

Saturation en azote et lessivage de nitrate dans une forêt subalpine soumise pendant 10 ans à des dépôts d'azote expérimentalement accrus

Patrick Schleppi¹, Isabelle Morier^{1,2}, Isabelle Providoli¹

¹ Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), CH-8903 Birmensdorf

² Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), CH-1015 Lausanne

Résumé

Dans une forêt d'épicéas sur gley à Alptal (Suisse centrale, altitude 1200 m), un petit bassin versant reçoit depuis 10 ans des apports d'azote simulant des dépôts atmosphériques supplémentaires de $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Par rapport à un bassin témoin, ce traitement a en quelques semaines déjà provoqué un doublement du nitrate entraîné avec l'écoulement de l'eau vers le ruisseau. Grâce en particulier à des marquages avec l'isotope ^{15}N , ces pertes ont pu être attribuées à un contact insuffisant entre l'eau des précipitations et le sol dû à un écoulement latéral rapide. Cet effet du traitement s'est ensuite accentué avec les années, parallèlement à une accumulation de la plus grande partie de l'azote déposé dans le sol et donc à une réduction du rapport C/N. La végétation n'est que peu affectée par ces apports. Après plusieurs années, les aiguilles des épicéas ont augmenté en taille et en concentration en azote, mais jusqu'ici sans effet sur la croissance des troncs.

Abstract: N saturation and nitrate leaching in a sub-alpine forest subjected to 10 years of experimentally increased nitrogen deposition

Nitrogen is added since 10 years to simulate a $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ increase in atmospheric deposition to a small catchment in a Norway spruce forest at Alptal (central Switzerland). Compared to a control catchment, this addition doubled nitrate losses in runoff water to the brook within weeks. Especially by ^{15}N labelling, these losses could be attributed to an insufficient contact between soil and precipitation water because of a fast lateral flow. This effect of the addition increased then with the year, in parallel with an accumulation of most deposited N in the soil, lowering its C/N ratio. The vegetation was not much affected. After several years spruce needles became larger, with higher N concentrations, but so far without effect on tree growth.

Keywords: nitrogen deposition, nitrate leaching, forest, ^{15}N , Gleysol, immobilisation

1. Introduction

L'azote est un élément nutritif indispensable à la croissance des plantes. Il peut toutefois aussi avoir des effets négatifs sur la végétation: déséquilibres avec d'autres nutriments, sensibilité accrue aux facteurs de stress (biotiques et abiotiques), enracinement réduit, modification de la concurrence entre espèces (SCHULZE & FREER-SMITH, 1991; BOXMAN et al., 1998). L'azote présent sous forme de nitrate peut en outre être lessivé du sol vers les eaux d'infiltration ou de ruissellement. Un tel excès d'azote en tant qu'élément nutritif constitue une eutrophisation (VITOUSEK et al., 1997). Un autre effet de l'azote découle de ses formes chimiques et de leurs réactions: la contribution des dépôts d'ammonium et du lessivage de nitrate à l'acidification des sols et des eaux. Sur ce thème, nous renvoyons le lecteur à un autre article de la présente revue (GRAF PANNATIER et al., 2006), pour ne retenir ici que les problèmes spécifiquement liés à l'azote en tant qu'élément nutritif.

Ces dernières décennies, en Europe, les dépôts atmosphériques d'azote ont nettement augmenté avant de se stabiliser. Ces dépôts trouvent leur origine dans la pollution de l'air: tous les processus de combustion (trafic, chauffages, industries) sont responsables d'émissions sous forme d'oxydes d'azote alors que l'élevage d'animaux s'accompagne d'émissions d'azote ammoniacal. Après avoir été transporté par les courants atmosphériques et en partie modifié chimiquement, l'azote se redépose, surtout sous forme de nitrate et d'ammonium dans les précipitations.

Le risque d'eutrophisation par l'azote dépend à la fois des dépôts et de la sensibilité de l'écosystème, les plus sensibles étant ceux qui sont naturellement pauvres et peu productifs. Une des conséquences de l'eutrophisation est le lessivage de nitrate. Dans le cas des forêts, ce lessivage est considéré comme un symptôme de saturation en azote, c'est-à-dire de dépôts dépassant les capacités d'absorption par le sol et la végétation (ÅGREN et BOSATTA, 1988; ABER et al., 1989).

Dans le but d'étudier les effets des dépôts d'azote sur des forêts de conifères, le projet européen NITREX a entrepris une série d'expériences dans lesquelles les dépôts ont été manipulés expérimentalement (WRIGHT et RASMUSSEN, 1998). Dans ce cadre, nous avons mis en place une expérience d'addition d'azote dans une forêt subalpine d'épicéas, expérience commencée en 1995 et qui est toujours en cours.

2. Matériel et méthodes

Les expériences sont conduites dans la vallée d'Alptal, canton de Schwytz, à une altitude de 1200 m. Le site est exposé à l'ouest avec une pente d'environ 20%. Des sols de type gley recouvrent un sous-sol de flysch. Le climat est frais et humide (en moyenne 6°C, et 2300 mm de précipitations annuelles). La forêt forme une mosaïque avec des prairies à litières (coupées une fois par an comme litière pour les animaux) dont la plupart sont en friche. L'épicéa (*Picea abies*) est la principale essence, accompagnée par quelques sapins (*Abies alba*). Les arbres ont jusqu'à 260 ans d'âge. Le peuplement est peu dense: son indice de surface foliaire est de 3,8. Cela autorise un bon développement des espèces du sous-bois. Les sols et la végétation sont répartis en fonction de la topographie: les arbres se trouvent plutôt sur les bosses au sol plus acide, alors que les dépressions portent une végétation herbacée indiquant un sol mouillé et moins acide (SCHLEPPI et al., 1999a). Les dépôts bruts d'azote sur le site sont de 12 kg ha⁻¹ an⁻¹, à peu près également répartis entre nitrate (NO₃⁻) l'ammonium (NH₄⁺). En forêt, les pluviollessivats sont de 19 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

Deux petits bassins versants (environ 1500 m²) ont été créés dans la forêt et un dans une ancienne prairie à litières en creusant des tranchées. D'une profondeur de 80 cm environ, ces tranchées écartent l'eau en provenance de l'amont. D'autres, en aval, collectent l'eau provenant du bassin versant vers une station de mesure. Grâce au sous-sol très peu perméable, ce dispositif permet de quantifier le ruissellement et d'obtenir des échantillons représentatifs pour l'analyse chimique (SCHLEPPI et al., 1998).

Chacun de ces deux bassins expérimentaux forestiers est équipé d'une quarantaine d'asperseurs rotatifs permettant leur traitement par irrigation. Alors que l'un sert de témoin et ne reçoit qu'un supplément d'eau, du nitrate d'ammonium (NH₄NO₃) en solution est ajouté à l'autre. L'eau pour ce traitement provient d'un film en polyéthylène placé sur le sol en dehors de la forêt. L'aspersion se fait en fonction de l'eau des précipitations ainsi récoltées. Ce système permet des apports réduits mais très fréquents, ce qui simule bien les dépôts d'origine atmosphérique. A cause du gel, les apports par irrigation n'ont pas

lieu en hiver. Ils sont remplacés par des traitements sur la neige à l'aide d'un pulvérisateur à dos. En moyenne annuelle, ce traitement apporte 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹ et un supplément de précipitations de 7%. Le bassin en friche ne reçoit aucun traitement.

Les précipitations et eaux d'écoulement sont analysées toutes les 2 semaines. Le débit des bassins est enregistré par des déversoirs en V. Ces mesures servent aussi à la commande de l'échantillonnage de l'écoulement, ce qui permet d'obtenir des échantillons proportionnels aux débits, donc représentatifs (SCHLEPPI et al., 2006). Les mesures ont commencé en mars 1994, soit une année avant le début du traitement, afin de comparer les bassins expérimentaux dans leur état initial. Durant la première année de traitement, l'azote apporté était marqué avec du ¹⁵NH₄¹⁵NO₃. Il a ainsi été possible de déterminer le devenir de cet azote dans l'écosystème (SCHLEPPI et al., 1999b). Les bassins témoins ont aussi été marqués au ¹⁵N par environ 40 applications à la pompe à dos sur une année. Dans ce cas, ¹⁵NO₃ et ¹⁵NH₄ ont été apportés séparément, en 2000-2001, resp. 2002-2003 (PROVIDOLI et al., 2005)

Des échantillons de sol et d'aiguilles d'épicéas ont été prélevés et analysés. La croissance des arbres a été suivie à l'aide de dendromètres posés à demeure et de photos pour mesurer la croissance en hauteur des cimes. Des relevés botaniques du sous-bois ont été effectués annuellement (SCHLEPPI et al., 1999a).

3. Résultats et discussion

Alors qu'il était équivalent dans les deux bassins forestiers avant traitement, le lessivage de nitrate a augmenté dans les semaines qui ont suivi les premiers apports sur le bassin traité (SCHLEPPI et al., 2004). Les mécanismes de ce lessivage rapide ont été mieux compris grâce au marquage des bassins témoins (fig. 1, PROVIDOLI et al., 2005). Pendant les premières pluies qui suivent un apport initial de ¹⁵NO₃, on observe des pics de concentration en nitrate au début de chaque épisode d'écoulement. Au cours du premier épisode, plusieurs pics très marqués de ¹⁵NO₃ ont été détectés dans l'eau d'écoulement, montrant que le lessivage du nitrate récemment déposé se fait en quelques vagues successives. Chacune de ces vagues correspond à un pic d'écoulement et à un moment où la nappe d'eau monte dans le sol (SCHLEPPI et al., 2004). Cela peut s'expliquer par les flux préférentiels et latéraux de l'eau, tels qu'ils prévalent dans ce type de sol (FEYEN et al., 1999). Du 3 au 6 juillet, le lessivage a représenté 2,4% (forêt) resp. 1,9% (friche) de l'apport initial. Déjà au cours de l'épisode du 7 au 9 juillet, le nitrate lessivé n'est pratiquement plus marqué au ¹⁵N.

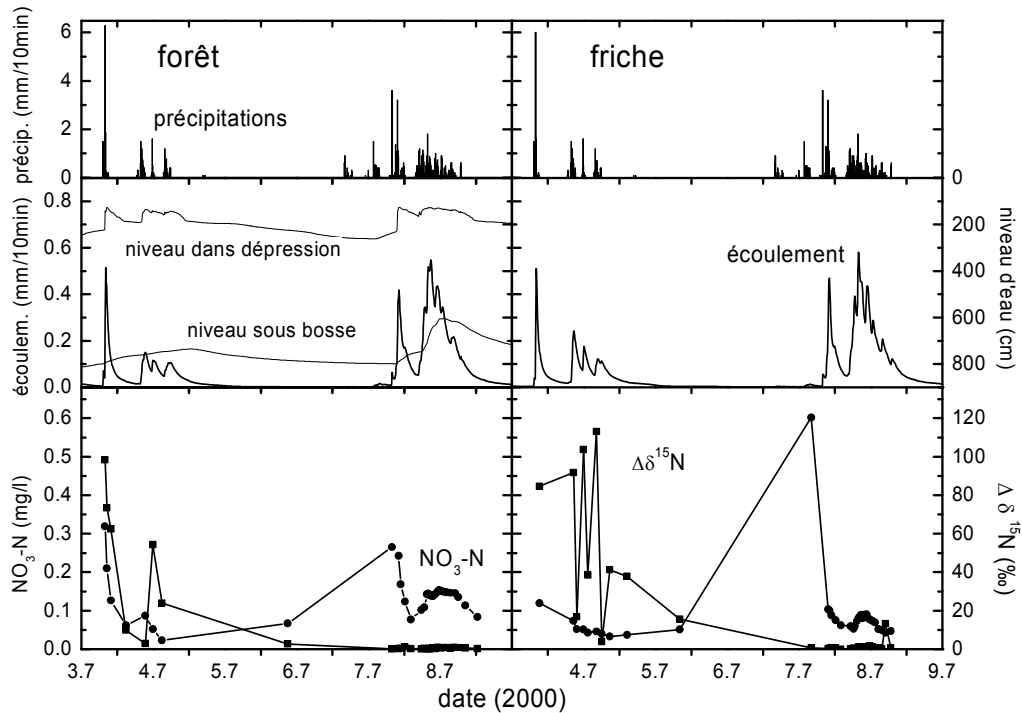


Fig. 1: Ecoulement des bassins témoins et concentrations en nitrate et en isotope ^{15}N lors d'épisodes pluvieux suivant le premier marquage au $^{15}\text{NO}_3$ ainsi que niveau d'eau à deux endroits du terrain.

Cette dynamique implique d'une part une rétention à court terme du nitrate dans les pores grossiers du sol (HAGEDORN et al., 1999, 2001), d'où il peut être de nouveau entraîné quand la nappe monte. D'autre part, la plus grande partie du nitrate est rapidement immobilisée dans le sol: déjà après une semaine, il en reste moins de 3% sous forme extractible (PROVIDOLI et al., 2006). L'analyse de différents éléments en solution dans l'eau d'écoulement montre qu'on peut la considérer comme un mélange variable entre précipitations et eau du sol au sommet de la nappe (HAGEDORN et al., 2001). Ce modèle prédit assez bien les concentrations en nitrate, mais les sous-estime. Le nitrate produit par nitrification explique probablement le reste, bien que la nitrification nette soit négative car l'immobilisation est dominante (HAGEDORN et al., 2001). Mais, durant la première année de traitement, 90% de l'augmentation du lessivage de nitrate venait directement du N apporté (donc marqué au ^{15}N) (SCHLEPPI et al. 2004). Cela implique que le nitrate lessivé provenant de la nitrification contient, lui aussi, surtout du N récemment déposé. Il s'agit donc de N qui a subi des transformations microbiologiques rapides, sans entrer dans des compartiments contenant beaucoup d'azote, auquel cas il aurait perdu plus de son signal en ^{15}N . Sur de grands bassins versants forestiers, MAYER et al. (2002), ont utilisé des abondances naturelles en ^{15}N et ^{18}O pour montrer que le nitrate emporté vient surtout de la nitrification. Dans un sol à perméabilité entravée, nos expériences montrent au contraire que la nitrification joue un rôle limité, et encore

plus pour ce qui est de la minéralisation de l'ancienne matière organique.

Entre la première et la septième année de traitement, nous avons pu montrer que le lessivage de nitrate augmente progressivement parce que sa rétention dans le sol diminue. Nous avons attribué cela à un enrichissement en N dans le sol, qui se traduit par un rapport C/N en diminution (SCHLEPPI et al., 2004). Toutefois, entre les années 8 et 10, l'effet du traitement sur le lessivage a un peu diminué (fig. 2). Mais les deux années correspondantes (2003-2004) étaient particulièrement sèches, ce qui a forcément limité le lessivage. Comme le traitement par aspersion est dépendant de l'eau de pluie disponible, ce sont aussi deux années où les apports ont été inférieurs au but à long terme (environ 20 au lieu de 25 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Il faut donc s'attendre à une nouvelle augmentation dans les prochaines années.

Les analyses de ^{15}N effectuées dans l'année suivant le marquage avaient montré que la plus grande partie des dépôts azotés récents étaient retenus dans le sol (SCHLEPPI et al., 1999b). Cinq ans plus tard (tableau 1), le taux de recouvrement global n'était plus que de 75%. Aucune perte de ^{15}N sous forme de nitrate lessivé n'ayant été détectée pendant ce temps, il est aussi très improbable que du nitrate marqué ait été dénitrifié. Les 25% non retrouvés ne s'expliquent donc que par une accumulation d'imprécisions expérimentales, ce qui arrive souvent dans ce genre d'essai (PROVIDOLI et al., 2005). On peut toutefois noter une nette progression du marqueur dans les arbres.

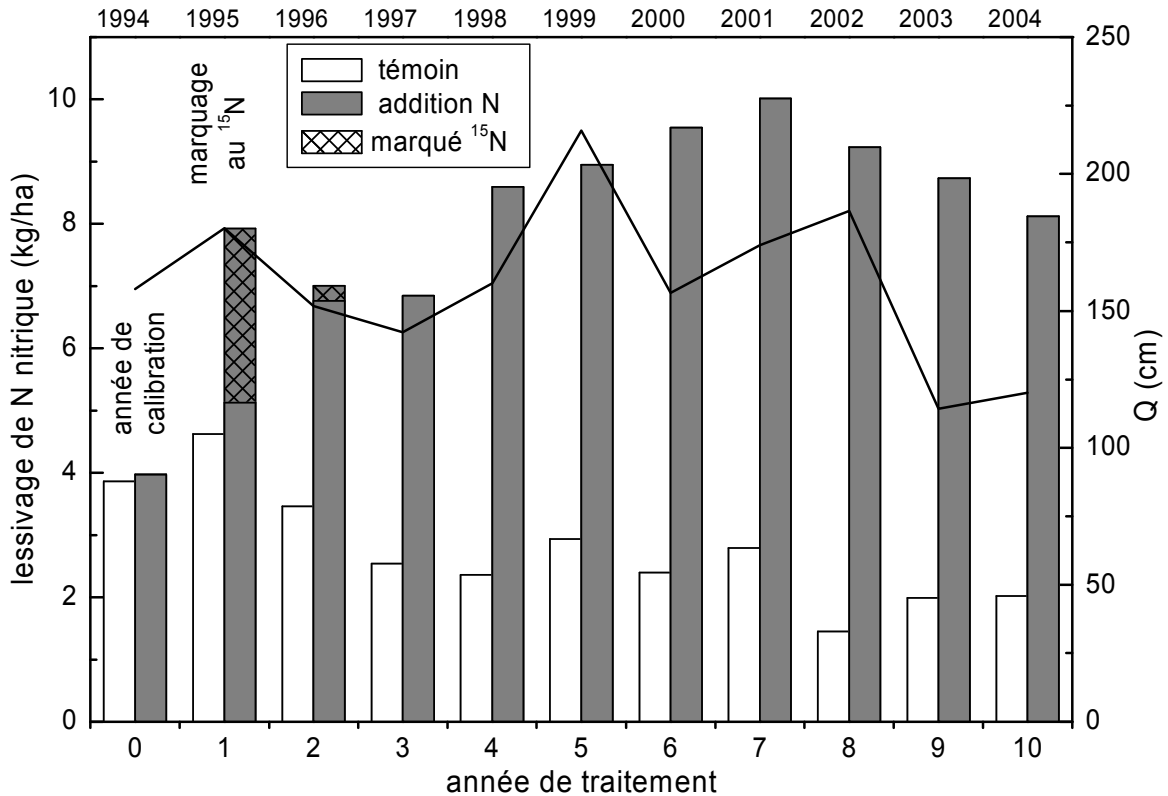


Fig. 2: Ecoulement (Q) et lessivage de nitrate des bassins expérimentaux forestiers une année avant et pendant 10 ans de traitement au NH_4NO_3 ($25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ en moyenne). Les apports étaient marqués au ^{15}N la première année.

Tableau 1: Taux de recouvrement en ^{15}N (%) en 1997 et 2002, 1 et 6 ans après le marquage.

compartiment ou flux	1997	2002
arbres	8	13
sous-bois	5	1
litières	} 13	3
racines		4
sol: LF	42	27
sol: A et Bg	21	17
nitrate lessivé	10	10

Bien que l'azote apporté ne soit rapidement plus lessivable, il reste donc en partie disponible à long terme pour les arbres. Comme l'azote déposé (nitrate ou ammonium) est rapidement immobilisé dans le sol (PROVIDOLI et al., 2006), nous avons comparé son hydrolysabilité avec celle du N déjà présent dans le sol. L'hydrolysabilité est liée à la disponibilité potentielle pour les plantes (STEVENSON, 1982). Alors que le N natif est 2/3 à 3/4 hydrolysable, le N récemment déposé l'est plutôt un peu plus (fig. 3, MORIER et al., 2006). Une année après déposition, l'hydrolysabilité est proche de 80%. Ces résultats sont donc compatibles avec une lente mais durable absorption par les arbres. Les arbres n'absorbent chaque année qu'une

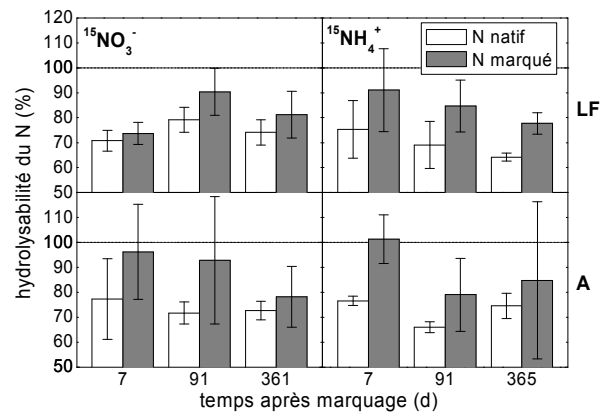


Fig. 3: Hydrolysabilité dans le sol (horizons LF et A) du N natif et du N marqué, déposé comme $^{15}\text{NH}_4^+$ resp. $^{15}\text{NO}_3^-$. Moyennes et erreurs-types de 4 répétitions.

petite partie de leur azote, le reste étant recyclé à l'intérieur de la plante, y compris entre aiguilles de différentes classes d'âge (SCHLEPPI et al., 1999b). Pour cette raison, aucun effet du traitement sur les arbres n'avait été détecté durant les premières années (SCHLEPPI et al., 1999a). Ce n'est qu'après six ans d'addition d'azote que les premiers effets sont apparus, avec une augmentation de la concentration en azote dans les aiguilles (fig. 4). Cette lenteur d'action a été notée aussi sur d'autres sites du projet NITREX (BOXMAN et al., 1998).

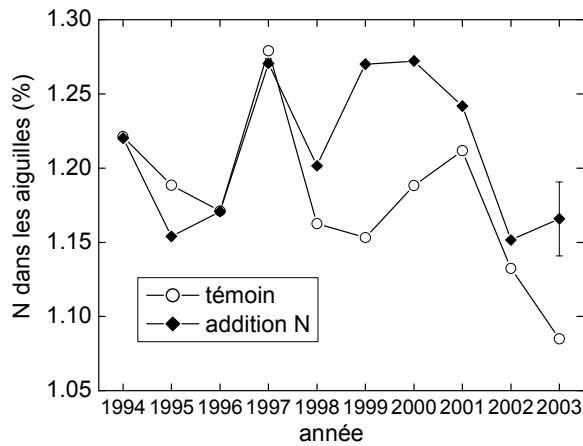


Fig. 4: Concentration en N dans les aiguilles d'épicéas (moyennes de 5 classes d'âge et de 4 à 5 arbres et erreur-type globale) en fonction de l'addition de N (dès 1995).

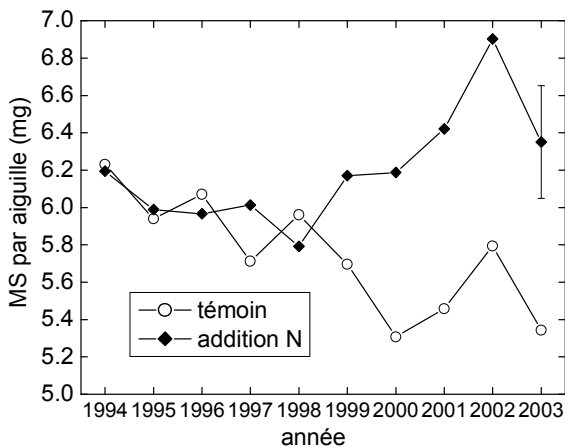


Fig. 5: Masse sèche des aiguilles d'épicéas (moyennes de 5 classes d'âge et de 4 à 5 arbres et erreur-type globale) en fonction de l'addition de N (dès 1995).

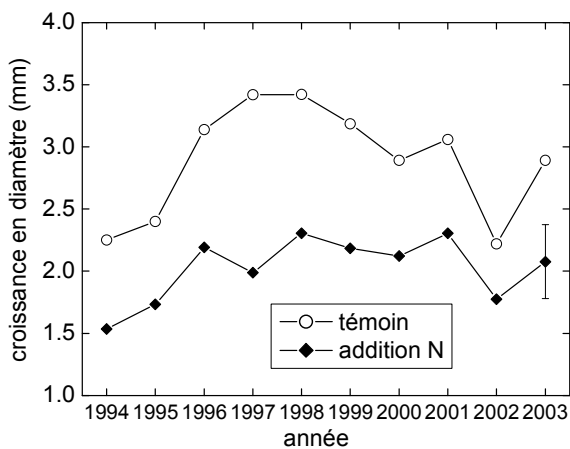


Fig. 7: Croissance annuelle en diamètre des épicéas sur les bassins forestiers. Moyennes et erreur-type globale de 24 (addition N) et 29 arbres (témoin) avec dendromètres.

Malgré de fortes variations entre années, les concentrations sur la parcelle traitée se détachent avec le temps du témoin (interaction: $p < 0.001$). Dans le même temps, les aiguilles sont devenues un peu plus larges et longues, donc plus lourdes (fig. 5). L'interaction entre traitement et temps est ici aussi significative ($p = 0.007$). Ces effets sur les aiguilles n'ont par contre pas encore eu de répercussion mesurable sur l'indice de surface foliaire (ISF) ou sur la croissance en hauteur et en diamètre (fig. 6) des arbres. Pour chacun de ces paramètres, une différence existait déjà avant l'essai, mais elle ne s'est pas modifiée avec l'addition d'azote. Une augmentation de la taille des aiguilles sans augmentation de l'ISF peut s'expliquer par le fait que la taille des aiguilles n'est mesurée que dans la partie supérieure des couronnes (7ème verticille). Il est probable que les parties inférieures des couronnes, qui sont végétativement moins actives, réagissent moins au traitement.

A ce jour, aucun effet significatif n'a été observé sur la composition botanique de la végétation herbacée ou des mousses.

4. Conclusions

Dans l'écosystème étudié, sur un sol de type gley, les dépôts atmosphériques d'azote entraînent une augmentation en deux temps du lessivage de nitrate. A l'échelle d'un épisode hydrologique, une partie du nitrate déposé est directement entraînée par flux préférentiel et latéral. Mais le sol retient tout de même la plus grande partie des dépôts. Cette rétention entraîne une accumulation à long terme qui, en abaissant le rapport C/N dans le sol, diminue progressivement la capacité de rétention pour les dépôts subséquents. A moyen terme, cela provoque une augmentation supplémentaire du lessivage de nitrate. On assiste donc à une saturation progressive en azote. Mais, contrairement à la théorie habituelle de la saturation (ABER et al. 1989), il apparaît que ce n'est toujours que l'azote récemment déposé qui est lessivé. Le nitrate produit par minéralisation de la matière organique puis nitrification apparaît bien retenu dans le sol; cela peut s'expliquer par le fait que la minéralisation et nitrification se font dans des microsites du sol biologiquement actifs, où le nitrate peut donc être efficacement recyclé. Après dix ans de mesures, les effets sur la végétation se limitent à une augmentation de la taille des aiguilles des épicéas et de leur concentration en azote. Il faut s'attendre à ce que cela entraîne à plus long terme un effet positif sur la croissance des arbres. Des changements de composition botanique du sous-bois pourraient aussi intervenir à l'avenir, avec potentiellement une perte de biodiversité, mais nous n'en voyons encore aucun indice.

5. Bibliographie

- ABER, J.D., K.J. NADELHOFFER, P. STEUDLER and J. MELILLO, 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems, *BioScience* 39, 378-386.
- ÅGREN, G.I. and E. BOSATTA, 1988: Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 54, 185-197.
- BOXMAN, A.W., K. BLANCK, T.E. BRANDRUD, B.A. EMMETT, P. GUNDERSEN, R.F. HOGERVORST, O.J. KJØNAAS, H. PERSSON and V. TIMMERMANN, 1998: Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecology and Management* 101, 65-79.
- FEYEN, H., H. WUNDERLI, H. WYDLER and A. PAPRITZ, 1999: A tracer experiment to study flow paths of water in a forest soil. *Journal of Hydrology* 225, 155-167
- GRAF PANNATIER, E., M. SCHMITT, A. THIMONIER, P. WALDNER, L. WALTHERT et P. BLASER, 2006: Monitoring de la composition chimique de l'eau dans les sols forestiers: un outil pour évaluer l'acidification des sols. *Bulletin SSP* 29.
- HAGEDORN, F., J. MOHN, P. SCHLEPPI and H. FLÜHLER, 1999: The role of rapid flow paths for nitrogen transformation in a forest soil – a field study with micro suction cups. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1915-1923.
- HAGEDORN, F., P. SCHLEPPI, J.B. BUCHER and H. FLÜHLER, 2001: Retention and leaching of elevated N deposition in a forested ecosystem with Gleysols. *Water Air and Soil Pollution* 129, 119-142.
- MAYER, B., E.W. BOYER, C. GOODALE, N.A. JAWORSKI, N. VAN BREEMEN, R.W. HOWARTH, S. SEITZINGER, G. BILLEN, K. LAJTHA, K. NADELHOFFER, D. VAN DAM, L.J. HETLING, M. NOSAL and K. PAUSTIAN, 2002: Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: isotopic constraints. *Biogeochemistry* 57-58, 171-197.
- MORIER, I., P. SCHLEPPI, M. SAURER, I. PROVIDOLI, C. GUENAT, 2006. Retention of atmospherically deposited N in two contrasting soils in Switzerland. *European Journal of Soil Science* (submitted).
- PROVIDOLI, I., H. BUGMANN, R. SIEGWOLF, N. BUCHMANN and P. SCHLEPPI, 2005: Flow of deposited inorganic N in two Gleysol-dominated mountain catchments traced with $^{15}\text{NO}_3^-$ and $^{15}\text{NH}_4^+$. *Biogeochemistry* 76, 453-475.
- PROVIDOLI, I., H. BUGMANN, R. SIEGWOLF, N. BUCHMANN and P. SCHLEPPI, 2006: Pathways and dynamics of $^{15}\text{NO}_3^-$ and $^{15}\text{NH}_4^+$ applied in a mountain *Picea abies* forest and in a nearby meadow in central Switzerland. *Soil Biology and Biochemistry*, in press.
- SCHLEPPI, P., N. MULLER, H. FEYEN, A. PAPRITZ, J.B. BUCHER and H. FLÜHLER, 1998: Nitrogen budgets of two small experimental forested catchments at Alptal, Switzerland. *Forest Ecology and Management* 101, 177-185.
- SCHLEPPI, P., N. MULLER, P.J. EDWARDS and J.B. BUCHER, 1999a: Three years of increased nitrogen deposition do not affect the vegetation of a montane forest ecosystem. *Phyton* 39, 199-204.
- SCHLEPPI, P., I. BUCHER-WALLIN, R. SIEGWOLF, M. SAURER, MULLER and J.B. BUCHER, 1999b: Simulation of increased nitrogen deposition to a montane forest ecosystem: partitioning of the added ^{15}N . *Water Air and Soil Pollution* 116, 129-134.
- SCHLEPPI, P., F. HAGEDORN and I. PROVIDOLI, 2004: Nitrate leaching from a mountain forest ecosystem with Gleysols subjected to experimentally increased N deposition. *Water Air and Soil Pollution Focus* 4, 453-467.
- SCHLEPPI, P., P.A. WALDNER and B. FRITSCHI, 2006: Accuracy and precision of different sampling strategies and flux integration methods for runoff water: comparisons based on measurements of the electrical conductivity. *Hydrological Processes* 20, 395-410.
- SCHULZE, E.-D. and P.H. FREER-SMITH, 1991. An evaluation of forest decline based on field observations focused on Norway spruce *Picea abies*. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 97, 155-168.
- STEVENSON, F.J., 1982. Organic forms of soil nitrogen. In: STEVENSON, F.J. (ed.): *Nitrogen in agricultural soils*. *Agronomy* 22, American Society of Agronomy, Madison, USA, pp. 67-122.
- VITOUSEK, P.M., J.D. ABER, R.W. HOWARTH, G.E. LIKENS, P.A. MATSON, D.W. SCHINDLER, W.H. SCHLESINGER and D.G. TILMAN, 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.
- WRIGHT, R.F. and L. RASMUSSEN, 1998: Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management* 101, 1-7.