participants à de telles études ne sont pas de simples observateurs, mais de véritables acteurs donnant du sens à leur paysage (Le Lay *et al.*, 2005). C'est donc le paradigme expérimental, et plus particulièrement le paradigme psycho-physique, qui semble le plus à même de répondre aux enjeux soulevés par la modélisation des préférences esthétiques des écosystèmes. Il permet en effet de mettre en lien les informations écologiques et perceptives d'un environnement. Par ailleurs, il répond tout à fait aux enjeux opérationnels sous-jacents à la mise au point du modèle : il est nécessaire que ce dernier soit construit sur des variables objectives et visuelles si l'on souhaite qu'il soit utilisé par tout type d'opérateur, y compris non spécialisé. Ce paradigme a été décrit et expérimenté à plusieurs reprises (Shafer, 1969 ; Shafer *et al.*, 1969 ; Daniel et Boster, 1976 ; Hull et Buhyoff, 1983).

2.4. La variabilité inter-individuelle dans la modélisation des préférences esthétiques

Les études de perception paysagère ont prouvé qu'il existait une certaine variabilité socio-culturelle des préférences esthétiques. Ainsi, plusieurs variables socio-démographiques, telles que l'âge (Zube *et al.*, 1983 ; Tahvanainen *et al.*, 2001 ; Franco *et al.*, 2003 ; Van den Berg et Koole, 2006), le genre (Lyons, 1983), le lieu de résidence (Yu, 1995 ; Tahvanainen *et al.*, 2001 ; Van den Berg et Koole, 2006) ou encore le niveau d'éducation (Steel *et al.*, 1994) sont susceptibles d'influencer les perceptions. De même, la culture est apparue comme un facteur éminemment structurant des préférences environnementales (Gobster, 1999 ; Piégay *et al.*, 2005 ; Le Lay, 2007). À titre d'exemple, la présence de bois

mort dans les cours d'eau est jugée, dans six des neuf pays étudiés par les auteurs, moins esthétique, plus dangereuse et suscitant un besoin d'intervention plus marqué que dans les rivières sans bois mort. À l'inverse, ces réponses ne sont pas observées en Allemagne, en Suède, et en Oregon (USA), autant de secteurs du monde où les premières mesures de réintroduction de bois mort ont déjà été entreprises (Piégay *et al.*, 2005 ; Le Lay, 2007).

Cependant, il a été montré à de nombreuses reprises que la variabilité des réponses esthétiques à différents paysages dépasse de loin la variabilité des jugements des observateurs (Kaplan et Herbert, 1987 ; Kaplan et Kaplan, 1989 ; Yang et Kaplan, 1990 ; Stamps, 1999 ; Real *et al.*, 2000 ; Daniel, 2001 ; Franco *et al.*, 2003). Ainsi, « l'effet des caractéristiques personnelles est insignifiant comparé aux effets environnementaux » (Nasar et Lin, 2003, p. 448).

Ce constat a déjà été vérifié dans le cas de la perception des paysages de bras morts, qui font l'objet du présent article. En effet, les préférences esthétiques relatives aux paysages du Rhône (chenal principal et ses bras morts), avant et après restauration, ont été étudiées (Puppier, 2003). Trois groupes d'acteurs ont été considérés : des écoliers, des associatifs, et des élus. L'hétérogénéité socio-démographique de ces groupes (âge, activité...) laissait présumer une différence de perception paysagère. Pourtant, les trois groupes interrogés réagissent de manière équivalente aux paysages présentés. Des préférences marquées sont observées selon les paysages : l'axe fluvial est préféré à ses marges, et les paysages formés suite aux restaurations sont bien plus appréciés que ceux existant avant les travaux. À l'inverse, les différences inter-groupes ne sont statistiquement pas significatives. Il semblerait donc que, dans ce contexte paysager, les variables socio-démographiques ne jouent pas un rôle déterminant pour expliquer les préférences esthétiques.

De fait, ces résultats rendent légitimes la modélisation des préférences esthétiques relatives à un paysage ou à un écosystème donné. Si l'existence d'une certaine variabilité sociale en matière de préférence esthétique est indubitable, elle apparaît bien inférieure à la variabilité des réponses esthétiques aux différents attributs paysagers. En ce sens, et à des fins d'opérationnalité, il peut être justifié de ne pas prendre en considération (sans toutefois les nier) les spécificités socio-culturelles pour la modélisation des préférences esthétiques paysagères. Ce choix méthodologique est comparable à celui réalisé par les économistes dont les modèles économétriques reposent sur l'hypothèse selon laquelle les individus sont complètement

objectifs et que les éléments subjectifs pouvant intervenir dans le processus de décision ne sont pas pris en considération. Si ces modèles, qualifiés de déterministes, peuvent apparaître « réducteurs » dans la mesure où ils s'affranchissent de la variabilité individuelle, ils ont néanmoins le mérite d'avoir un pouvoir prédictif important (Piombini, 2007). Ainsi, dans la perspective d'une intégration de la perception paysagère à la gestion des écosystèmes, l'utilisation de ce type de modèle semble pertinente. Cette option méthodologique a fondé la réalisation du présent article.

3. Construction et validation du modèle : méthodologie

3.1. La construction du modèle : la régression factorielle

L'objectif de cette étude est d'expliquer la perception esthétique d'un plan d'eau donné (variable dépendante correspondant à une note d'esthétique attribuée par des individus) par une série de variables explicatives se rapportant à certains attributs physiques de plans d'eau (variables indépendantes). À cette fin, un modèle de régression factorielle a été construit.

Principes et intérêts du modèle de régression factorielle

Le modèle de régression factorielle repose sur une analyse des correspondances multiples (ACM) grâce à laquelle le nombre des variables de prédiction est réduit en un petit nombre d'axes factoriels. Ce sont les coordonnées des individus statistiques sur ces axes factoriels qui sont utilisées comme variables indépendantes pour la régression.

Dans le cas de notre étude, les variables utilisées pour l'ACM sont les attributs paysagers, tandis que les individus statistiques sont les photographies. Les résultats de l'ACM donnent lieu à une caractérisation des photographies de plans d'eau en fonction de leur aspect physique. Afin de construire le modèle de régression multiple, les coordonnées factorielles des individus statistiques (les photographies) sont extraites puis mises en relation avec les notes d'esthétiques. De fait, un lien est alors établi entre les évaluations esthétiques et la caractérisation physique des photographies.

L'intérêt d'un tel modèle est double. D'une part, il autorise l'utilisation de prédicteurs qualitatifs, tels que ceux qui sont utilisés dans cette étude. D'autre part, il élimine le problème récurrent de la multicolinéarité qui se pose dans les modèles de régression multiple classiques. Les axes factoriels résultant de l'ACM sont en effet par définition

orthogonaux et donc indépendants les uns des autres (Benzecri, 1972 ; Lebart *et al.*, 1995 ; Rakotomalala, 2008).

La variable dépendante : une évaluation esthétique des plans d'eau de bras morts

La calibration du modèle exige le recours à un jeu de données relatif à la perception esthétique des écosystèmes de bras morts. Pour cela, une enquête de perception esthétique de plans d'eau d'anciens bras a été réalisée. Elle repose sur l'utilisation d'un photo-questionnaire. Selon cette technique d'enquête, il est demandé à des répondants de réagir à une série de photographies qui leur est présentée. Utilisés principalement depuis les années 1980 dans le champ thématique de la perception paysagère, les photo-questionnaires ont fait l'objet de nombreuses recherches méthodologiques dont la plupart ont validé l'efficacité de la méthode : les jugements émis à partir de photographies sont comparables aux jugements émis au sein même du paysage, en contexte réel (Shuttleworth, 1980 ; Zube *et al.*, 1987 ; Vining et Orland, 1989).

Il s'agissait pour les personnes enquêtées d'évaluer l'esthétique de chacun des 34 plans d'eau présentés. Ces photographies ont été sélectionnées de manière à représenter autant que possible la diversité des bras morts présents le long du Rhône et de l'Ain. Le

jeu de photographies utilisé pour la modélisation est présenté en annexe. Les réponses ont été recueillies auprès d'une population expérimentale de 100 étudiants en licence de géographie.

L'évaluation des photographies s'appuie sur une échelle visuelle analogique. Empruntée aux travaux sur la douleur du patient, elle est depuis peu utilisée dans les travaux de perception environnementale (Lukasiewicz *et al.*, 2001 ; Le Lay *et al.*, 2005 ; Piégay *et al.*, 2005). Cette échelle est continue et polarisée par des termes appréciatifs (Vraiment très beau/ Pas beau du tout). Il est demandé aux personnes interrogées de placer une croix de manière à figurer au mieux leur évaluation (figure 1). L'utilisation d'une grille permet d'interpréter la position de la croix et de la transformer en note (/10). Ce type d'échelle offre l'avantage de recueillir des données quantitatives continues et de mettre en œuvre des traitements statistiques simples en travaillant notamment sur les notes moyennes et en formulant des hypothèses que l'on peut tester. Cela ouvre également la possibilité de croiser, à terme, les données écologiques et esthétiques. Ainsi, dans la présente étude, ce sont les valeurs moyennes des évaluations esthétiques réalisées par les 100 étudiants qui serviront de variable focale pour le modèle.



Figure 1. Echelles visuelles analogiques utilisées pour les évaluations esthétiques des plans d'eau

Les variables explicatives : un jeu d'attributs visuels caractérisant les plans d'eau de bras morts

Sur la base d'une précédente enquête de perception (Cottet *et al.*, soumis), une liste de prédicteurs potentiels de l'esthétique perçue des écosystèmes de bras morts a été établie. Dans cette enquête préalable, il était demandé à une population expérimentale de caractériser certaines photographies de plans d'eau de bras morts par des termes de leur choix. Elle reposait alors sur 16 photographies qui comptent également parmi les photographies utilisées pour la construction du modèle. Ces différents termes ont été classés par analyse de contenu au sein de différentes catégories. Au final, ces catégories sont révélatrices des objets que les individus identifient lorsqu'on leur demande d'observer et de caractériser un plan d'eau, ainsi que des réactions perceptives et cognitives qui résultent de cette expérience.

Les caractéristiques physiques qui ont été le plus fréquemment citées par les personnes interrogées ont été listées dans le tableau 1. Dans la mesure où elles résultent de la perception des individus interrogés, ces variables sont considérées comme des prédicteurs potentiels des préférences esthétiques relatives aux plans d'eau. Cette liste n'est pas exhaustive dans la mesure où seules les variables correspondant à des attributs physiques des plans d'eau, visuellement identifiables ont été retenues. Cette sélection est certes restrictive, mais elle inscrit cette enquête dans le paradigme psychophysique, répondant de fait aux enjeux opérationnels soulevés par la mise au point du modèle.

Au total, 11 variables ont été listées. Elles se rapportent à des couleurs caractérisant la vue (dominance de vert, dominance de marron ou de gris, présence de couleurs chaudes et vives), à la transparence de l'eau (eau transparente/réfléchissante, eau trouble), à la nature du plan d'eau en

surface (présence de lumières ou de brillances, paysage se reflétant dans l'eau, existence de mouvements de surface), et enfin à des objets présents dans le plan d'eau (sédiments, végétation aquatique). À partir de ce jeu de variables

dichotomiques, l'identification des prédicteurs les plus pertinents de la préférence esthétique des plans d'eau de bras morts constituera la première étape de la construction du modèle.

Type de variable	Nom de la variable explicative
Couleurs	Dominance de vert
	Dominance de gris ou de marron
	Présence de couleurs chaudes et vives
Transparence de l'eau	Eau transparente vs opaque
	Eau trouble
Nature du plan d'eau en surface	Mouvements de surface
	Reflets du paysage à la surface du plan d'eau
	Luminosités/ brillances en surface
Objets environnementaux	Sédiments
	Végétation aquatique aux formes bien structurées
	Végétation aquatique aux formes mal structurées

Tableau 1. Liste des variables potentielles permettant de prédire les préférences esthétiques en matière de plans d'eau de bras morts (d'après Cottet et al., soumis).

3.2. La validation du modèle par la technique du leave-one-out

Afin de tester la validité du modèle construit, une technique de rééchantillonnage a été adoptée, celle du leave-one-out. Il s'agit d'une technique particulière de validation croisée, qui consiste à séparer l'échantillon de base en deux blocs de tailles pouvant être inégales. L'un des blocs est utilisé pour la construction du modèle ; c'est l'échantillon d'apprentissage. L'autre bloc compose l'échantillon test sur lequel sont appliquées les règles et estimées les performances du modèle. Afin de maximiser l'échantillon d'apprentissage, il est possible de le définir de telle sorte qu'il soit composé de tous les individus de l'échantillon de base, à l'exception d'un seul. Cette technique est particulièrement appropriée dans les cas où l'échantillon de base est de petite taille (Lebart *et al.*, 1995). Dans la mesure où nous ne disposons que de 34 individus pour la construction du modèle (les 34 photographies), cette technique de validation a été adoptée. De fait, 34 modèles différents ont été construits à partir de 33 photographies puis ont été validés sur la photographie restante.

Différents indicateurs du pouvoir de généralisation du modèle peuvent être utilisés (Fuchs *et al.*, 2009 ; Guan *et al.*, 2009). Nous l'évaluerons ici par une estimation de la qualité de l'ajustement des 34 points de validation. Pour cela, le biais relatif moyen sera calculé à partir de la formule suivante :

$$BIAIS_r = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |x_i^o - x_i^p| \times 100$$

n = nombre d'observations

x^o = valeur observée pour un individu

x^p = valeur prédite pour un individu

\bar{x}^o = valeur observée moyenne

4. Résultats

4.1. L'évaluation esthétique des plans d'eau de bras morts : des jugements consensuels

L'analyse détaillée de la perception esthétique des plans d'eau a fait l'objet d'une publication séparée (Cottet *et al.*, soumis). Ne seront abordés ici que les points permettant d'expliquer la construction du modèle de prédiction des préférences esthétiques de bras morts.

La distribution des notes attribuées à chacune des photographies est présentée en figure 2. Les jugements esthétiques apparaissent très contrastés d'une photographie à l'autre. Certaines photographies sont très nettement appréciées (II, K, MM, N par exemple) tandis que d'autres sont jugées bien peu esthétiques (A, CC, HH, OO). Les bras morts présentés sont donc représentatifs d'une grande amplitude de jugements en matière d'esthétique. L'échantillon des 34 photographies retenues est donc favorable à la modélisation des préférences esthétiques de bras morts.

Par ailleurs, pour une même photographie, les évaluations esthétiques sont relativement consensuelles. La moyenne des écarts types calculés pour chaque photographie est égale à 2,3. Cette homogénéité des réponses esthétiques justifie la

mise en œuvre d'une prédiction des préférences en matière d'esthétique. Pour cela, la modélisation a été entreprise à partir des notes moyennes attribuées.

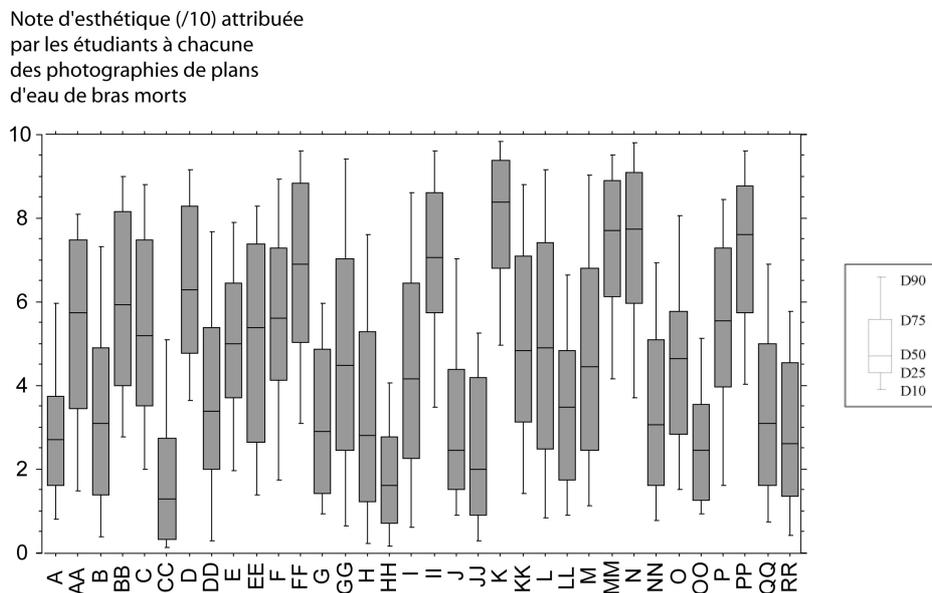


Figure 2. Distribution des notes d'esthétiques attribuées à chaque photographie (de 0 à 10).

Chaque boîte à moustache représente l'ensemble des notes avec les valeurs extrêmes, le premier et dernier décile, le premier et le dernier quartile et la médiane. Les lettres apparaissant en abscisse sont les identifiants des différentes photographies (cf. annexe)

4.2. La construction du modèle

Sélection des variables

Une sélection des variables les plus pertinentes pour expliquer les préférences esthétiques en matière de plans d'eau de bras morts a été réalisée. Ainsi, les 34 photographies de bras morts utilisées pour la modélisation ont été caractérisées par les 11 variables listées dans le tableau 1. Parmi ces variables, n'ont été retenues que celles qui discriminent au mieux les jugements positifs des jugements négatifs recueillis au sein de notre population expérimentale d'étudiants. La figure 3 représente ainsi, pour chaque variable, les distributions des notes attribuées aux photographies caractérisées selon que la modalité est 1/oui (gris clair), ou 0/non (gris foncé). Six variables semblent avoir une influence tranchée sur les jugements esthétiques. La dominance de vert ainsi que la présence de couleurs chaudes et vives semblent avoir une influence positive sur les perceptions, tandis que la dominance de gris/marron, une eau trouble, la présence d'algues aux formes mal structurées ainsi que la présence de sédiments paraissent avoir un impact négatif. Ces six variables ont alors été sélectionnées pour construire le modèle des préférences esthétiques de plans d'eau de bras morts.

L'analyse des correspondances multiples

Les résultats de l'ACM menée sur les 6 variables mentionnées ci-dessus sont présentés en figure 4. La part de variance expliquée par les deux premiers axes factoriels est de 60% environ. D'après l'analyse des contributions, le premier axe oppose les modalités « dominance de vert » et « pas de dominance de gris ou de marron » aux modalités « dominance de gris ou de marron », « présence de sédiments » et « eau trouble ». Sur l'axe 2, la modalité « présence d'algues aux formes mal structurées » s'oppose aux modalités « présence de couleurs chaudes et vives », « absence d'algues aux formes mal structurées », et « présence de sédiments ». Il semblerait donc que le premier axe porte en priorité l'information relative à la couleur dominante du plan d'eau, tandis que le second est davantage structuré par les objets environnementaux (sédiments, végétation aquatique). Au final, les six variables contribuent fortement à la construction des deux premiers axes factoriels. Elles sont ainsi très dépendantes les unes des autres ce qui justifie la réalisation d'une ACM avant modélisation. Les coordonnées factorielles des 34 photographies sur les trois premiers axes ont alors été extraites afin d'être réutilisées comme variables indépendantes dans l'analyse de régression factorielle.

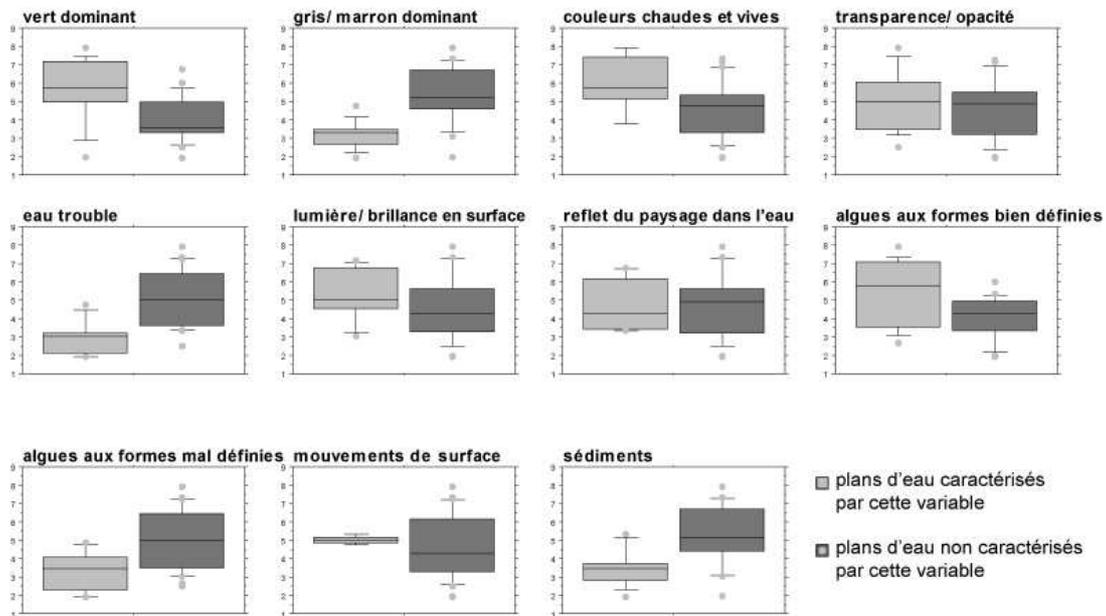


Figure 3. Distribution des notes d'esthétique en fonction des deux modalités (avec/sans) des 11 variables prédictives potentielles.

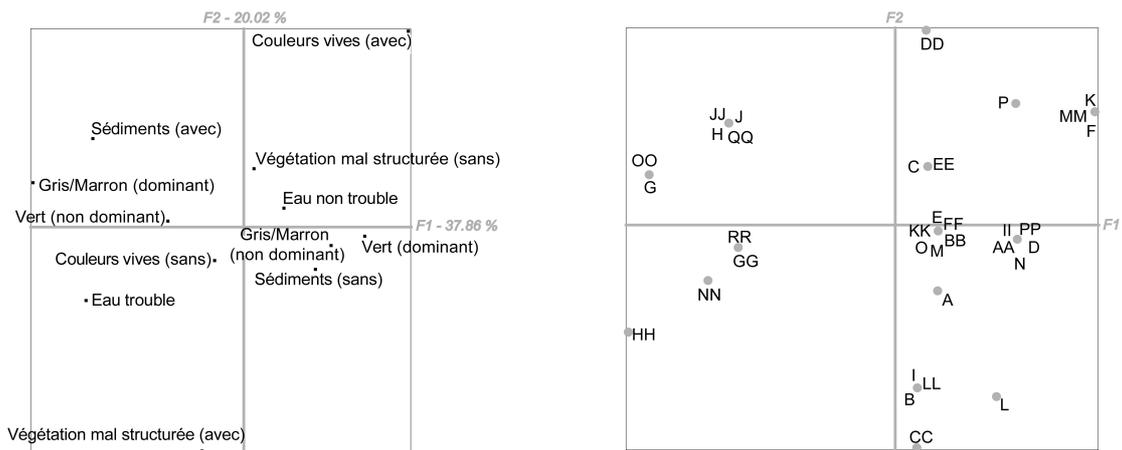


Figure 4. Résultat de l'ACM menée sur les 6 variables retenues pour la prédiction de l'esthétique perçue des écosystèmes de bras morts. Sur le plan de gauche figure la position de toutes les modalités et sur le plan de droite la position des différentes photos (cf. annexe).

L'analyse de régression factorielle

Les résultats de la régression factorielle sont présentés en figure 5. Seules les coordonnées des axes F1 et F2 sont significatives pour la prédiction de l'évaluation esthétique ($p < 0,0001$ pour l'axe F1 et $p < 0,05$ pour l'axe F2). Le r^2 de la régression multiple est de 0,66. En d'autres termes, 2/3 des préférences esthétiques du groupe s'expliquent par les 6 paramètres visuels retenus. Le biais relatif du modèle est de 17%. Les réponses d'une population indépendante recueillies lors de la première enquête de perception (Cottet *et al.*, soumis) ont été projetées sur le même graphique

(« pop. test »). Ses caractéristiques socio-démographiques sont présentées en figure 6. Si cette population est loin d'être représentative de la population riveraine des bras morts du Rhône et de l'Ain, elle a le mérite d'être beaucoup plus hétérogène que la population étudiante utilisée pour la construction du modèle. Les points figurant la moyenne des notes d'esthétique attribués par la population test aux différentes photographies s'ajustent relativement bien au modèle : le biais relatif est de 18%, contre 17% pour la population étudiante. Ce résultat encourageant constitue ainsi une première validation sommaire attestant du pouvoir de généralisation de ce modèle.

Si l'on met en relation l'équation issue du modèle avec les résultats de l'ACM, l'influence respective des attributs physiques des plans d'eau sur la perception esthétique apparaît clairement (figure 5). Dans l'absolu, un beau bras mort correspond à un plan d'eau où dominerait le vert et où les couleurs chaudes et vives seraient présentes. À l'inverse, un bras mort peu esthétique serait caractérisé par un plan d'eau plutôt trouble dont la couleur dominante serait marron ou grise, et avec le développement d'une végétation aquatique aux formes mal structurées. Le rôle des sédiments apparaît plus ambigu : s'ils influencent très négativement les perceptions esthétiques d'après l'axe F1, ils contribuent à améliorer les évaluations esthétiques d'après l'axe F2. L'influence des sédiments sur les perceptions semble donc dépendre de l'environnement dans lequel on les trouve (elle dépend en effet des variables avec lesquelles ils tissent des correspondances).

Les résidus au modèle des différentes variables ne sont globalement pas structurés par les évaluations esthétiques. On note cependant deux exceptions : les résidus des variables « couleurs chaudes et vives » et « végétation aquatique aux formes mal structurées » pour lesquels tout le pouvoir explicatif des variables ne semble pas exploité. On peut supposer que ce biais repose sur le type de modèle choisi : la régression factorielle ne construit le modèle prédictif que sur les correspondances existant entre les variables. Ainsi, la part d'information portée par les variables explicatives en dehors des correspondances qu'elles tissent entre elles n'est pas prise en charge. Ce constat conduit à envisager d'autres types de modèles susceptibles de prendre en compte la totalité de l'information de chaque variable.

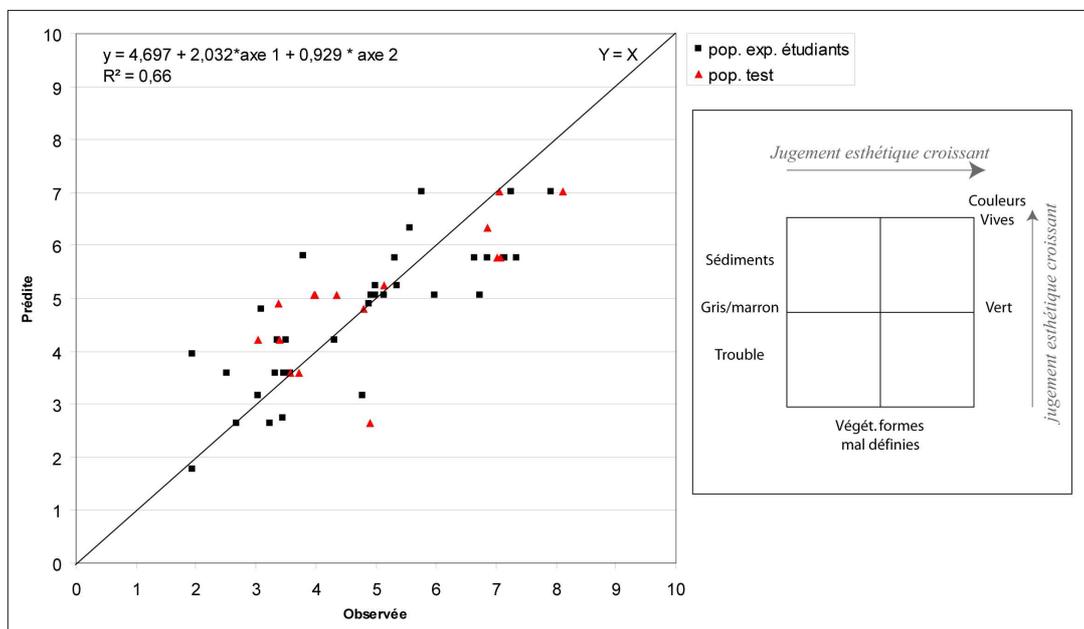


Figure 5. Résultats de l'analyse de régression factorielle.

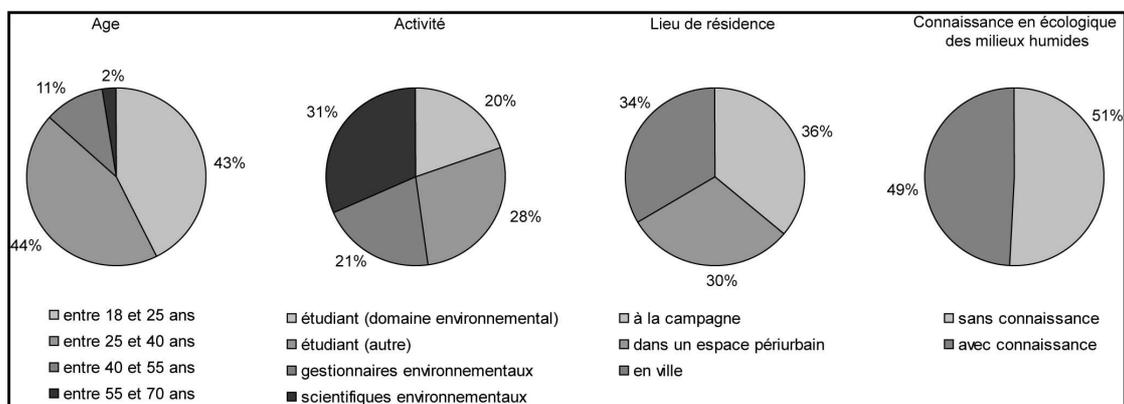


Figure 6 : Caractéristiques socio-démographiques de la population test (indépendante de la population étudiante utilisée pour la construction du modèle)

4.3. La validation du modèle

L'application de la technique du leave-one-out au modèle des préférences esthétiques montre que ce dernier est relativement robuste. Le graphique de la figure 7 représente la correspondance entre les valeurs prédites et observées pour les 34 individus tests. Même si l'écart au modèle est parfois conséquent, le pouvoir de généralisation du modèle est certain (biais relatif moyen de 19%).

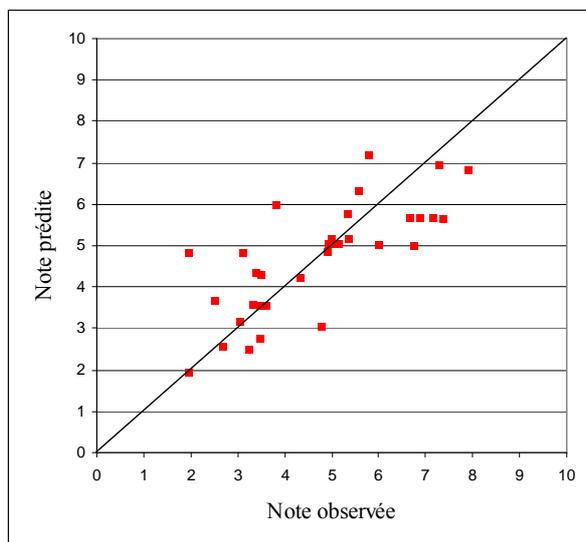


Figure 7. Ajustement des points de validation issus de la construction des 34 modèles (technique du leave-one-out).

5. Discussion

5.1. De la prédiction de l'esthétique des écosystèmes

Le modèle des préférences esthétiques des écosystèmes aquatiques de bras mort permet, en l'état, d'expliquer 2/3 des préférences du groupe expérimental ($r^2=0,66$). Ce résultat est ainsi encourageant : à partir de seulement six attributs visuels des plans d'eau de bras morts, il paraît possible de prédire en grande partie les préférences esthétiques de ce groupe. Ces résultats valident par ailleurs l'hypothèse d'une possible application des concepts et des méthodes développés dans le cadre des analyses de la perception paysagère, aux analyses de la perception des écosystèmes. En effet, le paradigme psycho-physique, consistant à expliquer la perception esthétique d'un paysage par des attributs physiques caractérisant ce paysage semble tout à fait pertinent pour prédire les préférences esthétiques des écosystèmes aquatiques de bras morts. Cependant, si l'on compare la part de la variance expliquée dans ce modèle à celle observée dans les modèles de régression linéaire des préférences esthétiques paysagères publiés dans la littérature scientifique (tableau 2), il semblerait

que le pouvoir explicatif de ce modèle ne soit pas aussi élevé que celui observé dans d'autres travaux.

Référence	Part de la variance expliquée par le modèle (r^2)
Silvennoinen et al. (2001)	0,81-0,83
Pukkala (1969)	0,69
Franco et al. (2003)	0,98
Real et al. (2000)	
« Semantic differential »	0,86
« Russell's model »	0,96
« Kaplan's model »	0,95
« Objective perceived attributes »	0,98
« Subjective perceived attributes »	0,90
« Physical characteristics of landscapes »	0,71
Liao et al. (1999)	0,68
Arthur (1977)	
« physical features »	0,76
« Timber cruise »	0,80
« Design inventory »	0,97
Buhyoff et Leuschner (1978)	0,27-0,38
Buhyoff et al. (1982)	0,48-0,55
Shafer et al. (1969)	0,66

Tableau 2. Revue bibliographique de la part de variance expliquée dans les modèles linéaires de prédiction des préférences esthétiques en fonction d'attributs paysagers.

Deux raisons peuvent être avancées et permettent d'envisager, à terme, des améliorations. D'une part, le choix de restreindre le jeu des variables prédictives à des attributs exclusivement physiques peut expliquer ce moindre pouvoir d'explication. L'incrémentation de variables cognitives, tel que cela a été fait par Real *et al.* (2000) permettrait certainement d'obtenir de meilleurs résultats. Cependant, en vue d'une utilisation opérationnelle du modèle pour la gestion des écosystèmes, cette option ne paraît pas envisageable. D'autre part, les photographies des écosystèmes aquatiques de bras morts utilisées dans l'enquête constituent des prises de vue relativement homogènes et beaucoup moins structurées que ne peuvent l'être des vues paysagères. En effet, les objets identifiables sur les clichés sont peu nombreux et peu organisés. Or, il apparaît que la structure paysagère exerce une influence primordiale sur la perception esthétique des paysages : la forme des objets, leur contraste, leur orientation, ou la disposition des uns par rapport aux autres sont les attributs paysagers qui expliquent avant tout les préférences esthétiques (Arriaza *et al.*, 2004 ; Dramstad *et al.*, 2006). Ce manque de structures marquées au sein des plans d'eau de bras morts est très certainement une des explications de la difficulté à prédire les préférences. Ainsi, une plus grande attention portée aux structures des plans d'eau, si fines soient-elles, permettrait peut-être d'améliorer le pouvoir explicatif du modèle. À ce sujet, des études exploratoires pourraient être menées pour étudier quel pourrait être l'apport des techniques développées dans le champ de la télédétection. En effet,

la caractérisation de la texture et de la structure des plans d'eau par analyse d'image permettrait peut-être de définir de nouvelles variables explicatives plus propices à la prédiction des préférences esthétiques.

5.2. Vers un modèle plus réaliste prenant en compte les préférences des acteurs de l'eau

Les choix méthodologiques opérés pour la construction du modèle peuvent apparaître à plusieurs égards simplificateurs, dans la mesure où ils s'affranchissent de la complexité sociale. D'une part, la modélisation est réalisée à partir de la moyenne des notes d'esthétiques. D'autre part, les prédictions sont construites à partir des perceptions d'une population expérimentale très homogène sur le plan socio-démographique (groupes d'étudiants en géographie ayant des âges et un niveau d'éducation comparables). En ce qui concerne le premier point, il semblerait que le travail sur les moyennes n'induit aucun biais sur la modélisation. En effet, des tests complémentaires ont été réalisés pour mettre en évidence une éventuelle relation entre l'écart-type des notes d'esthétiques et les résidus du modèle. Aucun lien n'a été constaté : l'aspect plus ou moins consensuel des jugements esthétiques n'a pas d'impact sur la qualité du modèle produit. Ce résultat semble valider l'utilisation de moyennes en tant que variable focale pour la modélisation des préférences esthétiques. En ce qui concerne le deuxième point, les limites potentiellement induites par le caractère très homogène de la population expérimentale ont pu être relativisées. En effet, l'utilisation du modèle pour la prédiction des préférences esthétiques d'une population plus hétérogène (population expérimentale indépendante de la population étudiante) s'est avérée satisfaisante. Le biais relatif apparaît en effet comparable à celui observé pour la population étudiante utilisée pour la construction du modèle. Ainsi, il semblerait que la qualité du modèle ne dépende pas spécifiquement de la population utilisée pour la modélisation. Ces résultats concordent avec d'autres résultats publiés, montrant en effet que la variabilité des réponses esthétiques à différents paysages dépasse de loin la variabilité des jugements des observateurs (Kaplan et Herbert, 1987 ; Kaplan et Kaplan, 1989 ; Yang et Kaplan, 1990 ; Stamps, 1999 ; Real *et al.*, 2000 ; Daniel, 2001 ; Franco *et al.*, 2003). En ce sens, la prédiction des préférences esthétiques relatives à un paysage ou à un écosystème donné peut s'affranchir, dans une certaine mesure, de la prise en compte de la variabilité inter-individuelle. Néanmoins, il est certain que les populations expérimentales considérées dans cette étude ne sont en rien représentatives de la population riveraine du Rhône et de l'Ain. Il apparaît donc important, en vue d'une application opérationnelle, de valider le modèle produit sur un échantillon représentatif de population riveraine.

Par ailleurs, le contexte opérationnel de la présente étude a conduit à s'interroger sur l'influence d'une variable sociologique particulière, celle de la connaissance environnementale. En effet, l'élaboration des projets de gestion environnementale met bien souvent en présence des personnes dénommées « expertes » d'une part, et le « public » d'autre part et dont les points de vue peuvent diverger. L'existence de différences de perception environnementale entre les experts et les non experts a ainsi été mentionnée à plusieurs reprises (Buhyoff et Leuschner, 1978 ; Kaplan et Kaplan, 1989 ; Strumse, 1996 ; Van den Berg *et al.*, 1998 ; Ryan, 2000 ; Rogge *et al.*, 2007). En ce qui concerne la perception des écosystèmes aquatiques de bras morts, une légère influence de la connaissance environnementale a déjà pu être mise en évidence (Cottet *et al.*, soumis). Ainsi, il pourrait être pertinent d'inclure au modèle des préférences de bras morts une variable caractérisant le type d'acteur afin de prédire un jugement esthétique plus proche de sa sensibilité.

D'un point de vue méthodologique, la différence inter-groupe a déjà été largement explorée dans le champ des analyses de perception paysagère (Van den Berg *et al.*, 1998 ; Dramstad *et al.*, 2006 ; Ryan, 2006 ; Rogge *et al.*, 2007). La prise en compte de différents groupes socio-démographiques pour la modélisation des préférences esthétiques est plus délicate. Si l'on écarte la solution consistant à créer un modèle propre à chaque groupe, il est possible d'envisager l'utilisation d'une variable dichotomique, permettant de prendre en considération alternativement l'un ou l'autre des sous-groupes de population prédéfinis (Fox, 2008). L'inclusion d'une telle variable dans le modèle mis au point par Silvennoinen *et al.* (2001) et, de fait, la prise en compte de différents groupes socio-démographiques pour la modélisation des préférences esthétiques en matière de paysage forestier, a permis d'améliorer les prédictions. Cette technique offre de nouvelles perspectives pour construire un modèle prenant en compte les éléments de perception spécifiques à un groupe d'acteurs donné.

5.3. Un outil à expérimenter pour la définition intégrée des projets de restauration

Si le modèle produit apparaissait, suite aux tests, valide pour prédire les préférences de la population locale, il pourrait être appliqué, à brève échéance, à la gestion des écosystèmes de bras morts.

Ainsi, à court terme, une cartographie des bras morts présents le long des continuums fluviaux du Rhône et de l'Ain en fonction de leur perception esthétique pourrait être réalisée. Cette carte pourrait alors apporter certaines connaissances nécessaires à une gestion intégrée des écosystèmes de bras morts. À titre d'exemple, dans le cadre des projets de restauration, elle serait susceptible d'aider à la définition des

stratégies de communication en faveur du public, voire de favoriser l'arbitrage pour le choix des sites à restaurer. À cette fin, une automatisation de la méthode pourrait également être envisagée à l'attention des gestionnaires. La création d'une interface web constituerait alors un véritable outil d'aide à la décision. Les gestionnaires n'auraient alors qu'à renseigner l'état du plan d'eau (6 variables visuelles) pour avoir une idée préalable de sa perception par le public.

6. Conclusion

La modélisation des préférences esthétiques des plans d'eau de bras morts est encourageante puisqu'elle permet d'expliquer, à partir de 6 attributs environnementaux visuels seulement, 2/3 de la variabilité des évaluations esthétiques donnée par une population expérimentale d'étudiants. Si le modèle était validé à la suite de tests complémentaires réalisés sur un échantillon représentatif de la population locale, son application à la gestion des bras morts apporterait de réels bénéfices. En effet, il serait en mesure d'apporter des réponses aux nouveaux enjeux soulevés par la restauration des écosystèmes. Ce modèle donnerait l'opportunité aux gestionnaires d'anticiper, simplement,

les réactions esthétiques d'un public confronté à un plan d'eau de bras morts, et leur permet ainsi d'envisager une action informée prenant en compte les aspirations du public.

Les six variables explicatives des préférences esthétiques des plans d'eau de bras morts mises en évidence ne sont pas spécifiques à ce type d'écosystème (couleurs de l'eau, transparence de l'eau, type de végétation aquatique). Ainsi, il semblerait intéressant de poursuivre les recherches pour comprendre si les perceptions prédites par ce modèle sont spécifiques aux écosystèmes de bras morts, ou bien si elles peuvent être généralisées à l'ensemble des écosystèmes aquatiques.

Remerciements

Cet article a été réalisé dans le cadre d'une thèse, intitulée « Etude de la perception des paysages de bras morts dans un contexte de restauration écologique. Cas du fleuve Rhône et de la rivière d'Ain », co-dirigée par Anne Honegger et Hervé Piégay. Il s'inscrit par ailleurs dans le programme de recherche Ingeco (INEE, CNRS) « restauration des zones humides fluviales : de la prévision à la mesure du bénéfice écologique et social », coordonné par Gudrun Bornette, 2007.

7. Références bibliographiques

- Alessa L. N., Kliskey A. A., Brown G., 2007, Social ecological hotspots mapping: a spatial approach for identifying coupled social-ecological space, *Landscape and Urban Planning*, 85, 27-39.
- Arriaza M., Cañas-Ortega J. F., Cañas-Madueño J. A., Ruiz-Aviles P., 2004, Assessing the visual quality of rural landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 69, 115-125.
- Arthur L. M., 1977, Predicting scenic beauty of forest environments: some empirical tests, *Forest Science*, 23, 151-159.
- Barro S. C., Bright A. D., 1998, Public views on ecological restoration. A snapshot from the Chicago area, *Restoration and Management Notes* 16, 59-65.
- Bazin P., Barnaud G., 2002, Du suivi à l'évaluation : à la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration, *Revue d'écologie : la terre et la vie*, supplément 9, 201-224.
- Benzecri J.-P., 1972, *Pratique de l'analyse des données : analyse des correspondances*, Dunod, Paris.
- Berlan-Darqué M., Kalaora B., 1991, Du pittoresque au "tout-paysage", *Etudes rurales*, 121-124, 181-195.
- Bernard P., 1994, Les zones humides. Rapport de l'instance d'évaluation, Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques.
- Blandin P., Bergandi D., 2000, A l'aube d'une nouvelle écologie ?, *La Recherche*, 332, 56-59.
- Bornette G., Piégay H., Citterio A., Amoros C., Godreau V., 2001, Aquatic plant diversity in four river floodplains: a comparison at two hierarchical levels, *Biodiversity and Conservation*, 10, 1683-1701.
- Bravard J.-P., 2006, La lône, l'aménageur, l'écologue et le géographe, 40 ans de gestion du Rhône, *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 368-380.
- Bravard J.-P., Petts G. E., 1996, Human impacts on fluvial hydrosystems, in Petts G. E., Amoros C. (eds.), *Fluvial hydrosystems*, Chapman & Hall, London, 242-262.
- Brown G., Raymond C., 2007, The relationship between place attachment and landscape values: toward mapping place attachment, *Applied Geography*, 27, 89-111.
- Buhyoff G. J., Leuschner W. A., 1978, Estimating psychological disutility from damaged forest stands, *Forest Science*, 24, 424-432.
- Buhyoff G. J., Wellman J. D., Daniel T.C., 1982, Predicting scenic quality for mountain pine beetle and western spruce budworm damaged forest vistas, *Forest Science*, 28, 827-838.
- Cairns J. J., 1995, Ecosocietal restoration. Reestablishing humanity's relationship with natural systems, *Environment*, 37, 4-9 ; 30-33.
- Charles L., Kalaora B., 2003, L'ingénierie écologique entre écologie, technique et aménagement : des enjeux durables, 225-235, in Lévêque C., Van der Leeuw S. (eds.), *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*, Elsevier, Paris.
- Cossin M., 2008, Caractérisation paysagère de quelques cours d'eau de taille moyenne des bassins du Rhône et de la Loire : Éléments méthodologiques pour une gestion durable des corridors fluviaux, Thèse de doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3.

- Cottet M., Honegger A., Piégay H., soumis, Comprendre la perception des paysages de bras morts : un préalable aux projets de restauration écologique, *Noréis*.
- Dakin S., 2003, There's more to landscape than meets the eye: toward inclusive landscape assessment in resource and environmental management, *The Canadian Geographer*, 47, 185-200.
- Daniel T. C., 2001, Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century, *Landscape and Urban Planning*, 54, 267-281.
- Daniel T. C., Boster R. S., 1976, *Measuring Landscape Aesthetics: The Scenic Beauty Method*, USDA Forest Service Research, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Paper RM-167.
- Daniel T. C., Vining J., 1983, Methodological issues in the assessment of visual landscape quality, in Altman I., Wohlwill J. (eds.), *Behaviour and the Natural Environment*, Plenum Press, New-York, 39-84.
- Davis M. A., Slobodkin L. B., 2004, The science and values of restoration ecology, *Restoration Ecology*, 12, 1-3.
- Donadieu P., 2002, Les références en écologie de la restauration, *La terre et la vie*, supplément 9, 109-120.
- Dramstad W. E., Tveit M. S., Fjellstad W. J., Fry G. L. A., 2006, Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure, *Landscape and Urban Planning*, 78, 465-474.
- Droz Y., Miéville-Ott V., Spichiger R., 2005, *Représentations paysagères et processus de légitimation des usages sociaux du paysage, de la Vue-des-Alpes au pays d'Enhaut*, Fonds national suisse.
- Dufour S., 2007, Contrôles hydro-morphologiques et activités anthropiques dans les forêts alluviales du bassin rhodanien, *Annales de Géographie*, 654, 126-146.
- Dufour S., Piégay H., 2009, From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits, *River Research and Applications*, 24, 1-14.
- Favre E., 2007, Les anciens bras fluviaux : l'ône boires, noues,... Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels.
- Fox J., 2008, *Applied Regression Analysis, Generalized Linear Models, and Related Methods*, SAGE publications, Newbury Park.
- Franco D., Franco D., Mannino I., Gabriele Z., 2003, The impact of agroforestry networks on scenic beauty estimation. The role of a landscape ecological network on a socio-cultural process, *Landscape and Urban Planning*, 62, 119-138.
- Fuchs H., Magdon P., Kleinn C., Flessa H., 2009, Estimating aboveground carbon in a catchment of the siberian forest tundra: combining satellite imagery and field inventory, *Remote Sensing of Environment*, 113, 518-531.
- Fulton D. C., Manfredo M. J., Lipscomb J., 1996, Wildlife value orientations: a conceptual and measurement approach, *Human Dimensions of Wildlife*, 1, 24-47.
- Fustec E., Lefeuvre J.-C., 2000, *Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris.
- Gobster P. H., 1999, An ecological aesthetic for forest landscape management, *Landscape Journal*, 18, 54-64.
- Gobster P. H., 2000, Restoring nature: human actions, interactions and reactions, 1-19, in Gobster P.H., Hull R.B. (eds.), *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*, Island Press, Washington D.C.
- Gobster P. H., Barro S. C., 2000, Negotiating nature. Making restoration happen in an urban park context, 185-207, in Gobster P.H., Hull R.B. (eds.), *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*, Island press, Washington D.C.
- Gobster P. H., Nassauer J. I., Daniel T. C., Fry G., 2007, The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology?, *Landscape Ecology*, 22, 959-972.
- Gregory K. J., 2006, The human role in changing river channels, *Geomorphology*, 79, 172-191.
- Guan B. T., Hsu H.-W., Wey T.-H., Tsao L.-S., 2009, Modeling monthly mean temperatures for the mountain regions of Taiwan by generalized additive models, *Agriculture and Forest Meteorology*, 149, 281-290.
- Higgs E. S., 1997, What is good ecological restoration ?, *Conservation Biology*, 11, 338-348.
- Hobbs R. J., 2007, Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research, *Restoration Ecology*, 15, 354-357.
- Homer P. M., Kahle L.R., 1988, A structural equation test of the value-attitude-behavior hierarchy, *Journal of Personality and Social Psychology*, 54.
- Hull R. B., Buhyoff G.J., 1983, Distance and scenic beauty: a nonmonotonic relationship, *Environment and Behavior*, 15, 77-92.
- Hull R. B., Robertson D. P., 2000, The language of nature matters: we need a more public ecology, 97-118, in Gobster P. H., Hull R. B. (eds.), *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*, Island Press, Washington D.C.
- Junker B., Buchecker M., 2008, Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations, *Landscape and urban planning*, 85, 141-154.
- Kaltenborn B. P., Bjerke T., 2002, Associations between environmental value orientations and landscape preferences, *Landscape and Urban Planning*, 59, 1-11.
- Kaplan R., Herbert E. J., 1987, Cultural and sub-cultural comparisons in preferences for natural settings, *Landscape and Urban Planning*, 14, 281-293.
- Kaplan R., Kaplan S., 1989, *The experience of nature. A psychological perspective*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Le Lay Y., 2007, Les hommes et le bois en rivière. Représentations, pratiques et stratégies de gestion dans le cadre de l'entretien des cours d'eau, Thèse de doctorat, Géographie et aménagement, Université Jean Moulin Lyon 3.
- Le Lay Y., Piégay H., 2007, Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée, *L'Espace Géographique*, 36, 51-64.

- Le Lay Y., Piégay H., Cossin M., 2005, Les enquêtes de perception paysagère à l'aide de photographies, choix méthodologiques et exemples en milieu fluvial, *Septièmes rencontres de Théo Quant*, Besançon, <http://thema.univ-fcomte.fr/theoq/pdf/2005/LeLay-theoquant05.pdf>
- Le Lay Y., Piégay H., Rivière-Honegger A., La rivière en tresses : un paysage atypique et mésestimé, à paraître.
- Lebart L., Morineau A., Piron M., 1995, *Statistique exploratoire multidimensionnelle*, Dunod, Paris.
- Lesaffre B., Décamps H., 2001, Restauration de la nature : vers de nouvelles références et pratiques. Aperçu de cinq années de recherche du programme "Recréer la Nature", in Chapuis J.-L., Barre V., Barnaud G. (eds.), Programme national de recherche "Recréer la nature : réhabilitation, restauration, et création d'écosystèmes", Principaux résultats scientifiques et opérationnels, M.A.T.E., M.N.H.N.
- Liao W., Nogami K., 1999, Prediction of near-view scenic beauty in artificial stands of hinoki (*chamaecyparis obtusa* S. et Z.), *Journal of Forest Research*, 4, 93-98.
- Lukasiewicz E., Fischler C., Setbon M., Flahault A., 2001, Comparaison de trois échelles d'évaluation de la perception des risques sanitaires, *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*, 49, 377-385.
- Lyons E., 1983, Demographic correlates of landscape preferences, *Environment and Behavior*, 15, 487-511.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005, Ecosystems and human well-being: wetlands and water.
- Mouratiadou I., Moran D., 2007, Mapping public participation in the Water Framework Directive: a case study of the Pinios River Basin, Greece, *Ecological economics*, 62, 66-76.
- Mutz M., Piégay H., Gregory K. J., Borchardt D., Reich M., Klaus S. K., 2006, Perception and evaluation of dead wood in streams and rivers by German students, *Limnologica*, 36, 110-118.
- Nasar J. L., Lin Y.-H., 2003, Evaluative responses to five kinds of water features, *Landscape Research*, 28, 441-450.
- Nassauer J. I., 1992, The appearance of ecological systems as a matter of policy, *Landscape Ecology*, 6, 239-250.
- Nassauer J. I., 2004, Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function, *Wetlands*, 24, 756-765.
- Nassauer J. I., Kosek S. E., Corry R. C., 2001, Meeting public expectations with ecological innovation in riparian landscapes, *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 1439-1443.
- Naveh Z., 1998, Ecological and cultural landscape restoration and the cultural evolution towards a post-industrial symbiosis between human society and nature, *Restoration Ecology*, 6, 135-143.
- Naveh Z., 2005, Epilogue: toward a transdisciplinarity science of ecological and cultural landscape restoration, *Restoration Ecology*, 13, 228-234.
- Pfadenhauer J., 2001, Some remarks on socio-cultural background of restoration ecology, *Restoration Ecology*, 9, 220-229.
- Piégay H., Gregory J., Bondarev V., Chin A., Dahlstrom N., Elosemi A., Gregory S., Joshi V., Mutz M., Rinaldi M., Wyzga W., Zawiejska J., 2005, Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes, *Environmental Management*, 36, 665-674.
- Piombini A., 2007, Apport d'un formalisme psychologique à la modélisation des préférences individuelles. *Colloque International de Géomatique de d'Analyse Spatiale, SAGEO*, Clermont-Ferrand.
- Pukkala T., Kellomäki S., Mustonen E., 1988, Prediction of the amenity of a tree stand, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3, 533-544.
- Puppier S., 2003, *Etude de la perception paysagère du Rhône de Pierre Bénite : effet de la restauration du lit et des îlots*, Compagnie nationale du Rhône.
- Purcell A. T., Lamb R. J., Mainardi Peron E., Falchero S., 1994, Preference or preferences for landscape?, *Journal of Environmental Psychology*, 14, 195-209.
- Raffetto J., 1993, *Perceptions of ecological restoration in urban parks*, United States department of agriculture, NC-163, 61-67.
- Rakotomalala R., 2008, Pratique de la régression linéaire multiple : diagnostic et sélection de variables, Université Lyon 2.
- Real E., Arce C., Sabucedo J. M., 2000, Classification of landscapes using quantitative and categorical data, and prediction of their scenic beauty in North-Western Spain, *Journal of Environmental Psychology*, 20, 355-373.
- Rogge E., Nevens F., Gulinck H., 2007, Perception of rural landscapes in Flanders: looking beyond aesthetics, *Landscape and Urban Planning*, 82, 159-174.
- Ryan R.L., 2000, A people-centered approach to designing and managing restoration projects: insights from understanding attachment to urban natural areas, 209-228, in Gobster P.H., Hull R.B. (eds.), *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*, Island press, Washigton D.C.
- Ryan R. L., 2006, Comparing the attitudes of local residents, planners, and developers about preserving rural character in New England, *Landscape and Urban Planning*, 75, 5-22.
- Shafer E. L., 1969, Perception of natural environments, *Environment and Behavior*, 8, 71-82.
- Shafer E. L., Hamilton S. F., Schmidt E. A., 1969, Natural landscape preferences: a predictive model, *Journal of Leisure Research*, 1, 1-19.
- Shuttleworth S., 1980, The use of photographs as an environmental presentation medium in landscape studies, *Journal of Environmental Management*, 11, 61-76.
- Silvennoinen H., Alho J., Kolehmainen O., Pukkala T., 2001, Prediction models of landscape preferences at the forest stands level, *Landscape and Urban Planning*, 56, 11-20.

- Stamps A. E., 1999, Demographic effects in environmental preferences: a meta analysis, *Journal of Planning Literature*, 14, 155-175.
- Steel B., List P., Schindler B., 1994, Conflicting values about federal forests: a comparison of national and oregon publics, *Society and Natural Resources*, 7, 137-153.
- Stern P., Dietz T., 1994, The value basis of environmental concern, *Journal of Social Issues*, 56, 121-145.
- Strumse E., 1996, Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in Western Norway, *Journal of Environmental Psychology*, 16, 17-31.
- Tahvanainen L., Tyrvaïnen L., Ihalainen M., Vuorela N., Kolehmainen O., 2001, Forest management and public perceptions—visual versus verbal information., *Landscape and Urban Planning*, 53, 53–70.
- Thompson S., Barton M., 1994, Ecocentric and anthropocentric attitudes toward the environment, *Journal of Environmental Psychology*, 14, 199-210.
- Van den Berg A. E., Koole S. L., 2006, New wilderness in the Netherlands: An investigation of visual preferences for nature development landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 78, 362-372
- Van den Berg A. E., Vlek C. A. J., Coeterier F., 1998, Group differences in the aesthetic evaluation of nature development plans: a multilevel approach, *Journal of Environmental Psychology*, 18, 141-157.
- Vining J., Orland B., 1989, The video advantage: a comparison of two environmental representation techniques, *Journal of Environmental Management*, 29, 275-283.
- Vining J., Tyler E., Kweon B.-S., 2000, Public values, opinions, and emotions in restoration controversies, 143-161, in Gobster P. H., Hull R. B. (eds.), *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*, Island press, Washington D.C.
- Yang B.-E., Kaplan R., 1990, The perception of landscape style: a cross-cultural comparison, *Landscape and Urban Planning*, 19, 251-262.
- Yu K., 1995, Cultural variations in landscape preference: comparisons among Chinese sub-groups and Western design experts, *Landscape and Urban Planning*, 32, 107–126.
- Zube E., Pitt D. G., Gary W. E., 1983, A lifespan developmental study of landscape assessment, *Journal of Environmental Psychology*, 3, 115-128.
- Zube E., Sell J., Taylor J., 1982, Landscape perception: research, application and theory, *Landscape Planning*, 9, 1-32.
- Zube E., Simcox D. E., Law C.S., 1987, Perceptual landscape simulations: history and prospect, *Landscape Journal*, 6, 62-80.

8. Annexe

