



Critère 2

Santé et vitalité des forêts



Synthèse du critère

Synthèse des observations

Les changements environnementaux font peser des incertitudes sur l'avenir des forêts et des services qu'elles rendent à la société. Bien que les inquiétudes médiatiques évoluent et tendent à se focaliser sur une menace spécifique à chaque époque (pluies acides dans les années 1980, changement climatique de nos jours), les effets des changements environnementaux nécessitent d'être appréhendés dans leur ensemble par le suivi des pressions prépondérantes qui s'exercent sur l'écosystème forestier (incendies, tempêtes, sécheresses, dégâts phytosanitaires, pollution atmosphérique, pression d'herbivorie, changement climatique, dégâts mécaniques aux sols, etc.) et par le suivi de l'état de santé de l'écosystème (niveau de défoliation des arbres, production ligneuse, fertilité chimique et stock de carbone des sols, biodiversité de l'écosystème, etc.).

Les indicateurs de gestion durable nous renseignent sur une partie des **pressions** s'exerçant sur les écosystèmes forestiers en France métropolitaine :

- les pollutions atmosphériques acidifiantes ont diminué depuis 20 ans et ont continué à diminuer ces cinq dernières années, notamment les dépôts de soufre mais aussi dans une moindre mesure ceux d'azote (**indicateur 2.1**) ;
- les attaques de pathogènes ont évolué de manière contrastée. Les principaux épisodes de pullulation se sont terminés ces cinq dernières années : les insectes qui en étaient responsables sont revenus à un état d'endémie soit au terme d'un cycle régulier (processionnaire du pin, tordeuse du mélèze), soit par régulation naturelle du phénomène (scolytes des résineux). En revanche, les impacts de nouveaux agents d'origine exotique se sont étendus (ex : chalarose du frêne et cynips du châtaignier, observés pour la première fois en France respectivement en 2008 et 2010) (**indicateur 2.4**) ;
- l'augmentation importante des prélèvements par la chasse depuis 30 ans reflète une progression des populations d'ongulés sauvages (à la fois en termes d'expansion géographique et de croissance démographique) et par conséquent une pression croissante exercée par ces animaux sur le milieu forestier (**indicateur 2.4.1**) ;
- les dégâts dus au vent et aux incendies ont été faibles au cours de la période 2009-2014 par rapport aux deux périodes précédentes (tempêtes de 1999 et 2009, sécheresse-canicule de 2003) (**indicateur 2.4**).

Les indicateurs nous informent aussi sur l'**état** de santé de l'écosystème :

- sans connaître de phénomène de dépérissement massif des forêts, l'état de santé des arbres s'est dégradé en moyenne au regard de l'évolution de leur déficit foliaire sur le réseau systématique 16 km x 16 km (**indicateur 2.3**). Cette tendance globale présente cependant des variations importantes suivant les essences et les contextes géographiques. L'état de santé des arbres s'est particulièrement dégradé dans les contextes de forêt méditerranéenne. Par contraste, les chênes rouvre et pédonculé présentent une tendance remarquablement stable à l'échelle nationale. L'évolution temporelle du déficit foliaire des arbres dépend de l'influence de multiples facteurs et ne peut être attribuée formellement à l'effet d'une évolution du climat. Néanmoins, le suivi intensif mené sur le réseau Renecofor permet de mettre en évidence le rôle prépondérant des variations d'alimentation hydrique d'une année à l'autre. La sécheresse-canicule de 2003 a notamment marqué la période d'observation et semble le point de départ de la dégradation du déficit foliaire de la majorité des essences.
- la première répétition temporelle de prélèvement des sols sur le réseau Renecofor révèle plusieurs évolutions significatives au cours des 15 dernières années (**indicateur 2.2**). Malgré la forte diminution des pollutions atmosphériques acidifiantes, les sols les plus acides ont continué à s'acidifier, sans toutefois s'appauvrir en cations nutritifs (le magnésium dont les arbres pouvaient souffrir de carence dans les années 1980 présente notamment des stocks échangeables en augmentation). Le maintien de la fertilité des sols les plus acides tient à l'augmentation de leur capacité de rétention des nutriments du fait notamment de la séquestration de carbone organique. En effet, les sols forestiers se sont comportés comme des puits de carbone, ce qui est positif par rapport aux enjeux d'atténuation du changement climatique. Les stocks d'azote total des sols ont également évolué de manière significative, à la baisse : la détermination des causes de cette évolution et de ses implications (notamment pour la nutrition des arbres) nécessitera une analyse approfondie des flux entrant et sortant de l'écosystème.

Par ailleurs, la production ligneuse et la biodiversité des forêts, paramètres importants de l'état de santé des forêts, sont qualifiées par l'indicateur 3.1 et des indicateurs du critère 4, respectivement.

En résumé, depuis 20 ans le suivi des indicateurs de vitalité des écosystèmes forestiers a permis de mettre en évidence des tendances majeures. Certaines étaient attendues comme la baisse des pollutions acidifiantes, et d'autres moins comme la séquestration de carbone dans les sols ou encore l'absence de dépérissement massif des arbres forestiers malgré les événements climatiques défavorables (tempêtes de 1999 et 2009, sécheresse-canicule de 2003) et autres pressions observées (apparition de parasites exotiques). On note cependant un état de santé dégradé des essences présentes en région méditerranéenne.

Perspectives

Les évolutions observées illustrent l'intérêt des dispositifs d'observation et de leur continuité vis-à-vis des changements environnementaux en cours. Elles appellent également à des compléments de mesure sur des facteurs de pression et des impacts jusqu'ici non renseignés.

- En premier lieu, il serait utile de pouvoir suivre les pressions exercées par les changements climatiques et leurs impacts sur les écosystèmes forestiers. La définition de tels indicateurs se heurte néanmoins à plusieurs difficultés en dépit de l'existence de nombreuses sources de données¹. D'une part, il est difficile de sélectionner des indicateurs de pressions synthétiques et pertinents au regard de la multitude de variables bioclimatiques influençant les écosystèmes forestiers. D'autre part, si les changements climatiques sont susceptibles d'affecter de nombreux paramètres observés au sein des écosystèmes, leurs impacts potentiels sont cependant difficilement distinguables de ceux d'autres facteurs d'influence (pollutions atmosphériques, gestion sylvicole, évolution de la biodiversité et des interactions biotiques, etc.). À cela s'ajoute le fait que les séries de données d'observation disponibles en forêt sont encore courtes au regard du recul temporel nécessaire pour caractériser le climat (30 ans minimum). Face à ces difficultés, des indicateurs issus de modèles pourraient être envisagés pour extrapoler à long terme des séries d'observation (ex : phénologie des arbres) ou encore pour évaluer des effets attribuables spécifiquement aux changements du climat, moyennant cependant un effort important de développement et de validation.
- Un autre exemple de complément à envisager concerne la pression exercée par les ongulés sauvages. L'augmentation importante de leurs populations suscite beaucoup d'inquiétude chez les sylviculteurs, sans qu'on ne dispose actuellement d'indicateurs permettant de suivre les impacts réels de ces animaux sur le milieu forestier. Or, selon le niveau de population, les effets peuvent être positifs (ex : hausse de la richesse spécifique par dissémination de graines et contrôle du développement d'espèces envahissantes) comme négatifs (ex : du fait de la consommation de la végétation, baisse de la diversité de la flore et, par effet cascade, des invertébrés et des oiseaux²). Sur le plan économique, une forte pression exercée sur les peuplements forestiers en renouvellement peut engendrer des dégâts forestiers, c'est-à-dire affecter le rendement de ces peuplements voire remettre en cause l'objectif sylvicole assigné par les gestionnaires³. Des indicateurs, complémentaires aux indicateurs existants, seraient donc à développer afin de caractériser l'effet des ongulés sauvages sur le milieu forestier et d'évaluer leur impact face à des enjeux majeurs tels que la production de bois, l'adaptation des peuplements au changement climatique, la conservation d'espèces et d'habitats voire la santé humaine.
- Le tassement des sols constitue un troisième exemple de sujet d'intérêt faisant actuellement défaut dans les indicateurs de gestion durable des forêts. L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des passages d'engins en forêt fait peser un risque fort de dégradation de la fertilité physique des sols : réduction de la capacité de drainage, phénomènes d'engorgement, contrainte à l'enracinement et à l'activité biologique, etc. Ces dégradations sont difficilement réversibles et peuvent avoir des impacts importants sur la capacité des peuplements forestiers à se régénérer et à supporter des épisodes de stress. Pour prévenir les risques de dégradation, des réponses sont apportées par les gestionnaires forestiers en canalisant les passages d'engins sur des voies dédiées (cloisonnements) et en essayant de limiter la réalisation d'exploitations aux périodes où le sol est portant⁴. Néanmoins, des indicateurs manquent sur le sujet, faute notamment de dispositif de suivi de l'état de tassement des sols.

Auteurs : Manuel Nicolas (ONF), Agnès Rocquencourt (Irstea) et Fabien Carouille (DSF, Maaf)

1. Asse D., Michelot-Antalik A., Landmann G., 2014. Rapport final du projet SICFOR, Du suivi aux indicateurs de changement climatique en forêt, Gip Ecofor, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Paris, 102 p.
2. Allombert S., Stockton S., Martin J.L., 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology*, 19, 1917-1929.
Martin T.G., Arcese P., Scheerder N., 2011. Browsing down our natural heritage: Deer impacts on vegetation structure and songbird populations across an island archipelago. *Biological Conservation*, 144, 459-469.
3. Ballon P., Hamard J.P., Klein F., 2005. Importance des dégâts de cervidés en forêt. Principaux acquis et recommandations suite à la mise en place d'un observatoire national. *Revue Forestière Française*, 5, 399-412.
4. Pishedda D., Bartoli M., Brêthes A., Cacot E., Chagnon J.L., Gauquelin X., Nicolas M., Richter C., 2009. *Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt « PROSOL » - Guide pratique*, FCBA- ONF, Paris, 110 p.

Indicateurs du critère

2.1. Dépôts atmosphériques en forêt 100

- 2.1.a. Emissions dans l'air en France métropolitaine contribuant à l'acidification des terres
- 2.1.b. Qualité des pluies hors couvert et sous couvert forestier
- 2.1.c. Qualité des pluies hors couvert forestier
- 2.1.d. Répartition spatiale des dépôts atmosphériques hors couvert moyen pour trois périodes successives
- 2.1.e. Synthèse des mesures de dépôts hors couvert et sous couvert dans le sous-réseau Cataenat

2.2. Propriétés chimiques des sols forestiers 108

- 2.2.a. Stocks de carbone organique (C) et d'azote (N), et rapport C/N par couche et par campagne de prélèvement de sol du réseau Renecofor
- 2.2.b. Évolution des propriétés chimiques des couches minérales des sols des sites du réseau Renecofor par couche systématique jusqu'à 40 cm de profondeur
- 2.2.c. Distribution des sites des réseaux Renecofor et systématique par classe de pH H₂O, taux de saturation en bases, rapport C/N et le long du gradient de texture

ENCADRÉ 3 : Texture, humus, sols et niveaux trophiques des sols forestiers français

2.3. Déficit foliaire des principales essences forestières 116

- 2.3.a. Répartition des arbres en classe de déficit foliaire « modéré », « sévère » et « mort », sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997
- 2.3.b. Déficit foliaire par essence, sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997
- 2.3.c. Répartition par GRECO de la médiane du déficit foliaire pour les essences feuillues et résineuses, période 2010-2015

2.4. Dommages aux peuplements forestiers 121

- 2.4.a. Intensité relative de dix grands problèmes sylvosanitaires de la forêt française de 1989 à 2013, par grande zone géographique
- 2.4.b. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par type de peuplement
- 2.4.c. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par essence
- 2.4.d. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par essence
- 2.4.e. Incendies dans les forêts et les autres terres boisées
- 2.4.f. Tempêtes dans les forêts françaises

2.4.1. Populations d'ongulés sauvages dans les forêts métropolitaines .. 130

- 2.4.1.a. Répartition de la superficie forestière selon le nombre d'espèces d'ongulés
- 2.4.1.b. Tableaux de chasse ongulés
- 2.4.1.c. Prélèvements annuels de cerfs élaphe de 1973 à 2013
- 2.4.1.d. Prélèvements annuels de chevreuils de 1973 à 2013
- 2.4.1.e. Prélèvements annuels de sangliers de 1973 à 2013
- 2.4.1.f. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de cerf élaphe aux 100 ha boisés
- 2.4.1.g. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de chevreuil aux 100 ha boisés

2.1. Dépôts atmosphériques en forêt

- 2.1.a. Emissions dans l'air en France métropolitaine contribuant à l'acidification des terres (SO₂, NO_x, NH₃, COVNM et Acide équivalent)
- 2.1.b. Qualité des pluies hors couvert et sous couvert forestier (14 sites Cataenat)
- 2.1.c. Qualité des pluies hors couvert forestier (27 sites Cataenat)
- 2.1.d. Répartition spatiale des dépôts atmosphériques hors couvert moyen pour trois périodes successives : soufre sous forme de sulfates (S-SO₄), azote sous forme d'ammonium (N-NH₄) et de nitrates (N-NO₃), et calcium (Ca), en kg/ha/an
- 2.1.e. Synthèse des mesures de dépôts hors couvert et sous couvert dans le sous-réseau Cataenat

Objet de l'indicateur

Finalités du suivi

La présence de polluants dans l'atmosphère est l'un des facteurs environnementaux qui influencent la santé et la productivité des forêts. La pollution au dioxyde de soufre (SO₂) est un agent d'acidification (retombées d'acide sulfurique). Les polluants azotés – oxydes d'azote (NO_x) et ammoniac (NH₃) – ont aussi un effet acidifiant et en même temps un effet fertilisant. Cet effet fertilisant peut bénéficier à la productivité forestière (Bontemps *et al.*, 2011), mais peut aussi provoquer des déséquilibres nutritifs (eutrophisation). Les oxydes d'azote (NO_x) contribuent par ailleurs à la formation d'ozone, qui cause des dégâts sur la végétation.

Pollutions observées

L'indicateur présente d'une part l'évolution des émissions nationales de polluants atmosphériques, et d'autre part l'évolution des retombées mesurées (dépôts) dans 27 sites permanents d'observation des écosystèmes forestiers répartis en France métropolitaine (sous-réseau Cataenat).

Emissions de polluants atmosphériques

Le tableau 2.1.a présente les émissions atmosphériques annuelles de la France métropolitaine pour les substances suivantes : SO₂ (dioxyde de soufre), NO_x (oxydes d'azote), NH₃ (ammoniac) et COVNM (composés organiques volatils non méthaniques). L'indicateur acide équivalent (Aeq) est basé sur les trois premières substances et permet d'estimer le pouvoir acidifiant de ces émissions.

Retombées de polluants atmosphériques sur les forêts

Deux types de retombées sont suivis depuis fin 1992 sur les 27 sites du sous-réseau Cataenat :

- les dépôts totaux hors couvert forestier, collectés dans une clairière à proximité des sites de suivi forestier, représentent une part à minima de la pollution atmosphérique de fond (retombées à longue distance, en dehors du voisinage de fortes sources d'émissions) que subissent les écosystèmes forestiers ;
- les dépôts sous couvert forestier (pluiolessivats) comprennent en plus les aérosols et brouillards captés par les houppiers des arbres. Cependant des échanges d'ions s'opèrent également entre les précipitations et le feuillage. Les arbres sont ainsi capables d'absorber certains éléments par leurs feuilles, comme l'azote, et en rejettent d'autres en échange (récréation), notamment le potassium, le calcium et le magnésium. Les dépôts sous couvert forestier sont en général plus élevés que hors couvert forestier, sauf pour l'azote et les protons.

Le suivi des dépôts sous couvert est restreint à 14 des 27 sites du sous-réseau Cataenat depuis 2008. La figure 2.1.b. représente les dépôts hors couvert et sous couvert pour les 14 sites où ils ont continué à être mesurés en parallèle après 2008. La figure 2.1.c. représente les dépôts hors couvert pour l'ensemble des 27 sites du sous-réseau Cataenat. Dans chaque cas, les données des différents sites sont agrégées sous la forme de concentrations moyennes pondérées par la pluviométrie. Cet indicateur permet d'illustrer l'évolution de la qualité chimique des dépôts indépendamment de la pluviométrie, tout en donnant un poids relatif plus important aux sites soumis aux plus fortes précipitations.

Le tableau 2.1.e. présente quant à lui l'évolution des dépôts atmosphériques (concentrations dans les eaux de pluie multipliées par la pluviométrie), exprimés en kg/ha/an.

En complément, la spatialisation géostatistique répétée des dépôts hors couvert permet de distinguer les zones géographiques les plus sujettes aux pollutions atmosphériques et à leurs évolutions temporelles (2.1.d.).

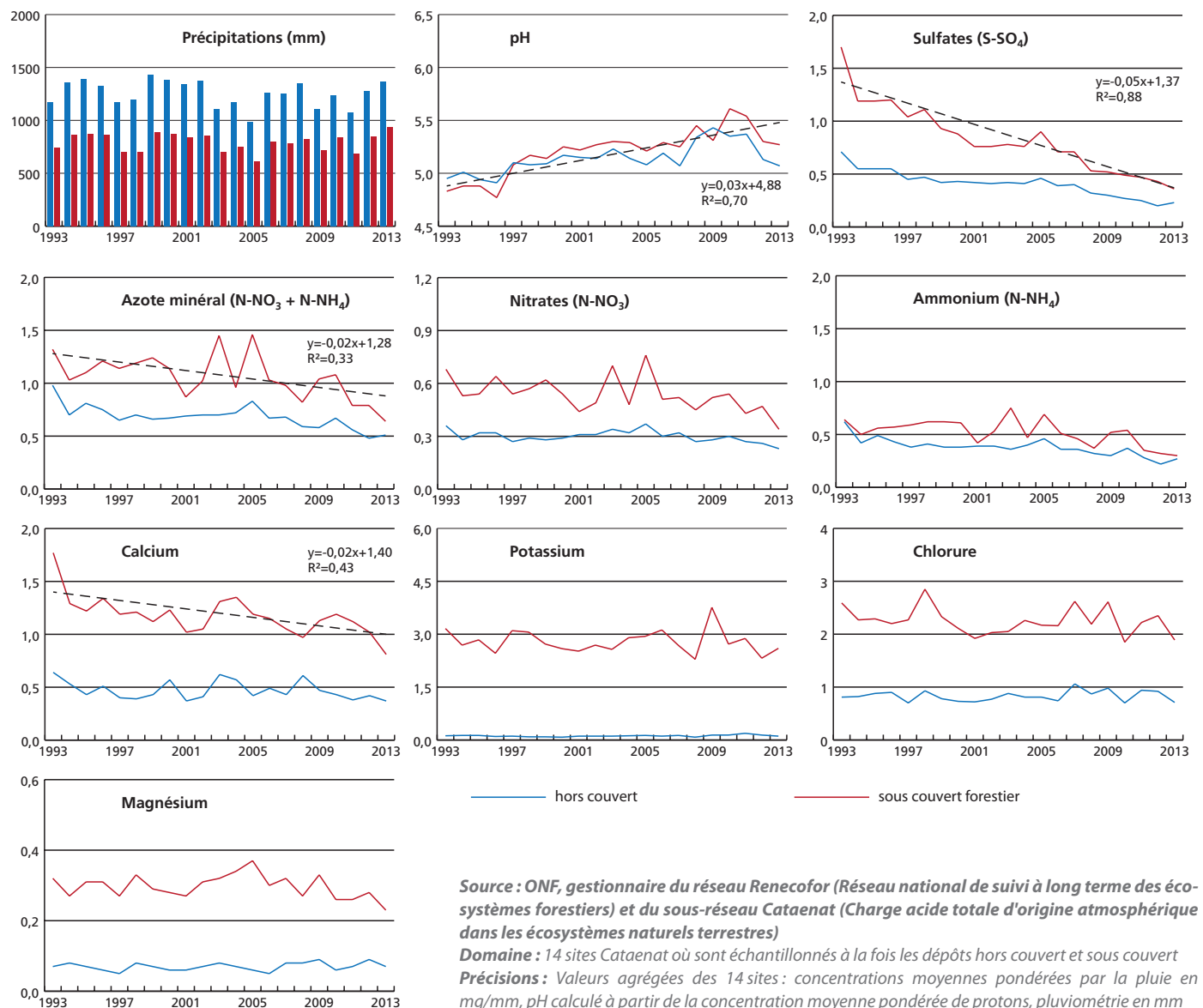
Résultats

2.1.a. Emissions dans l'air en France métropolitaine contribuant à l'acidification des terres (SO₂, NO_x, NH₃, COVNM et Acide équivalent)

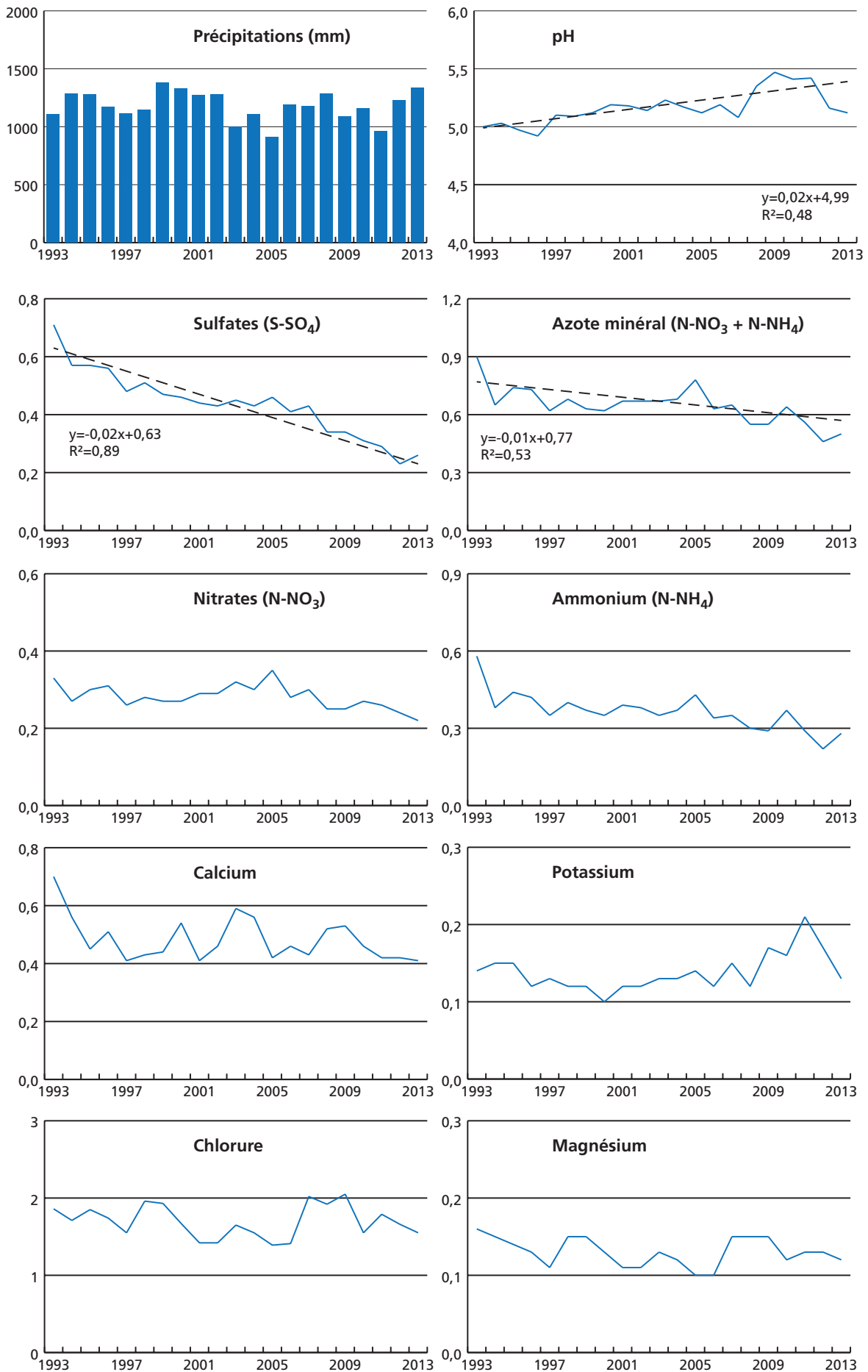
	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2013
<i>Emissions dans l'air en France métropolitaine</i>								
<i>Emissions en masse</i>								
<i>1000 t</i>								
SO ₂	3 166	1 499	1 288	966	628	461	285	219
NO _x	2 007	1 820	1 911	1 745	1 610	1 430	1 096	990
NH ₃	744	742	739	717	748	714	729	718
COVNM	n.d.	n.d.	2 469	2 062	1 681	1 239	874	758
<i>Acidification et eutrophisation</i>								
<i>Emissions en masse d'acide équivalent</i>								
<i>1000 t Aeq</i>								
(SO ₂ , NO _x et NH ₃)	186	130	125	110	99	87	76	71

Sources : Citepa/format Secten (avril 2015)

2.1.b. Qualité des pluies hors couvert et sous couvert forestier (14 sites Cataenat)



◆ 2.1.c. Qualité des pluies hors couvert forestier (27 sites Cataenat)

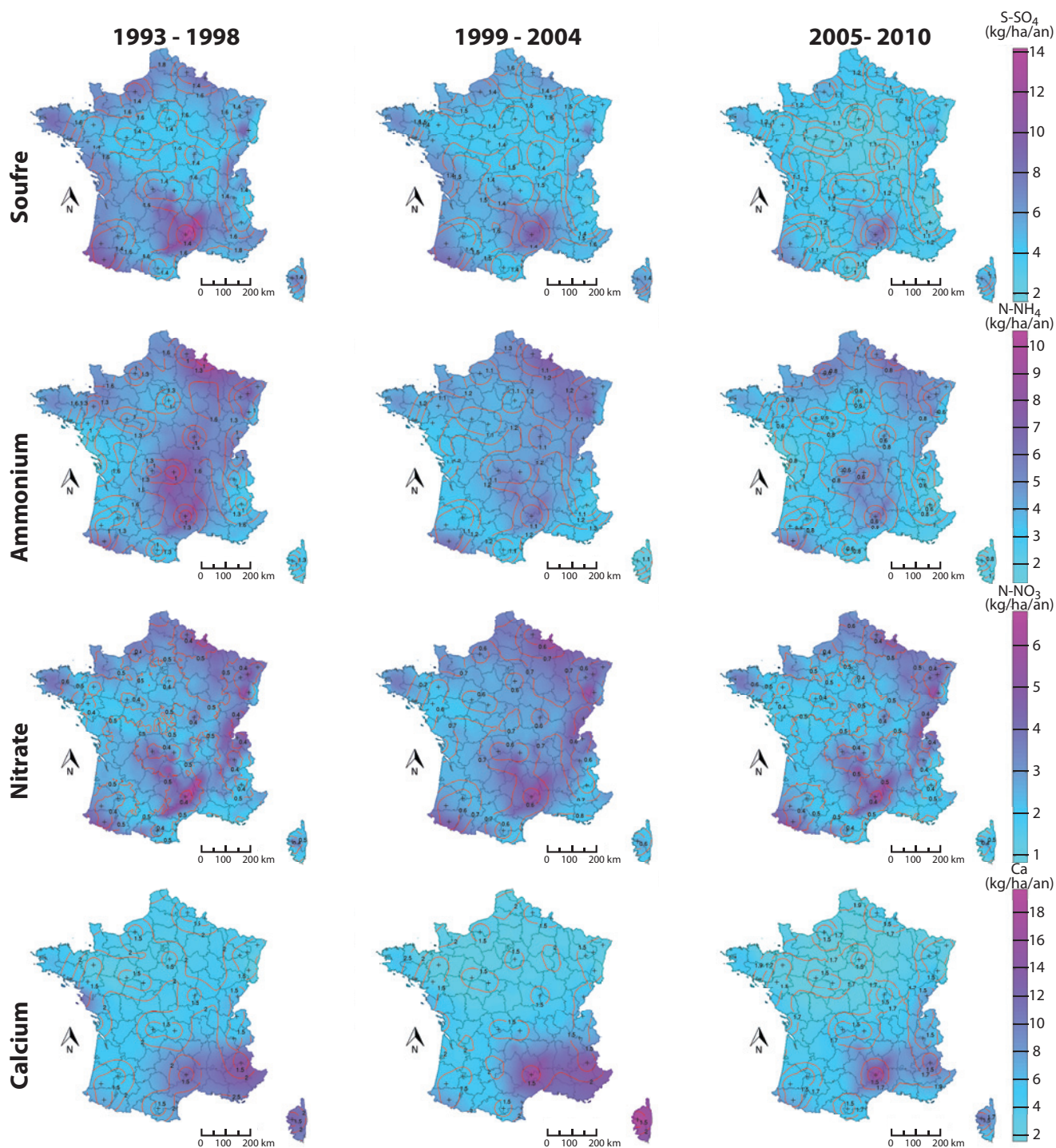


Source : ONF, gestionnaire du réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) et du sous-réseau Cataenat (Charge acide totale d'origine atmosphérique dans les écosystèmes naturels terrestres)

Domaine : 27 sites Cataenat

Précisions : Valeurs agrégées hors couvert des 27 sites Cataenat : concentrations moyennes pondérées par la pluie en mg/mm, pH calculé à partir de la concentration moyenne pondérée de protons, pluviométrie en mm

◆ 2.1.d. Répartition spatiale des dépôts atmosphériques hors couvert moyen pour trois périodes successives : soufre sous forme de sulfates ($S-SO_4$), azote sous forme d'ammonium ($N-NH_4$) et de nitrates ($N-NO_3$), et calcium (Ca), en kg/ha/an



Source : ONF, gestionnaire du réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) et du sous-réseau Cataenat (Charge acide totale d'origine atmosphérique dans les écosystèmes naturels terrestres) et Météo France.

Domaine : Pollution atmosphérique de fond (hors zones de fortes émissions) en France métropolitaine

Précisions : Valeurs spatialisées à partir des dépôts hors couvert forestier mesurés sur les 27 sites du sous-réseau Cataenat et des données de pluviométrie des stations MétéoFrance. Les valeurs des dépôts sont représentées suivant l'échelle de couleur explicite à droite pour chaque paramètre, en kg/ha/an. Les isolignes, quant à elles, représentent l'incertitude associée à la démarche de spatialisation géostatistique (écart-type de krigeage en kg/ha/an également).

◆ 2.1.e. Synthèse des mesures de dépôts hors couvert et sous couvert dans le sous-réseau Cataenat

	Type de dépôts	Sites	Moyennes quinquennales en kg/ha/an				Variation depuis 1993	Variation depuis 1998	Variation depuis 2003		
			1993 1997	1998 2002	2003 2007	2008 2012					
Calcium	Hors couvert	27 sites A2+A3	6,25	5,86	5,26	5,41	- 13,5 %	- 7,7 %	2,7 %		
Chlore			20,77	21,53	17,37	20,47	- 1,5 %	- 4,9 %	17,8 %		
Protons			0,12	0,09	0,08	0,05	- 56,3 %	- 43,5 %	- 31,0 %		
Potassium			1,66	1,50	1,45	1,84	10,9 %	22,6 %	27,1 %		
Magnésium			1,66	1,68	1,33	1,56	- 6,0 %	- 7,1 %	18,0 %		
Sodium			12,05	12,39	10,05	11,74	- 2,6 %	- 5,2 %	16,9 %		
Azote sous forme d'ammonium (N-NH ₄)			5,14	4,81	3,93	3,37	- 34,4 %	- 29,9 %	- 14,1 %		
Azote minéral (N-NO ₃ + N-NH ₄)			8,67	8,39	7,26	6,27	- 27,6 %	- 25,2 %	- 13,6 %		
Azote sous forme de nitrates (N-NO ₃)			3,52	3,57	3,33	2,90	- 17,7 %	- 18,8 %	- 13,0 %		
Soufre sous forme de sulfates (S-SO ₄)			6,87	5,90	4,68	3,43	- 50,1 %	- 41,9 %	- 26,8 %		
Calcium			Sous couvert	14 sites A3	6,40	5,84	5,87	5,65	- 11,7 %	- 3,2 %	- 3,7 %
Chlore					10,60	10,51	9,96	10,66	0,6 %	1,5 %	7,1 %
Protons					0,14	0,10	0,08	0,06	- 56,3 %	- 41,2 %	- 29,0 %
Potassium					1,52	1,29	1,36	1,61	6,3 %	24,9 %	18,4 %
Magnésium					0,89	0,88	0,81	0,96	8,2 %	8,7 %	17,9 %
Sodium					6,16	5,96	5,83	6,45	4,8 %	8,2 %	10,6 %
Azote sous forme d'ammonium (N-NH ₄)					5,97	5,23	4,46	3,65	- 38,8 %	- 30,2 %	- 18,0 %
Azote minéral (N-NO ₃ + N-NH ₄)					9,94	9,21	8,26	6,98	- 29,8 %	- 24,3 %	- 15,5 %
Azote sous forme de nitrates (N-NO ₃)					3,97	3,98	3,80	3,33	- 16,2 %	- 16,4 %	- 12,5 %
Soufre sous forme de sulfates (S-SO ₄)	7,18	5,76			4,78	3,26	- 54,6 %	- 43,4 %	- 31,8 %		
Calcium					10,97	9,36	8,80	8,48	- 22,7 %	- 9,4 %	- 3,7 %
Chlore					18,72	18,52	16,50	17,49	- 6,6 %	- 5,6 %	6,0 %
Protons					0,11	0,05	0,04	0,03	- 72,9 %	- 42,8 %	- 24,7 %
Potassium					22,85	22,51	20,74	21,60	- 5,5 %	- 4,0 %	4,1 %
Magnésium			2,40	2,44	2,39	2,17	- 9,4 %	- 10,9 %	- 9,2 %		
Sodium			8,74	9,03	8,10	9,23	5,7 %	2,3 %	14,0 %		
Azote sous forme d'ammonium (N-NH ₄)			4,62	4,66	4,16	3,28	- 29,0 %	- 29,5 %	- 21,1 %		
Azote minéral (N-NO ₃ + N-NH ₄)			9,33	9,08	8,44	7,06	- 24,3 %	- 22,2 %	- 16,3 %		
Azote sous forme de nitrates (N-NO ₃)			4,71	4,42	4,28	3,78	- 19,7 %	- 14,5 %	- 11,6 %		
Soufre sous forme de sulfates (S-SO ₄)			10,18	7,34	5,60	3,81	- 62,6 %	- 48,1 %	- 31,9 %		

Source : ONF, gestionnaire du réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) et du sous-réseau Cataenat (Charge acide totale d'origine atmosphérique dans les écosystèmes naturels terrestres)

Précisions :

Hors couvert : dépôts atmosphériques collectés dans une clairière à proximité des sites de suivi forestiers.

Sous couvert : dépôts atmosphériques collectés sous le couvert des arbres dans les sites de suivi forestiers.

■ Analyse

Les pollutions atmosphériques en soufre et en azote sont transportées à longue distance et jouent un rôle important sur la fertilité des sols et la santé des forêts. Elles ont notamment été à l'origine des phénomènes de pluies acides et de dépérissement forestier observés en Europe dans les années 1980. Depuis, les émissions de ces polluants atmosphériques ont fortement chuté en France, hormis l'ammoniac d'origine essentiellement agricole. Ainsi, les dépôts de soufre et d'acidité directe subis par les écosystèmes forestiers ont fortement diminué. Les dépôts d'azote ont également diminué, mais dans une moindre mesure, et ils demeurent à un niveau susceptible d'affecter les écosystèmes les plus sensibles à l'acidification et aux déséquilibres nutritifs.

Emissions de polluants atmosphériques

Les données du tableau 2.1.a montrent l'évolution à la baisse des émissions atmosphériques. Seul l'ammoniac (NH_3), essentiellement d'origine agricole, ne présente pas de tendance marquée. Le dioxyde de soufre (SO_2) a connu une baisse remarquable en lien avec la mise en œuvre de politiques volontaires de réduction et la mise sur le marché de combustibles toujours plus désulfurés, combinée à la moindre utilisation des combustibles les plus émetteurs comme le charbon.

Les oxydes d'azote (NO_x), encore pointés du doigt par les politiques nationales et européennes, ont néanmoins fortement régressé depuis les années 1980. Ces émissions en grand partie dues au transport routier ont pu baisser grâce notamment à l'équipement progressif des véhicules en pots catalytiques et au renouvellement des véhicules anciens dans le parc roulant. La baisse des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) est surtout à mettre au crédit des véhicules routiers de plus en plus équipés de pots catalytiques, de la diminution de l'usage des solvants et des techniques de réduction opérées au niveau industriel.

Les terres agricoles et forestières contribuent de manière minoritaire aux émissions de NO_x (moins de 10 % des émissions) et de COVNM (moins de 3 % des émissions) (Citepa, 2015).

Retombées de polluants atmosphériques sur les forêts

Les tendances temporelles sont généralement cohérentes que l'on considère les concentrations dans les pluies indépendamment de la pluviométrie (figures 2.1.b et 2.1.c) ou bien les dépôts par hectare (tableau 2.1.e), les données hors couvert ou bien sous couvert forestier (cf. objet pour les définitions), les résultats agrégés à l'échelle du réseau de suivi ou bien en intégrant la variabilité entre sites. Les résultats sont commentés par type de composés chimiques.

Soufre

Les pollutions atmosphériques en soufre ont été l'un des principaux facteurs des phénomènes de pluies acides constatés dans les années 1980. En cohérence avec la forte baisse des émissions de SO_2 , les retombées de soufre (sous forme de sulfates SO_4^{2-}) ont diminué de manière très significative et continue sur les sites de mesure du sous-réseau Cataenat. Les flux d'absorption et de rejet de soufre par la canopée étant généralement négligeables, les dépôts sous couvert représentent pour cet élément l'ensemble des retombées atmosphériques (dépôts humides et aérosols) subis par l'écosystème : ils ont baissé en

moyenne de plus de 60 % entre la période 1993-1997 et la période 2008-2012. Les cartes 2.1.d montrent que les dépôts ont diminué sur l'ensemble du territoire. Elles montrent aussi que les zones historiquement les plus touchées pouvaient être très éloignées des principaux bassins d'émissions industrielles : elles concernaient notamment les zones littorales (également marquées par des dépôts de sulfates naturels marins) ainsi que les zones montagneuses du Nord-Est (Ardennes, Vosges, Jura) et du Massif central. La baisse très significative des retombées atmosphériques de soufre est observée plus largement à l'échelle européenne (Waldner *et al.*, 2014).

Azote minéral

Les dépôts azotés ont un effet fertilisant pour les arbres, mais également des effets négatifs en termes d'acidification (ils portent avec eux des protons) et d'eutrophisation des écosystèmes. Comme pour le soufre, les retombées atmosphériques d'azote minéral ont diminué de manière significative, bien que dans une moindre proportion : entre -24 et -30 % entre les périodes 1993-1997 et 2008-2012 suivant que l'on considère les dépôts sous couvert ou hors couvert forestier. Ce constat est cohérent, là encore, avec les observations réalisées plus largement à l'échelle européenne (Waldner *et al.*, 2014). Plus en détail, cette diminution tient principalement à la part des retombées sous forme d'ammonium, tandis que les retombées sous forme oxydée (nitrates) n'ont pas diminué de manière significative. Cette contradiction apparente avec l'évolution des émissions nationales d'ammoniac (NH_3) et d'oxydes d'azote (NO_x) pourrait avoir plusieurs facteurs explicatifs. De même que pour le soufre, les retombées d'azote observées peuvent être liées à des sources d'émissions lointaines non comptabilisées dans les inventaires d'émissions nationales (émissions provenant d'autres pays ou encore du transport maritime). De plus, des transformations chimiques peuvent intervenir au cours du transport atmosphérique des polluants azotés jusqu'à leur retombée.

Acidité directe

En cohérence avec la chute des concentrations en sulfates, le pH présente une tendance globalement à la hausse, aussi bien hors couvert que sous couvert. La hausse du pH correspond à une diminution du contenu des pluies en protons (acidité directe). Les retombées de protons ont ainsi diminué de 56 % hors couvert et de 73 % sous couvert forestier entre les périodes 1993-1998 et 2008-2012. Une baisse du pH est cependant notée les deux dernières années et pourrait être liée

à des difficultés de mesure constatées pour certaines périodes de collecte : en effet, plus le pH tend vers la neutralité (5,6 pour les eaux de pluie), plus l'incertitude augmente dans les mesures.

Cations nutritifs

Le calcium, le magnésium et le potassium sont des cations nutritifs majeurs dont les apports atmosphériques représentent une source importante pour les sols pauvres. Pour ces éléments, les tendances temporelles sont moins claires.

- Le calcium provient notamment des vents sahariens (comme en témoigne la prédominance des dépôts hors couvert sur la zone méditerranéenne sur la carte **2.1.d**), mais aussi en partie des émissions industrielles. Il ne présente pas de tendance marquée dans les dépôts hors couvert, mais une diminution significative dans les dépôts sous couvert (-23 % entre les périodes 1993-1997 et 2007-2012). Cela pourrait être dû, soit à une diminution des dépôts d'aérosols captés par les arbres (liée potentiellement à la baisse des retombées de sulfates), soit à une diminution du flux de calcium rejeté par

la canopée (ce qui pourrait témoigner d'un recyclage plus important de cet élément au sein des arbres).

- Le potassium présente des concentrations sous couvert nettement plus élevées que dans les pluies hors couvert, du fait d'un flux important de rejet par la canopée. Dans aucun des deux cas (hors et sous couvert), son évolution temporelle ne révèle cependant de tendance significative.
- Le magnésium ne présente pas non plus d'évolution tendancielle. Hors couvert, il fluctue de manière très corrélée avec le chlore et le sodium, en cohérence avec son origine essentiellement marine.

Chlore et sodium

Les dépôts de chlore et de sodium traduisent essentiellement l'influence marine. Ils varient très fortement entre les sites du littoral et l'intérieur des terres. Sur le littoral, ils peuvent soumettre les arbres à des conditions extrêmes de salinité. Leurs évolutions temporelles présentent des variations interannuelles notables, mais aucune tendance significative.

■ Sources des données et méthodologie

Émissions de polluants atmosphériques

◆ Producteur de données

Citepa - <<http://www.citepa.org>>

◆ Méthodologie

L'ensemble des méthodologies utilisées pour la réalisation des inventaires nationaux est disponible dans le document Ominea sur le site du Citepa.

◆ Bibliographie

Citepa, 2015. Rapport national d'inventaire. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - Séries sectorielles et analyses étendues, Format Secten, avril 2015, Paris, 317 p.

Retombées de polluants atmosphériques sur les forêts

◆ Producteur de données

ONF : les données utilisées proviennent du suivi continu des dépôts atmosphériques réalisé depuis 1993 sur les 27 sites du sous-réseau Cataenat (sous-réseau du réseau Renecofor) - <<http://www.onf.fr/renecofor>>

MétéoFrance : les cartes de spatialisation des dépôts hors couvert ont été obtenues par une approche géostatistique intégrant, en plus des mesures de dépôts du sous-réseau Cataenat, les valeurs de précipitations annuelles des stations MétéoFrance (environ 1800 stations) - <<http://www.meteofrance.com>>

◆ Méthodologie

Les données de dépôts du sous-réseau Cataenat sont le produit de mesures de concentrations sur des échantillons de pluie et de pluviollessivat et de mesures des volumes de précipitation correspondants. Le protocole détaillé est décrit au plan national (Ulrich et Lanier, 1993) et au plan du programme de monitoring paneuropéen ICP Forests dont fait partie le réseau Renecofor (Clarke *et al.*, 2010). Le suivi vise la pollution atmosphérique de fond : les sites sont localisés à l'écart des sources d'émission de polluants atmosphériques.

Les dépôts annuels mesurés hors couvert forestier pour quatre espèces chimiques ($S-SO_4$, $N-NO_3$, $N-NH_4$ et Ca) ont été spatialisés à l'échelle nationale et pour trois périodes de six années par une méthode géostatistique (co-krigeage) intégrant comme co-variable la pluviométrie des stations MétéoFrance (sélection des stations suivies de manière continue de 1993 à 2010, soit environ 1800 stations) (Croisé *et al.*, 2002 ; 2005). Pour chaque élément, la même échelle de valeurs est utilisée pour les trois périodes de six années et l'écart-type de krigeage est représenté sous forme d'isolignes. La validité des variations spatiotemporelles ainsi estimées a été vérifiée au regard de données mesurées indépendamment sur les réseaux MERA et BAPMON (Nicolas *et al.*, 2015).

◆ Bibliographie

Bontemps J. D., Hervé J.-C., Leban J.-M., Dhôte J.-F., 2011. Nitrogen footprint in a long-term observation of forest growth over the twentieth century. *Trees*, [en ligne], 25, 237-251, DOI 10.1007/s00468-010-0501-2 <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00468-010-0501-2>> (consulté le 4 août 2015).

Clarke N., Zlindra D., Ulrich E., Mosello R., Derome J., Derome K., König N., Lövblad G., Draaijers G.P.J., Hansen K., Thimonier A., Waldner P., 2010. Sampling and Analysis of Deposition, 66 p. Part XIV. In: *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest*, Unece, ICP Forests, Hamburg. ISBN : 978-3-926301-03-1. <<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>>

Croisé L., Ulrich E., Duplat P., Jaquet O., 2002. Renecofor - *Deux approches indépendantes pour l'estimation et la cartographie des dépôts atmosphériques totaux hors couvert forestier sur le territoire français*, Office national des forêts, Fontainebleau, 102 p.

Croisé L., Ulrich E., Duplat P., Jacquet O., 2005. Two independent methods of mapping bulk deposition in France. *Atmospheric Environment*, 39, 3923-3941.

Nicolas M., 2015. Renecofor - *Bilan technique de l'année 2014*. Office national des forêts, Fontainebleau, 35 p.

Ulrich E., Lanier M., 1993 (deuxième version). Renecofor - *Manuel de référence n°3 pour le fonctionnement du sous-réseau Cataenat (Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Ecosystèmes Naturels Terrestres), placette de niveau 2 et 3*, Office national des forêts, Fontainebleau, 98 p.

Waldner P., Marchetto A., Thimonier A., Schmitt M., Rogora M., Granke O., Mues V., Hansen K., Pihl Karlsson G., Žlindra D., Clarke N., Verstraeten A., Lazdins A., Schimming C., Iacoban C., Lindroos A.J., Vanguelova E., Benham S., Meesenburg H., Nicolas M., Kowalska A., Apuhtin V., Napas U., Lachmanová Z., Kristoefel F., Bleeker A., Ingerslev M., Vesterdal L., Molina J., Fischer U., 2014 : Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment*, 95, 363-374.

Auteurs : Manuel Nicolas (ONF), Étienne Mathias (Citepa)

2.2. Propriétés chimiques des sols forestiers

- 2.2.a. Stocks de carbone organique (C) et d'azote (N), et rapport C/N par couche et par campagne de prélèvement de sol du réseau Renecofor
- 2.2.b. Évolution des propriétés chimiques des couches minérales des sols des sites du réseau Renecofor par couche systématique jusqu'à 40 cm de profondeur
- 2.2.c. Distribution des sites des réseaux Renecofor et systématique (maillage 16 km x 16 km) par classe de pH H₂O, taux de saturation en bases, rapport C/N et le long du gradient de texture

ENCADRÉ 3 : Texture, humus, sols et niveaux trophiques des sols forestiers français

Avertissement : Au niveau national, les données disponibles concernant le sol en forêt sont principalement celles du réseau Renecofor de l'ONF, du réseau européen 16 km x 16 km du DSF-Maaf, du RMQS (sur le même maillage systématique de 16 km x 16 km étendu à tous les types d'usage des sols) et de l'inventaire forestier national de l'IGN, chacune ayant ses particularités. Les résultats discutés ici sont principalement ceux du réseau Renecofor. Ce réseau de suivi intensif des écosystèmes forestiers, coordonné par l'ONF, n'est pas basé sur un maillage systématique du territoire mais sur une sélection de placettes permanentes réparties en France métropolitaine. Pour des questions de moyens et de faisabilité pratique, cette sélection de placettes a été initialement orientée vers des peuplements adultes des dix principales essences de production, en forêt publique. Elle ne prétend donc pas représenter quantitativement les sols des forêts françaises dans un but d'extrapolation de valeurs à l'ensemble du territoire. En revanche, les résultats obtenus permettent pour la première fois d'apprécier l'évolution temporelle des propriétés des sols forestiers suivant une large gamme de contextes écologiques, à partir de données mesurées de manière comparable à l'échelle nationale. En complément en encadré, plusieurs cartes basées sur des données qualitatives collectées par l'inventaire forestier national de l'IGN illustrent la variabilité spatiale des conditions édaphiques nationales.

Objet de l'indicateur

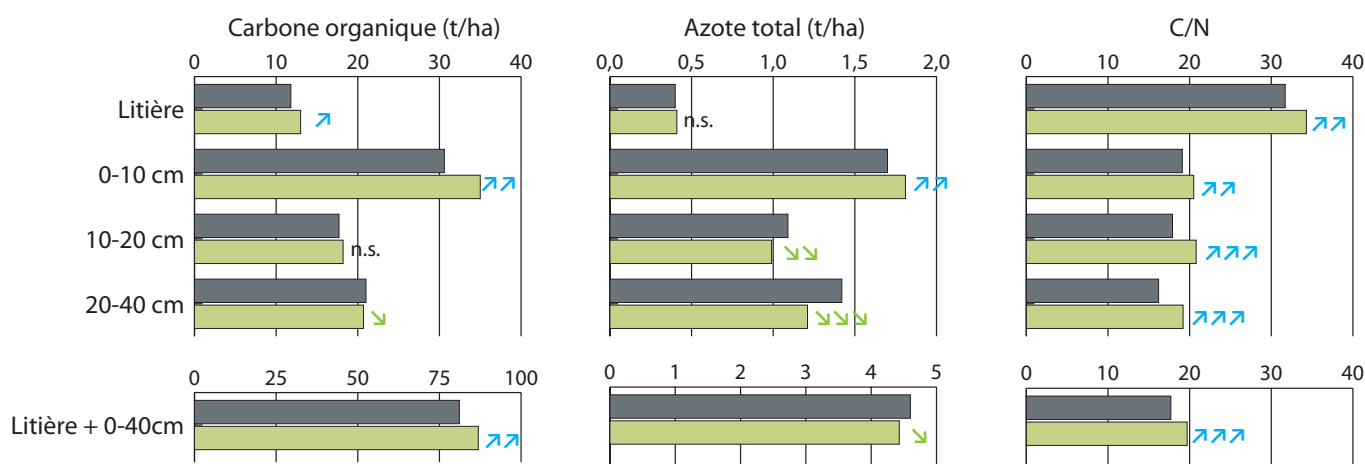
Le sol constitue le réservoir dans lequel les arbres et la végétation puisent les éléments minéraux dont ils ont besoin : l'évolution du contenu de ce réservoir est donc un indicateur d'état attendu vis-à-vis des déséquilibres nutritifs (acidification, eutrophisation) que peuvent provoquer ou aggraver les pollutions atmosphériques et les exportations d'éléments nutritifs associées à l'exploitation forestière. Il constitue également le principal réservoir de carbone organique au sein des écosystèmes forestiers : son évolution, difficilement prévisible, conditionne fortement le bilan carbone de la forêt vis-à-vis des enjeux d'atténuation des changements climatiques (De Vos *et al.*, 2015).

D'une part l'indicateur a pour objet d'évaluer l'évolution temporelle des propriétés des sols forestiers, à partir des données du réseau Renecofor. La figure **2.2.a.** présente les évolutions temporelles constatées dans les stocks de carbone organique, d'azote et dans le rapport C/N sur le réseau Renecofor, pour la litière et le sol minéral jusqu'à 40 cm de profondeur. Le tableau **2.2.b.** synthétise les évolutions temporelles significatives constatées dans les propriétés chimiques du sol minéral, suivant trois couches de profondeur systématique (0-10 cm, 10-20 cm et 20-40 cm) et en considérant soit l'ensemble des sites du réseau Renecofor soit des regroupements de sites par classe de pH (pH H₂O < 4,5 ; pH H₂O compris entre 4,5 et 5,5 ; pH H₂O > 5,5). La figure **2.2.c.** illustre la distribution comparée des sites des réseaux systématique (maillage 16 km x 16 km) et Renecofor suivant les gradients de propriétés des sols : pH H₂O, C/N, taux de saturation en bases et texture (granulométrie) de la couche 0-10 cm du sol minéral.

D'autre part l'encadré 3 présente les variations spatiales des conditions édaphiques à l'échelle nationale, à travers plusieurs variables qualitatives (textures, type d'humus, type de sols, niveau trophique) cartographiées de manière extensive par l'inventaire forestier national de l'IGN.

Résultats

2.2.a. Stocks de carbone organique (C) et d'azote (N), et rapport C/N par couche et par campagne de prélèvement de sol du réseau Renecofor



Source : ONF, gestionnaire du réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers)

Domaine : Forêts publiques du réseau Renecofor

Précisions : Les barres représentent la moyenne des sites du réseau Renecofor. La mention « n.s. » signale les évolutions non significatives. Les flèches indiquent les changements statistiquement significatifs ($p < 0,05$) entre les deux campagnes, et le nombre de flèches exprime la taille de l'effet (faible, moyenne, forte). Sont considérées plus particulièrement dans l'interprétation les évolutions significatives correspondant à un effet de taille moyenne ou forte. Les couleurs des flèches ne correspondent pas à un jugement de valeur ; elles distinguent visuellement ce qui est à la hausse et à la baisse.

■ 1^{ère} campagne de prélèvement (1993-1995)

■ 2^e campagne de prélèvement (2007-2012)

2.2.b. Évolution des propriétés chimiques des couches minérales des sols des sites du réseau Renecofor par couche systématique jusqu'à 40 cm de profondeur

Sous-ensembles de sites	Couches du sol	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	Carbone organique (g/kg)	Azote total (g/kg)	C/N	Phosphore Dyer ou Joret-Hebert (g/kg)	Capacité d'échange cationique (cmolc/kg)	Taux de saturation (%)	Cations échangeables (cmolc/kg)			
										Aluminium	Calcium	Magnésium	Potassium
Sol à pH < 4,5	0-10 cm	↘↘	↘↘	↗↗	↗↗	↗↗	0	↗↗	↗	↗↗	0	↗↗↗	↗↗↗
	10-20 cm	↘	↘↘	0	↘↘↘	↗↗↗	0	↗↗	↘	↗	↘	↗↗	↗↗
	20-40 cm	0	↘	↘	↘↘↘	↗↗↗	0	↗	↘↘	↗	↘↘	0	↗
	Ensemble 0-40 cm	↘↘	↘	↗	↘↘	↗↗↗	↗	↗↗	↘↘	↗↗	↗	↗↗	0
Sol à pH compris entre 4,5 et 5,5	0-10 cm	0	↘	↗↗↗	0	↗↗↗	0	↗↗	↗	0	↗↗	↗↗↗	↗↗↗
	10-20 cm	0	0	↗	↘	↗↗↗	0	↗	0	↗	0	↗↗	↗↗
	20-40 cm	↗↗	0	0	↘↘	↗↗↗	0	0	0	0	0	0	0
	Ensemble 0-40 cm	↗	↘	↗	0	↗↗↗	0	↗	0	0	0	↗↗	↗↗
Sol à pH > 5,5	0-10 cm	0	0	↗↗	0	↗↗↗	0	↗↗↗	0	0	↗↗	↗↗↗	↗↗↗
	10-20 cm	0	0	↗	0	↗↗↗	↘↘	↗↗	0	0	↗↗	↗↗	↗↗
	20-40 cm	↗↗	0	0	↘↘	↗↗↗	0	0	0	↘↘↘	↗	0	↗↗
	Ensemble 0-40 cm	↗	0	0	0	↗↗↗	0	↗↗↗	0	0	↗↗	↗↗↗	↗↗↗
Tous sites confondus	0-10 cm	↘	↘↘	↗↗	↗↗	↗↗	0	↗↗	↗	↗↗	↗	↗↗↗	↗↗↗
	10-20 cm	0	↘	0	↘↘	↗↗↗	0	↗↗	↘	↗↗	↗	↗↗	↗↗
	20-40 cm	↗	0	↘	↘↘↘	↗↗↗	0	↗	↘	0	↗	0	↗
	Ensemble 0-40 cm	0	↘	↗↗	↘	↗↗↗	0	↗↗	↘	↗	0	↗↗	↗↗

Sources : ONF, gestionnaire du réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers)

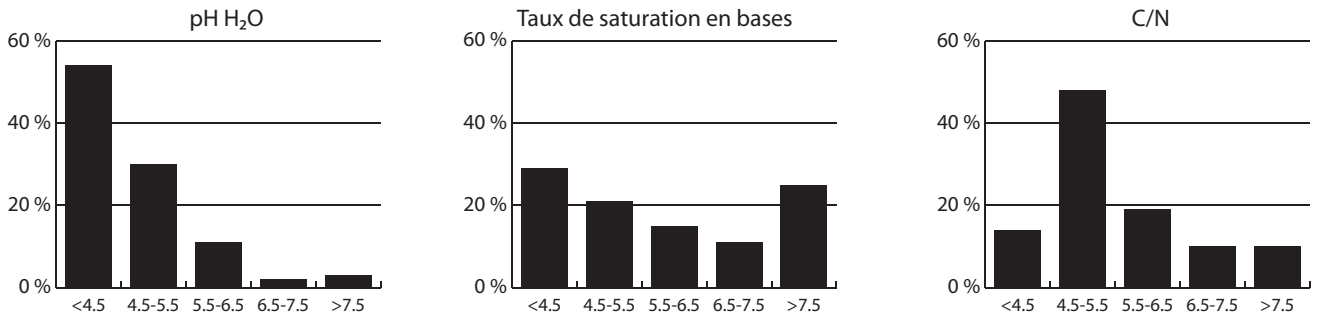
Domaine : Forêts publiques du réseau Renecofor

Précisions : Les flèches indiquent les changements statistiquement significatifs ($p < 0,05$), entre les deux campagnes d'échantillonnage de prélèvement de sol du réseau Renecofor (1993-1995 et 2007-2012), et le nombre de flèches exprime la taille de l'effet (faible, moyenne, forte). Sont considérées plus particulièrement dans l'interprétation les évolutions significatives correspondant à un effet de taille moyenne ou forte. Les couleurs des flèches ne correspondent pas à un jugement de valeur ; elles distinguent visuellement ce qui est à la hausse et à la baisse.

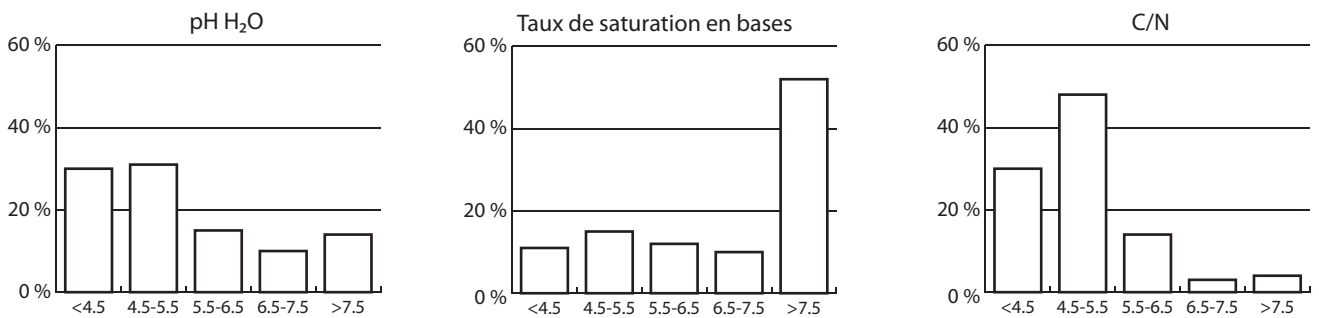
cmolc/kg : centimoles de charges électriques dans les cations, par kg.

◆ 2.2.c. Distribution des sites des réseaux Renecofor et systématique (maillage 16 km x 16 km) par classe de pH H₂O, taux de saturation en bases, rapport C/N et le long du gradient de texture

Renecofor

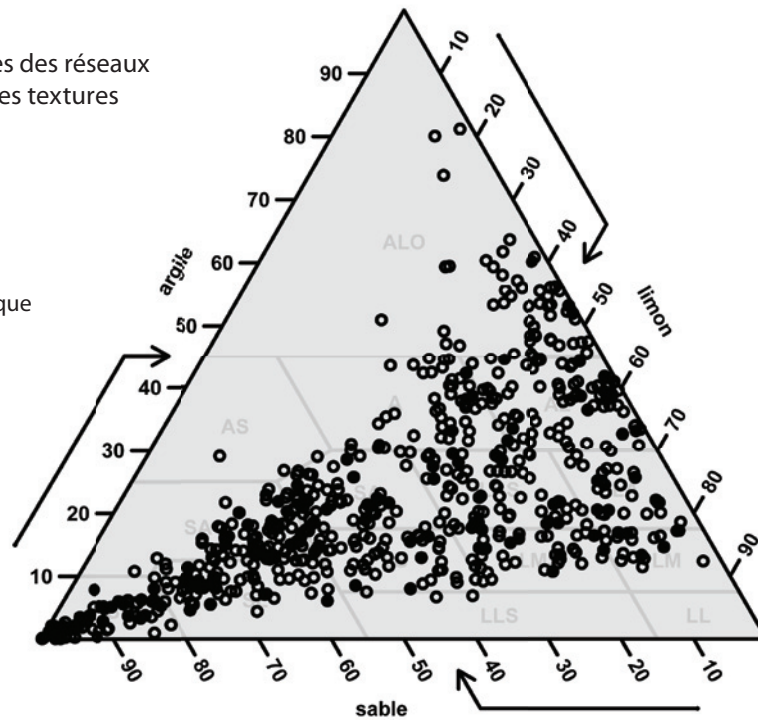


Réseau systématique



Répartition des sites des réseaux sur le triangle des textures

- Renecofor
- Réseau systématique



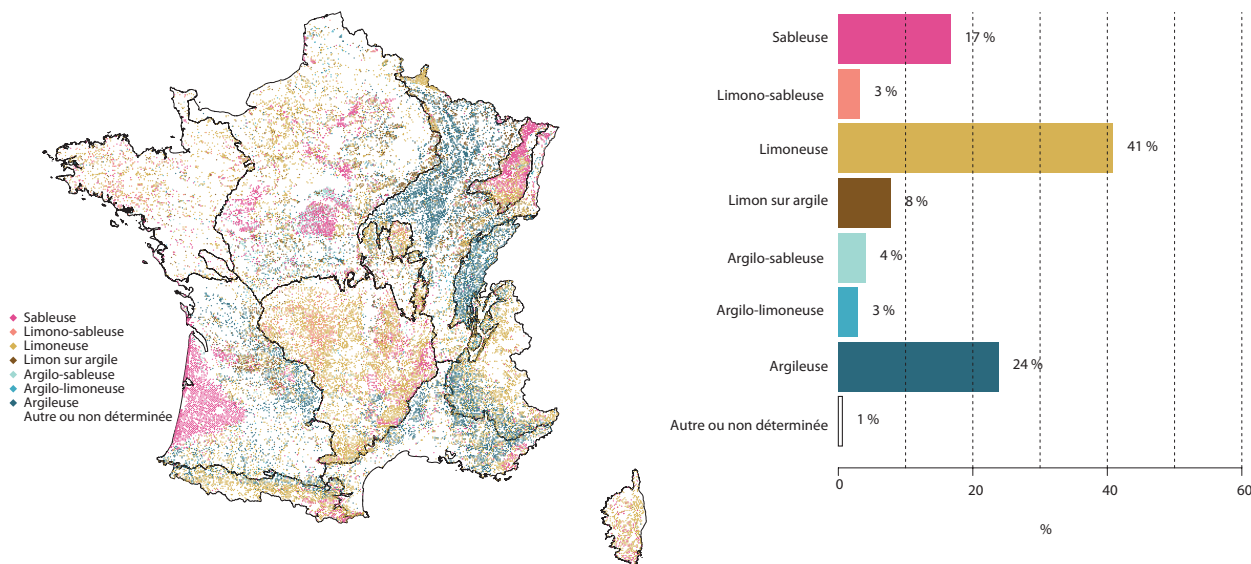
Sources : ONF (Renecofor) et Maaf-DSF (réseau systématique 16 x 16 km, de suivi des dommages forestiers)
 Domaine : Forêts publiques pour le réseau Renecofor et toutes forêts pour le réseau 16 x 16 km ; couche 0-10 cm du sol minéral.

ENCADRÉ 3 : Texture, humus, sols et niveaux trophiques des sols forestiers français

L'inventaire forestier national de l'IGN dispose d'informations écologiques issues des relevés pédologiques effectués sur les placettes d'inventaire. Elles permettent d'établir une représentation cartographique des variables mesurées sur le terrain (texture, humus, type de sol) ou estimées à partir des relevés floristiques (niveau trophique des sols).

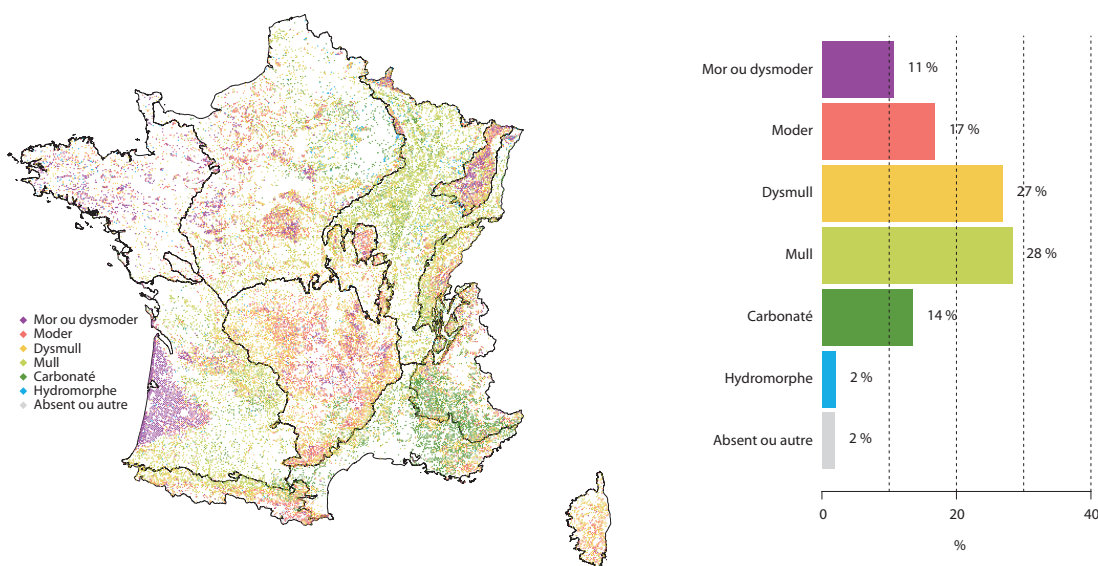
L'illustration E.3.1 permet de visualiser la localisation des textures de sol et indique leurs proportions parmi les sols forestiers.

E.3.1. Texture des sols forestiers français (IFN, 2011)



Il existe un lien étroit entre le rapport C/N, dont l'évolution est commentée ci-avant pour les données de Renecofor, et le type d'humus forestier. Les humus acides : mor et moder en particulier, présentent un fort C/N alors que les humus de type mull ont un faible C/N, même s'il reste plus élevé que celui des sols de cultures. Il peut donc aussi être intéressant de présenter la répartition des types d'humus forestiers relevés par l'inventaire, même s'il ne s'agit pas d'informations analytiques mais d'informations qualitatives (E.3.2).

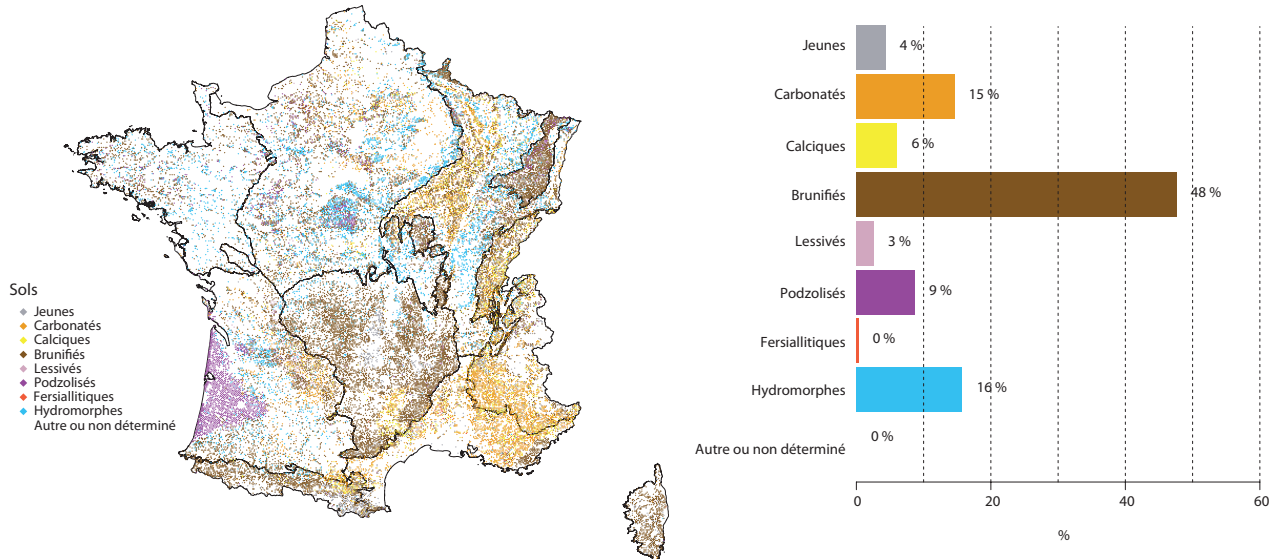
E.3.2. Humus des sols forestiers français (IFN, 2011)



ENCADRÉ 3 (suite)

La carte des types de sols est aussi disponible (E.3.3). Les histogrammes de distribution des natures de sols forestiers montrent que près de la moitié des sols forestiers sont des sols brunifiés, c'est-à-dire des sols plutôt favorables à la production forestière (6 m³/ha/an, contre 1,4 pour les sols fersiallitiques ou 3,3 pour les sols carbonatés ou 3,8 pour les sols calciques qui présentent souvent des caractéristiques hydriques moins favorables).

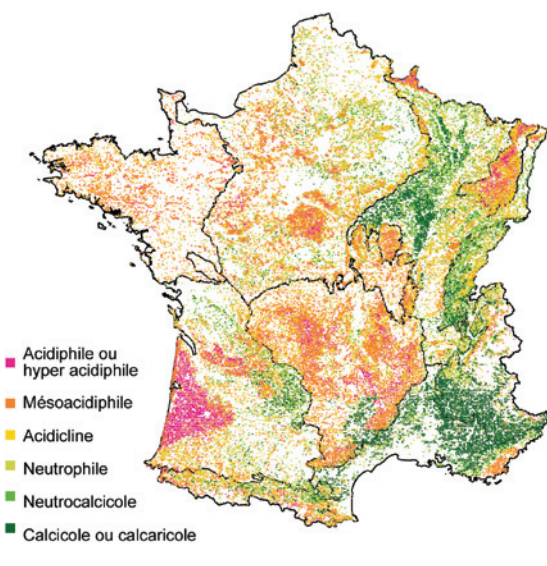
E.3.3. Types des sols forestiers français (IFN, 2011).



Une information relative à la nutrition des sols forestiers issue des relevés floristiques de l'inventaire : la cartographie des niveaux trophiques

Certaines espèces de la flore spontanée sont plus fréquentes sur des sols riches, ou sur des sols calcaires, d'autres sur des sols acides et elles sont absentes sur d'autres types de milieux : ces espèces sont qualifiées d'indicateurs des conditions écologiques. Il est possible de calculer des indices à partir des fréquences d'espèces relevées sur chaque placette d'inventaire. Le « niveau trophique » calculé à partir des relevés floristiques traduit la richesse chimique des sols telle qu'elle peut être révélée par la flore spontanée. Ces valeurs sont en lien étroit avec le pH des sols : le groupe des hyper acidiphiles se rencontre lorsque le pH est inférieur à 4,5, celui des acidiphiles sur des sites dont les pH dépassent rarement 5,5, les acidoclines sur des stations au pH inférieur à 7, les neutrophiles dominent lorsque le pH est voisin de 7, quant aux neutro calcicoles, calcicoles et calcaricoles, ils se rencontrent lorsque le sol est calcaire avec des niveaux d'importance du calcaire de plus en plus grand, les pH sont alors supérieurs à 7 (E.3.4).

E.3.4. Niveau trophique des sols forestiers (IGN, 2013)



Il existe également un indice de niveau hydrique ou un indice relatif à la réserve utile en eau des sols forestiers, ces indices sont calculés soit à partir des informations floristiques soit à partir des informations pédologiques de l'inventaire forestier (cf. indicateur 1.1.1).

Sources : IFN 2011. *La forêt française - Les résultats issus des campagnes d'inventaire 2006 à 2010*, Nogent-sur-Vernisson, 120 p. Partie « Données écofloristiques », disponible en ligne <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/France_part2-2.pdf>

IGN, 2013. *20 ans d'information sur les sols forestiers*, poster, séminaire national, Inventaire, Gestion et Conservation des sols (IGCS), Partageons la connaissance des sols, Rennes, 11 au 13 décembre 2013.

■ Analyse

Les deux campagnes de mesures réalisées de manière comparable sur les 102 sites du réseau Renecofor permettent pour la première fois d'évaluer l'évolution temporelle des propriétés des sols des forêts publiques à l'échelle nationale (métropole). En l'espace de 15 ans, les sols et les litières ont constitué un puits de carbone important (+0,34 t/ha/an en moyenne) pour ces forêts. Cette accumulation de carbone organique, accompagnée d'une diminution des stocks d'azote, a conduit à une évolution notable de la qualité des matières organiques (augmentation moyenne du rapport C/N de 2 unités sur la période de mesure). Malgré la diminution des dépôts atmosphériques acidifiants, on observe une poursuite de l'acidification des sols les plus sensibles (diminution du pH et du taux de saturation en bases), mais toutefois sans appauvrissement des réserves en nutriments échangeables.

L'état du sol conditionne la santé des écosystèmes forestiers

La France métropolitaine présente des contextes de sol très variés et contrastés, comme l'illustrent les cartogrammes de l'IGN (encadré 3). Cette diversité de contextes conditionne fortement les possibilités sylvicoles et la productivité forestière. Elle conditionne aussi fortement la sensibilité des écosystèmes forestiers aux pressions extérieures. En particulier, la sensibilité des écosystèmes aux déséquilibres nutritifs varie très fortement suivant la richesse minérale du sol, reflétée par des indicateurs tels que l'humus ou le niveau trophique déduit de la composition floristique. Ainsi les sols les plus acides, correspondant le plus souvent à un humus de type moder ou mor et à un cortège floristique acidiphile, sont très pauvres en minéraux altérables et de ce fait très sensibles au phénomène d'acidification. À l'opposé, les sols carbonatés, riches en minéraux altérables y sont pratiquement insensibles. On peut noter que certaines régions présentent des sols aux propriétés relativement homogènes (ex : Landes de Gascogne avec une grande majorité de contextes très sableux, acides et pauvres), tandis que d'autres présentent des conditions contrastées sur de faibles distances du fait notamment de variations abruptes de la nature du sous-sol.

Les propriétés des sols forestiers évoluent au cours du temps

Le réseau Renecofor offre actuellement le seul jeu de données en France permettant d'observer l'évolution des propriétés des sols forestiers sur la base de mesures comparables à l'échelle nationale. Ses 102 sites permanents, répartis sur l'ensemble de la France métropolitaine ont fait l'objet de deux campagnes d'analyse des horizons de litière et du sol minéral (de 0 à 40 cm de profondeur), sur les périodes 1993-1995 et 2007-2012, avec de nombreuses précautions méthodologiques pour s'assurer de la comparabilité des données. L'étendue des contextes de sol qu'il couvre est ample et similaire à celle couverte par le réseau systématique (maillage 16 km x 16 km), que ce soit en termes de pH, de taux de saturation en bases, de rapport C/N ou de texture (figure 2.2.c). Plus en détail, la répartition des sites du réseau Renecofor montre une plus forte proportion de sols acides (pH et taux de saturation en bases faibles), là où les

enjeux d'acidification et de déséquilibre de nutrition sont les plus importants. La comparaison de ses deux campagnes de prélèvement permet d'observer de nombreuses évolutions significatives sur un intervalle moyen de 15 ans (figure 2.2.a et tableau 2.2.b). Les résultats sont discutés en plusieurs points ci-dessous.

Augmentation des stocks de carbone organique

Les litières et les sols forestiers se sont comportés comme des puits de carbone pendant la période considérée (Jonard *et al.*, 2013). Les stocks de carbone organique ont augmenté de manière significative et importante (en moyenne +0,34 tC/ha/an sur l'ensemble du sol minéral et de la litière). Cette évolution est attribuable aux couches de surfaces (litière et sol minéral jusqu'à 10 cm de profondeur) tandis que les stocks de carbone organique ont très peu évolué dans les couches plus profondes (sol minéral de 10 à 40 cm de profondeur). Elle est également plus marquée dans les sites sous résineux (+0,49 tC/ha/an) que sous feuillus (+0,19 tC/ha/an). Cela ne signifie pas nécessairement que les essences résineuses permettent de capter plus de carbone organique dans les sols, d'autres facteurs de contexte pouvant être confondus. Par exemple, l'augmentation des stocks de carbone organique des sols est encore plus importante dans les contextes de boisement récent (au cours du XX^e siècle) et ceux-ci correspondent généralement à des sites de peuplements résineux. Par ailleurs, l'augmentation des stocks de carbone organique ne semble pas due au vieillissement des peuplements, puisqu'elle n'est pas significativement différente pour les sites en régénération depuis les tempêtes de 1999. Elle n'est pas non plus liée à l'intensité des éclaircies pratiquées entre les deux campagnes d'analyse de sol, ni ne peut s'expliquer par une augmentation des apports de matières organiques aériennes, les chutes de litière mesurées étant restées stables notamment sous les peuplements résineux. Les principales hypothèses explicatives sont donc soit un ralentissement de la vitesse de décomposition des matières organiques des sols (sous l'effet de contraintes de sécheresse ou de la perte d'azote indiquée ci-après), soit un déséquilibre préexistant entre les apports et les pertes de carbone des sols forestiers (les changements d'usage des sols passés pourraient encore avoir un effet sur les stocks de carbone organique).

Diminution des stocks d'azote total et augmentation du rapport C/N

L'azote est essentiellement contenu dans les matières organiques des sols. En comparaison des stocks de carbone organique, les stocks d'azote ont également augmenté en surface, mais en proportion moindre, tandis qu'ils ont significativement diminué dans les couches profondes. Le bilan considérant globalement la litière et le sol minéral jusqu'à 40 cm de profondeur est une perte d'azote des sols (-11 kg/ha/an en moyenne). Cette diminution des stocks d'azote des sols ne peut être expliquée uniquement par la baisse des retombées de polluants atmosphériques encore limitée pour cet élément (cf. indicateur 2.1). Par ailleurs elle n'est pas sensible au type de peuplement. Elle est plus marquée en revanche dans les contextes de sols les plus acides (pH H₂O < 4,5). Les autres données relevées sur le réseau Renecofor devraient permettre d'évaluer si elle peut correspondre à une perte d'azote par drainage souterrain ou bien à une mobilisation accrue dans la biomasse. Quoiqu'il en soit et compte tenu de l'augmentation des stocks de carbone organique, le rapport C/N a augmenté de manière significative et importante pour toutes les couches de la litière et du sol et quel que soit le contexte écologique (+2 unités en moyenne sur l'ensemble de la litière et du sol minéral jusqu'à 40 cm de profondeur). Cela indique une évolution notable de la qualité des matières organiques des sols, susceptible d'affecter leur dynamique de minéralisation.

Poursuite de l'acidification des sols les plus acides mais sans appauvrissement en cations nutritifs

Dans le cas des sols les plus acides (pH H₂O < 4,5), l'acidification s'est poursuivie : le pH et le taux de saturation ont diminué tous deux de manière significative en considérant l'ensemble des couches minérales de 0 à 40 cm. La baisse du taux de saturation signifie que la proportion relative de cations acides (aluminium) a augmenté dans les réserves échangeables du sol (capacité d'échange cationique), au détriment de la proportion de cations nutritifs (calcium, magnésium et potassium). Malgré leur baisse constatée (cf. indicateur 2.1), il est possible que les dépôts atmosphériques acidifiants soient restés encore trop importants en comparaison du pouvoir tampon parfois extrêmement faible des sols forestiers acides (Jonard *et al.*, 2012). En revanche, cette acidification constatée ne s'est pas accompagnée d'un appauvrissement de ces sols en valeur absolue : l'augmentation des stocks de matières organiques

a en effet permis d'accroître la capacité d'échange cationique et donc la rétention des cations nutritifs. Les réserves ont même augmenté pour certains éléments nutritifs comme le magnésium, élément associé aux symptômes de carence observés notamment dans les Vosges dans les années 1980. Dans le cas des sols peu acides (pH H₂O compris entre 4,5 et 5,5 ou supérieur à 5,5), par contraste, il n'y a pas eu d'acidification (stabilité du taux de saturation, augmentation du pH H₂O) et les stocks de cations nutritifs ont augmenté de manière générale.

Faible évolution des stocks de phosphore

Les stocks de phosphore (extraction par les méthodes Dyer et Joret-Hebert) évoluent très peu dans les couches de sol minéral, en contradiction apparente avec la baisse de la nutrition foliaire en phosphore constatée à l'échelle nationale (Jonard *et al.*, 2009) et européenne (Jonard *et al.*, 2015, Talkner *et al.*, 2015). Toutefois, la comparaison avec l'évolution de la nutrition foliaire en phosphore n'est pas aisée dans la mesure où aucune méthode d'extraction chimique ne permet de déterminer précisément la quantité de phosphore biodisponible pour la végétation. D'autres mesures seraient nécessaires pour rechercher les causes de la dégradation constatée de la nutrition des arbres en phosphore.

Discussion générale

Un si grand nombre d'évolutions significatives n'était pas attendu dans les sols sur un intervalle moyen de 15 ans. Elles illustrent notamment l'importance du suivi du contenu en carbone organique des sols pour évaluer le rôle des forêts dans l'atténuation du changement climatique. Les enjeux de nutrition minérale sont aussi toujours d'actualité pour la santé et la productivité des forêts : poursuite de l'acidification des sols les plus acides, dégradation tendancielle de la nutrition foliaire en phosphore. L'évolution de la fertilité chimique des sols demanderait à être analysée plus en détail par site pour évaluer en particulier l'état des sols les plus pauvres et les plus sensibles à l'acidification. Dans leur ensemble, ces premiers résultats d'évolution temporelle des propriétés des sols forestiers ouvrent des perspectives inédites pour la compréhension des cycles du carbone et des éléments nutritifs en forêt. Les principaux facteurs d'explication des évolutions observées semblent à rechercher dans la dynamique des matières organiques (évolutions prépondérantes du carbone organique et de l'azote total).

■ Sources des données et méthodologie

◆ Producteur de données

ONF (réseau Renecofor) - <<http://www.onf.fr/renecofor/>>

DSF (réseau de suivi systématique des dommages forestiers) - <<http://agriculture.gouv.fr/suivi-de-la-sante-des-forets>>

◆ Méthodologie

La comparabilité temporelle des données de sol du réseau Renecofor repose sur la continuité des méthodes d'échantillonnage sur le terrain et d'analyse en laboratoire (Ulrich *et al.*, 2009). Pour assurer leur comparabilité entre sites y compris dans les contextes les plus caillouteux, les prélèvements n'ont pas été réalisés à la tarière mais sur des mini-fosses jusqu'à 40 cm de profondeur. De plus l'effort d'échantillonnage sur chaque site (25 répétitions de prélèvement réparties entre cinq sous-placettes fixes) permet de quantifier les variations spatiales intra-site, et ainsi de les différencier de l'évolution temporelle des sols. La comparaison des résultats des deux campagnes de mesure a été menée en collaboration entre l'ONF et l'Université catholique de Louvain-la-Neuve. À l'échelle du réseau (*i.e.* en incluant les résultats de toutes les sous-placettes de tous les sites), l'évolution temporelle des propriétés chimiques des sols a été analysée statistiquement, paramètre par paramètre et couche par couche. Pour le sol minéral, la densité apparente ne présentant pas d'évolution temporelle significative à l'échelle du réseau, elle a été considérée comme invariante : l'évolution des stocks d'éléments est donc évaluée uniquement en fonction de l'évolution des concentrations. Pour la litière en revanche, l'évolution des stocks d'éléments intègre les variations de concentrations et de masse des couches prélevées.

Les données du réseau de suivi systématique des dommages forestiers correspondent à la campagne de prélèvement de sol menée en 2006 et 2007 dans le cadre du programme Biosoil financé par l'Union européenne. À cette occasion, des prélèvements de sol et de litière ont été menés suivant un protocole harmonisé sur l'ensemble des sites forestiers du maillage systématique européen de 16 km x 16 km. En France, ces prélèvements ont été confiés à l'*Inventaire forestier national*. Pour chaque site, six répétitions spatiales de prélèvement ont été réalisées et regroupées en un échantillon composite par couche. Les couches minérales ont été prélevées à la tarière et par couche systématique suivant la même délimitation verticale que les prélèvements réalisés sur le réseau Renecofor. Les analyses chimiques également ont été réalisées suivant les mêmes méthodes et par le même laboratoire (LAS, Inra Arras) que pour le réseau Renecofor.

◆ Bibliographie

De Vos B., Cools N., Ilvesniemi H., Vesterdal L., Vanguelova E., Carnicelli S., 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, [en ligne], 251-252, 33-46., doi : 10.1016/j.geoderma.2015.03.008 <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706115000798>> (consulté le 5 août 2015).

Jonard M., André F., Dambrine E., Ponette Q., Ulrich E., 2009. Temporal trends in the foliar nutritional status of the French, Walloon and Luxembourg broad-leaved plots of forest monitoring. *Annals of Forest Science*, [en ligne], 66, 412p1-412p10, doi : 10.1051/forest/2009014, <<http://link.springer.com/article/10.1051%2Fforest%2F2009014>> (consulté le 5 août 2015).

Jonard M., Caignet I., Ponette Q., Nicolas M., 2013. Évolution du carbone des sols forestiers de France métropolitaine - Détection et quantification à partir des données mesurées sur le réseau Renecofor, rapport final d'étude, Maaf-ONF-UCL, Louvain-la-neuve, 55 p + annexes de 304 p.

Jonard M., Fürst A., Verstraeten A., Thimonier A., Timmermann V., Potočić N., Waldner P., Benham S., Hansen K., Merilä P., Ponette Q., de la Cruz A.C., Roskams P., Nicolas M., Croisé L., Ingerslev M., Matteucci G., Decinti B., Bascietto M., Rautio P., 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe, *Global Change Biology*, [en ligne], 21(1), 418-430, doi : 10.1111/gcb.12657, <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24920268>> (consulté le 5 août 2015).

Jonard M., Legout A., Nicolas M., Dambrine E., Nys C., Ulrich E., van der Perre R., Ponette Q., 2012. Deterioration of Norway spruce vitality despite a sharp decline in acid deposition: a long-term integrated perspective. *Global Change Biology*, [en ligne], 18 (2), 711-725, doi : 10.1111/j.1365-2486.2011.02550.x, <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2011.02550.x/abstract>> (consulté le 5 août 2015).

Talkner U., Meiwes K.J., Potočić N., Seletković I., Cools N., De Vos B., Rautio P., 2015. Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe. *Annals of Forest Science*, [en ligne], doi : 10.1007/s13595-015-0459-8, <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13595-015-0459-8>> (consulté le 5 août 2015).

Ulrich E., Croisé L., Lanier A., Brêthes A., Cecchini S., 2009. Renecofor - *Manuel de référence n° 4 pour l'échantillonnage des sols et des litières en grappes et la préparation des échantillons*, 3^e version. Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, Département Recherche, Fontainebleau, 41 p.

Auteurs : Manuel Nicolas (ONF), avec les contributions d'Anaïs Saenger, de Mathieu Jonard, d'Isabelle Caignet, de Quentin Ponette (Université catholique de Louvain-la-Neuve) et de Noémie Pousse (ONF), Marie-Françoise Slak (IGN) pour l'encadré.

2.3. Déficit foliaire des principales essences forestières

2.3.a. Répartition des arbres en classe de déficit foliaire « modéré », « sévère » et « mort », sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997

2.3.a.1. Part des arbres présentant un déficit foliaire modéré

2.3.a.2. Part des arbres présentant un déficit foliaire sévère

2.3.a.3. Part des arbres morts

2.3.b. Déficit foliaire par essence, sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997

2.3.c. Répartition par GRECO de la médiane du déficit foliaire pour les essences feuillues et résineuses, période 2010-2015

Objet de l'indicateur

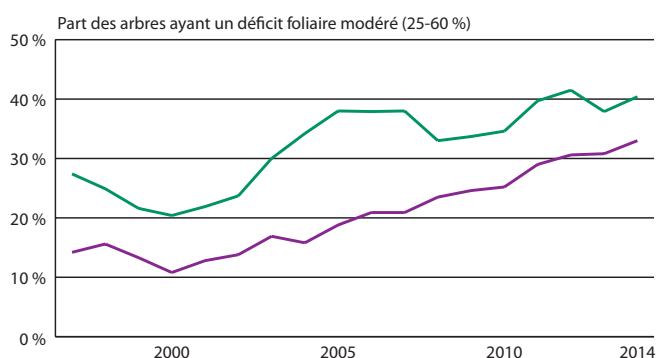
Cet indicateur décrit l'évolution du déficit foliaire des arbres dominants du réseau systématique de suivi des dommages forestiers (16 x 16 km), par classe de sévérité de dommages (2.3.a), par essence (2.3.b) et par GRECO (2.3.c). Le déficit foliaire des arbres est défini comme étant l'évaluation du manque de masse foliaire du « houppier notable » d'un arbre par rapport à un arbre de référence parfaitement feuillé, dans la région où est noté l'arbre. Ce manque peut être dû à une perte foliaire ou une nanification des feuilles. Le « houppier notable » est la partie supérieure du houppier de l'arbre : cette restriction a été faite pour ne pas prendre en compte les phénomènes de concurrence interne à l'arbre et l'élagage naturel.

Cette mesure, simple à réaliser, est une donnée intégratrice des différents stress subis par l'arbre : il s'agit d'un indicateur robuste de la santé des arbres suivis sur ce réseau. Des facteurs explicatifs aux évolutions observées sur le réseau 16 x 16, représentatif du niveau national, sont proposés par l'analyse des résultats observés dans les placettes du réseau Renecofor de l'Office national des forêts.

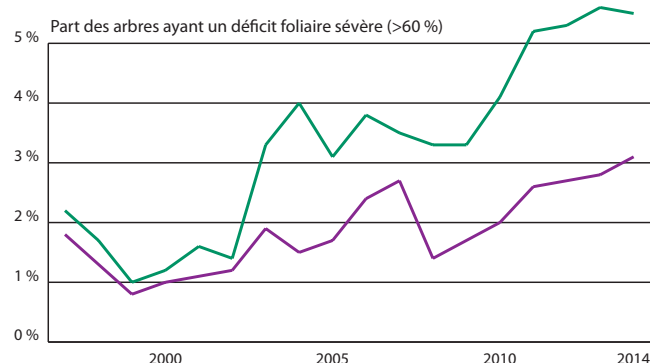
Résultats

◆ 2.3.a. Répartition des arbres en classe de déficit foliaire « modéré », « sévère » et « mort », sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997

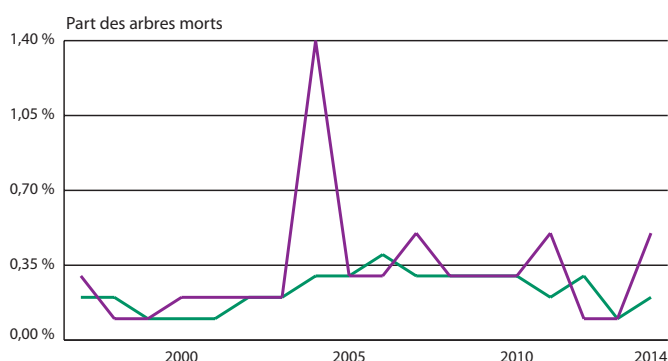
◆ 2.3.a.1. Part des arbres présentant un déficit foliaire modéré (compris entre 25 % et 60 %)



◆ 2.3.a.2. Part des arbres présentant un déficit foliaire sévère (supérieur à 60 %)



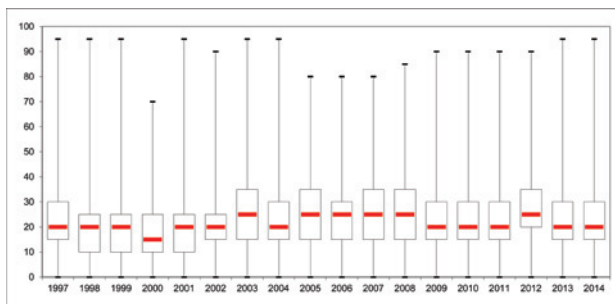
◆ 2.3.a.3. Part des arbres morts



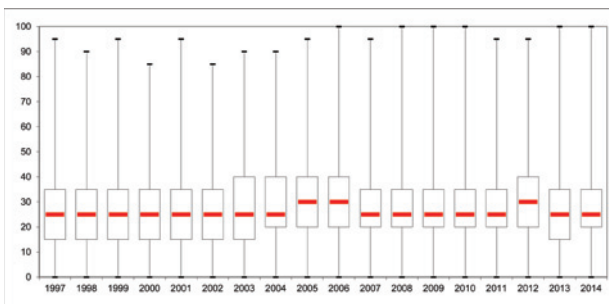
— Feuillus
— Résineux

Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

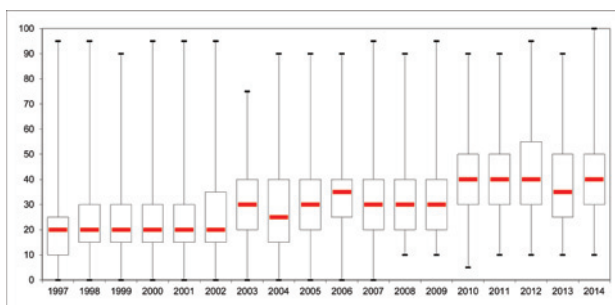
◆ 2.3.b. Déficit foliaire par essence, sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997



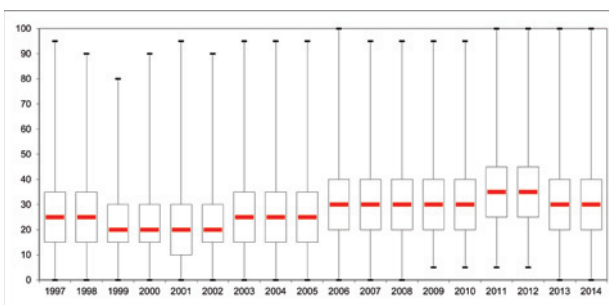
Chêne sessile – effectif moyen : 1 263 arbres



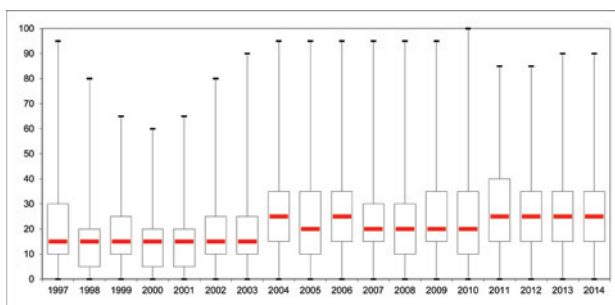
Chêne pédonculé – effectif moyen : 1 183 arbres



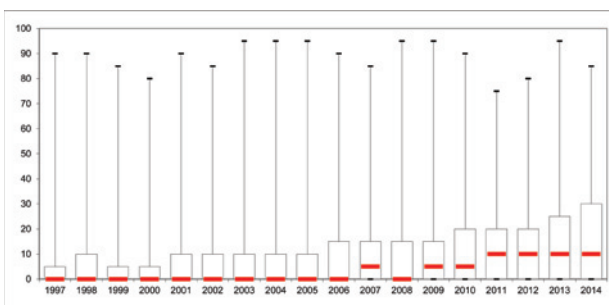
Chêne vert – effectif moyen : 377 arbres



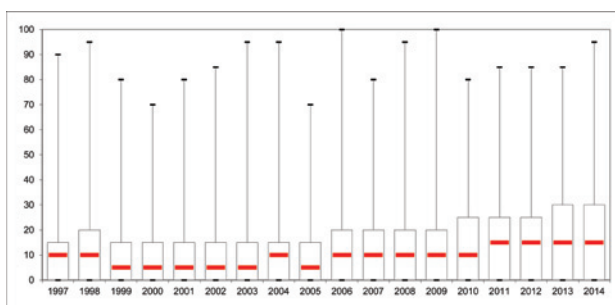
Chêne pubescent – effectif moyen : 871 arbres



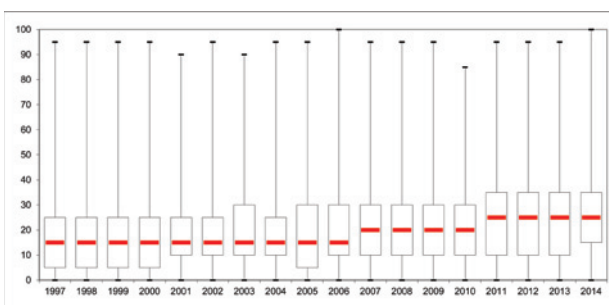
Hêtre – effectif moyen : 1 105 arbres



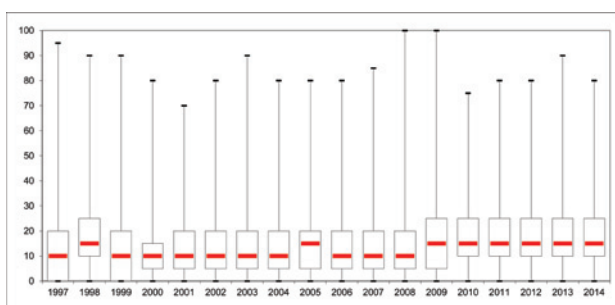
Épicéa commun – effectif moyen : 559 arbres



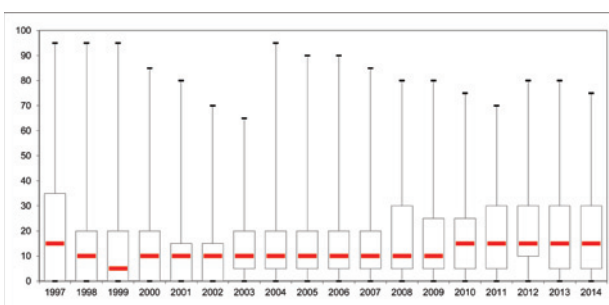
Sapin pectiné – effectif moyen : 501 arbres



Pin sylvestre – effectif moyen : 707 arbres



Pin maritime – effectif moyen : 838 arbres

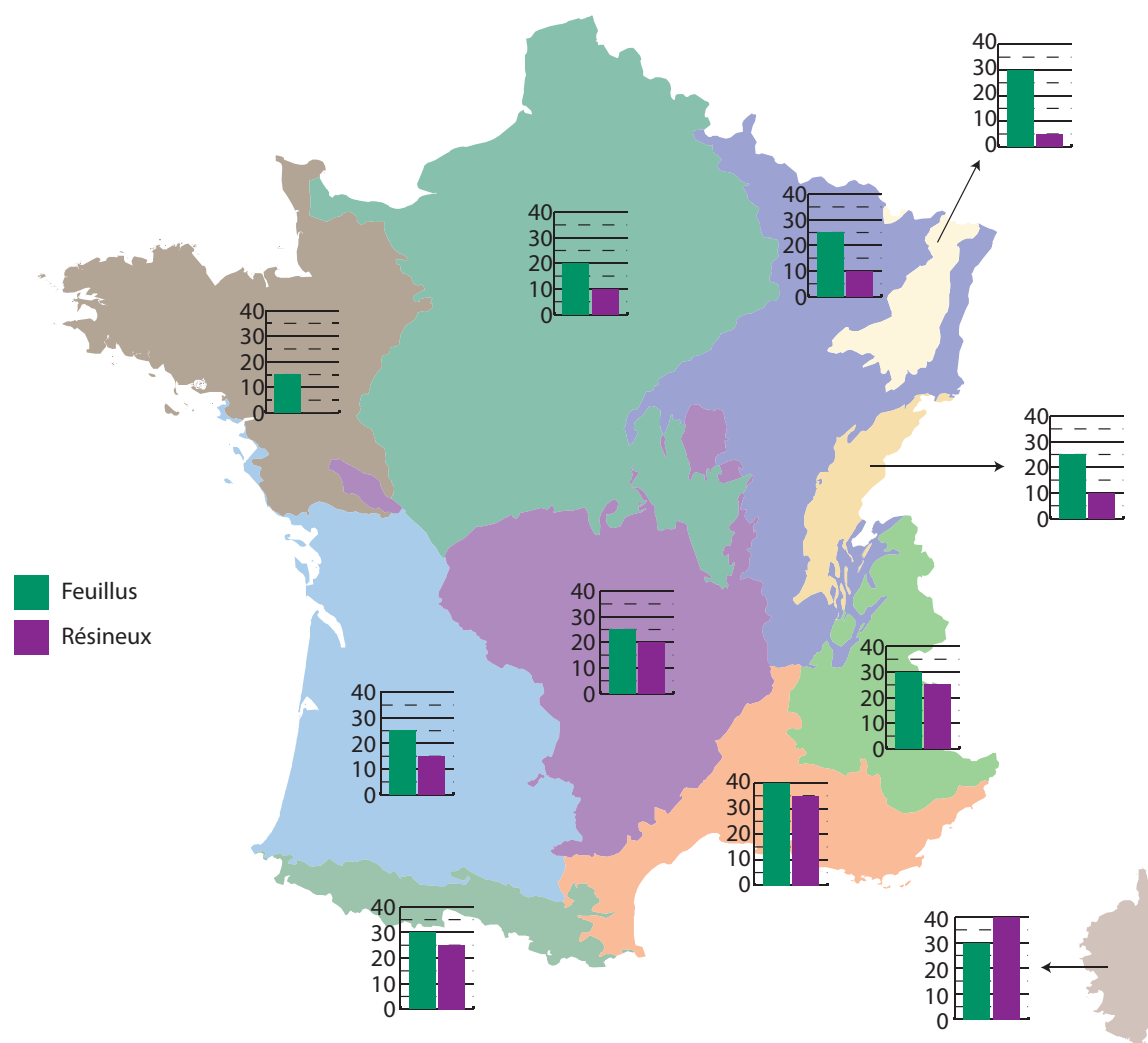


Douglas – effectif moyen : 317 arbres

Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

Précisions : Seuls les arbres vivants sont considérés (les arbres morts sont exclus de l'effectif à compter de l'année de leur mort). Pour chaque année, la distribution des valeurs de l'effectif d'arbres est représentée sous forme d'une « boîte à moustaches » : le trait gras du milieu correspond à la médiane de l'effectif, le bas de la boîte au premier quartile, le haut de la boîte au troisième quartile. Les « moustaches » inférieures et supérieures correspondent respectivement au minimum et au maximum de la valeur.

◆ 2.3.c. Répartition par GRECO de la médiane du déficit foliaire pour les essences feuillues et résineuses, période 2010-2015



Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

Précisions :

Le déficit foliaire est mesuré de 5 % en 5 %.

Il faut lire de la manière suivante : par exemple, dans la GRECO Corse, la médiane des feuillus est à 30 %, ce qui signifie que la moitié de l'effectif de feuillus a moins de 30 % de déficit foliaire et la moitié en a plus ; la médiane des résineux est à 40 %, ce qui signifie que la moitié de l'effectif de résineux a moins de 40 % de déficit foliaire et la moitié en a plus.

Analyse

Contrairement à la crainte initiale à l'origine des dispositifs de suivi de la santé des forêts (les pluies acides), la forêt n'a pas massivement déperdi. Néanmoins, le réseau systématique 16 km × 16 km révèle depuis quelques années une hausse du déficit foliaire des arbres, en particulier dans la région méditerranéenne. Parmi les multiples facteurs pouvant influencer l'évolution temporelle du déficit foliaire, le réseau Renecofor permet de mettre en évidence le rôle prépondérant des variations d'alimentation hydrique d'une année à l'autre, rôle notamment illustré par l'impact de la sécheresse de 2003 dans les séries d'observations.

Analyse des résultats du réseau systématique de suivi des dommages forestiers (réseau 16 x 16)

Les principales caractéristiques de l'évolution du déficit foliaire en France métropolitaine sont les suivantes :

- Le déficit foliaire connaît une hausse depuis le début des années 2000, tant pour les résineux que pour les feuillus (figure 2.3.a). Cette hausse moyenne n'est cependant pas uniforme au cours du temps et recouvre des situations contrastées entre essences (figure 2.3.b) et entre régions écologiques (figure 2.3.c) ;
- La période de 1997 à 2014 est marquée par un pic assez net du déficit foliaire suite au double traumatisme subi par la forêt française après les tempêtes de 1999 et la sécheresse de 2003. Ce pic est plus marqué pour les essences feuillues et a tendance à s'estomper au cours des années suivantes, plus clémentes d'un point de vue climatique à la fin des années 2000 ;
- La tendance temporelle du déficit foliaire varie fortement d'une essence à l'autre (figure 2.3.b). Elle est remarquablement stable pour les chênes rouvre et pédonculé, dont le déficit

foliaire a augmenté après la sécheresse de 2003 mais est revenu à son niveau antérieur. Elle augmente pour les autres essences mais suivant une amplitude contrastée : l'augmentation est faible pour la plupart des résineux (épicéa, sapin, douglas, pin maritime), intermédiaire pour le hêtre ou le pin sylvestre, et plus forte pour les essences méridionales (chêne vert, chêne pubescent, châtaignier, chêne liège, pin d'Alep). On note aussi pour certaines essences (épicéa, sapin, châtaignier), que la tendance à la hausse du déficit foliaire s'accompagne d'un élargissement des « boîtes à moustaches », ce qui traduit une disparité croissante de la situation sanitaire entre les arbres de ces essences.

- La zone méditerranéenne est la plus concernée par la hausse du déficit foliaire (figure 2.3.c), y compris pour des essences non spécifiques de la région comme le pin sylvestre et le châtaignier. L'indicateur 2.4 corrobore d'ailleurs cette constatation et souligne la phase difficile dans laquelle se trouvent les forêts de la zone méditerranéenne après les sécheresses qui ont sévi pendant une bonne partie de la décennie 2000. Il en ressort que les chênes vert et pubescent, le châtaignier et le pin d'Alep sont les essences qui souffrent le plus.

Recherche de facteurs explicatifs des variations temporelles du déficit foliaire observés sur le réseau Renecofor

La détermination des causes de l'évolution du déficit foliaire est difficile, car elle doit intégrer de multiples facteurs liés à l'environnement (ex : climat et événements climatiques, impacts de pathogènes), à la gestion sylvicole et à la méthodologie d'observation elle-même (cf. pour ce point la partie *Sources de données et méthodologie*).

Concernant les **facteurs environnementaux** et de **gestion sylvicole**, la plupart ne sont pas suivis sur les placettes du réseau 16 x 16 km. En revanche leur corrélation temporelle avec les variations interannuelles du déficit foliaire a pu être testée sur les placettes du réseau Renecofor de 1997 à 2009

(Ferretti *et al.*, 2014). Il ressort de cette analyse une hiérarchie forte dans le pouvoir explicatif des différents facteurs. Les facteurs explicatifs prépondérants pour une grande majorité de placettes du réseau Renecofor sont les variables d'alimentation hydrique (précipitations et différence entre précipitations et évapotranspiration) de l'année en cours et des années précédentes (test sur années N-1 et N-2). L'évolution de la densité de tiges présente également un effet significatif pour de nombreuses placettes, ce qui traduit une réponse du déficit foliaire des arbres aux éclaircies et aux perturbations du peuplement par les tempêtes. En revanche, ce n'est que sur une minorité de placettes que l'occurrence de problèmes sanitaires peut contribuer à expliquer l'évolution du déficit foliaire. Enfin les variations temporelles de température, de nutrition foliaire et les changements d'observateur apparaissent sans pouvoir explicatif du déficit foliaire sur aucune placette ou presque. Ces éléments d'explication obtenus sur le réseau Renecofor concordent avec plusieurs observations menées sur le réseau 16 x 16 km :

- Concernant la prépondérance des facteurs d'alimentation hydrique, on constate en effet que les augmentations interannuelles du déficit foliaire font souvent suite à des années sèches. C'est le cas notamment de l'année 2003 : pour la plupart des essences, l'évolution du déficit foliaire est plutôt stable jusqu'en 2002 et l'essentiel des variations à la hausse apparaît à partir de 2003 ;
- L'impact plus circonscrit des agents pathogènes se confirme également. Pour certaines essences peu représentées, des attaques pathologiques sévères (cylindrosporiose sur merisier, chararose sur frêne) peuvent expliquer une augmentation parfois très sensible du déficit foliaire. Ainsi l'introduction de la chararose en 2008 se fait ressentir en 2015 sur la grande majorité des frênes suivis sur le réseau systématique. Cependant l'augmentation du déficit foliaire de la plupart des essences, notamment la forte augmentation constatée pour les essences méditerranéennes, ne peut pas être expliquée par des défoliations massives dues à des insectes ou à des champignons phyllophages.

■ Sources des données et méthodologie

◆ Producteur de données

Ministère de l'Agriculture - Département de la santé des forêts - <<http://agriculture.gouv.fr/departement-de-la-sante-des-forets>>

◆ Méthodologie

Évolution des réseaux d'observation du déficit foliaire

Historiquement, la notation du déficit foliaire a débuté en France métropolitaine au moment du phénomène qualifié de « pluies acides », afin d'évaluer les dégâts potentiellement causés par ces pollutions d'origine atmosphérique. Dans les années 1980, le « réseau bleu » a donc vu le jour, dans l'Est de la France sur une maille de 1 km x 16 km. Cette approche a ensuite été généralisée aux niveaux français et européen (sur une maille de 16 km sur 16 km, reprenant certains points du réseau bleu), afin d'évaluer l'influence des conséquences transfrontalières des pollutions atmosphériques. Le réseau systématique 16 km x 16 km permet depuis de suivre le niveau de santé des arbres forestiers, en observant leur déficit foliaire ainsi qu'en évaluant les dommages sylvosanitaires biotiques et abiotiques qu'ils subissent. En parallèle, le réseau Renecofor s'attache au suivi de l'évolution de nombreux paramètres des écosystèmes forestiers sur 102 placettes permanentes, permettant notamment de rechercher les facteurs environnementaux pouvant expliquer les variations du déficit foliaire des arbres d'une année à l'autre.

Méthode d'observation du déficit foliaire sur le réseau systématique du suivi des dommages forestiers, évolution et impact sur les résultats

L'observation du déficit foliaire est effectuée sur les arbres dominants des placettes du Réseau systématique de suivi des dommages forestiers. Seules les placettes dont le peuplement a atteint une hauteur et un diamètre minimaux sont prises en compte. La notation s'appuie sur un manuel rédigé au niveau national, et dont la dernière grande révision date de 2011. Elle est effectuée par des techniciens forestiers spécialisés dans le diagnostic sylvosanitaire, pour la plupart correspondant-observateurs du DSF (des forestiers de terrain de l'ONF, des CRPF et des services de l'État).

Cette mesure est effectuée au cours de chaque été depuis 1989, néanmoins, suite à des réajustements de méthodologie de notation, il est préférable de le suivre depuis 1997. Lors de cette réédition, une légère correction de la façon de noter le déficit foliaire a été introduite. Elle ne concerne qu'un nombre faible d'arbres et l'on peut considérer qu'elle n'impacte pas ou très peu les résultats de cet indicateur. En revanche, le fait que le réseau 16 km x 16 km ait été étoffé de 2011 à 2013, majoritairement dans la zone méditerranéenne ou dans les piémonts alpins et pyrénéens, zones présentant un déficit foliaire plus important que la moyenne nationale, contribue à un léger relèvement artificiel du déficit foliaire global et en particulier pour certaines essences résineuses : sapin, épicéa, pin sylvestre. Néanmoins, le sens de la tendance à la hausse pour ces essences demeure bien confirmé, même en excluant les placettes nouvellement installées. Il ne s'agit donc pas d'un artefact.

◆ Bibliographie

Nageleisen L.-M. et Goudet M., 2011. *Manuel de notation des dommages forestiers (symptômes, causes, état des cimes)*, Département de la santé des forêts, Maaf, Paris, 49 p.

Nageleisen L.-M., 2005. *Manuel de notation des dommages forestiers (symptômes, causes, état des cimes)*, Département de la santé des forêts, Maaf, Paris, 87 p.

Département de la santé des forêts, 1994. *Protocole pour les observations (réseau européen)*, Département de la santé des forêts, Maaf, Paris, 48 p.

Ferretti M., Nicolas M., Bacaro G., Brunialta G., Calderisi M., Croisé L., Frati L., Lanier M., Maccherini S., Santi E., Ulrich E., 2014. Plot-scale modelling to detect size, extent, and correlates of changes in tree defoliation in French high forests. *Forest Ecology and management*, 311: 56-69.

Auteurs : Fabien Carouille (Département de la santé des forêts, Maaf) pour la première partie de l'analyse, Manuel Nicolas (ONF) pour la deuxième partie

2.4. Dommages aux peuplements forestiers

- 2.4.a. Intensité relative de dix grands problèmes sylvosanitaires de la forêt française de 1989 à 2013, par grande zone géographique
- 2.4.b. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par type de peuplement (feuillu, résineux) (pourcentage de placettes ou d'arbres atteints)
- 2.4.c. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par essence (pourcentage de placettes atteintes)
- 2.4.d. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par essence (pourcentage d'arbres atteints)
- 2.4.e. Incendies dans les forêts et les autres terres boisées (surfaces et nombres de feux annuels)
 - 2.4.e.1. Incendies dans les forêts et autres terres boisées (surface et nombre de feux moyens par période de 5 ans)
- 2.4.f. Tempêtes dans les forêts françaises (volumes et surfaces touchés)

Objet de l'indicateur

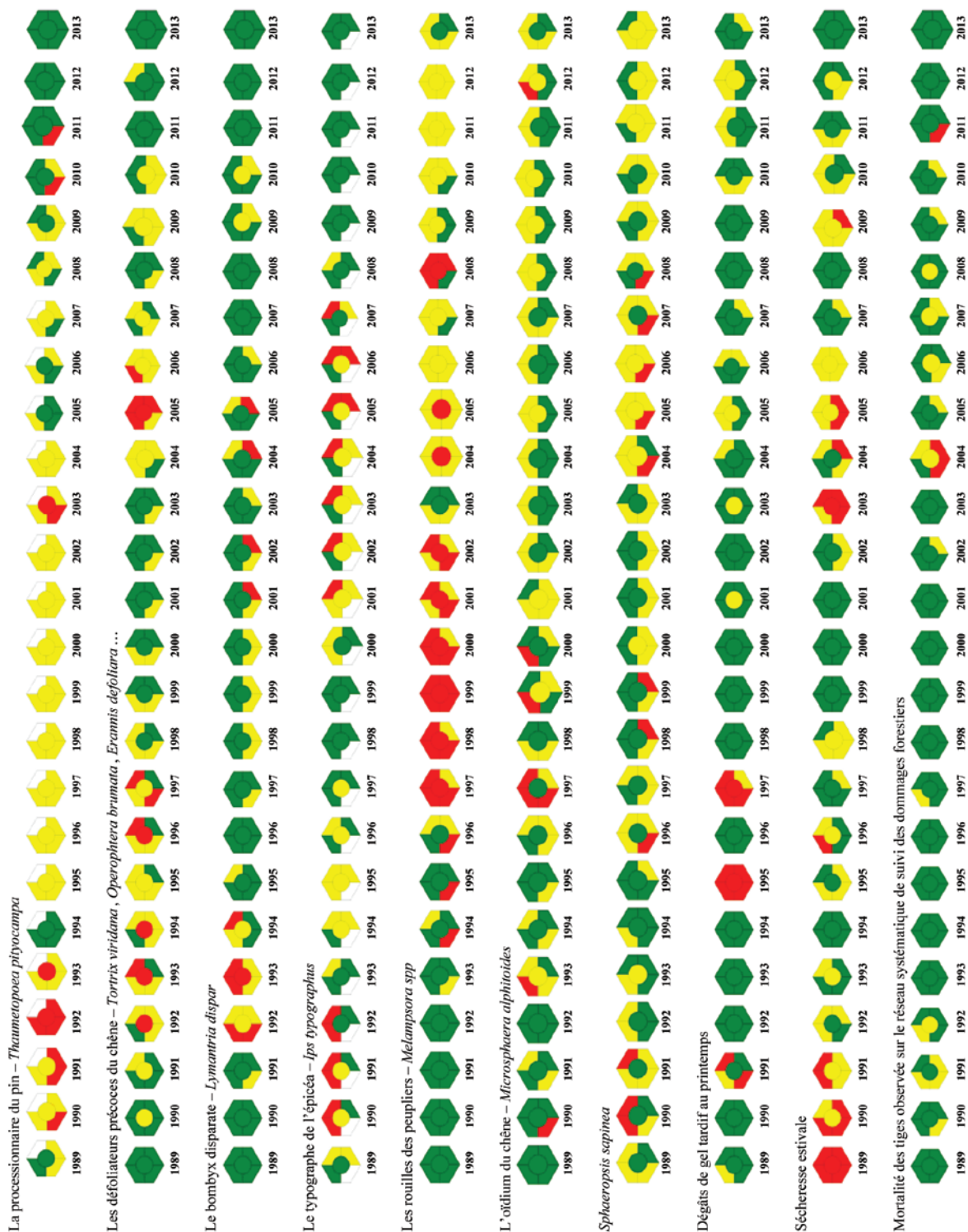
Le but de cet indicateur est de suivre dans le temps l'évolution des dommages sylvosanitaires (**2.4.a, 2.4.b, 2.4.c, 2.4.d**), d'incendies (**2.4.e, 2.4.e.1**) et de tempête (**2.4.f**) subis par les peuplements forestiers. Le terme de « dommages » étant entendu comme une « perturbation naturelle » susceptible de menacer la pérennité de l'état boisé ou le maintien de la fonction économique de la forêt.

Résultats

Domages sylvosanitaires subis par les peuplements forestiers

Les dommages sylvosanitaires sont évalués sur les arbres dominants des placettes du réseau systématique de suivi des dommages forestiers. Un arbre est considéré comme « atteint » quand il a une note d'intensité de dommage supérieure à 20 pour une échelle allant de 0 (absence) à 100. Une placette est considérée comme atteinte quand elle possède au moins un arbre (sur la vingtaine qui la compose) dans ce cas.

◆ 2.4.a. Intensité relative de dix grands problèmes sylvosanitaires de la forêt française de 1989 à 2013, par grande zone géographique



Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

Précisions : Les hexagones représentent la France.

Les couleurs représentent l'intensité des problèmes : vert pour absence, trace, léger ou endémique ; jaune pour modéré ; rouge pour fort ou épidémique.

◆ 2.4.b. Causes primaires des dommages sylvo-sanitaires, par type de peuplement (feuillu, résineux) (pourcentage de placettes ou d'arbres atteints)

Cause primaire du dommage	Essence	Moyenne annuelle du % de placettes atteintes		Moyenne annuelle du % d'arbres atteints	
		2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014
Insectes	Feuillus	9,1 ± 1,2	10,4 ± 2,3	0,8 ± 0,2	0,9 ± 0,3
	Résineux	2,9 ± 0,8	2,2 ± 1,0	0,8 ± 0,4	0,2 ± 0,1
	Toutes essences	6,0 ± 3,3	6,3 ± 4,5	0,8 ± 0,3	0,6 ± 0,4
Champignons	Feuillus	8,8 ± 1,9	12,0 ± 4,4	1,4 ± 0,4	1,7 ± 0,6
	Résineux	6,3 ± 1,3	8,3 ± 1,8	1,3 ± 0,3	1,6 ± 0,3
	Toutes essences	7,5 ± 2,0	10,1 ± 3,8	1,3 ± 0,3	1,7 ± 0,5
Dommages dus à un facteur abiotique (en général climatique)	Feuillus	8,5 ± 1,9	11,2 ± 3,0	1,2 ± 0,2	1,5 ± 0,4
	Résineux	4,9 ± 0,9	7,6 ± 2,1	0,9 ± 0,3	2,2 ± 0,8
	Toutes essences	6,7 ± 2,3	9,4 ± 3,1	1,0 ± 0,3	1,8 ± 0,7

Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

Précision : Un arbre est considéré comme atteint quand il a une note d'intensité de dommage attribuée par le notateur supérieure à 20 pour une échelle allant de 0 (absence) à 100. Une placette est considérée comme atteinte quand elle possède au moins un arbre (sur la vingtaine qui la compose) dans ce cas.

◆ 2.4.c. Causes primaires des dommages sylvo-sanitaires, par essence (pourcentage de placettes atteintes)

Essence	Insectes		Champignons (et assimilés)		Dommages dus à un facteur abiotique	
	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014
Pourcentage de placettes avec un signalement significatif						
Chêne pédonculé	3,0 ± 1,3	6,9 ± 3,6	9,8 ± 3,8	11,0 ± 8,0	1,9 ± 0,7	4,9 ± 2,6
Chêne rouvre	3,2 ± 1,4	3,5 ± 1,9	2,3 ± 1,6	7,2 ± 6,0	1,5 ± 0,5	3,1 ± 2,0
Chêne pubescent	23,8 ± 2,9	17,4 ± 3,5	3,5 ± 2,6	2,4 ± 0,5	14,7 ± 4,0	10,7 ± 0,9
Chêne vert	13,1 ± 5,1	11,4 ± 5,6	3,7 ± 0,1	n.d.	24,8 ± 6,0	25,5 ± 3,5
Hêtre	3,1 ± 0,9	4,6 ± 1,7	2,0 ± 0,8	1,1 ± 0,4	4,1 ± 2,0	6,5 ± 2,0
Charme	2,8 ± 1,0	3,8 ± 1,6	1,9 ± 0,0	1,9 ± 0,1	5,6 ± 2,0	5,7 ± 2,0
Châtaignier	n.d.	10,1 ± 5,3	16,5 ± 2,9	24,0 ± 3,4	4,8 ± 1,7	9,1 ± 3,9
Frêne	1,6 ± 0,0	4,2 ± 0,1	2,4 ± 0,8	10,1 ± 5,3	3,2 ± 1,2	2,5 ± 0,6
Peupliers	3,3 ± 0,1	n.d.	3,3 ± 0,1	3,3 ± 0,1	7,3 ± 3,3	6,6 ± 4,1
Érables	2,3 ± 0,8	1,7 ± 0,0	1,7 ± 0,0	n.d.	1,7 ± 0,0	2,6 ± 1,3
Bouleaux	2,8 ± 0,1	3,0 ± 0,1	n.d.	n.d.	5,5 ± 1,8	8,4 ± 3,0
Merisier	2,7 ± 0,1	7,7 ± 4,4	6,4 ± 3,5	4,3 ± 2,5	3,6 ± 1,3	10,3 ± 0,5
Autres feuillus	2,4 ± 1,0	1,5 ± 0,5	1,8 ± 0,6	2,1 ± 1,0	4,3 ± 2,5	3,2 ± 1,9
Tous feuillus	9,1 ± 1,2	10,4 ± 2,3	8,8 ± 1,9	12,0 ± 4,4	8,5 ± 1,9	11,2 ± 3,0
Épicéa commun	4,2 ± 0,1	3,5 ± 0,1	n.d.	1,7 ± 0,0	2,1 ± 0,0	4,4 ± 0,9
Sapin pectiné	4,1 ± 1,7	2,6 ± 0,9	9,4 ± 3,1	10,7 ± 2,7	6,6 ± 2,1	4,6 ± 2,3
Pin maritime	3,5 ± 1,5	6,8 ± 4,1	2,0 ± 0,1	n.d.	5,2 ± 2,0	3,0 ± 1,1
Pin sylvestre	n.d.	1,3 ± 0,0	9,6 ± 2,9	16,4 ± 3,4	3,3 ± 2,3	13,2 ± 3,7
Pins noirs	4,5 ± 0,1	3,5 ± 0,2	4,5 ± 0,1	3,5 ± 0,2	4,5 ± 0,1	7,1 ± 3,0
Pin d'Alep	6,9 ± 0,2	n.d.	13,7 ± 7,7	16,9 ± 9,4	16,5 ± 5,6	16,0 ± 8,7
Douglas	5,0 ± 0,0	4,5 ± 0,1	6,7 ± 2,4	4,5 ± 0,1	5,0 ± 0,0	4,5 ± 0,1
Mélèze	14,7 ± 9,3	6,1 ± 0,2	n.d.	6,1 ± 0,2	7,4 ± 0,3	10,2 ± 3,0
Autres résineux	9,3 ± 0,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	9,1 ± 0,0
Tous résineux	2,9 ± 0,8	2,2 ± 1,0	6,3 ± 1,3	8,3 ± 1,8	4,9 ± 0,9	7,6 ± 2,1
Toutes essences	6,0 ± 3,3	6,3 ± 4,5	7,5 ± 2,0	10,1 ± 3,8	6,7 ± 2,3	9,4 ± 3,1

Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

Précisions : Un arbre est considéré comme atteint quand il a une note d'intensité de dommage attribuée par le notateur supérieure à 20 pour une échelle allant

de 0 (absence) à 100. Une placette est considérée comme atteinte quand elle possède au moins un arbre (sur la vingtaine qui la compose) dans ce cas.

2005-2009 : moyenne des années 2005 à 2009.

2010-2014 : moyenne des années 2010 à 2014.

◆ 2.4.d. Causes primaires des dommages sylvosanitaires, par essence (pourcentage d'arbres atteints)

	Insectes		Champignons (et assimilés)		Dommages dus à un facteur abiotique	
	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014
<i>Essence</i>	<i>Pourcentage d'arbres avec un signalement significatif</i>					
Chêne pédonculé	0,3 ± 0,2	1,1 ± 0,8	2,4 ± 1,3	2,1 ± 2,2	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,3
Chêne rouvre	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0,4 ± 0,3	1,1 ± 0,6	0,1 ± 0,0	0,3 ± 0,2
Chêne pubescent	3,1 ± 1,0	1,5 ± 0,5	0,5 ± 0,6	0,3 ± 0,3	2,3 ± 1,2	1,9 ± 0,7
Chêne vert	1,1 ± 0,7	0,8 ± 0,5	3,6 ± 1,3	n.d.	4,8 ± 3,0	4,2 ± 0,7
Hêtre	0,9 ± 0,5	1,2 ± 0,6	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,9 ± 0,6	2,5 ± 1,1
Charme	0,7 ± 0,4	2,0 ± 1,2	0,4 ± 0,0	0,3 ± 0,0	2,8 ± 1,4	2,1 ± 1,5
Châtaignier	n.d.	5,8 ± 3,7	8,6 ± 1,2	13,9 ± 1,4	1,0 ± 0,6	2,9 ± 1,9
Frêne	0,3 ± 0,0	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,8	5,4 ± 2,6	0,7 ± 0,3	0,5 ± 0,2
Peupliers	1,2 ± 0,1	n.d.	11,9 ± 0,8	3,9 ± 4,9	4,4 ± 1,8	3,7 ± 2,1
Érables	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,1	n.d.	1,1 ± 0,1	1,3 ± 0,5
Bouleaux	0,6 ± 0,0	0,6 ± 0,0	n.d.	n.d.	3,9 ± 1,8	5,0 ± 2,6
Merisier	0,8 ± 0,1	3,5 ± 1,6	3,6 ± 1,1	1,3 ± 0,8	1,7 ± 1,2	4,8 ± 0,2
Autres feuillus	0,6 ± 0,4	0,3 ± 0,1	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,4	2,1 ± 1,9	1,3 ± 1,4
Tous feuillus	0,8 ± 0,2	0,9 ± 0,3	1,4 ± 0,4	1,7 ± 0,6	1,2 ± 0,2	1,5 ± 0,4
Épicéa commun	2,9 ± 0,1	0,3 ± 0,0	n.d.	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,7 ± 0,3
Sapin pectiné	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,1	1,5 ± 0,4	2,2 ± 0,3	2,0 ± 1,2	0,8 ± 0,6
Pin maritime	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,0	n.d.	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,2
Pin sylvestre	n.d.	0,2 ± 0,1	3,8 ± 0,9	4,7 ± 0,7	0,6 ± 0,5	6,6 ± 3,4
Pins noirs	0,8 ± 0,0	1,1 ± 0,8	0,7 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,9 ± 0,8	1,2 ± 0,7
Pin d'Alep	0,4 ± 0,0	n.d.	3,6 ± 2,2	2,7 ± 2,2	5,7 ± 3,4	5,7 ± 1,1
Douglas	0,6 ± 0,3	1,7 ± 0,1	1,1 ± 0,3	2,0 ± 1,4	0,3 ± 0,0	0,9 ± 0,8
Mélèze	14,0 ± 11,9	0,6 ± 0,0	n.d.	5,7 ± 0,4	2,7 ± 3,1	1,7 ± 1,3
Autres résineux	3,3 ± 1,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,3 ± 1,2
Tous résineux	0,8 ± 0,4	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,3	1,6 ± 0,3	0,9 ± 0,3	2,2 ± 0,8
Toutes essences	0,8 ± 0,3	0,6 ± 0,4	1,3 ± 0,3	1,7 ± 0,5	1,0 ± 0,3	1,8 ± 0,7

Source : Maaf (réseau systématique du suivi des dommages forestiers, Département santé des forêts)

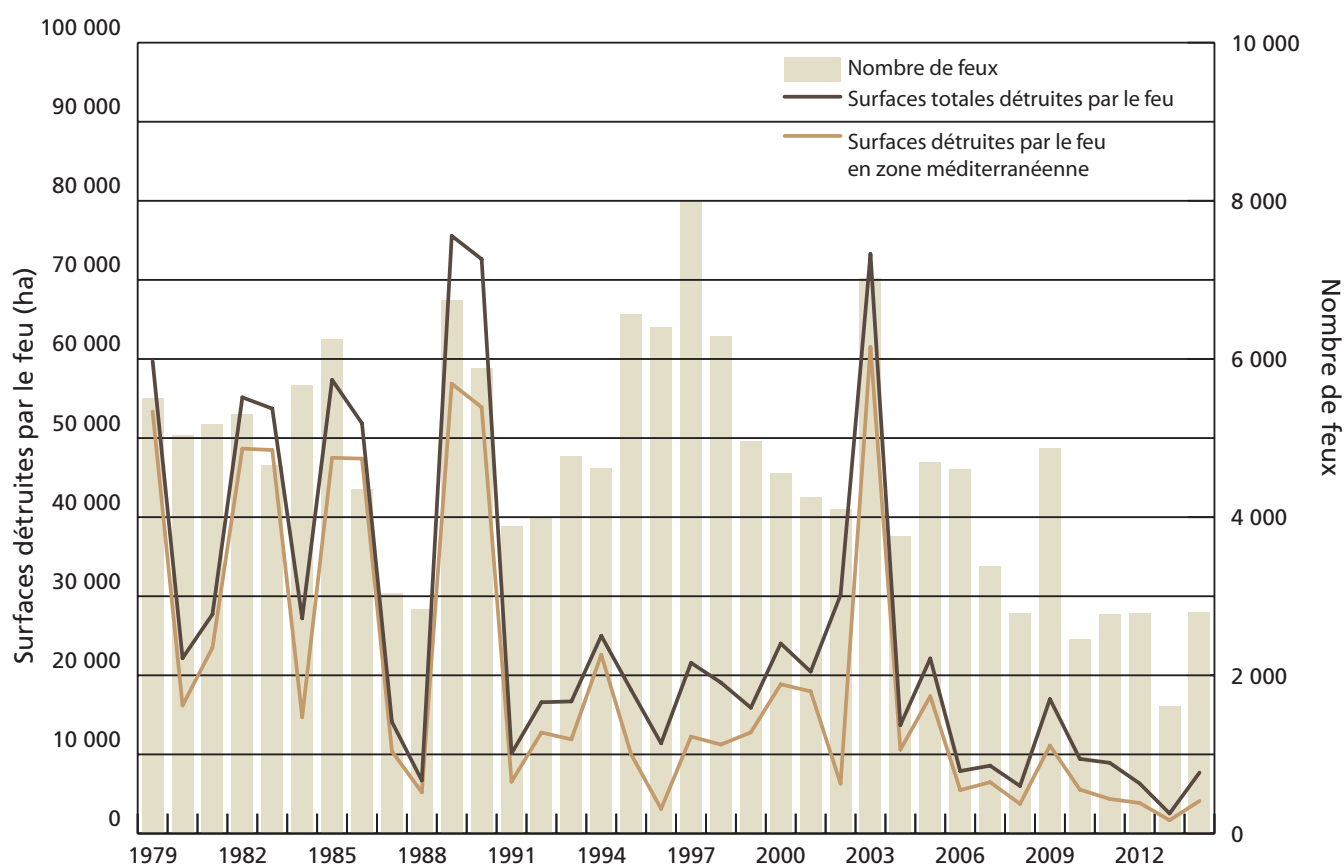
Précisions : Un arbre est considéré comme atteint quand il a une note d'intensité de dommage attribuée par le notateur supérieure à 20 pour une échelle allant de 0 (absence) à 100. Une placette est considérée comme atteinte quand elle possède au moins un arbre (sur la vingtaine qui la compose) dans ce cas.

2005-2009 : moyenne des années 2005 à 2009.

2010-2014 : moyenne des années 2010 à 2014.

Incendies subis par les peuplements forestiers

◆ 2.4.e. Incendies dans les forêts et les autres terres boisées (surfaces et nombres de feux annuels)



Source : Base de données sur les incendies de forêts en France (BDIFF), pilotée par le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et du ministère de l'Intérieur et hébergée par l'IGN

◆ 2.4.e.1. Incendies dans les forêts et autres terres boisées (surface et nombre de feux moyens par période de 5 ans)

		1980-1984	1985-1989	1990-1994	1995-1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014
Surface forestière détruite par le feu	hors zone méditerranéenne	ha/an	6 891	7 645	6 665	7 344	9 282	3 485
		% de la forêt	n.d.	n.d.	0,05	0,06	0,07	0,02
	en zone méditerranéenne*	ha/an	30 302	33 476	21 543	9 876	23 047	8 837
		% de la forêt	n.d.	n.d.	0,63	0,24	0,54	0,20
en France		ha/an	37 193	41 121	28 208	17 221	32 329	6 983
		% de la forêt	0,23	0,25	0,18	0,10	0,19	0,08
Nombre moyen de feux par an	en France		5 170	4 645	4 632	6 443	4 740	4 070
								2 490

Source : Base de données sur les incendies de forêts en France (BDIFF), pilotée par le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et du ministère de l'Intérieur et hébergée par l'IGN

Précisions : Les surfaces incendiées sont rapportées aux surfaces Teruti-Lucas (jusqu'en 2009) et IGN (à partir de 2010) pour chacune des zones considérées.

* Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse, Drôme, Ardèche.

Tempêtes subies par les peuplements forestiers

◆ 2.4.f. Tempêtes dans les forêts françaises (volumes et surfaces touchés)

	1965-1974	1975-1984	1985-1994	1995-2004	2005-2014
Volume en forêt publique (10 ⁶ m ³)	3,0	3,6	9,7	61,7	2,4
Volume en forêt privée (10 ⁶ m ³)	0,7	12	6,5	115,4	40,9
Volume total (10⁶ m³)	3,7	15,6	16,2	177,1	43,3
% du volume sur pied national	0,2	1	0,9	8,3	1,8
% de la production sur la période correspondante	-	2,6	2,2	20	4,7
Volume moyen par ha de forêt métropolitaine et par an	0,0	0,1	0,1	1,1	0,3
Moyenne des surfaces détruites (ha/an)	environ 2 500	environ 9 800	environ 9 300	environ 115 300	environ 17 000

Sources : Pour la période de 1965 à 1998 : Doll D., 1988 et ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, 2009
Pour les périodes 1995 à 2014 : IFN protocoles tempête 1999 (IFN, 2003) et 2009 (IFN, 2009b)

Précisions :

Dégâts :

- En 1995-2004 : Peuplements où plus de 10 % du couvert a été touché

- En 2005-2014 : Les chablis, les volis, les arbres déracinés ou soulevés, les arbres fortement courbés et les arbres dont le houppier est détruit à plus des deux-tiers.

Surface détruites :

- Surface où plus de 60 % de dégâts (en couvert) ont été observés.

■ Analyse

Dommages sylvosanitaires subis par les peuplements forestiers

L'indicateur actuel est sensible aux introductions des nouveaux organismes envahissants : cynips du châtaignier, chalarose du frêne. Il révèle également la fragilité des essences les plus exposées.

S'il n'est toujours pas possible à ce jour de produire des données surfaciques ou volumétriques des dommages sylvosanitaires au niveau national, la capitalisation faite sur les données du réseau systématique de suivi des dommages forestiers permet désormais de prendre en compte l'intensité des dégâts notés par les notateurs du réseau systématique depuis 2005. Il est donc possible pour cette édition des *Indicateurs de gestion durable* de présenter deux séries temporelles comparatives de mesures des principaux dommages forestiers, en sélectionnant les plus agressifs, soit ceux qui ont le plus d'impact pour les peuplements forestiers.

En effet, la présentation de la précédente édition prenait en compte la présence de tous ravageurs, indépendamment du degré de gravité des dommages causés par chacun. Or, il existe un très grand nombre de ravageurs, aux effectifs parfois pléthoriques au niveau des peuplements, qui participent de la dynamique habituelle des peuplements et ne leur causent que des dégâts légers, généralement de peu de conséquence.

En ne sélectionnant que les signalements sylvosanitaires les plus significatifs (ceux d'une intensité égale ou supérieure à 20 sur une échelle allant de 0 à 100), on esquisse une cartographie dynamique bien plus pertinente des dommages subis par les forêts.

La comparaison des deux périodes d'observation permet d'effectuer les constats suivants :

- l'augmentation franche de signalements entomologiques sur le châtaignier correspond à l'arrivée du cynips du châtaignier (*Dryocosmus kuriphilus*) en France au début des années 2010 (2.4.c et 2.4.d) ;
- sur frêne, la hausse brutale de signalements pathologiques correspond à l'arrivée brutale de la chalarose, due à *Chalara fraxinea* (2.4.c et 2.4.d) ;
- la nette diminution de signalements entomologiques sur mélèze signale la fin de la gradation de la tordeuse grise du mélèze (*Zeiraphera griseana*) à la fin des années 2000 (2.4.c et 2.4.d) ;
- l'augmentation des dégâts d'origine pathologique chez le chêne rouvre pour la période 2010-2014 s'explique par une recrudescence des mentions d'oïdium des chênes sur cette période. (2.4.c et 2.4.d) ;
- des niveaux relativement élevés de dommages abiotiques (qui correspondent en général à des causes climatiques) sont constatés sur le pin d'Alep, le châtaignier, les chênes vert et pubescent (2.4.c et 2.4.d).

Incendies subis par les peuplements forestiers

En surface et en nombre d'incendies, les dégâts occasionnés aux forêts sont en diminution en lien avec les efforts de prévention et de lutte contre les incendies. Cependant cet équilibre est fragile et des années exceptionnelles au point de vue climatique peuvent encore avoir des conséquences très importantes pour les forêts.

Les surfaces parcourues par les incendies (2.4.e) indiquent de fortes variations inter-annuelles liées essentiellement aux conditions climatiques estivales. En général, plus de deux tiers des surfaces annuelles brûlées sont en région méditerranéenne, même si cette proportion a tendance à légèrement baisser sur la dernière décennie (2.4.e.1).

Au niveau national comme en région méditerranéenne, deux périodes se dessinent. La première, qui s'achève dans les années 90, est caractérisée par la récurrence des années à fort bilan, plus fréquentes en région méditerranéenne (1979, 1982, 1983, 1985, 1986, 1989, 1990) que sur le reste du territoire. En conséquence, pendant cette période, les moyennes quinquennales des surfaces annuelles brûlées dépassent 35 000 ha pour la France et 30 000 ha pour la région méditerranéenne.

La seconde période se caractérise par une raréfaction des années catastrophiques, mais par une ampleur sans précédent de ces années exceptionnelles. Sur cette période de plus de 20 ans, la région méditerranéenne ne connaît qu'une seule année exceptionnelle, l'année 2003, mais qui constitue un

record absolu en surfaces brûlées pour cette région. Les autres années, les conditions météorologiques sont plus clémentes, et le phénomène feux de forêt semble en passe d'être maîtrisé dans cette région. Le record absolu hors région méditerranéenne a lieu en 2002 et l'année 2003 dépasse les 10 000 ha. En conséquence, le quinquennat 2000-2004 masque la tendance à la baisse des surfaces brûlées, qui s'amorce tant au niveau national que méditerranéen, à partir des années 90.

La même tendance favorable est observée pour le nombre d'incendies recensés chaque année qui baisse tendanciellement depuis la fin des années 90. Ces bons résultats peuvent être attribués pour partie aux effets combinés des dispositifs de prévention et de lutte en France, et notamment à l'efficacité de la stratégie du traitement des feux naissants. Jusqu'à présent, et sauf saison exceptionnelle, les dispositifs en place pour atténuer le risque feux de forêt jouent efficacement leur rôle.

Le bilan favorable actuel est néanmoins le fruit d'un équilibre extrêmement fragile, comme l'a montré la saison 2003, où la lutte contre l'incendie a été dépassée par une situation de sécheresse exceptionnelle.

Tempêtes subies par les peuplements forestiers

L'évolution historique des dégâts de tempête sur les peuplements forestiers fait ressortir les deux principales tempêtes des vingt dernières années :

- la double tempête Lothar et Martin de décembre 1999 a touché respectivement le Nord de la France de la Normandie jusqu'à l'Alsace et le Sud de la France, sur une bande allant de la Charente-Maritime et la Gironde jusqu'au département du Rhône ;
- Klaus, en 2009, a traversé l'Aquitaine, Midi-Pyrénées et le Languedoc Roussillon.

Ces deux tempêtes ont des profils différents (2.4.f) : les tempêtes de 1999 ont affecté une zone très importante du territoire français avec 968 000 ha environ de forêts touchées à plus de 10 % de dégâts (IFN, 2003), tandis que pour la tempête de 2009 les surfaces affectées par la tempête sont de 690 000 ha (à plus de 20 % de dégâts) (IFN, 2011), sur une zone plus restreinte. Le volume de bois abattu par rapport au volume total sur pied est plus élevé pour les tempêtes de 1999 (8 %) que pour celle de 2009 (2 %), cette dernière ayant touché une plus faible part du territoire.

Toutefois, certains départements comme la Gironde et la Dordogne ont subi les deux tempêtes sur une période de dix ans, entraînant une forte déstabilisation des peuplements et de la gestion forestière. À ces dégâts de tempête s'ajoutent des dégâts collatéraux : la forte augmentation de bois mort sur les parcelles a entraîné une recrudescence des scolytes, qui ont détérioré non seulement les bois tombés, mais aussi les bois sains sur pied, conduisant à un surplus de mortalité de 12 à 18 % (IFN-Inra, 2010).

Suite à ces événements climatiques, des recherches ont montré que la vulnérabilité des forêts face aux tempêtes dépendait de la vitesse du vent en rafale, à la hauteur des arbres et aux caractéristiques du sol et des paysages (IGN-Inra-CNPF-CRPF Aquitaine, 2012). Des stratégies sylvicoles ont donc été proposées pour atténuer la vulnérabilité des peuplements forestiers aux tempêtes :

- diversification des massifs en sélectionnant de nouvelles essences plus résistantes aux rafales de vent ;
- restauration des mélanges d'essences (GPMF, 2012) : mise en place de lisières de feuillus, maintien des îlots de chênes au milieu des plantations de pins maritimes, etc ;
- diminution de la durée des cycles sylvicoles qui réduisent le risque et la durée d'exposition au risque (Riou-Nivert P., 2004).

■ Sources des données et méthodologie

■ Dommages sylvosanitaires subis par les peuplements forestiers

◆ Producteur de données

Le Département de la santé des forêts (ministère chargé de l'agriculture) - <<http://agriculture.gouv.fr/departement-de-la-sante-des-forets>>

◆ Méthodologie

La notation s'appuie sur un manuel rédigé au niveau national. Seules les placettes dont le peuplement a atteint une hauteur et un diamètre minimaux sont prises en compte. Ces placettes sont situées sur les nœuds forestiers d'un maillage de 16 km de côté couvrant l'ensemble du territoire national métropolitain.

Le relevé de problème sylvosanitaire est effectué au cours de chaque été depuis 2005. La notation se fait par des techniciens forestiers spécialisés dans le diagnostic sylvosanitaire, les notateurs du Réseau systématique de suivi des dommages forestiers, pour la plupart correspondant-observateurs du DSF (des forestiers de terrain de l'ONF, des CRPF et des services de l'État).

La notation s'appuie sur un manuel rédigé au niveau national, et dont la dernière grande révision date de 2011. Lors de cette réédition, une légère correction dans la façon de noter les problèmes sylvosanitaires a amené les notateurs à préciser leurs signalements. Cette nouvelle méthode a rendu impossible la comparaison selon le calcul de l'ancienne méthode utilisée lors des précédentes éditions des *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises*. En revanche, la prise en compte de l'intensité des problèmes sylvosanitaires signalés a permis tout à la fois de gommer cette légère incohérence (dans la mesure où la proportion de signalements significatifs a peu évolué) et de fournir des résultats plus intéressants quant à l'interprétation de ceux-ci.

Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers a été densifié à partir de 2011, surtout au sein de la région méditerranéenne. Le taux de placettes et d'arbres atteints par des dommages sylvosanitaires est peu affecté par cette densification car les dommages en part relative n'ont pas été plus importants dans la zone méditerranéenne qu'ailleurs (contrairement au déficit foliaire observé en 2.3.).

◆ Bibliographie

Quelques indicateurs de la santé des forêts françaises (1989-2014), Louis-Michel Nageleisen - <http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/thermometre_sante_foret_2014v2.pdf>

■ Tempêtes subies par les peuplements forestiers

◆ Méthodologie

Pour la période de 1965 à 1998, les dégâts sont estimés à partir des chiffres de l'ONF et du ministère de l'agriculture et de la pêche, pour les seuls chablis exceptionnels, en ne prenant donc pas en compte les volumes de chablis récoltés régulièrement en montagne à la sortie de l'hiver. Pour la forêt privée, la plupart des chiffres sont issus de la thèse de Doll (1988) ; l'équivalent-surface des volumes détruits par an est calculé à partir du volume moyen par hectare des futaies régulières, type de peuplement le plus souvent affecté par les chablis.

Pour la tempête 1999, l'estimation des dégâts a été réalisée par l'IFN à partir de l'interprétation de photographies aériennes principalement.

Pour la tempête 2009, les estimations ont été faites par l'IFN par des retours sur les points terrain qui avaient été inventoriés avant tempête. Le volume de chablis exceptionnels de 2000 à 2008 est nul.

Chacune des périodes ayant été étudiées avec des protocoles différents des ruptures de continuité des résultats peuvent être présentes. Ces résultats sont donc à prendre principalement comme des ordres de grandeur.

◆ Bibliographie

Doll D., 1988. Les cataclysmes météorologiques en forêt, Thèse de doctorat, Université de Lyon II, Lyon, 676 p.

GPMF, 2012. Situation sanitaire et diversification. *Les cahiers de la reconstitution*, 2, Groupement d'intérêt scientifique Groupe Pin maritime du futur, Cestas, 12 p.

IFN, 2003. Les tempêtes de décembre 1999 - Bilan national et enseignements. *L'IF*, 2, IFN, Nogent-sur-Vernisson, 8 p., <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/L_IF_no02_tempetes.pdf> (consulté le 10 juillet 2015).

IFN, 2011. Tempête KLAUS du 24 janvier 2009 : 234 000 hectares de forêt affectés à plus de 40 % - 42,5 millions de mètres cubes de dégât. *L'IF*, 21, IFN, Nogent-sur-Vernisson, 12 p., <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/IF21_internet.pdf> (consulté le 10 juillet 2015).

IGN, non daté. Evaluation des dégâts de la tempête Klaus, <<http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?rubrique23>> (consulté le 1^{er} avril 2015).

IFN-Inra, 2010. Etude prospective et mise à jour de la ressource en pin maritime du massif des landes de Gascogne après la tempête Klaus du 24 janvier 2009, rapport d'étude, Ministère de l'Agriculture-IFN-Inra, Nogent-sur-Vernisson et Cestas, 39 p.

IGN-Inra-CNPF-CRPF Aquitaine, 2012. Evaluation des facteurs de résistance au vent des peuplements de pin maritime après la tempête Klaus à l'aide des données de l'inventaire forestier, rapport d'étude, IGN-Inra-CNPF-CRPF Aquitaine-Région Aquitaine, 77 p.

Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la pêche, 2009. Prévention des incendies de forêts, Dossier de presse, Paris, 26 p.

Riou-Nivert P., 2004. Stabilité au vent : premier bilan avant de nouveaux résultats, article en ligne, CNPF, <<http://www.foretpriveefrancaise.com/stabilite-au-vent-premier-bilan-avant-de-nouveaux-resultats-150318.html#ANC150324>> (consulté le 22 mai 2015).

Auteurs : Fabien Carouille (Département de la santé des forêts, Maaf), Marine Dalmasso et Cécile Haëck (IGN), Eric Rigolot (Inra)

2.4.1. Populations d'ongulés sauvages dans les forêts métropolitaines

2.4.1.a. Répartition de la superficie forestière selon le nombre d'espèces d'ongulés

2.4.1.b. Tableaux de chasse ongulés

2.4.1.c. Prélèvements annuels de cerfs élaphe de 1973 à 2013

2.4.1.d. Prélèvements annuels de chevreuils de 1973 à 2013

2.4.1.e. Prélèvements annuels de sangliers de 1973 à 2013

2.4.1.f. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de cerf élaphe aux 100 ha boisés

2.4.1.g. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de chevreuil aux 100 ha boisés

Avertissement : La grande faune sauvage constitue un élément important des écosystèmes forestiers, elle est ici abordée sous l'angle de son impact potentiellement négatif pour les arbres, du fait notamment de leur pression d'herbivorie. Aucune méthode ne permet de recenser les populations à grande échelle. Les statistiques de prélèvements par la chasse sont les seules données disponibles permettant d'apporter des indications sur les tendances d'évolution des populations d'ongulés chassés et d'estimer leurs effectifs. Elles sont donc très utilisées par les gestionnaires, et plusieurs études ont été réalisées afin de montrer qu'elles permettent de suivre l'évolution des populations de manière pertinente sur les moyen et long termes malgré de nombreux écueils (les différences entre deux années ne sont pas nécessairement causées par des différences d'abondance : changement du mode de chasse, mise en place du plan de chasse, erreurs dans la collecte des données, variabilité du nombre de chasseurs, etc.).

En résumé, et malgré les limites indiquées, il est possible d'affirmer que si les prélèvements augmentent, ceci devrait conduire à court terme à une diminution des effectifs. Mais si à moyen ou long terme les prélèvements augmentent encore, c'est qu'ils ne suffisent pas à stabiliser la population et que les effectifs continuent à croître.

Objet de l'indicateur

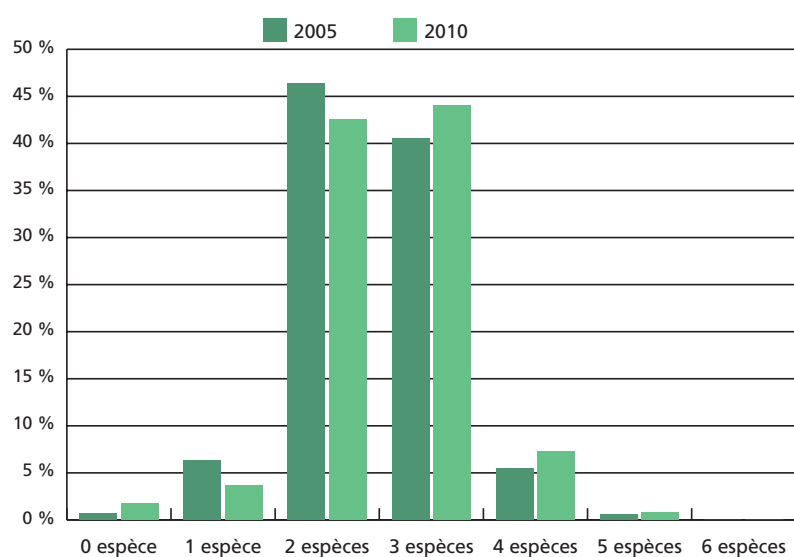
Toute augmentation des populations d'ongulés sauvages se traduit par une pression accrue sur le milieu forestier et agricole ; notamment par une consommation supplémentaire de végétation (pression d'herbivorie). Cet indicateur suit, indirectement, à travers les prélèvements par la chasse (**2.4.1.b, 2.4.1.c, 2.4.1.d, 2.4.1.e, 2.4.1.f, 2.4.1.g**) l'évolution des populations d'ongulés sauvages : le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le sanglier (*Sus scrofa*), le chamois (*Rupicapra rupicapra*), l'isard (*Rupicapra pyrenaica*), les mouflons (*Ovis gmelini musimon x Ovis Sp* et *Ovis gmelini musimon- var. corsicana*), le daim (*Dama dama*), le cerf sika (*Cervus nippon*), et le bouquetin (*Capra ibex*).

Cet indicateur suit également le degré de cohabitation des différentes espèces d'ongulés sauvages sur des territoires communs (**2.4.1.a**). Ce dernier informe sur la complexité du pilotage de l'équilibre sylvo-cynégétique car la présence simultanée de plusieurs espèces implique la mise en œuvre de mesures de gestion adaptées à chaque espèce. Par ailleurs, les différentes espèces d'ongulés n'ayant pas les mêmes types de comportements alimentaires ou biologiques, la superposition de plusieurs espèces sur un même territoire peut entraîner des impacts cumulés sur certaines essences forestières (mêmes préférences alimentaires) ou successifs, les fragilisant d'autant plus (par exemple le chevreuil consomme les semis de sapin de un an puis le cerf les semis déjà ramifiés, le chevreuil frotte des tiges de moins de 3 cm de diamètre et le cerf celles de 3 à 5 cm).

Il est à signaler que le cerf sika est une espèce exotique invasive, introduite par l'homme, et indésirable à l'état libre en France.

Résultats

2.4.1.a. Répartition de la superficie forestière selon le nombre d'espèces d'ongulés



Source : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC », croisement des données espèces (présence et aires de répartition) avec la carte forestière (IFN, 1996), Corse incluse

Espèces concernées : chevreuil, sanglier, daim et cerf sika (présence par commune), cerf et ongulés de montagne, bouquetin inclus.

2.4.1.b. Tableaux de chasse ongulés

Espèces	1973	1983	1993	2013	Progression sur les 20 dernières années	Progression sur les 30 dernières années	Progression sur les 40 dernières années
Cerf élaphe	5 395	9 076	17 525	57 944	x 3,3	x 6,4	x 10,7
Chevreuil	51 010	89 443	261 418	553 632	x 2,1	x 6,2	x 10,9
Sanglier	35 893	82 072	199 619	550 619	x 2,8	x 6,7	x 15,3
Chamois	2 518	4 008	5 458	12 248	x 2,2	x 3,1	x 4,9
Isard	800	961	2 062	2 679	x 1,3	x 2,8	x 3,3
Mouflon	94	682	1 412	3 190	x 2,3	x 4,7	x 33,9
Daim	427	179	497	1 120	x 2,3	x 6,3	x 2,6
Cerf sika	57	/	65	132	x 2,0	/	x 2,3

Source : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC »

Précisions :

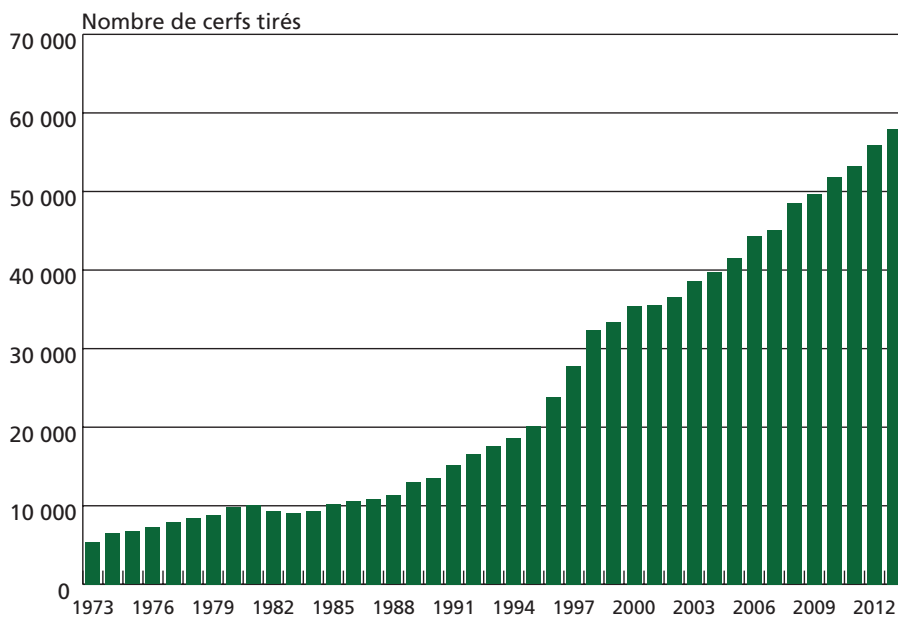
1973 : réalisations de la saison 1973-1974.

1983 : réalisations de la saison 1983-1984.

1993 : réalisations de la saison 1993-1994.

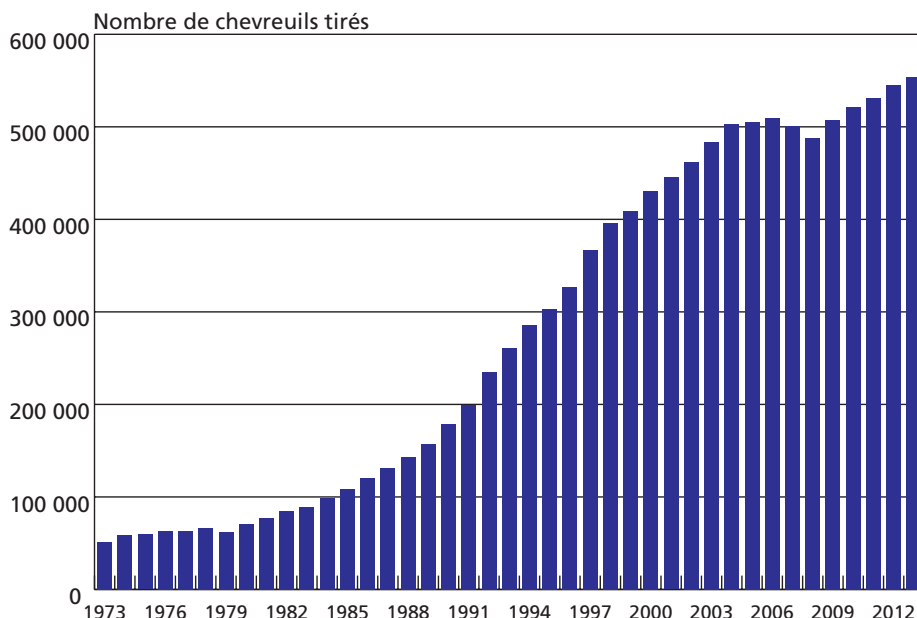
2013 : réalisations de la saison 2013-2014.

◆ 2.4.1.c. Prélèvements annuels de cerfs élaphe de 1973 à 2013



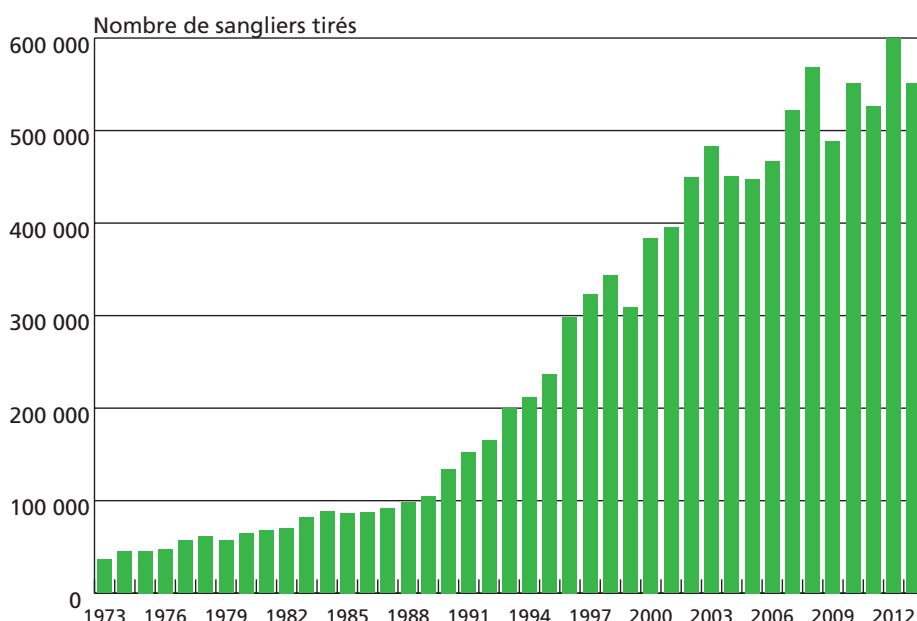
Source : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC »
 Précisions : Réalisations hors parcs et enclos.

◆ 2.4.1.d. Prélèvements annuels de chevreuils de 1973 à 2013



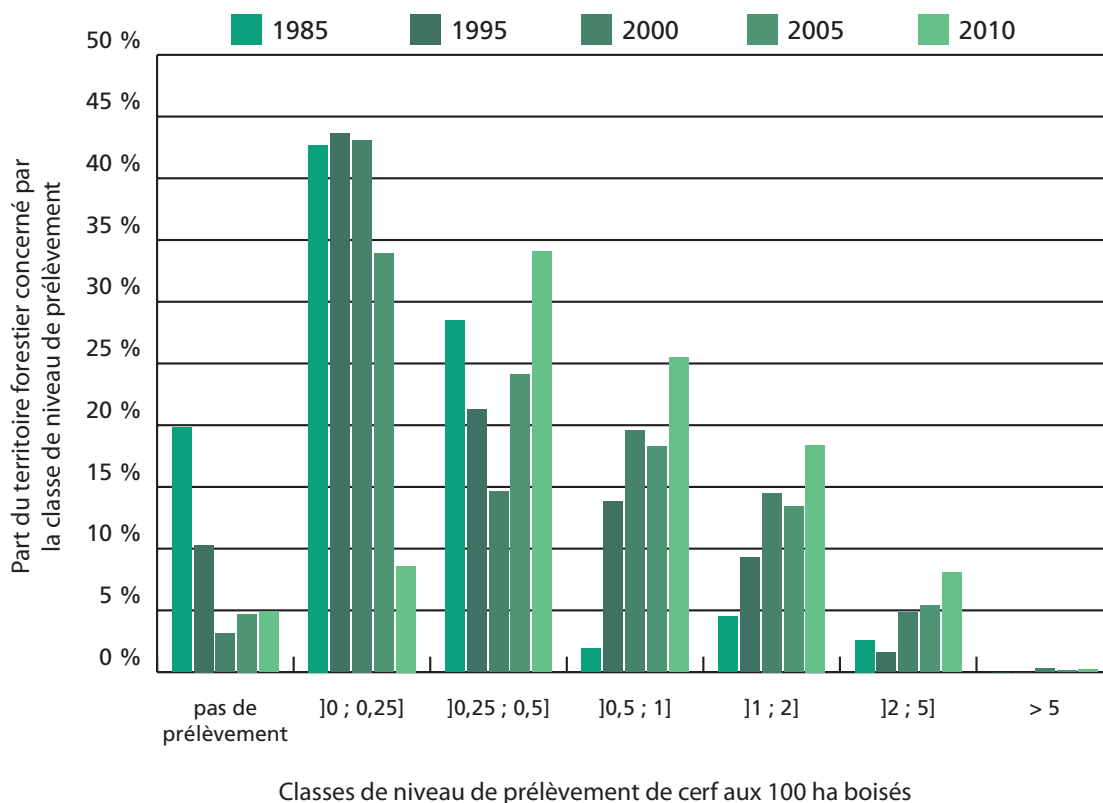
Source : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC »
 Précisions : Réalisations hors parcs et enclos.

◆ 2.4.1.e. Prélèvements annuels de sangliers de 1973 à 2013



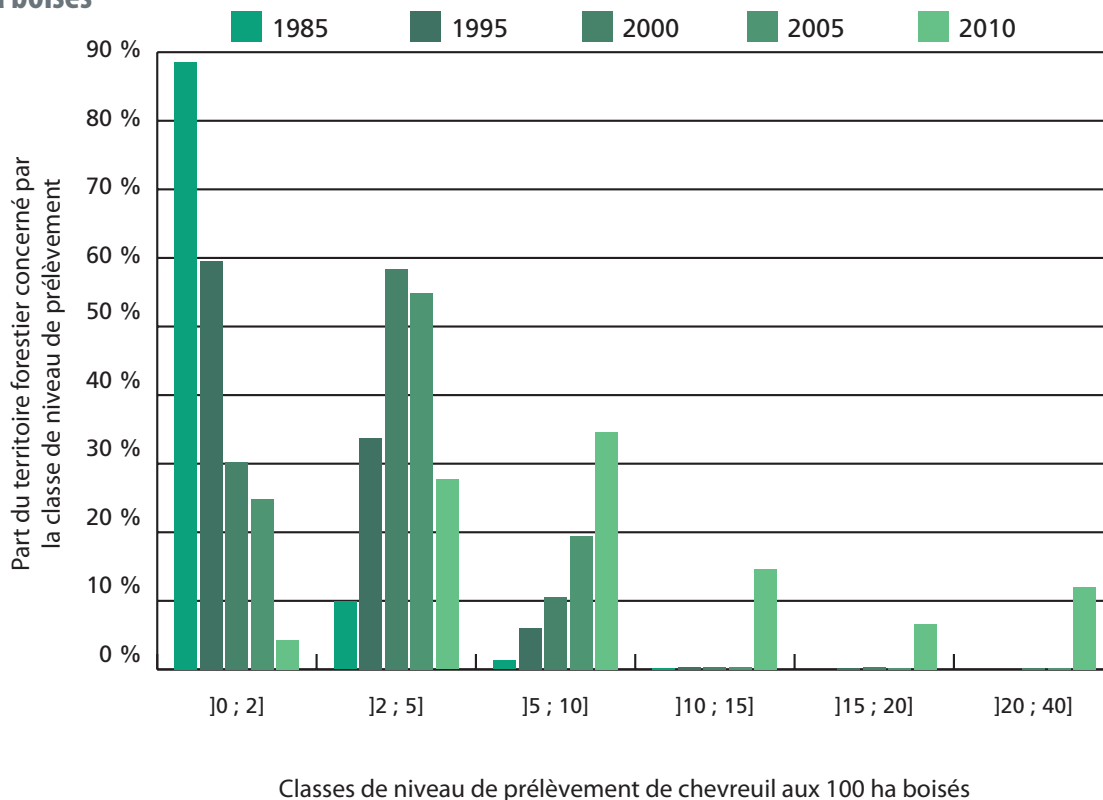
Source : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC »
 Précisions : Réalisations hors parcs et enclos.

◆ 2.4.1.f. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de cerf élaphe aux 100 ha boisés



Sources : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC », enquête quinquennale « répartition du cerf en France » et IFN pour la carte forestière (1996)
 Précisions : Niveau de prélèvement calculé à partir du nombre de cerfs tués par massif (enquête par massif) rapporté à la superficie forestière (carte forestière) de celui-ci, Corse comprise.

◆ 2.4.1.g. Répartition de la superficie forestière selon les densités de prélèvement de chevreuil aux 100 ha boisés



Sources : Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC », enquête quinquennale « tableaux de chasse communaux du chevreuil en France » et IFN pour la carte forestière (1996)
 Précisions : Niveau de prélèvement calculé à partir du nombre de chevreuils tués par commune (enquête communale) rapporté à la superficie forestière (carte forestière) de celle-ci, Corse comprise.

■ Analyse

Globalement, toutes les espèces d'ongulés sauvages progressent au niveau national et cette évolution se fait non seulement par une augmentation locale des densités mais aussi par une expansion géographique avec recouvrement des aires de répartition des différentes espèces.

L'augmentation des tableaux de chasse de tous les ongulés chassés en France illustre l'importante progression de ces espèces au cours des trente dernières années (2.4.1.b), en particulier sur les milieux forestiers puisqu'en moyenne les forêts représentent environ 40 % des territoires occupés par les ongulés sauvages (Saint-Andrieux et Barboiron, 2014).

Le régime alimentaire des ongulés - herbivores stricts ou omnivores - varie selon les conditions bioclimatiques locales. Les végétaux tels que les feuilles et les jeunes pousses d'arbres, feuillus et conifères, les fruits (glands, faines, châtaignes) ou encore les écorces, peuvent tenir une part importante du régime alimentaire à certaines saisons voire toute l'année. Mais, le plus souvent, ces aliments ne sont utilisés qu'aux périodes où les feuilles d'arbustes et les plantes herbacées font défaut, particulièrement en hiver et au printemps dans les biotopes où l'enneigement est abondant et durable. Les ongulés mâles peuvent aussi - par des comportements de marquage territorial ou de frayure pour les cervidés - endommager des jeunes arbres en frottant leurs bois ou leurs cornes sur les tiges. En tout état de cause, l'augmentation des populations d'ongulés se traduit par une hausse des impacts sur les habitats fréquentés, qu'ils soient agricoles ou forestiers.

Ces dernières années les ongulés de plaine ont colonisé les milieux montagnards alors que les ongulés de montagne ont investi les milieux de basse altitude. Actuellement, sur plus de 50 % de la superficie des forêts françaises cohabitent au minimum trois espèces d'ongulés (2.4.1.a).

L'analyse des tableaux de chasse annuels montre que la progression du cerf élaphe est régulière sur l'ensemble du territoire national (2.4.1.c). Le chevreuil a marqué un ralentissement de sa progression en 2007/2008, mais celle-ci est à nouveau régulièrement à la hausse depuis 2009 (2.4.1.d). Les tableaux de chasse de sanglier révèlent une tendance générale à la hausse malgré des variations d'une année à l'autre (2.4.1.e).

Les données issues de l'enquête zoo-géographique des massifs à cerf élaphe, réalisée tous les cinq ans depuis 1985, permettent de suivre l'aire de répartition du cerf et par recoupement avec les surfaces forestières cartographiées de calculer les réalisations aux 100 ha boisés (2.4.1.f). Depuis cette date, la progression du cerf élaphe a été spectaculaire, tant du point de vue de la superficie occupée que des effectifs présents ou des prélèvements réalisés par les chasseurs. Très variée, son aire de présence recouvre pratiquement tous les milieux rencontrés en France, les forêts de feuillus et les terres arables étant les plus représentées. Le cerf élaphe a surtout colonisé les milieux montagnards entre 1985 et 2005, mais depuis 2005 c'est sur les terres arables que son aire de répartition s'est le plus étendue.

En 1985, le cerf élaphe occupait 26 % des forêts françaises, 31 % en 1995, 39 % en 2000, 45 % en 2005 et 49 % en 2010. En 25 ans, les superficies forestières avec des faibles prélèvements de cerf sont en nette diminution, et les massifs forestiers à très forts prélèvements de cerfs (2.4.1.f) font leur apparition.

Le chevreuil occupait en 1985 94 % des forêts françaises, et 99 % depuis 1995. Il est absent de Corse. En 25 ans, la proportion de forêts avec de faibles prélèvements de chevreuil est en nette diminution, et la fréquence des classes de prélèvement élevées augmente sensiblement (2.4.1.g).

■ Sources des données et méthodologie

◆ Producteur de données

Le réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC »

<<http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Ongules-sauvages-ru104>>

<<http://www.oncfs.gouv.fr/Cartographie-ru4/Le-portail-cartographique-de-donnees-ar291>>

◆ Méthodologie

Dans le cadre de ses missions, l'ONCFS réalise depuis plus de 30 ans, le suivi des populations de grands ongulés en France. Le réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC » actuel concerne toutes les espèces d'ongulés sauvages présentes en France, en plaine comme en montagne. Il fonctionne par des enquêtes réalisées auprès des interlocuteurs techniques du réseau, un de la Fédération départementale des chasseurs et un du service départemental de l'ONCFS pour chaque département. Les prélèvements cynégétiques sont collectés annuellement par département pour toutes les espèces chassables auprès des fédérations départementales des chasseurs. Le cerf élaphe, le daim, le cerf sika, le chamois, l'isard, les mouflons et le bouquetin, font l'objet d'enquêtes périodiques qui permettent de cartographier précisément leur distribution spatiale.

Selon les départements et les espèces la fiabilité des données tableaux de chasse est plus ou moins bonne. Dans les départements à déclaration immédiate des animaux tirés, avec contrôle éventuel de l'animal, la fiabilité peut avoisiner les 95 %. En moyenne pour 80 % des départements la fiabilité de l'information dépasse les 80 %.

◆ Bibliographie

Saint-Andrieux C., Barboiron A., Guibert B., 2014. Le daim européen et le cerf sika continuent de progresser en France, *Faune Sauvage*, 304, 21-31.

Saint-Andrieux C., Barboiron A., 2014. Tableaux de chasse ongulés sauvages saison 2013-2014, *Faune Sauvage*, 304, 8 p. Supplément détachable.

Saint-Andrieux C., Barboiron A., Corti R., Guibert B., 2012. La progression récente des grands ongulés sauvages en France, *Faune Sauvage*, 294, 10-17.

Corti R., 2012. Inventaire des populations d'ongulés de montagne réalisé en 2011, rapport, ONCFS, Paris, 51 p. Rapport disponible sur internet : <<http://www.oncfs.gouv.fr/Ongules-de-montagne-bouquetin-chamois-isard-ru244/Inventaire-des-ongules-de-montagne-en-2011-ar1405>> (consulté le 16 novembre 2015).

Saint-Andrieux C., 2010. Le réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-FDC » et le suivi de la progression numérique et spatiale de ces espèces en France, rapport, ONCFS, Paris. 48 p. Rapport disponible sur internet : <http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/ongules/reseau_ongules_sauvages_oncfs_fnc.pdf> (consulté le 16 novembre 2015).

Auteurs : Christine Saint-Andrieux et Aurélie Barboiron (ONCFS)