

Mesure de l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire

Julien FIQUEPRON^{1,3,2}, Serge GARCIA^{1,2}, Anne STENGER^{1,2}

¹ INRA, UMR 356 Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

² Agroparistech, Engref, Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

³ IDF, Institut pour le Développement Forestier, F-75007 Paris, France



2èmes journées de recherches en sciences sociales

INRA SFER CIRAD

11 & 12 décembre 2008 – LILLE, France

Mesure de l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire

Julien FIQUEPRON ^{1,3,2}, Serge GARCIA ^{1,2}, Anne STENGER ^{1,2}

¹ INRA, UMR 356 Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

² Agroparistech, Engref, Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

³ IDF, Institut pour le Développement Forestier, F-75007 Paris, France

Résumé :

Cet article a pour but de quantifier l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle du territoire français. Nous souhaitons savoir dans quelle mesure est-il possible de valoriser le service rendu par la forêt en termes de qualité d'eau. Les liens entre forêt et eau ont été jusqu'à présent peu abordés par les économistes. Pourtant les enjeux sont réels et la valorisation du service semble désormais nécessaire. Au vu de la variabilité des liens entre la forêt et la qualité de l'eau, nous avons choisi de couvrir l'ensemble du territoire français en s'appuyant sur des données communes et observées dans chaque département. Ainsi, nous avons collecté des données relatives à la gestion de l'eau et des données sur les usages du territoire et l'occupation des sols dont la proportion de surfaces boisées à l'échelle du département. La méthode de traitement et d'exploitation des données est basée sur l'estimation d'un modèle à équations simultanées comprenant une équation du prix de l'eau, deux équations sur les indicateurs de qualité des eaux brutes (pesticides et nitrates) et une équation sur le mode de gestion du service d'alimentation en eau potable. Les principaux résultats d'estimation montrent un effet positif de la forêt sur la qualité des eaux brutes relativement aux autres usages du sol avec un effet indirect sur le prix de l'eau meilleur marché pour les consommateurs. Les résultats obtenus permettent d'ouvrir sur des discussions à l'échelle de notre territoire, relatives aux choix d'occupation des sols mais aussi aux incitations potentiellement applicables auprès des propriétaires forestiers.

Mots clés : service d'eau potable, forêt, occupation du sol, prix de l'eau, qualité, système d'équations simultanées.

Forest ensuring value to water quality in a land use perspective

Julien FIQUEPRON ^{1,3,2}, Serge GARCIA ^{1,2}, Anne STENGER ^{1,2}

¹ INRA, UMR 356 Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

² Agroparistech, Engref, Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France

³ IDF, Institut pour le Développement Forestier, F-75007 Paris, France

Abstract :

The aim of this paper is to quantify forest impact on prices and quality of water throughout French territory. We want to know to what extent it is possible to give a monetary value to forest services in terms of increasing water quality. Links between forest and water have been so far little discussed by economists. Yet stakes are real and service valuation now seems necessary. Given the variability of forests and water quality links, we chose to cover whole French territory on the basis of common and observed data in each geographical department. Thus, we collected data both on water supply management and on land uses and land cover including departmental woodlands proportion. We use an econometric method based on the estimation of a simultaneous equations model consisting of a water price equation, two equations of raw water quality indicators (pesticides and nitrates) and an equation on the management regime of water supply services. The main estimation results show a positive effect of forest on raw water quality comparatively to other land uses, with an indirect impact on water prices, cheaper for consumers. These results can feed the debate on land-use choices, but also on potentially applicable incentives for forest owners.

Key words : water supply services, forest, land-cover, water price, quality, simultaneous equations system.

1. Introduction

Cet article a pour but de quantifier l'impact de la forêt sur le prix et sur la qualité de l'eau à l'échelle du territoire français. Le rôle de la forêt dans l'offre de plusieurs biens et services, marchands et non marchands est désormais reconnu à travers la Loi d'Orientation Forestière (*Loi n°2001-602, 9/7/ 2001*). Cette loi appuie le rôle de la politique forestière dans la mise en œuvre d'autres politiques en matière notamment de développement rural, de lutte contre l'effet de serre, de préservation de la diversité biologique, de protection des sols et des eaux et de prévention des risques naturels. De manière parallèle, l'application en France de la Directive Cadre sur l'Eau (*Directive 2000/60/CE*) a permis de sensibiliser les acteurs de l'eau sur l'importance de la protection et de la prévention pour les masses d'eau destinées à l'eau potable. Cette directive place la gestion de l'espace au cœur de la politique de l'eau en complétant l'approche normative traditionnelle sur les rejets, d'une approche nouvelle, centrée sur la reconquête de la qualité du milieu. La Loi sur l'eau (*Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques*) sans explicitement mentionner les espaces forestiers ouvre sur de nombreuses possibilités en termes de collaboration et de contribution de la part des propriétaires forestiers. Toutefois, les services qui seraient offerts par ces mêmes acteurs dans le cadre de la politique de l'eau ne sont pas reconnus en tant que tels pour l'instant. Le service forestier étudié dans cet article est celui de la qualité de l'eau : dans quelle mesure est il possible de valoriser le service rendu par la forêt en termes de qualité d'eau ? Si par exemple les services de récréation offerts par la forêt continuent de susciter des questions relatives à leur évaluation, les liens entre forêt et eau ont été jusqu'à présent peu abordés par les économistes. Pourtant les enjeux sont réels et la valorisation du service semble désormais nécessaire.

Les enjeux existants autour de l'eau et de la forêt posent d'abord la question de la gestion des ressources. Au-delà des coûts et des bénéfices liés à la mise en œuvre d'une gestion particulière, dans le cas de l'eau ou de la forêt, il s'agit ici de se poser les questions de l'impact d'une gestion forestière sur l'eau. Comment quantifier la valeur du service de production d'eau potable rendu par la forêt ? Si de nombreuses recherches ont été menées dans le domaine de la quantification de l'importance physique des impacts de la forêt sur la qualité des eaux (souterraines et superficielles), peu de travaux ont été dévoués à l'estimation de la valeur économique de l'impact des forêts sur la qualité et sur la quantité d'eau disponible. Willis (2002) utilise le modèle d'évapotranspiration annuelle de Newson et al. (1989), affiné par Calder (1999), pour estimer les différences annuelles et saisonnières d'écoulement de captages situés en zones forestières en comparaison aux performances de captages situés sous un couvert végétal alternatif, au Royaume-Uni. Ce modèle permet donc de mesurer l'influence du couvert forestier sur la disponibilité en eau. Malgré les imperfections du

modèle, Willis montre que le couvert forestier induit une diminution de l'eau disponible par rapport à une prairie ; cette estimation de l'impact physique de l'activité forestière sur la disponibilité en eau permet de calculer une valeur économique de cette perte par m³, pour les compagnies d'extraction de l'eau, à travers les notions de i/ coût marginal de fourniture en eau potable (la diminution de la quantité d'eau disponible pour extraction peut entraîner une augmentation des coûts d'extraction, s'il est nécessaire d'avoir recours à des sources d'alimentation alternatives ou à des infrastructures supplémentaires.) ; ii/ coût externe de l'activité forestière sur la disponibilité en eau qui est en réalité le coût marginal de long terme pour augmenter la disponibilité en eau duquel on déduit le coût marginal de court terme pour augmenter la disponibilité en eau. En matière d'impact de la forêt sur la qualité des eaux, le travail de Willis 2002, se limite à un inventaire des effets négatifs de la forêt (acidification, érosion due à certaines pratiques forestières, eutrophisation...). D'autres recherches se sont intéressées aux problèmes liés à l'interface forêt - eau d'un point de vue économique, c'est par exemple le cas de Le Maitre et al, (2002), qui étudient les coûts et bénéfices liés au contrôle d'espèces invasives, grosses consommatrices en eau, à proximité des points de captage d'eau en Afrique du Sud.

Un autre enjeu a trait à l'échelle spatiale à laquelle la question de l'impact de la gestion forestière sur l'eau est posée. S'il y a importance de l'eau pour l'arbre et inversement de l'arbre pour l'eau, la question de la gestion forestière implique une échelle plus étendue, en général c'est l'échelle du bassin versant qui est prise en compte. La présence de forêt peut ainsi modifier le volume et la qualité des eaux disponibles à l'échelle du bassin. Ainsi, le forestier, gérant ses parcelles, doit garder en mémoire le fait qu'il agit également sur la gestion qualitative et quantitative de l'eau de la collectivité. De manière très générale, voire caricaturale, on peut dire que, par rapport à un usage alternatif du sol (prairie), la forêt a tendance à réduire la quantité d'eau disponible, et à augmenter sa qualité (Willis, 2002)¹.

Enfin, un enjeu important concerne l'adhésion et l'implication des acteurs forestiers dans la mise en œuvre d'une gestion tenant compte de la ressource en eau. Cet enjeu pose clairement la question de la rémunération et de l'incitation des propriétaires forestiers à pouvoir participer à l'offre d'un service environnemental de leur forêt.

L'évaluation économique globale de l'impact des forêts sur la gestion de l'eau se heurte à un certain nombre de difficultés, notamment relatives au manque de données adaptées et au fait que les impacts de la forêt à la fois sur le prix et sur la qualité de l'eau peuvent varier fortement en fonction des caractéristiques de chaque site. En effet, si de grandes tendances peuvent être dessinées autour des liens entre forêt et qualité de l'eau, notamment brute, il est difficilement envisageable de

¹ Cette affirmation, à vocation générale, est à prendre avec beaucoup de précautions dans la mesure où les caractéristiques du sol, du climat, et de la forêt peuvent influencer de manière très importante sur les résultats.

généraliser des résultats. Ce sont à la fois les aspects locaux et les échelles d'observation qui constituent les facteurs limitants dans un exercice de transfert de résultats d'un site à un autre (Ranger, 2007 ; Gove, 2001 ; Kiersch & Tognetti, 2002). Au vu de la variabilité des liens entre la forêt et la qualité de l'eau, nous avons choisi de couvrir l'ensemble du territoire français en nous appuyant sur des données communes et observées dans chaque département. Ainsi, nous avons collecté d'une part des données relatives à la gestion de l'eau, d'autre part des données sur les usages du territoire et sur l'occupation des sols dont la proportion de surfaces boisées à l'échelle du département. Un important travail de collecte de données a été mené de manière à répondre à la question posée. Il s'agit de comprendre l'impact des zones boisées sur la qualité des eaux brutes et sur le prix de l'eau potable dans un contexte plus large d'occupation des sols au niveau national. La méthode de traitement et d'exploitation des données est basée sur l'estimation d'un modèle à équations simultanées comprenant une équation du prix de l'eau, deux équations qui expliquent le niveau de qualité des eaux brutes via des indicateurs pesticides et nitrates, et une équation sur le mode de gestion du service d'alimentation en eau potable (AEP). Cette modélisation fait l'hypothèse d'une endogénéisation de la qualité des eaux et d'un effet indirect des usages du sol sur le prix de l'eau. Les principaux résultats d'estimation montrent un effet attendu de la forêt sur la qualité des eaux brutes relativement aux autres usages du sol : les départements détenant une couverture forestière relativement plus importante ont une qualité d'eau meilleure avec un effet indirect sur le prix de l'eau, meilleur marché pour les consommateurs. Cependant, les départements fortement urbanisés ou très agricoles peuvent également bénéficier de prix intéressants mais pour d'autres raisons que celles de la qualité des eaux brutes.

Pour comprendre l'impact de l'occupation des sols sur prix et qualité de l'eau, nous présentons dans la section suivante quelques éléments relatifs aux liens entre forêt et eau, en privilégiant l'aspect qualitatif de l'eau. Si de grandes avancées scientifiques existent, certains résultats nécessitent d'autres expérimentations et modélisations et il est encore rare et difficile de faire reconnaître aux décideurs publics les bénéfices à retirer de la forêt en termes de services pour l'eau (Calder, 2007). Le modèle d'estimation et la méthodologie employée font l'objet de la section 3. Les données sont présentées dans la section 4 et les premiers résultats sont développés dans une cinquième partie avant quelques éléments de conclusion.

2. Liens entre forêt et qualité des eaux

Dans cette section, nous nous intéressons à l'influence de la forêt sur la qualité de la ressource en eau, en cherchant à distinguer ce qui relève de l'existence des forêts de ce qui relève de la gestion forestière, cette distinction est notamment retenue dans un document de référence des US Forest service (Brown et Binkley, 1994).

La gestion forestière, ou sylviculture, se définit d'après Métro (1975) comme « l'art de cultiver des peuplements forestiers, c'est à dire de les créer, de les faire pousser et prospérer en se basant principalement sur la connaissance de l'écologie forestière ». La sylviculture fait appel à des connaissances théoriques notamment mises en œuvre pour décider des orientations de gestion et à une maîtrise pratique de divers opérations sylvicoles, la sylviculture ne se résumant pas à une récolte d'arbres. La création de peuplements implique le choix d'un mode de régénération des peuplements qui peut s'effectuer par plantation ou par régénération naturelle. Les travaux préparatoires peuvent nécessiter un travail du sol et une maîtrise mécanique ou chimique de la végétation concurrente. Le sylviculteur oriente la composition des essences (feuillues, résineuses, à croissance plus ou moins rapide...) des peuplements lors des entretiens et des coupes successives. Ces mêmes opérations permettent de contrôler la structure des peuplements, vers des peuplements d'une même classe d'âge ou d'âges et tailles différents, répartis pied à pied ou par bouquets. La mobilisation des bois implique des opérations de débardage qui consistent à transporter les arbres abattus ou les billes du lieu de coupe jusqu'au premier dépôt transitoire. Ces opérations peuvent considérablement perturber les sols, selon les précautions prises durant les travaux et selon le type d'infrastructure de desserte de la forêt. Enfin, les actions du sylviculteur influencent également la vulnérabilité des peuplements face à divers aléas naturels (tempêtes, incendies, dégâts de gibier et dépérissements). Parce que la conduite des peuplements se raisonne à long terme et parce que le forestier dispose de peu de moyens de lutte curatifs efficaces, ce dernier est sensible aux démarches de prévention.

Relativement à d'autres modes d'occupation de l'espace, la forêt se distingue par un fort développement aérien, un réseau racinaire important et une capacité à générer des sols poreux et filtrants. Ces caractéristiques aériennes se traduisent par un impact important des forêts sur la ressource en eau. Un important développement foliaire des arbres change fortement le signal pluie avant son arrivée au sol. Concernant le sol, la forêt est a priori le couvert végétal qui modifie le plus intensément ses caractéristiques hydrauliques, par leur forte production organique, une activité biologique intense au niveau du sol et une prospection racinaire importante (Lavabre et Andréassian, 2000). Cette influence de la forêt est d'autant plus importante qu'elle constitue un des

principaux modes d'occupation du territoire, du moins dans les zones tempérées, comme en France, notre secteur d'étude où le taux de boisement métropolitain est de 28,5 % (SAA – SCEES 2004).

Même si nous concentrons notre travail sur les relations entre forêt et qualité d'eau, il semble difficile de déconnecter quantité et qualité d'eau. Les critères de qualité étant basés sur des concentrations, la quantité d'eau est déterminante pour la qualité.

2.1 Forêt et quantité d'eau

La forêt consomme en général plus d'eau qu'un autre type de couvert végétal ; le déboisement a habituellement pour effet d'augmenter la production d'eau d'un bassin versant, et le reboisement de la réduire. En effet, les couverts forestiers ont la plus forte capacité d'interception des pluies et de mobilisation des réserves hydriques du sol et du sous-sol ; ils peuvent soustraire au bilan hydrologique de fortes quantités d'eau par évaporation et transpiration. La forêt limite donc les écoulements mais dans des proportions très variables (Andréassian, 2004). Il est admis que jusqu'à une réduction de 20 % de la superficie du couvert forestier d'un bassin, il n'y a pas d'influence détectable sur les débits (Humbert, Najjar, 1992).

En France, la plus forte abondance des forêts en montagne compense ces effets limitants. Si à climat égal l'évapotranspiration des forêts est supérieure aux cultures, de par leur localisation géographique, les zones forestières fournissent plus d'eau, et donc des eaux plus diluées, dans des conditions géologiques identiques (Lavabre et Andréassian, 2000).

Le type de couvert forestier peut également jouer sur la disponibilité de la ressource. Ainsi, la substitution entre feuillus et résineux est susceptible de jouer sur les volumes écoulés (Forestry Commission, 2004 ; Rosenqvist 2007). En effet, les résineux présentent des valeurs d'interception plus importantes que les feuillus, et peuvent atteindre une importante activité de transpiration plus tôt en saison.

2.2 Influence de la forêt sur la qualité de l'eau

L'acidité (Ritter, 2003) et la richesse en matière organique constituent deux caractéristiques chimiques des sols forestiers (Badeau et al., 1999), avec des conséquences antagonistes sur la qualité de l'eau. La matière organique augmente la capacité de rétention d'eau et d'éléments potentiellement polluants. L'acidité quant à elle peut se transmettre à l'eau, et augmenter la mobilité de polluants comme l'aluminium ou le plomb. L'acidification peut être critique dans des zones de socle cristallin (où les roches ont un faible pouvoir tampon) soumises à des précipitations acides importantes (notamment d'acide nitrique). Les problèmes d'acidification sont susceptibles de

favoriser l'augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux et ils peuvent justifier des mesures de gestion sylvicole spécifiques (cf. infra).

Toutefois, le fonctionnement efficace du cycle biologique dans les peuplements forestiers optimise l'utilisation des éléments nutritifs du sol (Ranger et al. 1995). Le recyclage, en particulier de l'azote est important en forêt. Ainsi, les teneurs en nitrates sont faibles sous forêt (Gundersen, 2007). Par exemple, sous forêt de plaine à Vittel, sauf dépôt atmosphérique azoté, les eaux d'infiltration ne dépassent pas 2 mg/l de nitrates (Benoît et Papy, 1997), les valeurs sous terrains agricoles sont significativement plus élevées (Tableau 1). Cette tendance est vérifiée à l'échelle de bassins versants. Ainsi, selon une enquête historique à partir de données lorraines, la teneur moyenne en nitrates de bassins versants forestiers est de 4,2 mg/l (Benoît, 2002). D'après cette étude, un taux de boisement de 30 % dans les zones cultivées permet d'élaborer une teneur nitrique inférieure à la norme de potabilité européenne (50 mg/l). La nitrification est en moyenne plus forte en milieu agricole, notons que cette propriété persiste dans les boisements de terres agricoles (Jussy et al., 2002 ; Compton et Boone, 2000 ; Falkengren-Grerup et al. 2006). Ainsi, une étude qui ne tiendrait pas compte de l'évolution de l'occupation des sols peut engendrer des biais d'interprétation, sachant par exemple qu'en France environ la moitié des forêts actuelles étaient d'anciens terrains agricoles en 1850 (Jussy et al. 2002).

Tableau 1 : Teneurs en nitrates des eaux recueillies par bougies poreuses à 60 cm de profondeur sous différents types d'occupation du sol en Lorraine (extrait de Benoît et al. 1997)

Occupation du sol	[NO₃] des eaux à 60 cm de profondeur en mg/l
Forêts	2
Prés de fauche	19
Pâtures	31
Prairies temporaires	28
Blé d'hiver	46
Colza	62
Céréales de printemps	120
Maïs fourrager	126

Comparée à d'autres usages du sols, comme l'urbanisation ou les terres arables, la forêt génère des coefficients de ruissellement moindres (Adhikari et al., 2002 ; Sikka et Selvi, 2005). Les résultats d'une synthèse effectuée aux Etats-Unis indiquent que les terrains cultivés libèrent plus de cinq fois plus de sédiments dans les cours d'eau que les terrains boisés, alors que ces derniers ont tendance à occuper les zones les plus accidentées (Brown et Binkley, 1994). Ainsi, la forêt contribue

à la protection du sol, elle tend à favoriser l'infiltration et à réduire les écoulements rapides de surface. La forêt permet généralement de limiter le flux de sédiments et la turbidité, ces effets positifs peuvent toutefois être remis en cause par certaines pratiques de gestion (Calder, 2002) essentiellement liées à la mobilisation des bois.

Certaines formations boisées ont un rôle d'épuration marqué, citons le cas des ripisylves, des forêts alluviales et du bocage. Le système racinaire des ripisylves et forêts alluviales joue un rôle de filtre et piège les éléments nutritifs (azote, potassium, phosphore) et certains éléments toxiques (Broadmeadow, Nisbet, 2004). En période de végétation, l'absorption racinaire y est très active. Ces formations boisées offrent des conditions propices à la dénitrification (Gundersen, 2007 ; Ashby et al. 1998), opérée par des bactéries en conditions anaérobies. Remarquons que ces conditions propres à la dénitrification ne sont pas spécifiques à la forêt, des prairies peuvent également offrir des conditions très favorables.

Les haies et autres boisements linéaires constituent aussi des filtres efficaces. Selon leur localisation ils peuvent contribuer à limiter le ruissellement, abaisser les teneurs en éléments polluants, notamment en nitrates et restreindre la dérive de phytosanitaires (Viaud et al., 2004).

2.3 Influence de la gestion forestière sur la qualité de l'eau

La gestion des sols en forêt est moins intensive qu'en agriculture et les interventions y sont moins fréquentes. Elles peuvent toutefois avoir des conséquences dommageables pour la qualité de l'eau. Pratique extrême en sylviculture, la mise à nu du sol suite à une coupe à blanc peut engendrer des drainages d'éléments (surtout d'azote par minéralisation). Le retour à la normale s'opère en moins d'une dizaine d'années. La mise à nu du sol et la perturbation du couvert forestier ne résultent pas uniquement d'opérations de gestion et peuvent également se produire suite à des aléas naturels comme les tempêtes et les incendies, avec des conséquences comparables sur la ressource en eau.

Le recours aux intrants est très limité en forêt. Les produits agropharmaceutiques y sont rarement employés. Leur utilisation n'est jamais systématique, elle ne concerne qu'une faible proportion de peuplements sur une période restreinte à l'échelle de rotations longues de plusieurs dizaines d'années. De même, les amendements sont rares en forêt et les éléments concernés sont peu mobiles (acide phosphorique, amendements calco-magnésiens). Ainsi, le pourcentage de surface de forêt publique française recevant annuellement des fertilisants ou des produits phytocides est compris entre 0,3 et 1% (Roman-Amat, 2002). Les ordres de grandeur sont comparables aux Etats-Unis où les forêts (32 % du territoire) sont les terrains où l'usage de pesticides est le moins

intensif. Pimentel et Levitan (1986) relèvent que les forêts reçoivent seulement 1 % des pesticides utilisés aux Etats-Unis, avec une proportion de terrains forestiers traités annuellement inférieure à 1 %. Les risques de pollution de la ressource en eau par des produits agropharmaceutiques ou pesticides sont limités en forêt, essentiellement grâce à leur faible fréquence d'usage par les forestiers. Cet effet est renforcé à la marge par le rôle des forêts et des haies dans la réduction de la dérive des produits phytosanitaires et par leur efficacité à limiter les ruissellements tout comme la capacité des sols forestiers à capter des éléments potentiellement polluants : ces trois facteurs réduisant les transferts de substances à risque vers la ressource en eau.

Les perturbations du couvert forestier, notamment les coupes rases, peuvent engendrer des augmentations de concentration en nitrates des eaux drainées, toutefois malgré de nombreuses recherches, les pertes en nitrates restent difficiles à prévoir. Une synthèse sur 30 études aux Etats-Unis et au Canada montre que dans 70 % des cas la teneur moyenne annuelle en nitrates reste inférieure 2,2 mg/l après une coupe et que la norme de potabilité de 50 mg/l n'a jamais été dépassée en moyenne annuelle (Brown et Binkley, 1994).

Concernant l'influence du type de peuplement forestier sur les pertes en nitrates, les résultats peuvent aussi être contradictoires. D'après une enquête historique à partir de données lorraines (Benoît 2002), alors qu'aucune différence notable n'a été mise en évidence entre les traitements futaie et taillis sous futaie, l'influence entre peuplements feuillus ou résineux variait selon le stade du peuplement. Au stade jeune peuplement, les pertes des résineux étaient équivalentes à très supérieures à celles des feuillus. Inversement, pour les peuplements adultes ou vieux, les feuillus avaient une contribution plus élevée aux pertes en nitrates. Signalons toutefois que d'autres études montrent des résultats sensiblement différents. Ainsi, les résineux (la majorité des études portant sur une comparaison entre épicéa et hêtre) sont généralement considérés comme plus sujets aux pertes nitriques, en lien avec leur propension à augmenter la déposition d'azote atmosphérique (Rothe and Mellert, 2004). De même, les pertes en nitrates tendent à augmenter avec l'âge pour les peuplements résineux (Rothe and Mellert, 2004 ; Steven et al. 1994) alors qu'elles semblent plus constantes sous feuillus.

Si les sols sous peuplements feuillus retiennent globalement mieux les nitrates (Langusch et Matzner, 2002), l'effet positif de ce stockage d'azote augmente toutefois les risques de fortes pertes suite à une perturbation du couvert forestier (Hegg et al., 2006). Les résultats de l'étude lorraine (Benoît 2002) confirment en revanche que la disparition brutale du couvert forestier (coupe à blanc ou tempête) risquait de détériorer la qualité nitrique des eaux. L'augmentation peut atteindre 6 à 10 mg/l de nitrates dans l'eau de captages et le retour à l'équilibre se produit en trois à dix ans. Un moyen de limiter les exportations de nitrates est de favoriser la présence d'un recru après la coupe (Rothe and Mellert, 2004 ; Weis et al., 2001).

Les forêts dépérissantes peuvent également générer des pics de nitrates (Gundersen 1992). Une étude sur des chablis en Bavière (Attenberger et al. 2001) a permis de mesurer des teneurs maximales en nitrates entre 150 et 200 mg/l dans l'eau d'infiltration d'un bassin versant de 100 ha avec 80 % de mortalité suite à une attaque de bostryches². L'eau souterraine, l'eau d'une source et l'eau à l'exutoire du petit bassin versant ont toutefois montré une augmentation beaucoup moins forte (augmentation maximale de l'ordre de 15 mg/l pour l'eau de source et le cours d'eau et de 8 mg/l pour l'eau souterraine). Suite à ces mesures, certains services d'eau potable recommandent l'enlèvement des rémanents (*ie* résidus de coupes) suite à des coupes ou chablis importants.

La gestion forestière peut aggraver les problèmes d'acidification des eaux (Gundersen, 2007). Si l'origine principale de cette acidification reste la pollution atmosphérique, les couverts forestiers, avec leur grand développement aérien, favorisent la captation de ces polluants atmosphériques. Les résineux sont les plus défavorables (Kristensen et al., 2004) d'autant qu'ils génèrent souvent une litière acidifiante. Notons que l'acidification risque de s'aggraver avec une sylviculture intensive qui appauvrit les sols. Ainsi, dans des secteurs sensibles à l'acidification, il est recommandé de limiter les exportations massives de biomasse de type récolte des rémanents de coupe (Adams et al. 2000). Le recours à un amendement calco-magnésien peut être conseillé afin de rétablir un équilibre de fertilité pour des sols épuisés (Huettl., Zoetl, 1993).

Les travaux d'exploitation forestière peuvent nuire à la qualité de l'eau. Le débardage et les infrastructures de desserte peuvent notamment aggraver les problèmes de ruissellement et d'érosion (Dissmeyer, 2000). La circulation des engins doit être raisonnée, surtout sur les sols sensibles aux tassements. Le franchissement des cours d'eau par des engins constitue un risque aigu de pollution. Toute intervention en lit mineur d'un cours d'eau nécessite pourtant en France une demande d'autorisation auprès de la DDAF, mais cette réglementation n'est pas toujours systématiquement observée en forêt.

Le remplacement de peuplements résineux par des peuplements feuillus, et la gestion de peuplements irréguliers (arbres d'âges différents sur une même parcelle) peut limiter les effets de la pollution atmosphérique sur la qualité de l'eau en forêt (Gundersen, 2007). Le mélange d'essences, notamment entre feuillus et résineux peut atténuer les inconvénients de certains peuplements monospécifiques comme la futaie pure d'épicéa (Knoke, 2008). Dans ce cas le mélange peut générer une litière moins acidifiante, et limiter l'interception des précipitations par le couvert. Le mélange et des structures de peuplement étagées peuvent également apporter une meilleure

² insectes xylophages appartenant à la famille des scolytes

résilience du peuplement suite à des attaques sanitaires ou des tempêtes. La résilience est la capacité d'un écosystème ou d'une espèce à récupérer un fonctionnement et / ou un développement normal après avoir subi un traumatisme. L'amélioration de la résilience d'un peuplement est un atout pour la ressource en eau dans le sens du maintien du rôle protecteur du couvert forestier.

Pour résumer l'influence de la forêt sur l'eau, notre revue de la littérature nous a montré que la forêt a globalement un impact positif sur la qualité de l'eau. Cet impact des forêts est interprétable à deux niveaux : a) le fonctionnement spécifique des écosystèmes forestiers et b) la gestion qui limite les effets anthropiques négatifs. Notons que l'effet le plus significatif de la forêt sur la qualité de l'eau est constaté relativement aux autres usages du sols, potentiellement plus défavorables. Les effets des types de forêt ou de gestion forestière sont moins prononcés. Ainsi, au niveau de la qualité de l'eau, la localisation et la proportion de forêt dans le territoire semblent plus déterminantes que les types de forêts. Toutefois, signalons que la bonne qualité moyenne des eaux forestières ne garantit pas une qualité constante dans l'espace et le temps. Ainsi, la forêt joue un rôle protecteur de la ressource en eau, nécessitant certaines attentions pour rendre ce rôle de protection le plus efficace et durable possible (Ferry, 2004).

3. Méthodologie économétrique

3.1 Le modèle

Afin de mesurer l'impact de la forêt et des autres usages du sol sur la qualité des eaux brutes et le prix de l'eau potable que nous noterons P , nous considérons d'abord que le prix pratiqué par le service d'AEP est expliqué par les caractéristiques du service, regroupées dans le vecteur x , et qui reflètent les coûts d'exploitation du service. Ensuite, la qualité des eaux brutes qui sont potabilisées (si nécessaire) par les équipements de production est supposée aussi avoir un effet direct sur le prix de l'eau, mais est en même temps considérée comme endogène.

En effet, nous supposons qu'une baisse de la qualité des eaux brutes accroît le coût de traitement et donc augmente le prix de l'eau. Nous supposons aussi que le niveau de la qualité des eaux brutes est influencé par son environnement direct, en particulier par les usages du sol, mais aussi par certaines caractéristiques du service qui pourraient avoir un impact sur le choix de la ou des sources d'eaux brutes utilisées. Par exemple, un service d'eau dont le volume mis en distribution est important pourra être contraint d'utiliser différentes sources d'alimentation en eaux brutes dont certaines n'auraient pas été choisies avec une demande des usagers plus faible.

Le prix de l'eau est donc indirectement affecté par les différents usages du sol puisque que ces derniers sont déterminants dans la qualité des eaux brutes. Les variables relatives aux usages du sol sont représentées par le vecteur z .

Par ailleurs, il a souvent été montré que le mode de gestion du service d'AEP a un impact important sur le prix pratiqué par ce service, mais qu'il existe aussi un problème d'endogénéité lié à cette variable. En effet, le choix de mode de gestion est expliqué lui même par certaines caractéristiques observables du service mais aussi par de nombreux facteurs non observables (voir par exemple Carpentier et al., 2006). En particulier, il est mis en évidence que la différence de prix en défaveur de la gestion déléguée s'explique par des conditions d'exploitation plus difficiles qui ont conduit les communes à choisir précisément ce mode de gestion. Pour prendre en compte ce facteur dans notre modèle, nous utilisons la variable Del qui représente la proportion de la population desservie par une unité de distribution (UDI) en gestion déléguée.

Le système d'équations simultanées comprend donc l'équation de prix et les équations expliquant le niveau de qualité des eaux brutes, ainsi que l'équation de mode de gestion du service d'AEP. Deux indicateurs de qualité (pesticides et nitrates) notés q_1 et q_2 sont utilisés.

Le modèle qui est estimé dans cet article est donc le suivant :

$$p = \alpha_0 + \alpha_x x + \alpha_z z + \alpha_1 q_1 + \alpha_2 q_2 + \alpha_3 Del + \varepsilon_p$$

$$Del = \beta_0 + \beta_x x + \beta_z z + \beta_1 q_1 + \beta_2 q_2 + \varepsilon_d$$

$$q_1 = \gamma_0 + \gamma_x x + \gamma_z z + \varepsilon_{q_1}$$

$$q_2 = \delta_0 + \delta_x x + \delta_z z + \varepsilon_{q_2}$$

Les termes ε_p , ε_d , ε_{q_1} et ε_{q_2} représentent les erreurs non observables pour chaque équation. Elles sont d'espérance nulle et de variance finie. Nous reviendrons dans la section suivante sur les hypothèses concernant la matrice de variance-covariance du vecteur des erreurs dans le système d'équations.

3.2 La méthode d'estimation

Les équations du modèle sont estimées simultanément pour prendre en compte d'éventuelles corrélations entre les erreurs de chaque équation, liées à des facteurs non observables communs. Par ailleurs, le système est dit « circulaire » dans le sens où certaines variables dépendantes (Del , q_1 et q_2) font aussi office de variables explicatives. Pour tenir compte de l'interdépendance du système et de la présence de variables endogènes, on pourra utiliser une méthode de maximum de vraisemblance à information complète (FIML, *full-information maximum likelihood*) ou des méthodes par variables instrumentales (VI).

Comparées aux méthodes par VI, la méthode FIML possède l'avantage de ne pas requérir la spécification d'instruments, mais nécessite la définition d'un système complet d'équations pour chaque variable endogène. De plus, comme toutes méthodes par maximum de vraisemblance, elle suppose que les termes d'erreurs aient une distribution multivariée normale. Au contraire, les méthodes par VI (2SLS, *two stage least squares*, ou 3SLS, *three stage least squares*) ne font pas d'hypothèses sur la distribution des erreurs.

Dans le contexte de notre étude où il y a potentiellement beaucoup d'hétérogénéité entre les départements, principalement à cause de variables non observées dues à l'échelle particulière de nos observations, l'hypothèse de variance différente des erreurs semble la mieux adaptée. Pour des systèmes d'équations avec des erreurs hétéroscédastiques, la méthode des moments généralisés (MMG) apparaît comme être la meilleure méthode pour des estimations efficaces des paramètres.

L'idée de base de l'estimation par MMG repose sur la spécification de moments, sans spécification de forme paramétrique, pour construire des conditions d'orthogonalité qui seront utilisées pour identifier le système d'équations.

On peut récrire le système d'équations sous la forme compacte suivante :

$$Y = \Gamma R + \varepsilon,$$

avec Y , le vecteur des variables dépendantes, R la matrice des variables explicatives, Γ le vecteur des paramètres associés et ε le vecteur des erreurs.

En notant W le vecteur des instruments (comprenant des variables explicatives du modèle, considérées comme exogènes ainsi que des variables extérieures au modèle) l'ensemble des conditions d'orthogonalité (ou de moment) s'écrit de la façon suivante :

$$E(\varepsilon \otimes W) = 0.$$

En pratique, ces conditions sont approchées par leurs équivalents empiriques qui permettent, avec une matrice de pondération semi-définie positive, de construire le critère MMG à minimiser pour obtenir l'estimateur de Γ . Une méthode en deux étapes est alors utilisée. Elle consiste à estimer d'abord les équations séparément par la méthode 2SLS pour construire la matrice de pondération à partir des résidus, et ensuite minimiser le critère MMG construit à partir de la matrice de pondération calculée en première étape. L'estimateur MMG basé sur cette méthode est robuste à toute forme d'hétéroscédasticité et efficace.

Une fois les paramètres estimés, il reste à s'assurer que les instruments choisis vérifient les conditions de moment construites sur la base d'hypothèses faites par l'économètre. Pour cela, on réalise un test sur les contraintes suridentifiantes, basé directement sur le critère MMG. Si l'on note L le nombre de conditions de moment (correspondant au nombre d'instruments multiplié par le nombre d'équations) et K le nombre total de paramètres à estimer, le critère suit une distribution χ^2 avec $L - K$ degrés de liberté sous l'hypothèse nulle de validité des conditions de moment. C'est le test de spécification de Hansen pour lequel il y a $L - K$ contraintes suridentifiantes qui ne sont pas nécessaires pour identifier les paramètres mais transmettent de l'information sur la spécification du modèle. En particulier, si l'ensemble des instruments contient des variables qui ne sont pas exogènes, le test d'Hansen les détectera et l'on devra modifier cet ensemble.

4. Les Données

Le choix de l'échelle départementale pour l'analyse des données implique des atouts et des limites. La limite essentielle réside dans le caractère administratif du découpage des départements. Les limites naturelles de bassins versants seraient plus adaptées à l'analyse des impacts des usages du territoire sur la qualité de l'eau. Toutefois, une analyse à une échelle plus fine que les départements aurait posé un double problème lié à la disponibilité des données à l'échelle considérée et à l'homogénéité des données au niveau de la France. L'échelle départementale nous a permis de rassembler un jeu de données riche et homogène bien adapté à l'analyse des variations de qualité et de prix de l'eau sur l'ensemble du territoire métropolitain, à deux exceptions près³. Les

³ Nous avons choisi de ne pas prendre en compte les données concernant Paris. Les ressources en eau exploitées y ont des origines trop différentes et éloignées. Nous avons également exclu la Corse de l'analyse car certaines données n'y étaient pas disponibles.

variables utilisées sont décrites dans le tableau 2 et les statistiques descriptives reportées dans le tableau 3.

4.1 Les variables dépendantes

Pour le prix de l'eau potable nous avons utilisé les données issues de l'enquête Eau 2004 menée par l'Ifen et le SCEES. Cette enquête par sondage porte sur l'année civile 2004 et a été réalisée auprès de 5 183 communes. L'échantillon a été stratifié par département et taille de communes. Les taux de sondage vont de l'exhaustivité pour les communes de plus de 10 000 habitants à 1/20 pour celles de moins de 400 qui sont beaucoup plus nombreuses. L'échantillon qui rassemble 14% des communes et 68% de la population, assure une bonne représentativité au niveau des régions et des départements (Coutellier, 2007). Le prix de l'eau utilisé dans notre étude correspond à la partie eau potable de la facture d'eau payée par les ménages (en excluant la partie liée à l'assainissement). Le prix moyen du m³ est basé sur une facture type avec une consommation de 120 m³ par abonné et par an. Pour les données issues de l'enquête Eau 2004, nous utilisons toujours les données pondérées selon la stratification de l'échantillonnage, les données sont ainsi représentatives à l'échelle des départements.

Nous avons choisi d'interpréter des données de qualité mesurées sur les eaux brutes des captages d'eau potable, bien qu'elles soient moins nombreuses que les données de qualité sur les eaux distribuées. Travailler sur les analyses d'eau brute évite un biais important lié aux traitements de potabilisation qui peuvent masquer l'influence des usages du territoire sur la qualité de l'eau. Les données proviennent du suivi de qualité réalisé par les DDASS. Ces données sont agrégées dans la base Sise-Eaux (Ministère chargé de la santé, 2005). Cette base de données nationale permet la gestion du contrôle sanitaire sur 30 000 captages d'eau destinée à la consommation humaine. Sise-Eaux constitue ainsi la base de données la plus complète sur le suivi de la qualité de l'eau potable. Nous avons retenu deux critères de qualité liés aux pesticides et aux nitrates. Pour les pesticides, nous avons analysé la proportion du débit d'eau brute nécessitant un traitement de potabilisation. Plus précisément, les captages sélectionnés sont ceux pour lesquels au moins une mesure sur les eaux brutes a franchi les normes pesticides retenues pour les eaux distribuées pour la période considérée (pas plus de 0,1 µg/l par substances et pas plus de 0,5 µg/l pour le total des substances⁴). Malgré le fait que Sise-Eaux soit la base la plus complète sur l'eau potable, les données pesticides sont à interpréter avec précautions car moins de 20% des ressources et 50 % des débits sont contrôlés. Concernant les nitrates nous analysons la proportion du débit d'eau brute correspondant

⁴ - Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine □

aux ressources ayant dépassé 50 mg/l. Cette donnée est construite à partir des captages dont au moins une analyse a dépassé 50 mg/l dans les eaux brutes durant l'année considérée. Nous n'avons pas retenu la norme de qualité nitrates pour les eaux brutes car celle-ci diffère selon l'origine de l'eau (100 mg/l pour les eaux superficielles et 50 mg/l pour les eaux souterraines). Nous avons donc choisi le seuil de 50 mg/l correspondant à la norme la plus stricte pour l'ensemble des eaux brutes et également à la limite de potabilité pour les eaux distribuées⁵. Nous précisons que les données nitrates ne sont pas exhaustives : elles concernent 50% des ressources et 80 % des débits produits.

Nous analysons le mode de gestion des services d'eau potable selon la proportion de la population desservie par une UDI⁶ en gestion déléguée, à partir de la base de données Sise-Eau. La base Sise-Eau n'archivant pas les modes d'organisation des services d'eau, nous analysons des données de 2007. Cette donnée reste pertinente car les modes de gestion des services d'eau potable sont relativement stables à l'échelle d'un département sur une période de 3 ans. En revanche, Sise-eaux permet de travailler à partir de données exhaustives en évitant les biais liés à un échantillonnage. Nous interprétons que les UDI qui ne sont pas en gestion déléguée sont en régie.

4.2 Les variables explicatives

a) Les contraintes des services d'eau

Le volume mis en distribution est renseigné à partir de l'enquête Eau 2004 – Ifen SCEES, présentée en amont au sujet du prix de l'eau potable. Il donne une bonne indication de la production des services d'AEP.

La longueur du réseau d'eau potable est également issue de l'enquête Eau 2004– Ifen SCEES. La longueur de réseau est un indicateur de taille des services d'eau potable. Le recoupement avec une information sur la population donne une indication de la densité du réseau, le linéaire de réseau par abonné impliquant des coûts variables (renouvellement et entretien), la densité du réseau peut être associée à des économies d'échelles.

La densité de population que nous utilisons est construite à partir de l'estimation de population au

⁵ D'autres études sur l'eau potable ont tenté d'intégrer les questions qualitatives (Bontemps et Nauges, 2007). Cependant, les variables utilisées sont construites à partir de proxys basées sur les classes de qualité d'eaux brutes superficielles qui définissent le type de traitement de potabilisation à mettre en œuvre (directive 75/440/CEE du Conseil du 16 juin 1975).

⁶ Une unité de distribution est un ensemble continu de canalisations de distribution dans lequel la qualité de l'eau est réputée homogène, géré par un seul exploitant et appartenant à un seul et même maître d'ouvrage (commune ou groupement de communes). Une unité de distribution ne peut pas être à cheval sur plusieurs départements. La liste des unités de distribution relève de la responsabilité des DDASS dans chaque département. (Miquel, 2003)

1^{er} janvier 2005 de l'Insee. La densité de population est une contrainte pour les services d'eau qui doivent adapter leur capacité de production en fonction de la demande, impliquant parfois le recours à des ressources plus éloignées ou de moins bonne qualité.

Nous avons cherché à inclure dans le modèle une variable liée au climat. Grâce à une collaboration avec le LERFoB⁷, nous avons pu avoir accès à une donnée de bilan climatique (précipitation – évapotranspiration) moyen mensuel sur les années 1961 à 1990. L'évapotranspiration est estimée selon la formule de Turc (Turc, 1961). Les bilans sont calculés finement (un résultat par maille de 50 m) sur tout le territoire français puis sommés par départements. Les données de bilans climatiques fournissent une information riche, prenant en compte l'abondance des précipitations et la demande climatique en eau. Nous avons testé plusieurs combinaisons mensuelles de bilans climatiques (bilan annuel, de mai à septembre, de janvier à avril et d'octobre à décembre appelée « octobre à avril »). Le bilan climatique moyen d'octobre à avril s'est révélé être le plus significatif, il permet de prendre en compte le potentiel de recharge des ressources en eau car sur cette période l'ETP (évapotranspiration potentielle) est plus faible (végétation peu active et rayonnement moins important).

En ce qui concerne l'origine des eaux nous avons pu utiliser les résultats de la base Sise-Eaux. La donnée est la proportion de débits produits provenant d'eaux souterraines. Cette donnée est renseignée par captage, ce qui renforce sa précision car les données à l'échelle des services d'eau potable impliquent souvent des classements en origine mixte, alors qu'ici les autres débits proviennent implicitement d'eau superficielle. L'origine de l'eau constitue notre seule donnée potentiellement corrélée avec le contexte géologique. Cette corrélation a une incidence importante sur les contraintes de production d'eau (disponibilité et qualité de la ressource). L'origine de la ressource implique un différentiel de coût d'AEP. En effet les coûts de traitement sont significativement plus importants pour l'eau superficielle.

Nous avons pu tenir compte de la population saisonnière grâce au ratio population maximale/population résidente pour l'année 2005, issu de données du Ministère chargé du tourisme (Terrier, 2006). La prise en compte de la population saisonnière française nécessite de gérer les absences et les présences par départements. L'enquête SDT (Suivi de la Demande Touristique), réalisée par TNS-Sofres pour le ministère du tourisme, permet de renseigner les déplacements touristiques mensuels d'un panel de 20 000 français. Pour les touristes étrangers, dont on ne comptabilise pas les absences, les sources de données comprennent l'enquête aux frontières de 1996 et les enquêtes mensuelles de fréquentation hôtels et campings (Insee/Direction du tourisme, 2005). La population saisonnière est une contrainte forte pour les services d'AEP qui doivent dimensionner leurs réseau et capacité de production pour répondre à des pics de demande.

⁷ Laboratoire d'étude des Ressources Forêt-Bois (LERFoB) - Unité Mixte de Recherche AgrosParisTech et INRA

b) Occupations et usages du territoire

Nous avons utilisé les résultats de la Statistique agricole annuelle (ou « SAA ») de 2004 qui fournit au niveau départemental des données relatives à l'utilisation des terres et à la production agricole.

La SAA est établie par chaque service statistique des directions départementales de l'Agriculture et de la Forêt. Pour collecter les informations nécessaires, les services départementaux disposent en outre de diverses enquêtes statistiques, exhaustives, ou par sondage aléatoire et de fichiers administratifs (aides aux surfaces, Base de Données Nationale de l'Identification des bovins...). Nous avons retenu dans le modèle les modes d'occupation du territoire suivants : surfaces boisées, surfaces agricoles utiles (SAU) et surfaces en maïs. La SAU indique l'occupation du territoire par l'agriculture, la surface en maïs témoigne souvent d'usages du territoire à risque pour la ressource en eau (fertilisation importante, risques de longues périodes d'interculture avec sols nus, traitements phytosanitaires). Nous avons utilisé les données sur les bovins et les porcins (en nombre de têtes) qui révèlent également des usages du territoire potentiellement polluants pour l'eau. Nous avons ramené ces données à la surface de chaque département afin de nous affranchir de l'effet superficie.

Nous avons pris en compte les zones de montagne à partir des données du ministère de l'agriculture et de la pêche pour le classement des communes en zones agricoles défavorisées. Nous retenons les superficies des communes classées « montagne » et « haute montagne ». En pratique, chaque commune fait l'objet d'une note de handicap qui prend en compte l'altitude et la déclivité. Pour pouvoir bénéficier du classement, le critère moyen d'altitude est 700 m, ramené à 600 m dans les Vosges et à 800 m dans les Alpes du Sud. Pour bénéficier du classement à une altitude moindre, il faut que la commune se caractérise par des pentes de plus de 20 % sur au moins 80 % du territoire. Enfin, dans certaines limites, des communes n'atteignant pas la note de handicap nécessaire peuvent bénéficier du classement, pour autant que leur économie soit étroitement liée à celle des communes limitrophes répondant aux critères (source : ANEM⁸). La proportion de zones de montagne indique des territoires a priori favorables à la qualité de l'eau pour les critères nitrates et pesticides, une situation favorable à la distribution gravitaire de l'eau potable et des zones où les précipitations sont abondantes.

Les territoires urbanisés ont été représentés via les données CORINE Land Cover, élaborées à partir d'images satellitaires de l'année 2000. CORINE Land Cover, acronyme de Coordination de l'information sur l'environnement, est une base de données qui représente l'occupation du sol européen. L'Ifen est chargé d'en assurer la production, la maintenance et la diffusion pour la France. La surface de la plus petite unité cartographiée (seuil de description) est de 25 hectares. Nous avons utilisé la donnée sur la proportion de zones urbanisées, correspondant à la somme des secteurs

⁸ Association Nationale des Elus de Montagne : http://www.anem.org/fr/plm/plm_147/147_6-7.php

classés en tissus urbain continu et discontinu. L'enquête sur l'utilisation du territoire (Teruti) réalisée par les SCEES aurait permis d'utiliser des données d'occupation du territoire de 2004, mais les résultats ne sont pas disponibles pour les départements de la petite couronne parisienne. L'urbanisation est caractérisée par une forte imperméabilisation des sols, qui limite les capacités d'autoépuration de l'eau. L'impact des zones urbanisées sur la ressource en eau dépend en partie de l'efficacité des équipements d'épuration des eaux usées et de collecte des eaux pluviales.

Tableau 2 : Description des variables départementales

Groupe	Variable	Unité	Définition	Année(s)	Source
Y	<i>P</i>	€/m ³	Prix moyen partie eau potable ensemble des communes	2004	Ifen SCEES ¹
-	<i>Del</i>	%	Proportion de la population desservie par une UDI en gestion déléguée	2007	Ministère chargé de la santé ²
-	<i>q₁</i>	%	Proportion du débit d'eau brute correspondant aux ressources ayant dépassé la norme pesticides fixée pour l'eau potable	2000 à 2002	Ministère chargé de la santé ²
-	<i>q₂</i>	%	Proportion du débit d'eau brute correspondant aux ressources ayant dépassé 50 mg/l de nitrates	2004 et 2006	Ministère chargé de la santé ²
x	<i>Dist</i>	1000 m ³	Volume mis en distribution	2004	Ifen SCEES ¹
-	<i>Long</i>	1000 km	Longueur du réseau d'eau potable	2004	Ifen SCEES ¹
-	<i>Dens</i>	hab/km ²	Densité de population	2005	INSEE
-	<i>Hydr</i>	mm	Bilan climatique (P – ETP) moyen du mois d'octobre à avril	1961 à 1990	LERFOB ³
-	<i>% eso</i>	%	Proportion de débits produits provenant d'eaux souterraines	2007	Ministère chargé de la santé ²
-	<i>Pop max</i>	--	Ratio entre population maximale et population résidente	2005	Ministère chargé du tourisme
z	<i>% Bois</i>	%	Proportion de surfaces boisées	2004	SCEES ⁴
-	<i>% SAU</i>	%	Proportion de surfaces agricoles utiles	2004	SCEES ⁴
-	<i>% Mais</i>	%	Proportion de surfaces en maïs	2004	SCEES ⁴
-	<i>% Urba</i>	%	Proportion de zones urbanisées	2000	Ifen ⁵
-	<i>% Mont</i>	%	Proportion de zones de montagne	2007	MAP ⁶
-	<i>Bov / ha</i>	bovins/ha	Nombre de bovins à l'hectare	2004	SCEES ⁴
-	<i>Porc / ha</i>	porcins/ha	Nombre de porcins à l'hectare	2004	SCEES ⁴

¹ : Ifen SCEES - enquête eau.

² : Ministère chargé de la santé, DDASS, base Sise-Eaux.

³ : Laboratoire d'étude des Ressources Forêt-Bois (LERFoB) - Unité Mixte de Recherche AgrosParisTech et INRA.

⁴ : Statistiques Agricoles Annuelles du Service central des Enquêtes et Études statistiques (SCEES) dépendant du ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

⁵ : Ifen, base de données géographiques CORINE Land Cover 2000

⁶ : Ministère de l'Agriculture et de la Pêche – Direction générale des affaires rurales – classement des communes en zones agricoles défavorisées, classes montagne et haute montagne.

Tableau 3 : Statistiques descriptives

Variable	Unité	Moyenne	Ecart-type	Min	Max
<i>P</i>	€/m ³	1,42	0,24	1,06	2,17
<i>Del</i>	%	60,54	24,45	0,67	100
<i>q</i> ₁	%	38,76	34,70	0	100
<i>q</i> ₂	%	4,17	8,90	0	48,99
<i>Dist</i>	1000 m ³	58,66	41,42	9,44	230,39
<i>Long</i>	1000 km	9,23	4,46	1,21	18,87
<i>Dens</i>	hab/ km ²	334,17	1201,63	14,90	8638,46
<i>Hydr</i>	mm	359,09	136,56	129,27	743,59
<i>%eso</i>	%	71,82	29,39	5,40	100
<i>Pop max</i>	--	130,22	34,90	100,71	273,27
<i>%Bois</i>	%	27,43	13,25	3,60	67,88
<i>%SAU</i>	%	52,37	17,15	2,55	80,23
<i>%Mais</i>	%	5,69	5,16	0	18,40
<i>%Urba</i>	%	5,99	10,79	0,48	64,19
<i>%Mont</i>	%	22,50	32,65	0	100
<i>Bov / ha</i>	bovins/ha	0,34	0,29	0	1,25
<i>Porc / ha</i>	porcins/ha	0,25	0,67	0	4,28

Notes : nombre d'observations = 93 départements (Paris et Corse exclus).

5. Les résultats d'estimation

Le tableau 4 présente les résultats d'estimation par MMG⁹ du système composé des équations de prix (partie eau potable), de la proportion de services d'AEP en gestion déléguée et de chacun des deux indicateurs de qualité (pesticides et nitrates). Plusieurs hypothèses d'exogénéité ont dû être faites pour construire les conditions d'orthogonalité pour le critère MMG. En pratique, toutes les variables explicatives sont considérées comme exogènes sauf la variable *%eso* correspondant à la part d'eaux produites à partir d'eaux souterraines. En effet, on suppose ici que le choix des eaux brutes (eaux superficielles ou eaux souterraines) peut s'expliquer par des contraintes liées aux caractéristiques des services d'AEP. Par exemple, on peut penser que les services devant satisfaire les volumes d'eau potable les plus importants pourront choisir d'exploiter des sources d'eau qu'ils n'auraient pas envisagées avec des volumes demandés plus faibles. Par ailleurs, certaines variables n'intervenant pas dans l'explication de notre modèle comme la surface et la population totale du département ou la population moyenne d'une UDI ont été utilisées comme instruments supplémentaires. Notre système comprend finalement 31 paramètres à estimer avec 60 (=4x15) instruments. Nous vérifions la validité des conditions de moment avec la statistique de test

⁹ Les estimations ont été réalisées avec la procédure PROC MODEL et la commande GMM du logiciel statistique SAS, version 9.1.

de Hansen (1982) qui est égale à 22,4990 avec 29 (= 60 - 31) degrés de liberté. La valeur critique du χ^2 pour un niveau de significativité de 10% valant 39,087, l'hypothèse nulle de validité des moments ne peut pas être rejetée. Le modèle semble donc bien spécifié.

Nous pouvons remarquer dans un premier temps que le modèle spécifié présente un très bon ajustement à notre ensemble de données. En particulier, le R^2 ajusté pour l'équation de prix est particulièrement élevé avec une valeur de 61%. Par ailleurs, les autres équations (délégation, pesticides et nitrates) présentent également un ajustement très satisfaisant avec des R^2 ajustés respectivement égaux à 0,28, 0,57 et 0,25.

Nous commentons d'abord les facteurs explicatifs des indicateurs de qualité q_1 et q_2 (respectivement pesticides et nitrates) qui eux-mêmes sont supposés être des déterminants du prix. Les usages du sol ont des effets significatifs sur q_1 et q_2 . Plus précisément, lorsque la couverture forestière d'un département ($\%Bois$) augmente, le non respect des seuils de qualité (pour les deux indicateurs pesticides et nitrates, avec des coefficients respectifs de -0,53 et -0,05) décroît. De même, un département plus montagneux est gage d'une meilleure qualité des eaux brutes avec des valeurs pour les coefficients de -0,41 et -0,04 respectivement pour les pesticides et les nitrates. Par ailleurs, la valeur positive (égale à 1,05) du coefficient associé à la variable $\%Mais$ montre qu'une plus grande proportion de surfaces en maïs fait monter la quantité de pesticides dans les eaux brutes, tandis que celle des surfaces agricoles utiles ($\%SAU$) augmente de manière significative les teneurs en nitrates (valeur du coefficient d'environ 0,10). Et comme l'on s'y attendait, le nombre de porcins à l'hectare est un facteur hautement déterminant dans la présence de nitrates dans les eaux brutes avec une valeur du coefficient de la variable $Porc/ha$ positive et significativement différent de zéro (4,75). D'autres facteurs, davantage liés à des aspects techniques du service, ont un impact significatif sur la qualité. Par exemple, lorsque le volume d'eau mis en distribution $Dist$, la densité de population $Dens$ et le ratio entre la population maximale et la population résidente $Pop\ max$ augmentent, alors l'indicateur de qualité q_1 se dégrade. Une explication à ce résultat pourrait être que lorsque la pression sur les volumes d'eau est plus importante, le service est obligé d'exploiter des sources d'eaux brutes de moins bonne qualité. De plus, on peut noter qu'une proportion d'eaux brutes souterraines plus importante correspond à des eaux moins chargées en pesticides.

Concernant la proportion de délégation à des entreprises privées pour les services d'eau, représentée par la variable Del , on note que, comme dans les études consacrées à cette question (Carpentier et al., 2006), les conditions d'exploitation du services sont déterminantes. Un service plus important (variables $Dist$ et $Long$), une population saisonnière importante (capturée par la

variable Pop_{max}) et une proportion d'eaux brutes souterraines ($\%eso$) plus faible, pouvant indiquer une gestion du service plus délicate, correspond à une part plus importante de délégation. On note aussi que le coefficient de q_2 est significativement différent de zéro avec une valeur positive égale à 0,60, ce qui signifie qu'une qualité des eaux brutes (en termes de nitrates) moins bonne implique également une délégation du service plus importante. Par ailleurs, les usages du sol nous permettant de classer un département selon qu'il appartienne à une zone rurale ou urbaine, on vérifie bien ce que les précédentes études sur les services d'eau (Rebeix, 2001) nous montrent, à savoir qu'une plus grande proportion de services urbains est exploitée en gestion déléguée et réciproquement.

Les résultats d'estimation de l'équation de prix P nous apportent des informations importantes sur le rôle des différents facteurs sur le niveau des prix. D'abord, concernant la ressource, les estimations confirment qu'une disponibilité de la ressource $Hydr$ plus importante et des eaux brutes souterraines font baisser les prix de l'eau avec des coefficients significativement négatifs à un niveau de 1% (respectivement -0,0005 et -0.0027). En effet, ces facteurs ont un effet direct sur les coûts d'exploitation.

En revanche, les variables capturant le degré de ruralité du département fournissent des résultats moins évidents à interpréter. Il semblerait en effet qu'une proportion de zones urbanisées plus importante dans le département corresponde à un prix moyen plus bas, ce qui est également le cas d'une proportion de surfaces agricoles utiles plus importante. Le premier résultat pourrait mettre en évidence un certain niveau d'économies d'échelle exploité par le service lorsqu'il dessert un plus grand nombre d'abonnés avec une densité plus forte, tandis que le second correspondrait plutôt aux observations actuelles de prix plus bas dans les communes rurales (Coutellier et Basso, 2004).

Par ailleurs, une densité de bovins Bov/ha plus élevée représente aussi la ruralité d'un département, mais elle renseigne surtout sur les usages du territoire, à savoir la pratique plus ou moins intensive de l'élevage qui a un impact spécifique sur la qualité de la ressource en eau (en particulier en termes de nitrates). Ainsi, naturellement, on observe bien que le coefficient associé à cette variable est significativement positif, ce qui correspond à un prix de l'eau plus élevé.

Enfin, on montre bien que le prix en gestion déléguée est plus élevé – il a été montré plus haut que des conditions d'exploitation plus difficiles incitaient les responsables du service à en déléguer la gestion. De plus, l'indicateur de qualité q_1 a un effet significatif positif sur le prix (avec un coefficient de 0,002) indiquant que des eaux brutes plus chargées en pesticides augmentent les coûts de traitement et donc le prix. Par ailleurs, on avait montré que l'indicateur de qualité q_2 expliquait le mode de gestion choisi. Cela indique également que des eaux brutes polluées en

nitrates font aussi monter le prix de l'eau (par le biais de la délégation).

Ces résultats suggèrent que les usages du sol ont un effet indirect sur l'économie du service d'AEP car ils affectent directement la qualité des eaux brutes. En particulier, on a montré qu'un département qui avait une couverture forestière plus importante présentait également des eaux brutes de meilleure qualité sur la base de nos deux indicateurs (pesticides et nitrates). On peut donc en déduire un impact potentiel pour une baisse de la partie « eau potable » de la facture d'eau des ménages.

Tableau 4 : Résultats d'estimation du système d'équations par MMG

Variable	<i>p</i>	<i>Del</i>	q_1	q_2
Constante	1,6750 *** (0,1307)	45,0938 *** (12,5828)	68,3023 *** (8,5985)	-3,1684 *** (1,0974)
<i>Dist</i>		0,1648 *** (0,0564)	0,0885 * (0,0447)	
<i>Dens</i>			0,0038 *** (0,0009)	
<i>Long</i>		1,0605 * (0,5467)		
<i>Hydr</i>	-0,0027 *** (0,0006)	-0,1453 * (0,0841)	-0,3784 *** (0,0831)	
% <i>eso</i>	-0,0005 *** (0,0001)			
<i>Pop max</i>		0,1260 *** (0,0436)	0,0691 * (0,0381)	0,0211 ** (0,0081)
% <i>Bois</i>			-0,5348 *** (0,1754)	-0,0478 * (0,0246)
% <i>SAU</i>	-0,0064 *** (0,0015)			0,0973 *** (0,0244)
% <i>Mais</i>		-1,4430 *** (0,4662)	1,0496 *** (0,3318)	
% <i>Urba</i>	-0,0075 *** (0,0019)	0,3637 *** (0,1375)		
% <i>Mont</i>		-0,2533 *** (0,0714)	-0,4054 *** (0,0487)	-0,0374 *** (0,0086)
<i>Bov / ha</i>	0,4227 *** (0,0485)			
<i>Porc / ha</i>				4,7541 ** (2,1599)
<i>Del</i>	0,0045 *** (0,0009)			
q_1	0,0020 *** (0,0007)			
q_2		0,5993 * (0,3365)		
R2 ajusté	0,61	0,28	0,57	0,25

Notes : écarts-types entre parenthèses.

*** : niveau de significativité de 1%, ** : 5%, * : 10%.

6. Conclusion

Si la question aujourd'hui de l'identification des services rendus par les écosystèmes forestiers est reconnue, il reste que de nombreux obstacles sont encore à lever. Ces obstacles résident essentiellement autour de la valorisation du service rendu et de sa quantification. Les enjeux sont réels aujourd'hui dans certains pays où les pressions sur la ressource forestière sont importantes en termes de déforestation ou de conservation des espèces/essences. Les incitations sont alors très fortes dans ce cas pour mettre en place des marchés pour les services forestiers environnementaux. Mais cette mise en place peut être très fortement remise en cause si les liens entre la forêt et la qualité de l'eau par exemple ne sont pas clairement démontrés. Dans ce papier, l'objectif a été clairement d'identifier et de quantifier les impacts de la forêt sur la qualité de l'eau à l'échelle du territoire français. Il n'est pas question de remettre en cause les résultats ou avancées déjà acquis dans ce domaine mais bien de valider la présence de bénéfices potentiels de la forêt d'un point de vue économique. Un travail très important de collecte de données a été réalisé à la fois pour les variables relatives à la gestion de l'eau et pour les variables spécifiques à l'occupation du territoire. L'échelle de l'étude et l'agrégation des données ont leur limite. Toutefois, les résultats obtenus présentent l'intérêt de confirmer l'influence positive de la forêt sur la qualité des eaux brutes. On montre aussi le bénéfice de la couverture forestière sur l'économie des services d'eau potable, avec une baisse potentielle des prix de l'eau. Ces résultats préliminaires permettent d'ouvrir sur des discussions à l'échelle de notre territoire, relatives aux choix d'occupation des sols mais aussi aux incitations potentiellement applicables auprès des propriétaires forestiers.

Remerciements : Nous tenons à remercier Gaëlle CHATEAU du Ministère chargé de la santé, Henri Davezac de la DRASS Midi-Pyrénées, Vincent Perez du LERFOB, Jacques Plaisir du Ministère de l'agriculture et de la pêche, Annie Coutellier et Martine Wichmann de l'IFEN, pour leur précieuse contribution dans la collecte et la communication des données. Merci également à Olivier Picard pour le suivi de l'étude dans le cadre de l'action conjointe INRA et IDF « forêt et eau », et à André Granier, Sophie Nicolai et Julien Tournebize pour leurs commentaires sur une version préliminaire de l'article. Ce travail est réalisé avec le soutien financier du ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Références

- Adams M.B., Burger, J.A., Jenkins, A.B. and Zelazny, L. 2000. Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *For. Ecol. Manage.* 138 : pp. 301-319.
- Adhikari R.N. et al. 2002 : Studies on runoff coefficient of rational formula.: *Indian Journal of Soil Conservation*, vol 30, issue 1, pp. 106-108.
- Andréassian V, 2004 : Waters and forests: from historical controversy to scientific debate, *Journal of Hydrology*, vol. 291, issue 1-2 : pp. 1-27.
- Ashby, J.A., Bowden, W.B., and Murdoch, P.S. 1998. Controls on denitrification in riparian soils in headwater catchments of a hardwood forest in the Catskill Mountains, U.S.A. *Soil Biol. Biochem.*, 30: pp. 853-864.
- Attenberger, E.;Moritz, K.;Weber, H., 2002: Groundwater resources in Bavarian forest areas – Quality monitoring and protection approach. *La Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau*, 3: pp 85–89.
- Badeau V, Dambrine E., Walter C. ,1999: Propriétés des sols forestiers français : Résultats du premier inventaire systématique, *Etude et Gestion des Sols*, vol. 6(3), pp. 165-180.
- Benoît M., Papy F. 1997 Pratiques agricoles sur le territoire et qualité de l'eau alimentant un captage, in L'eau dans l'espace rural, INRA pp.323-338.
- Benoît M., Fizaine G., Bernard P.Y., 2002: Qualité nitrique des eaux en bassins forestiers d'alimentation: fonctionnement stable et effets "post-tempête 26/12/1999". Dans: Combe J. et Rosselli W. : L'eau qui sort des bois – quand forêt durable rime avec eau potable. Actes de la Journée thématique de l'Antenne romande du WSL. Lausanne, 26.11.2002. *Institut fédéral de recherches WSL*, Antenne romande, pp. 29–36.
- Broadmeadow, S. and Nisbet, T.R., 2004 : The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3), pp 286-305.
- Brown T. C., Binkley D. 1994, Effect of management on water quality in north american forests, *USDA Forest Service*, 26 p.
- Calder, I. R., 1999 : The Blue revolution: land use and integrated water resources management, London, *Earthscan*, 192 p.
- Calder I.R., 2007, Forests and water - Ensuring forest benefits outweigh water costs, *Forest Ecology and Management* 251, pp 110-120
- Calder I.R., 2002 : Forest and hydrological services: reconciling public and science perceptions., *Centre for Land Use and Water Resources Research*, (2) pp. 2.1-2.12
- Carpentier A., Nauges C., Reynaud A., Thomas A. 2006 : Effets de la Délégation sur le Prix de l'Eau Potable en France : Une Analyse à partir de la Littérature sur les "effets de traitement" », *Économie et Prévision*, vol. 174, n° 3, pp. 1-19.

- Compton J. E. et. Boone R. D, 2000 : Long-Term Impacts of Agriculture on Soil Carbon and Nitrogen in New England. *Forests Ecology*, Vol. 81, No. 8, pp. 2314- 2330.
- Coutellier A., Basso C. 2004 : « De l'eau à tous prix », Les données de l'environnement - Eau, n° 90, *Ifen* : 4 p.
- Coutellier A., 2007 : Les services publics de l'eau en 2004 - Volet eau potable (Dossier n°7) - *Ifen*, 30 p.
- Dissmeyer G.E., 2000 : Drinking water from forests and grasslands: a synthesis of the scientific literature, Southern Research Station, *USDA Forest Service*; Asheville; USA, 246 p.
- Falkengren-Grerup U., Brink D.-J.T., Brunet J., 2006 : Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40-80 years of forest growth on agricultural soils. *Forest Ecology and Management*, 225 (1-3), pp. 74-81.
- Ferry O., 2004 : La forêt au service de l'eau : une perspective européenne ? *Revue Forestière Française*, pp. 47-63.
- Forestry Commission, 2004, Forest and Water guidelines fourth edition, Edinburgh, 66 p.
- Gove N.E., Edwards R.T., and Loveday L., 2001, Conquest Effects of scale on land use and water quality relationships : a longitudinal basin-wide perspective' *JAWRA* 37, pp. 1721-1734.
- Gundersen P., 2007 : The impact of forest management on water quality, in Synthesis report on impact of forest management on environmental services (Raulund-Rasmussen, K. and Hansen, K.-ed.) *EFORWOOD report*, pp. 73-91.
- Gundersen P., 1992 : Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems, in: Grennfelt P., Thörnclöf E. (Eds.), Critical loads for nitrogen, a workshop report, *Nordic Council of Ministers*, pp. 55-110.
- Hansen L. (1982), "Large Sample Properties of Generalized Method of Moment Estimators", *Econometrica*, vol. 50, n° 4, pp. 1029-1054
- Hegg C., Jeisy M., Waldner P. : La forêt et l'eau potable - Une étude bibliographique. *WSL*, Birmensdorf, 2006, 61p.
- Huettl, R.F., and Zoetl, H.W. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials. *For. Ecol. Manage.* 61: pp. 325-338.
- Humbert J., Najjar G. 1992. Influence de la forêt sur le cycle de l'eau en domaine tempéré : une analyse de la littérature francophone. Strasbourg : *CEREG*, 85 p.
- Insee et Direction du Tourisme, 2005 : Le tourisme en France, *Insee Références*, 122 p.
- Jussy, J.H., Koerner, W., Dambrine, E., Dupouey, J.L. & Benoit, M. 2002. Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European journal of soil science* 53, pp. 367-374.
- Kiersch, B., Tognetti, S.S. 2002. Land-water linkages in rural watersheds: Results from the *FAO* electronic workshop. *Land Use and Water Resources Research* (2) pp. 1.1-1.6.
- Knoke T., Ammer C., Stimm B., Mosandl R. 2008 : Admixing broadleaved a review on yield, ecological stability and economics, *Eur J Forest Res*, 127, pp. 89-101.

- Kristensen, H.L., Gundersen, P., Callesen, I., and Reinds, G.J. 2004. Relationships between soil nitrate concentrations and environmental factors. *Ecosystems*, 7: pp. 180-192.
- Le Maitre, D. C., van Wilgen, B. W., Gelderblom, C. M., Bailey, C. Chapman, R. A. and Nel, J. A. 2001. Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management*. 5538: pp. 1-17.
- Lavabre, J. et V. Andréassian, 2000. Eaux et forêts. La forêt : un outil de gestion des eaux ? *Cemagref*, Antony. 147 p.
- Langusch, J.J.;Matzner, E., 2002: N fluxes in two nitrogen saturated forested catchments in Germany: dynamics and modelling with INCA. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 3: pp. 383-394.
- Métro A., 1975 : Dictionnaire forestier multilingue, *Conseil International de la Langue Française*, 1975, 434 p.
- Miquel G., 2003 : la qualité de l'eau et de l'assainissement en France, *Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques*, 195 p.
- Ministère chargé de la santé - Direction générale de la santé, 2005 : La qualité de l'eau potable en France- Aspects sanitaires et réglementaires, Dossier d'information : pp. 35-36.
- Newson M.D. et al., 1989 : Forests and Water Resources: Problems of Prediction on a Regional Scale [and Discussion], *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, Vol. 324, No. 1223, Forest, Weather and Climate, pp. 283-298.
- Pimentel D. and Levitan L., 1986 : Pesticides: Amounts Applied and Amounts Reaching Pests, *BioScience*, Vol. 36, No. 2, pp. 86-91.
- Ranger, J.; Loyer, S.; Gelhaye, D.; Pollier, B.; Bonnaud, P., 2007 : Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir plantation (*Pseudotsuga menziesii* F.) on the chemical composition of soil solutions and on the leaching of DOC and ions in drainage waters, *Annals of Forest Science*, 64 (2), pp. 183-200.
- Ranger J., Colin-Belgrand M., Nys C., 1995 : Le cycle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers. Importance dans le fonctionnement des sols. *Etude et Gestion des Sols*, Volume 2(2), pp. 119-134.
- Rebeix G. 2001 : « Eau potable : diversité des services... grand écart des prix », Les données de l'environnement - Eau, n° 65, *Ifen*, 4 p.
- Ritter E. 2003 : Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce, *Plant and Soil*, vol. 249, pp.319-330.
- Roman-Amat B., 2002 : Sylviculture et qualité des ressources en eau. *La Forêt Privée* – n° 263, pp. 73-79.
- Rosenqvist, L., 2007 : Afforestation of former arable land in north-western Europe. Doctoral diss. Dept. of Forest Soils, SLU. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* vol. 2007:2.
- Rothe, A., and Mellert, K.-H. 2004. Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water Air Soil Pollut.* 156: 337-355.

- Sikka A.K., Selvi V, 2005 : Experimental Examination of Rational Runoff Coefficient for Small Agricultural and Forest Watersheds in the Nilgiris, *IE Journal*, vol 86, pp. 24-27.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, *SCEES Services Central des Enquêtes et Etudes Statistiques*, 2005 : Statistique agricole annuelle - Résultats 2004 - Chiffres et Données - Série Agriculture n° 173 MAP, Paris, 160 p.
- Stevens, P. A., Norris, D. A., Sparks, T. H. and Hodgson, A. L.: 1994, Soil and stream water interactions for different aged forest and Moorland Catchments in Wales, *Water, Air Soil Pollut.* 73, pp. 297-317
- Terrier C. (dir) 2006 : Mobilité touristique et population présente – Les bases de l'économie présentielle des départements, édition *Direction du Tourisme*, 128 p.
- Turc L., 1961 : Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Annales agronomiques*, vol. 12 n° 1, I.N.R.A., pp. 13-49.
- Viaud, V., Merot, P., Baudry, J., 2004 : Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: from local to catchment scale. *Environmental Management*, 2004 (Vol. 34) (No. 4) 559-573.
- Weis, W., Huber, C. and Göttlein, A. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear-cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility. *The Scientific World*, 1: 493-499.
- Willis K., 2002 : Benefits and Costs of Forests to Water Supply and Water Quality, Report to the Forestry Commission, Edinburgh, *Forestry Commission*, 24 p.