



INRA, Centre de Bordeaux
UMR TCEM
71, Avenue Edouard Bourlaux – BP 81
33 883 Villenave d'Ornon Cedex



ENITA de Bordeaux
UMR TCEM
1 cours du général de Gaulle
33175 Gradignan Cedex

Mémoire de fin d'études

Maintien de la qualité des sols des écosystèmes forestiers : Utilisation d'indicateurs de gestion durable dans le massif forestier des Landes de Gascogne

Laurent AUGUSTO, Etienne SAUR, Mark BAKKER, Christian MOREL

Projet cofinancé par :
Union Européenne
INTERREG IIIB Espace Atlantique
Initiative Communautaire FEDER



INTRODUCTION

En tant que support d'ancrage, réserve en nutriments et interface entre la plante et l'environnement, les sols forestiers constituent un enjeu vital dans la conservation des forêts. Dans ce contexte, il est important de pouvoir suivre la qualité des sols sur le court et le moyen terme.

Toutefois, il est assez largement admis qu'il n'existe pas d'indicateur unique et universel de la qualité d'un sol forestier (Fox, 2000), mais plutôt toute une série d'indicateurs utilisables conjointement et dont la liste dépend du contexte régional (Doran et Jones, 1996 ; Schoenholtz *et al.*, 2000). Compte tenu de cela, une liste d'indicateurs a été définie dans le projet FORSEE (cf. Tableau ci-dessous).

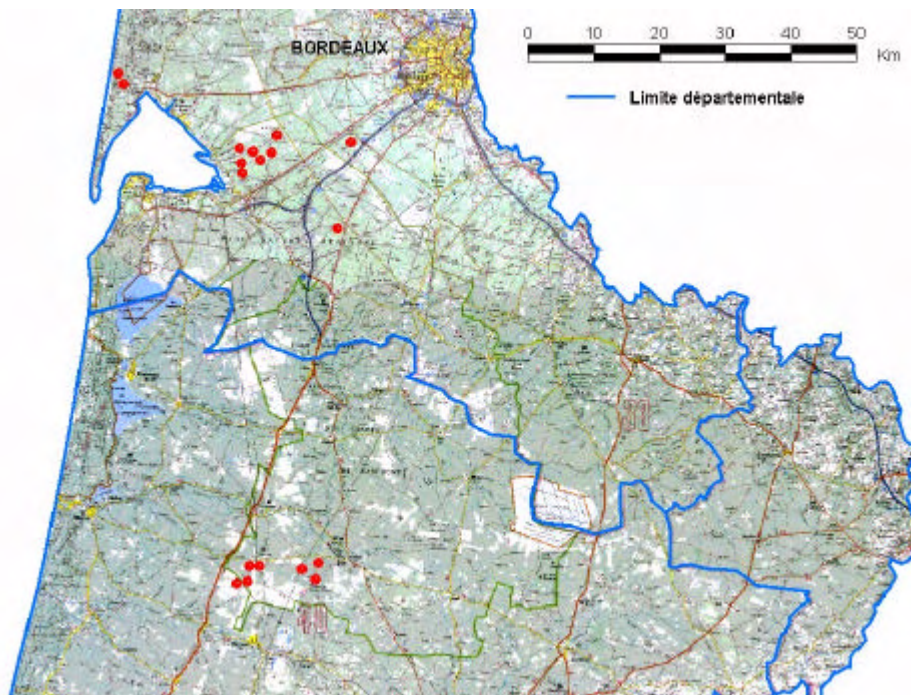
Critère	N°	Indicateur	Texte complet	Sous-indicateur	Priorité d'évaluation
C5 : Maintien de la qualité des sols des écosystèmes forestiers	2.4	Physique	Paramètres physiques du sol intervenant dans la qualité des sols	Matériau parental	1
				Texture	1
				Densité apparente	1
				Réserve utile en eau	1
	2.4	Chimie	Paramètres chimiques du sol	Stock de litière	1
				C _{total}	1
				N _{total}	1
				C/N	1
				P _{biodisponible}	1
				P _{total}	2
				P _{extractible}	1
				CEC _{total}	1
				S/T	1
				K, Ca, Mg _{total}	2
				K, Ca, Mg, Na _{échangeable}	1
	H, Al, Mn _{échangeable}	1			
pH	1				
2.4	Biologie	Biologie du sol	N _{minéralisable}	2	
2.4	Biogéochimie		Bilan de fertilité	2	

Ces indicateurs ont été testés sur le massif forestier landais. Dix-huit peuplements ont été échantillonnés (litière ; 0-15 cm ; 15-30 cm ; 30-60 cm ; 60-90 cm ; 90-120 cm). Sur chaque placette, 54 échantillons ont été récoltés (soit un total de 972 échantillons sur les 18 peuplements) puis regroupés en 6 échantillons composites (total = 108 échantillons dont 18 de litière et 90 de sol).

Parallèlement à ces indicateurs de gestion durable sur le long terme, des indicateurs de gestion durable sur le court terme ont été testés sur 7 parcelles forestières.

Idéalement, les indicateurs qui seront sélectionnés (suite aux résultats du projet FORSEE) pourraient être mis en œuvre dans le cadre du réseau européen de suivi des écosystèmes forestiers. En pratique, le suivi des sols requiert une logistique lourde et aucun suivi régulier et pérenne n'a vu le jour à l'échelle continentale. A l'échelle nationale, un tel suivi des sols forestiers n'existe pas non plus, mais il est envisagé de les intégrer à moyen terme au réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) dont la mise en place a commencé depuis plusieurs années sur les sols agricoles.

Localisation des peuplements échantillonnés :



Tous les indicateurs de priorité 1 ont été testés. Parmi les indicateurs de priorité 2, seuls les bilans de fertilité sont encore en cours d'évaluation.

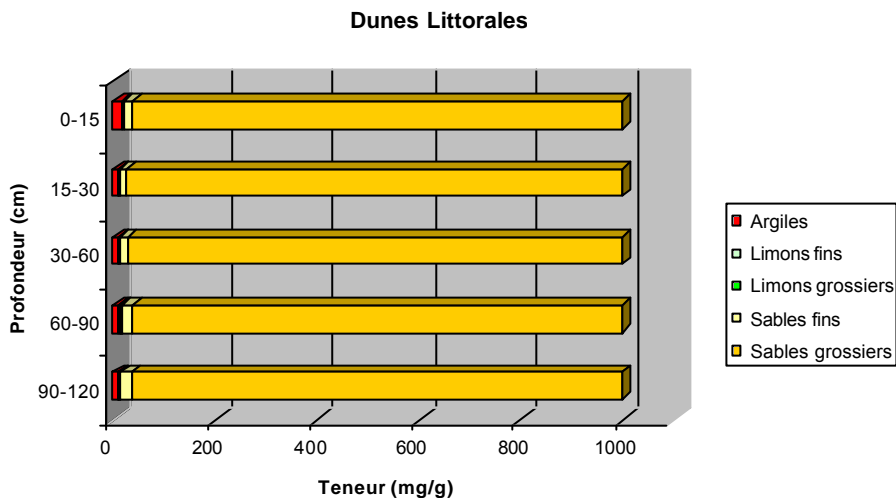
RESULTATS ET RECOMMANDATIONS

En tant que support d'ancrage, réserve en nutriments et interface entre la plante et l'environnement, les sols forestiers constituent un enjeu vital dans la conservation des forêts. Dans ce contexte, il est important de pouvoir suivre la qualité des sols sur le court et le moyen terme.

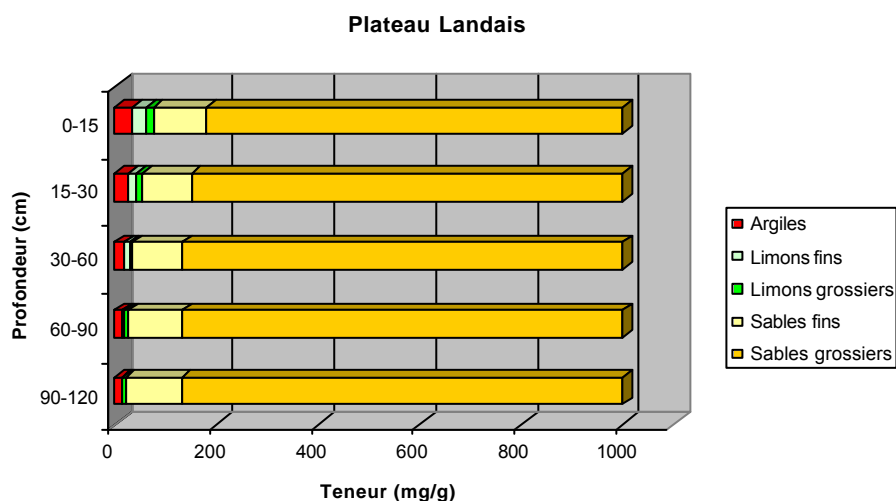
✍ Texture des sols

La texture des sols landais est particulièrement grossière (92-99% de sables) et relativement homogène.

Dans les dunes littorales, la texture est d'une grande homogénéité, même en profondeur avec 98-99% de sables :



Dans le plateau landais, les sols sont relativement moins grossiers. Ils présentent également une augmentation significative des fractions fines près de la surface du sol par rapport aux horizons les plus profonds :

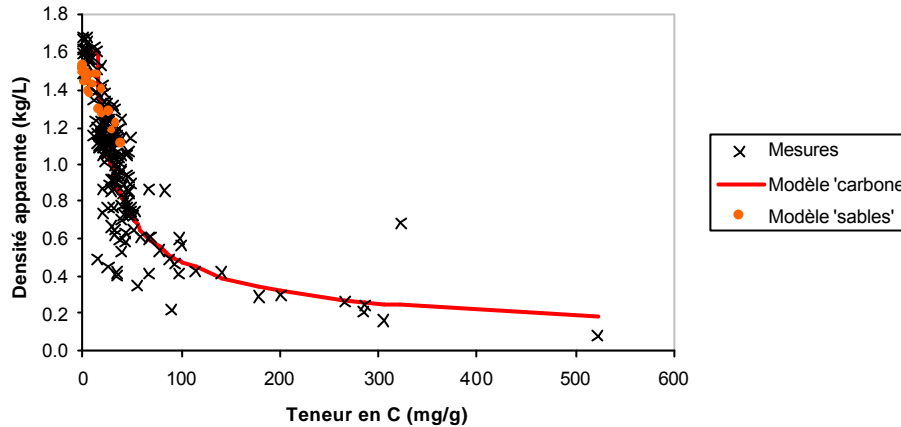


Rappelons tout d'abord que la texture n'est pas un indicateur en soit. Mais qu'elle est nécessaire au calcul ou à l'estimation de certains indicateurs (densité apparente ; CEC ; réserve utile en eau). Cette variable n'a pas besoin d'être suivi dans le temps mais requière d'être investiguée au moins une fois.

✎ Densité apparente des sols

Comme dans tous les sols forestiers, la densité apparente varie considérablement depuis sa partie superficielle jusqu'aux horizons les plus profonds (0.1-1.7 kg/L) :

Estimation de la densité apparente



Les fonctions d'estimation de la densité apparente font intervenir classiquement la teneur en carbone et la texture du sol. Dans le contexte landais, où la granulométrie est très homogène, seule la teneur en carbone est nécessaire :

Pour les sols où $C < 15$ mg/g : $Da = 1.6$ kg/L

Dans les autres cas : $Da = 7.0345 \times C^{-0.5826}$ kg/L

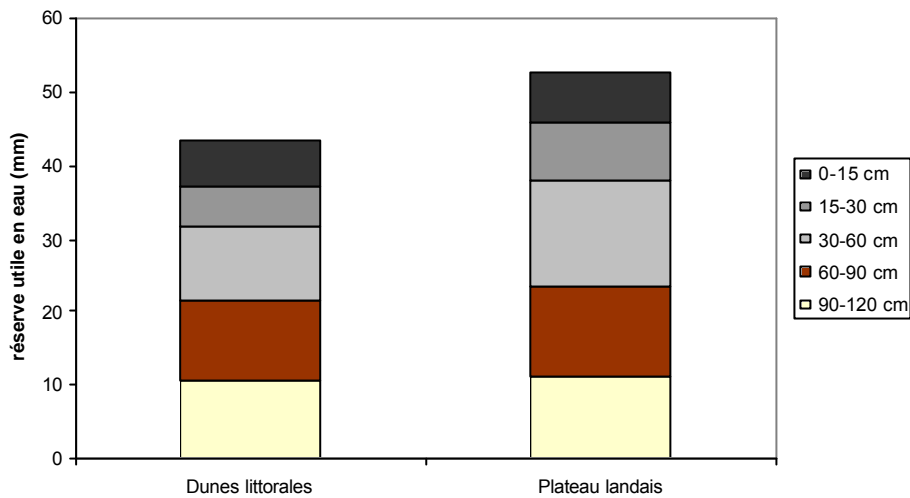
Dans le cas où la teneur en C serait inconnue, il est possible d'estimer Da à partir de la teneur en sables (en %), mais seulement pour les horizons non superficiels (> 20 cm de profondeur) :
 $Da = 0.0408 \times \text{Sables}$

La densité apparente est un bon indicateur des perturbations physiques du sol par tassement, y compris dans les sols sableux (Dousseron, 2006). Par exemple, la densité apparente du sol après un passage d'engin sylvicole est d'environ 25% plus élevée que dans une zone non perturbée. Toutefois, cette perturbation est de relativement courte durée par rapport au cycle sylvicole landais (Dousseron, 2006).

Remarque : dans les sols moins grossiers que ceux du massif landais, cette variable peut constituer un bon indicateur tant par sa facilité d'utilisation que par son coût.

☞ Réserve utile en eau des sols

La réserve utile des sols landais est relativement faible (40-60 mm pour 120 cm de profil). Ceci est lié à la texture grossière de ces sols. Les sols dunaires sont encore plus limitant que ceux du plateau landais :



Ceci est lié à leur extrême pauvreté en argiles, en limons fins et en carbone. En effet, la réserve utile est calculée de la manière suivante (RU en mm ; épaisseur en cm) :

$$RU = (2,7 + (0,05 \times \% \text{Argiles}) + (0,03 \times \% \text{Limons fins}) + (0,02 \times MO) - (0,05 \times C/N)) \times D \times Ep$$

(Chossat, 1992)

D'autres formules, non limitées au contexte landais, donnent des estimations plus élevées de la RU des podzols landais (jusqu'à 150 mm). Nous n'avons pas cherché à valider le modèle d'estimation de la réserve utile qui était à notre disposition. En toute rigueur, il conviendrait de la faire pour chaque région où cette estimation sera à faire.

L'alimentation en eau est l'une des composantes vitales du bon état écophysologique des forêts. Il est donc important de connaître la capacité des sols à fournir de l'eau à la végétation. Par ailleurs, du fait des changements globaux, il est probable que les stress hydriques deviennent plus fréquents. Enfin, la réserve utile des sols étant dépendante de leur teneur en carbone et de leur densité apparente, elle est susceptible d'évoluer à la fois sous l'action de la sylviculture et du climat.

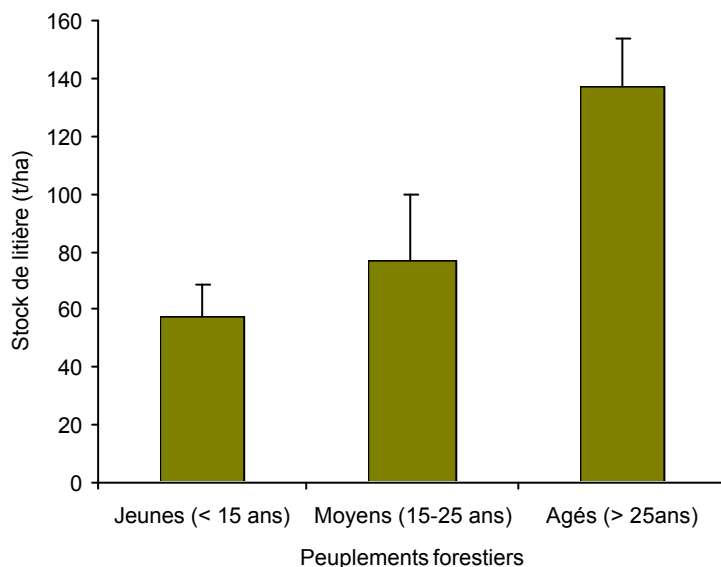
Remarque : il est envisageable que les arbres s'alimentent directement dans la nappe (hypothèse qui reste à être testée).

✍ Stocks de litière

Les teneurs en nutriments des litières peut varier de manière significative : C=161-399 ; N=4.5-12.2 ; P=0.17-0.36 ; K=0.43-1.54 ; Ca=1.96-5.18 ; Mg=0.77-1.85 (en g/kg). Toutefois, c'est bien le poids de litière qui est principal déterminant du stock de nutriments qu'il contient (cf. ci-dessous) : C=11.2-71.9 (en t/ha) ; N=231-1924 (en kg/ha) ; P=11-65 (en kg/ha) ; K=32-142 (en kg/ha) ; Ca=104-812 (en kg/ha) ; Mg=41-321 (en kg/ha). On retrouve donc le même effet de l'âge du peuplement associé à l'effet des perturbations du sol.

Les stocks de litière sont très variables (50-200 t/ha). Ceci est le résultat de la gestion intensive qui est pratiquée dans le massif landais. En effet, les perturbations du sol et de la litière tendent à incorporer celle-ci dans le sol et favorisent leur dégradation.

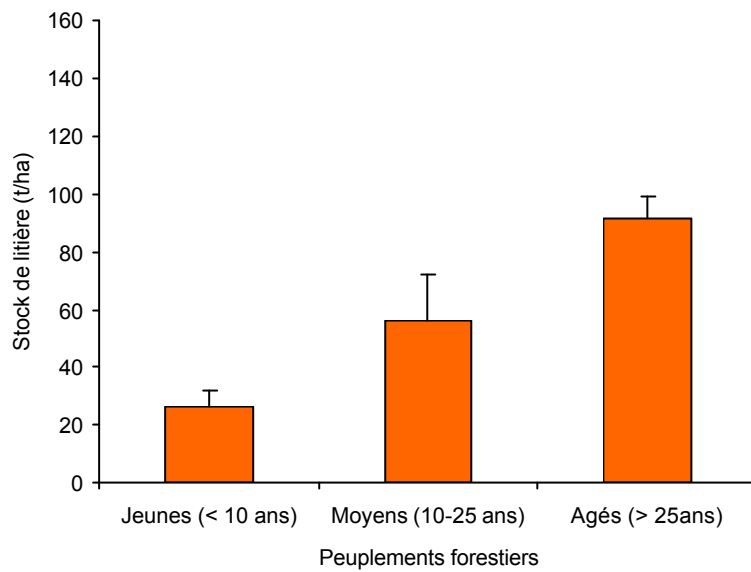
Il est alors logique que le stock de litière soit le plus faible dans les jeunes peuplements dans la mesure où ceux-ci ont subi de fortes perturbations à leur installation et durant leurs premières années :



L'échantillonnage rigoureux de la litière n'est pas un exercice trivial. La très grande variabilité intra-parcellaire impose de prendre un nombre conséquent de répétitions.

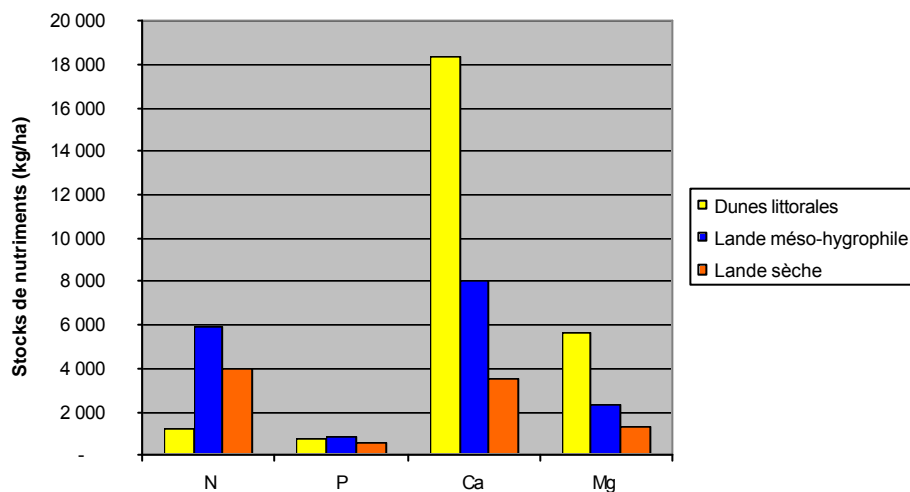
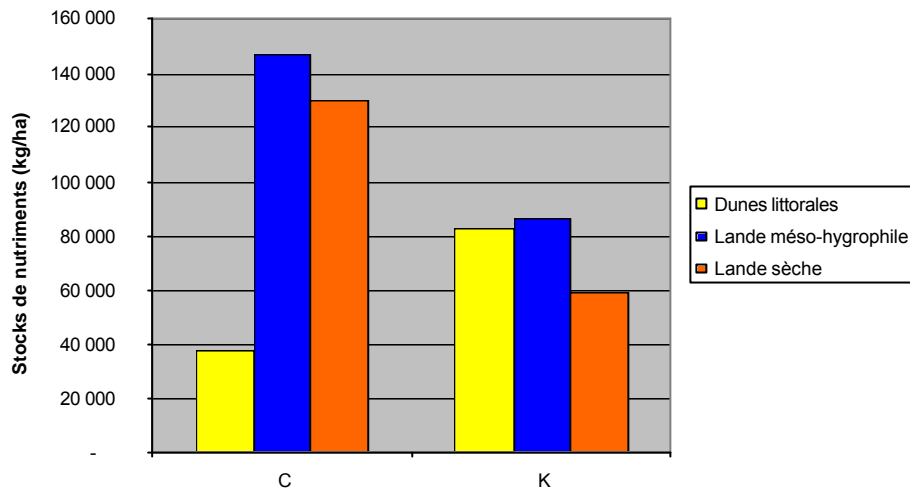
De même, la limite entre la litière et le sol n'est pas toujours claire et une formation minimale des opérateurs est utile. Toutefois, et quelque soit la qualité du travail de séparation du sol et de la litière, il y a systématiquement des grains de quartz qui se trouve dans la litière (résultat des perturbations animales et anthropiques). Du fait de la forte masse volumique du quartz (? 2.65 kg/L), cela induit une erreur important de la masse organique de la litière (jusqu'à 70%).

Des tris fins de la litière suivis d'une analyse chimique montrent que la teneur en C de la matière organique est proche de 50% et peu variable : 491 ± 4 mg-C/g. En utilisant ce résultat, il est alors possible de corriger la masse de litière en soustrayant la masse de sable :



✍ Stocks en nutriments des sols

Les stocks en nutriments des sols dépendent bien entendu de l'élément considéré. Ils dépendent également du type de station étudiée. Ainsi, les dunes littorales et les principales stations du plateau landais exhibent des différences significatives de stocks en tous les éléments (valeurs pour 0-120 cm de sol ; sans litière):



Si les dunes ne se distinguent pas vraiment des autres sites pour le potassium et le phosphore, elles présentent des différences nettes pour les autres éléments. Les quantités importantes de calcium et de magnésium sont à mettre en rapport avec les embruns marins qui en contiennent. A l'inverse ; on retrouve la faiblesse des dunes pour ce qui est de la teneur en matières organiques (carbone et azote). En dunes, il est probable que les éléments les plus limitant soient l'azote (en raison d'un rapport N/P particulièrement bas) et, plus secondairement, le phosphore.

En ce qui concerne les sols du plateau landais, il est notable que les landes sèches sont systématiquement plus pauvres que les landes mésohygrophiles. Compte tenu de ces résultats, il est clair que les éléments limitants sur le plateau landais sont le phosphore (du fait d'un stock total très faible relativement à la plupart des sols), principalement, ainsi que l'azote et, peut être le calcium et le magnésium (pour les même raisons).

L'échantillonnage et surtout les analyses en concentrations totales ne sont pas une chose aisée, ni bon marché. C'est pourquoi, il n'est pas envisageable de généraliser ces indicateurs comme méthodes de routine.

Le carbone est une exception à cette règle dans la mesure où il est possible d'obtenir des valeurs relativement fiables par des protocoles plus abordables que les dissolutions à l'acide fluorhydrique (pour P, K, Ca, Mg). Pour le dosage du carbone, il existe notamment une approximation par la méthode de la perte au feu, qui ne requière qu'un four capable de chauffer à 500-600°C (Dousseron, 2006) :

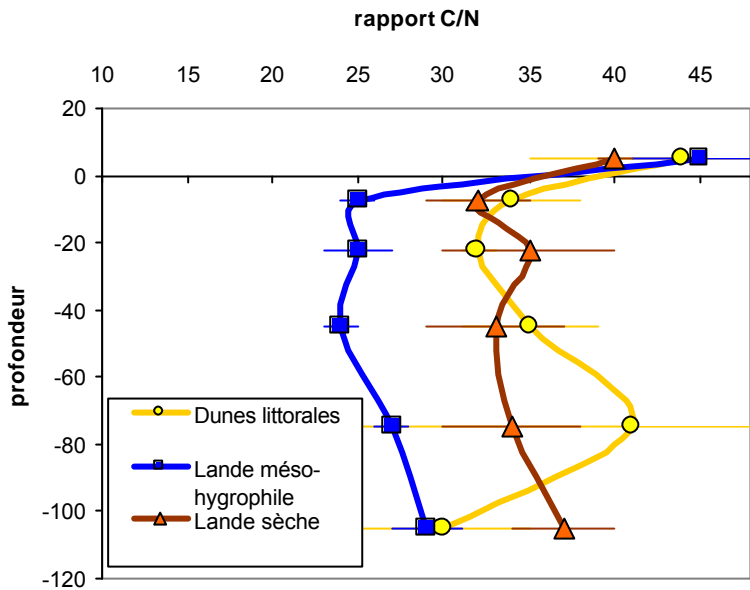
$$C(\%) = (0.5973 \times \text{PAF}\%) - 0.2546$$

Remarque : PAF = perte au feu (perte de poids consécutive à un passage à 500-600°C ce qui correspond à une volatilisation des matières organiques)

Les stocks totaux en nutriments ne sont pas des indicateurs de gestion durable qui doivent être intensément suivis dans la durée. Toutefois, il est utile de les estimer au moins une fois afin de mettre en lumière les nutriments qui représentent un risque potentiel pour la pérennité de l'écosystème (N et P en dunes ; P, N, Ca et Mg en landes).

✍ Rapport C/N

Le rapport C/N des litières n'est pas vraiment discriminant. Il est en moyenne de 40-45 pour tous les types de stations. Par contre, dans le sol minéral, le rapport C/N distingue nettement les landes mésohygrophiles d'une part et les landes sèches et les dunes littorales d'autre part :



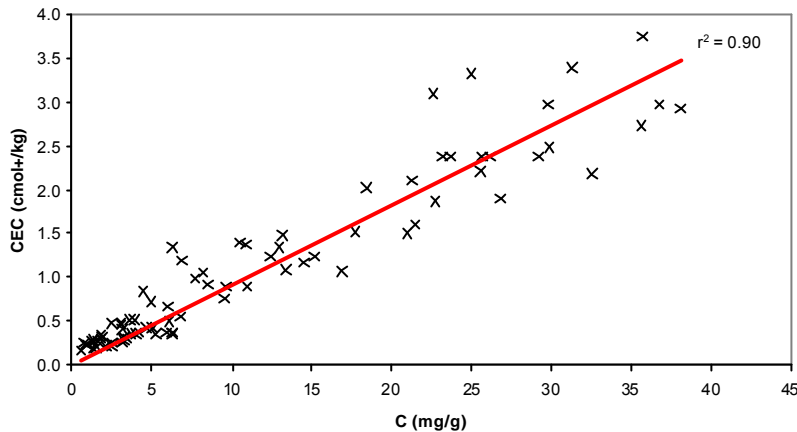
Le rapport C/N est surtout représentatif d'un type de végétation. Il peut donc être intéressant de le suivre dans des contextes régionaux où l'occupation des sols est en cours de modification (ou l'a été récemment).

Il ne semble pas nécessaire de suivre le rapport C/N comme indicateur (sous la réserve émise dans la rubrique précédente). Toutefois, il convient de le caractériser au moins initialement en raison de son utilité pour estimer la réserve utile en eau des sols. Par ailleurs, compte tenu de la possibilité d'analyser à faible coût l'azote total en même temps que le carbone (et sur le même échantillon ; méthode Dumas), l'indicateur C/N pourrait être suivi sans alourdir significativement les procédures d'échantillonnage et d'analyse.

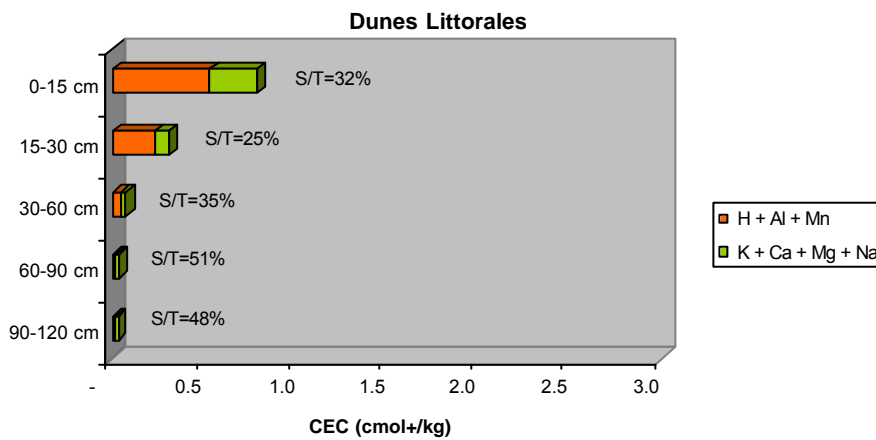
☞ Capacité d'échange cationique (CEC)

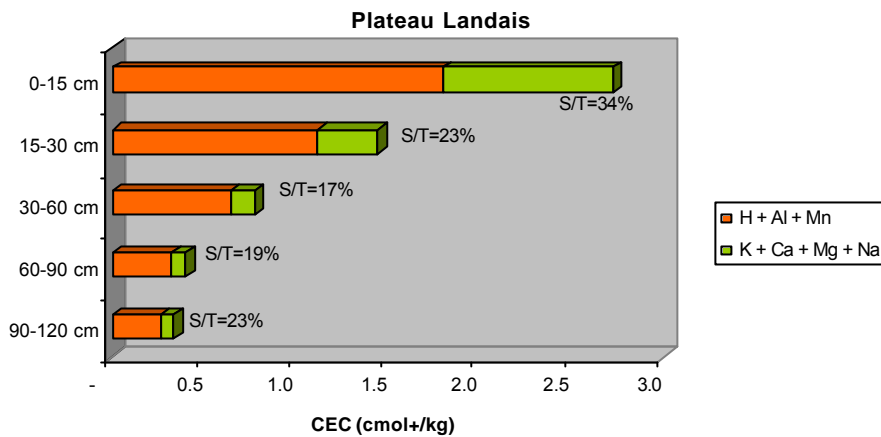
La capacité d'échange cationique est dépendante des teneurs en carbone et en argiles. Dans le contexte des sols landais (très pauvre en argiles), la teneur en carbone suffit à prédire de manière satisfaisante ($r^2=0.90$) la CEC (même si la prise en compte de la granulométrie améliore encore la relation) :

$$CEC=0.0913xC$$



En raison de la relation étroite entre la CEC et le C, on retrouve l'habitude dichotomie entre les dunes littorales et le plateau landais, avec des valeurs extrêmement faibles dans les dunes :





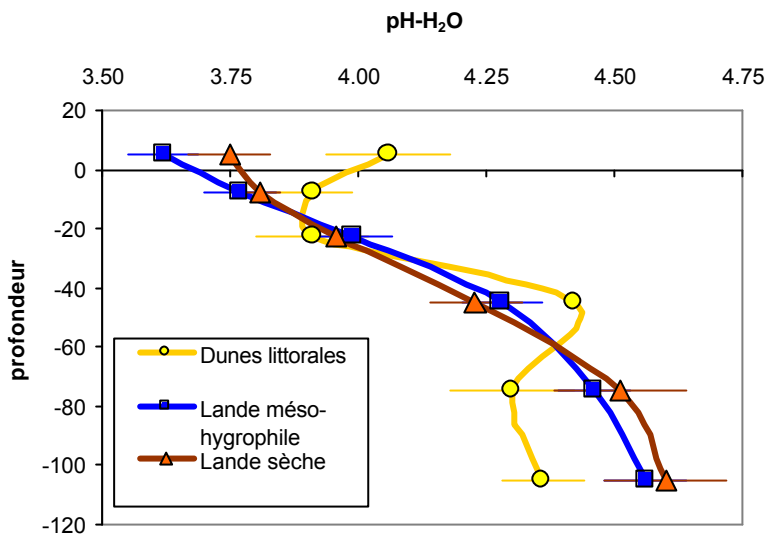
Il est notable que le taux de saturation (S/T) témoigne de conditions moins acides dans les sols de dunes littorales.

La CEC est une variable importante des sols, entre autres pour sa capacité à fournir rapidement certains nutriments à la solution du sol, et qui doit pouvoir être suivi en tant qu'indicateur. Son estimation étant possible à partir du carbone, il est envisageable de ne pas le suivre directement. Notons que, dans les régions où la CEC dépend aussi de la teneur en argiles, il existe des modèles publiés d'estimation de la CEC.

Toutefois, cette approche basée uniquement sur le carbone pose un problème car elle ne permet pas de suivre le rapport S/T. Or, celui-ci est un outil souvent plus pertinent que le pH pour mettre en évidence des processus d'acidification des sols. C'est pourquoi, dans les régions propices à l'acidification et sous l'influence de dépôts atmosphériques (N et S) importants, la détermination complète de la CEC et de son rapport S/T serait souhaitable.

☞ pH-eau du sol

Le pH des sols montre un gradient relativement classique avec des valeurs qui croissent avec la profondeur :



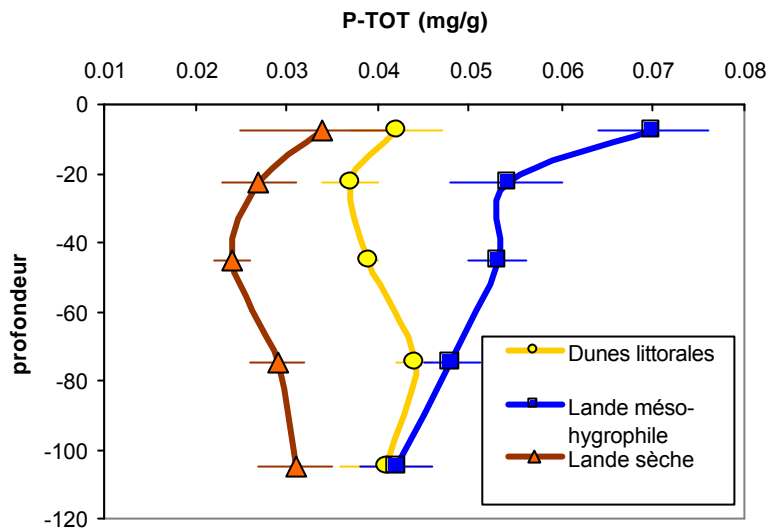
Le pH est un indicateur des phénomènes d'acidification. Bien que d'autres indicateurs soient plus pertinents à ce titre (comme le S/T ou la CNA (capacité à neutraliser les acides)), la mesure du pH peut apporter une information utile, que les autres indicateurs soient suivis ou non.

Dans le contexte landais, les valeurs moyennes de pH obtenues lors de cette campagne sont légèrement plus faibles que celles issues d'une méta-analyse portant sur d'anciennes études (Augusto *et al.*, 2006). Si cette diminution du pH était confirmée, cela serait le signe d'un processus d'acidification actif.

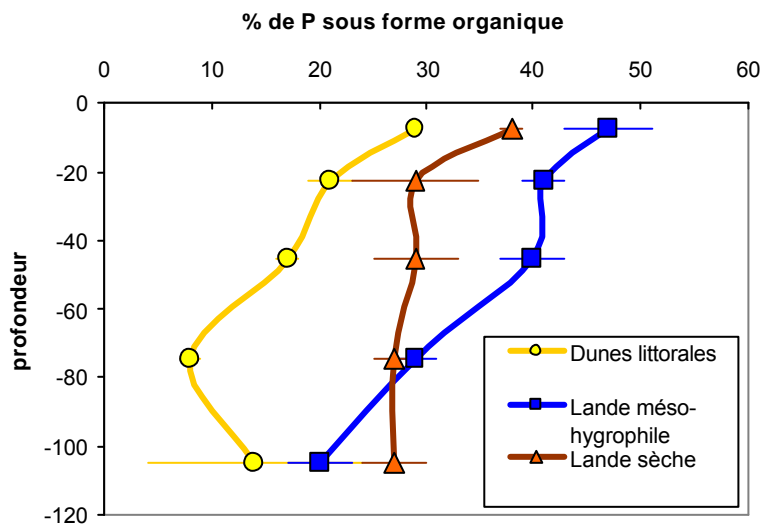
Le pH est une expression logarithmique d'une concentration en protons. C'est donc une variable qui ne s'interprète pas si facilement. Pour mettre en évidence de manière rigoureuse une évolution temporelle du pH du sol, il faut avoir recours à de larges échantillonnages.

Statut phosphaté des sols

En ce qui concerne la teneur en phosphore totale, il est notable d'observer que les sols de lande sèche sont les plus pauvres et que le pic de concentration est proche de la surface du sol :



Avec des stocks (litière + sol sur 120 cm) inférieur à 1000 kg-P/ha (et souvent < 500 kg), les sols landais sont particulièrement déficients en phosphore, même en comparaison d'autres sols forestiers réputés pauvres. Dans ces sols essentiellement quartzeux, le phosphore est pour une grande part sous forme organique :



On retrouve d'ailleurs la dichotomie entre les sols de dunes (très peu organiques et donc pauvres en carbone) et les sols du plateau landais.

Le dosage de la teneur en P-total dans des sols aussi pauvres pose de gros problèmes analytiques. Il est nécessaire d'adapter les protocoles (diminution du rapport volume

d'extraction / masse de sol) de manière à descendre suffisamment les seuils d'analyse (dans le cas contraire, toutes les valeurs sont « < seuil de quantification »).

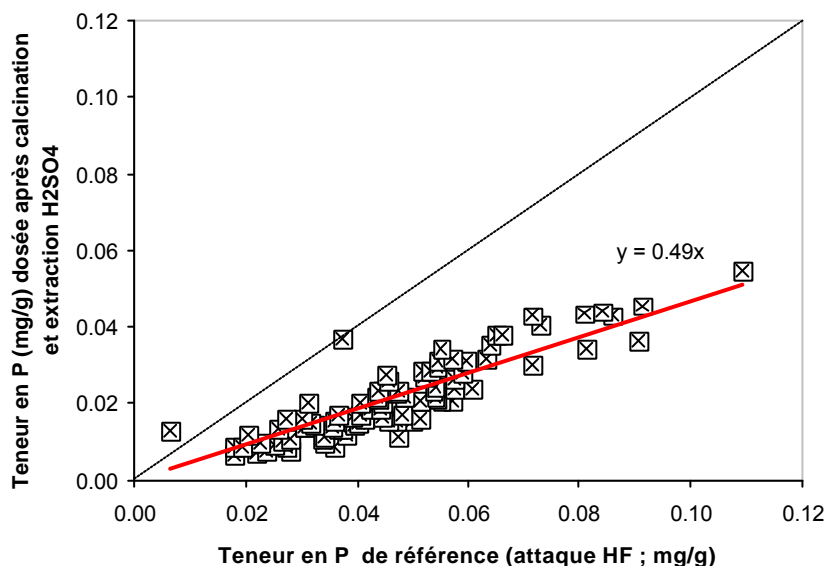
Par ailleurs, la répétabilité est plutôt médiocre. Les procédures d'homogénéisation des échantillons et une multiplication des répétitions sont donc importantes pour assurer la qualité des résultats.

L'indicateur « P-extractible » a été abandonné après que des analyses préliminaires aient montré son manque de sensibilité vis-à-vis du niveau de variabilité des sols landais.

L'indicateur « P-biodisponible » est actuellement en cours d'analyse.

Le dosage du P dans le contexte de sols sableux très pauvres n'est pas une sinécure. De plus, les coûts et le niveau d'expertise du laboratoire requis pour ce genre d'analyse (attaque à l'acide fluorhydrique) sont relativement élevés.

Bien que le phosphore soit ici pour une bonne part sous forme organique, l'estimation de la teneur totale en P par la teneur en carbone est loin d'être satisfaisante. Une autre possibilité serait d'estimer la teneur en P-total à partir de la teneur en P après calcination et extraction par l'acide sulfurique et d'appliquer un facteur 2 :

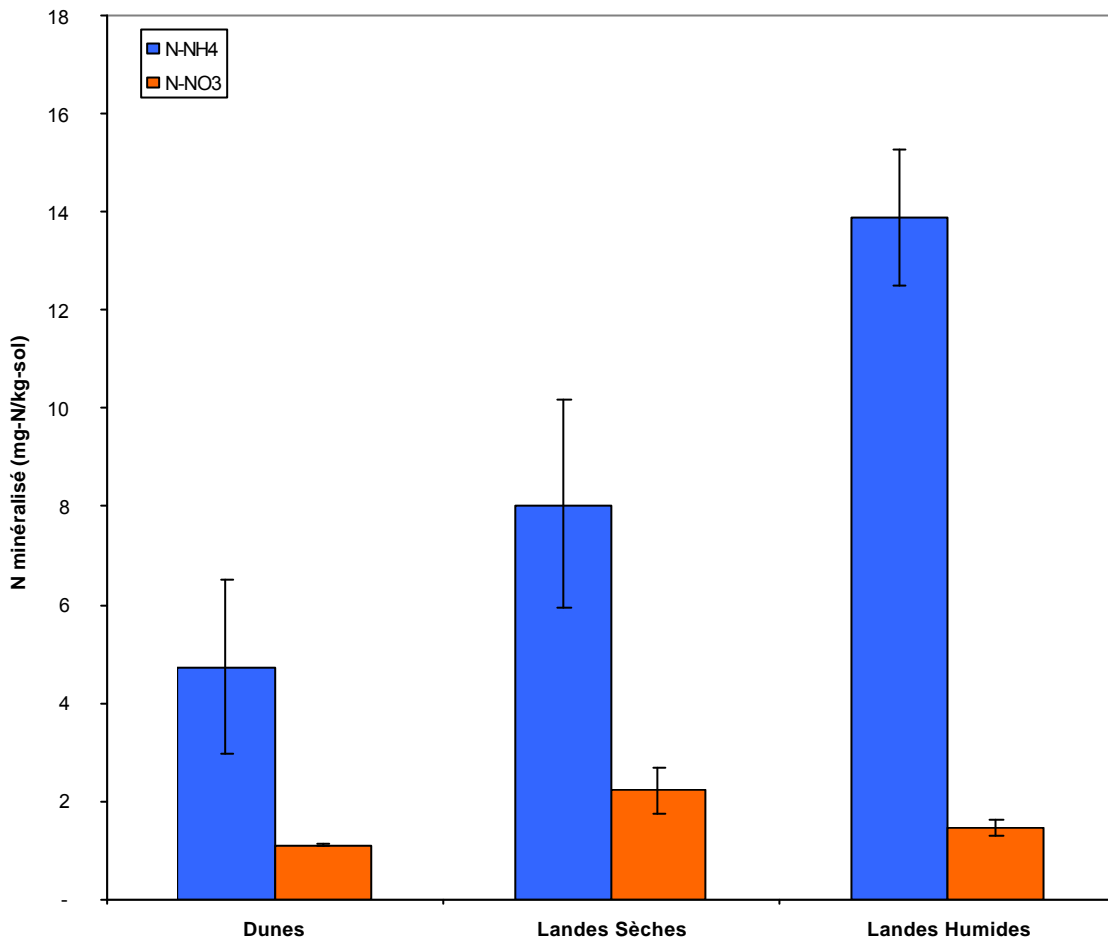


La teneur des sols en phosphore total est un indicateur important à suivre dans le contexte des sols forestiers landais. Toutefois, les contraintes d'analyse tendent plutôt à la rejeter en tant qu'indicateur. Un bon compromis serait de faire le suivi de cet indicateur sur un pas de temps assez élevé, comme la décade.

✍ Minéralisation de l'azote organique du sol

Le comportement des sols landais vis-à-vis de la minéralisation potentielle nette de l'azote (flux cumulé d'une incubation de quatre semaines à 28°C et à 70% de la capacité au champ) est relativement homogène, même si des différences apparaissent :

Globalement, le flux est plutôt faible relativement à d'autres écosystèmes forestiers. La proportion des deux formes d'azote minérale est assez conforme à ce qui est connu sur la biogéochimie des sols forestiers acides, à savoir que l'ammonium est largement majoritaire par rapport au nitrate (80-90% du total). Au sein de l'échantillon de sites étudiés, il apparaît un gradient de production d'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) par rapport au type de station, même si c'est la dynamique de l'ammonium qui gouverne cette tendance :



Ce gradient est probablement directement le résultat d'un gradient similaire pour la teneur des sols en azote total (cf. plus haut : teneurs totales).

Les autres facteurs de variation potentielle du flux de minéralisation, tels que la fertilisation initiale des peuplements ou leur âge, ne discriminent pas les résultats observés.

CONCLUSION

Synthétiquement, il s'avère que le meilleur candidat au statut d'indicateur de gestion durable des sols, dans le contexte forestier landais, est la **teneur en carbone** (Janzen, 2005). En effet, d'autres indicateurs (tels que la CEC, la densité apparente, la réserve en eau ou la teneur en certains nutriments comme N et, plus secondairement, P) peuvent être estimés, avec plus ou moins de précision, à partir de fonction de pédotransfert utilisant la teneur en carbone comme variable d'entrée.

Toutefois, il conviendrait également d'ajouter d'autres indicateurs afin d'assurer un suivi **optimal** :

- ✍ la **texture** et le matériau parental, conjointement à la teneur en carbone, sont nécessaires à l'utilisation de plusieurs fonctions de pédotransfert. Il ne serait pas souhaitable de faire un suivi effectif de ces indicateurs, mais une détermination initiale est indispensable pour la réalisation du suivi de la qualité des sols.

- ✍ La **réserve utile en eau**

- ✍ le **pH**

- ✍ le stock de **litière**

Ces deux derniers indicateurs ont pour avantages d'être peu onéreux et d'utilisation aisée.

En ce qui concerne les indicateurs de gestion durable sur le court terme, ils ont été testés indépendamment des autres (Dousseron, 2006). Il s'avère que, dans un contexte de sols sableux de plaine, ils ne présentent qu'un intérêt limité.

BIBLIOGRAPHIE

- Augusto L, Badeau V, Arrouays D, Trichet P, Flot JL, Jolivet C, Merzeau D. 2006. Caractérisation physico-chimique des sols à l'échelle d'une région naturelle à partir d'une compilation de données – Exemple des sols du massif forestier landais. *Etude et Gestion des Sols*, 13 : 7-22.
- Chossat, J.C. 1992. Assainissement, drainage et irrigation en maïsiculture dans les landes de Gascogne. *Bulletin de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine*, 51-52 : 57-68.
- Doran J.W., Jones A.J. 1996. Methods for Assessing Soil Quality. Spec. Publ. # 49, *Soil Science Society of America*, Madison, WI.
- Dousseron L. 2006. Quantification physique et chimique de l'effet perturbateur des opérations de gestion sylvicole sur les sols. Mémoire de Master-1. Univ. Bordeaux 1.
- Fox T.R. 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 138: 187-202.
- Janzen H.H. 2005. Soil carbon: a measure of ecosystem response in a changing world? *Canadian Journal of Soil Science*, 85: 467-480.
- Schoenholtz, S.H., Miegroet H. van, Burger, J.A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138 : 335-356.