



HAL
open science

Effet de différents types de sols sur la qualité des solutions et les cycles biogéochimiques de l'écosystème forestier

Gil Kirchen

► **To cite this version:**

Gil Kirchen. Effet de différents types de sols sur la qualité des solutions et les cycles biogéochimiques de l'écosystème forestier. Sciences de la Terre. 2013. hal-01859347

HAL Id: hal-01859347

<https://hal.univ-lorraine.fr/hal-01859347v1>

Submitted on 22 Aug 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Rapport de Stage

Effet de différents types de sols sur la qualité des solutions et les cycles biogéochimiques de l'écosystème forestier



Gil KIRCHEN
2013

Responsables de stage :
TURPAULT Marie-Pierre (INRA Nancy)
HISSLER Christophe (CRP Gabriel Lippmann)

Résumé

Cette étude porte sur l'impact du type de sol sur le développement des hêtraies. A cet effet, un dispositif expérimental a été mis en place par l'INRA et l'ANDRA au sein d'une hêtraie dans la forêt de Montiers-sur-Saulx (Meuse, France) afin de suivre les cycles biogéochimiques entre différents compartiments de l'écosystème forestier (l'atmosphère, la canopée, les pluviolessivats, la litière et les solutions du sol). L'intérêt de ce site vient de la gamme de sols qu'il présente pour un même peuplement : rendisol, calci-brunisol et alocriisol peu acide. Le travail réalisé dans le cadre de ce stage a été de comparer les cycles biogéochimiques des éléments majeurs et de l'eau sur ces quatre sols en vue de déterminer l'effet du type de sol sur la qualité et la quantité des solutions de la hêtraie. Les questions qui ont été posées sont les suivantes : A partir de quel niveau de l'écosystème forestier (pluviolessivats, litière, différentes profondeurs du sol) la chimie des solutions le traversant diffère-t-elle en fonction du type de sol ? Quels sont les principaux mécanismes responsables de ces différences ? Quelles sont les conséquences sur les cycles biogéochimiques ? La comparaison entre les stations de Montiers a montré une influence limitée du type de sol sur les flux des éléments hors sol, hormis les flux de manganèse dans les pluviolessivats (augmentant avec l'acidité du sol). L'effet du type de sol a marqué la chimie des solutions libres et liées, mais de manière moins prononcée que l'on pouvait s'y attendre : les teneurs en aluminium diffèrent peu entre les stations et, parmi les nutriments, seul le calcium augmente significativement de l'alocriisol au rendisol. Les faibles teneurs en potassium dans les trois stations de Montiers montrent que même dans un sol saturé comme le rendisol, un nutriment essentiel peut être limitant. Vis-à-vis de l'augmentation de la récolte des rémanents, il est donc recommandé d'évaluer le risque d'épuisement du stock nutritionnel du sol et, dans le cas échéant, prévoir d'éventuels amendements.

Mots-clés : Solutions dans l'écosystème forestier, effet du type de sol, cycles biogéochimiques

Préambule

Le stage de recherche qui fait l'objet de ce rapport, réalisé dans le cadre du Master 2 « Sols, Eaux et Environnement » (Université de Lorraine), s'est déroulé au sein de l'Unité de Recherche *Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers* (BEF) du centre de l'Institut National de Recherches Agronomiques (INRA) à Champenoux. Ce travail s'inscrit au sein du projet LORLUX en collaboration avec le Centre de recherche Public Gabriel Lippmann du Luxembourg.

Présentation de l'Unité de Recherche

L'Unité de Recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers (BEF) fait partie du Département Ecologie des Forêts, Prairies et milieux Aquatiques (EFPA) de l'INRA. Elle occupe une position originale à l'interface entre géosciences et agronomie/foresterie. Le but de l'unité est de fournir des connaissances et des expertises dans le domaine de l'écologie quantitative et fonctionnelle appliquée aux écosystèmes forestiers.

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à l'encontre de Marie-Pierre Turpault qui m'a accepté au sein de son équipe à l'INRA de Champenoux et qui a su m'encourager et me guider tout au long de mon stage. De même, je remercie Christophe Hissler pour sa confiance et ses conseils précieux. *Un grand merci pour votre disponibilité et votre engagement à mon égard.*

Je tiens ensuite à remercier toutes les personnes qui m'ont accompagné dans mon périple de 6 mois semé d'embûches (parfois) et de bons moments (souvent) ; ces bons moments ont existé grâce à elles :

Carine et Claire qui ont fait preuve d'une efficacité sans faille dans le laboratoire et d'un dynamisme inégalé sur le terrain, sans oublier leur courage légendaire (leur affrontement avec un crapaud mal intentionné dans l'arène de la fosse pédologique en témoigne), me permettant ainsi de travailler à partir d'échantillons et de résultats d'analyse exemplaires. *Merci également Carine pour m'avoir fait part de tes connaissances analytiques.*

Christophe C. et Greg pour leurs très nombreux conseils, leur bonne humeur et leur très grande sympathie. *Merci pour l'« énergie positive » que vous dégagez.*

Serge qui a été un véritable meneur, dans tous les sens du terme, lors des sorties sur le terrain. *Merci pour nos discussions enrichissantes.*

Je tiens enfin à témoigner ma reconnaissance et ma sympathie à toute l'équipe de l'Unité de Recherche BEF pour son accueil chaleureux et la bonne ambiance qu'elle m'a fait vivre durant toute mon expérience au sein de l'INRA de Champenoux.

Glossaire des abréviations :

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique
BEF : Unité de Recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers
ANDRA : Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs

AA : Apports atmosphériques
P : Précipitations (dépôt humide)
DS : Dépôt sec
PL : Pluiolessivat
PLN : Pluiolessivat net (PL - P)
ET : Ecoulement le long des troncs
EC : Echange de la canopée

f_e : Facteur d'enrichissement

HC : Hors couvert (au-dessus de la canopée)
SC : Sous couvert (sous la canopée)

CBM : Canopy Budget Model (modèle de l'échange de la canopée)

S1 : Station expérimentale S1 de Montiers (alocrisol)
S2 : Station expérimentale S2 de Montiers (calci-brunisol)
S3 : Station expérimentale S3 de Montiers (rendisol)

COD : Carbone organique dissous
CT : Carbone total

Sommaire

Liste chronologique des figures et des tableaux	1
<hr/>	
1. Introduction	2
1.1 Etat de l'art	3
1.2 Objectifs de l'étude	6
2. Matériels et méthodes	7
2.1 Dispositif expérimental du site de Montiers	7
2.2 Méthodes d'analyses	10
2.3 Calculs et modèles	11
3. Flux de l'eau et des éléments dans les solutions de l'écosystème hors sol	13
3.1 Résultats	13
3.2 Discussion	19
4. Chimie des solutions du sol	21
4.1 Résultats	21
4.2 Discussion	23
5. Conclusion et perspectives	25
Références bibliographiques	26
<hr/>	

Liste chronologique des figures et des tableaux

En couverture : Hêtraie du bassin-versant expérimental du Weierbach (Luxembourg)

Figure 1 – Représentation schématique des principaux flux biogéochimiques au sein de la forêt.....	3
Figure 2 – Principe de l'étude comparative dans le cadre du projet LORLUX	6
Figure 3 – Localisation à l'échelle régionale du site expérimental de Montiers et plan du site	7
Figure 4 – Représentation schématique de la coupe géologique de la toposéquence de Montiers.....	8
Figure 5 – Schématisation du dispositif expérimental des stations du site de Montiers	9
Figure 6 – Evolution temporelle des flux hydriques des dépôts humides et des pluvioléssivats.....	13
Figure 7 – Corrélation C130 / volume de l'écoulement de tronc et flux des écoulements de tronc	14
Figure 8 – Evolution temporelle du pH des dépôts humides à Montiers	14
Figure 9 – Evolution temporelle des dépôts humides de Na, Cl, Ca et K.....	15
Figure 10 – Dépôts humides de SO ₄ , NO ₃ , et NH ₄ et corrélation entre les apports de NO ₃ et SO ₄	15
Figure 11 – Corrélation entre les dépôts humides de Na et Cl et des parts non marines de Ca et Mg.....	15
Figure 12 – Proportions marines (m) et non marines (nm) des dépôts humides de Ca, K, Mg et SO ₄	16
Figure 13 – Evolution du pH du dépôt humide, des pluvioléssivats et des écoulements de tronc.....	16
Figure 14 – Flux mensuels de K hors couvert et sous couvert (pluvioléssivats des trois stations).....	17
Figure 15 – Flux mensuels de Mn hors couvert et sous couvert (pluvioléssivats des trois stations)	17
Figure 16 – Flux annuels de certains éléments hors couvert et sous couvert.....	17
Figure 17 – Teneurs en K et COD dans les pluvioléssivats et les écoulements de tronc	18
Figure 18 – Moyennes annuelles des valeurs de pH des pluvioléssivats et de l'eau des litières et du sol.....	21
Figure 19 – Moyennes annuelles des teneurs en K dans les pluvioléssivats et l'eau des litières et du sol	22
Figure 20 – Moyennes des teneurs en NO ₃ dans les pluvioléssivats et dans l'eau de la litière et du sol	22
Figure 21 – Corrélation entre les teneurs en Fe et Al dans les eaux libres de la station S3.....	23
Figure 22 – Moyennes annuelles des teneurs en Mn dans les pluvioléssivats et l'eau des litières et du sol....	23
Tableau 1 – Disposition des lysimètres avec et sans tension dans les trois stations de Montiers.....	10
Tableau 2 – Flux annuels de Ca, K et Mg mesurés pour les dépôts humides et les apports au sol et estimés par le modèle CBM pour les dépôts secs et l'échange de la canopée (récréation)	18

1. Introduction

Le sol est un réservoir de nutriments et il retient l'eau temporairement ; il a donc un rôle fondamental sur le développement des écosystèmes forestiers. Afin de mieux comprendre ce rôle, un dispositif expérimental a été mis en place par l'INRA et l'ANDRA au sein d'une hêtraie dans la forêt de Montiers-sur-Saulx (Meuse, France), dans le cadre de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement (OPE), afin de suivre les cycles biogéochimiques entre différents compartiments de l'écosystème forestier (l'atmosphère, la canopée, les pluviollessivats, la litière et les solutions du sol). L'intérêt de ce site vient de la gamme de sols qu'il présente pour un même peuplement : rendisol, calci-brunisol et alocriisol peu acide (suivant une topolithoséquence).

Le travail réalisé dans le cadre de ce stage a été de déterminer et de comparer les cycles biogéochimiques des éléments majeurs et de l'eau sur ces trois sols du site forestier de Montiers (appartenant au réseau SOERE F-ORE-T), en vue de déterminer l'effet du sol sur la qualité et la quantité des solutions de la hêtraie¹.

Les questions qui ont été posées sont les suivantes : A partir de quel niveau de l'écosystème forestier (pluviollessivats, litière, différentes profondeurs du sol) la chimie des solutions le traversant diffère-t-elle en fonction du type de sol ? Quels sont les principaux mécanismes responsables de ces différences ? Quelles sont les conséquences sur les cycles biogéochimiques ?

Il s'agit donc de raconter l'histoire de l'eau et des éléments dans l'écosystème forestier d'une hêtraie évoluant dans le temps et dans l'espace, en plaçant l'acteur sol au cœur du récit.

Les résultats de cette étude permettront de mieux cerner l'effet du sol sur les cycles biogéochimiques en forêt. Or la connaissance de cet impact est d'importance pour la gestion forestière, compte tenu de deux exigences environnementales fondamentales actuelles :

- l'exploitation du bois / la préservation des forêts françaises ;
- la production d'eau potable / la préservation de la qualité des eaux.

De manière plus générale, l'étude du bilan hydrique et minéral dans la hêtraie du site de Montiers permettra d'ajouter une pierre à l'édifice de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes forestiers. A ce stade, il faut rappeler que les forêts françaises recouvrent environ 29,7 % du pays (16,3 millions d'ha en métropole selon le rapport d'activité 2011 de l'Inventaire Forestier National) et fournissent de multiples biens et services économiques, sociaux et environnementaux (dont la production de biomasse et d'eau potable).

Dans le contexte actuel de demande croissante en ces services et ressources, les forêts sont soumises à de fortes pressions de production (notamment l'augmentation de la récolte des rémanents). Une sylviculture durable doit donc permettre de répondre à cette demande tout en assurant la pérennité de l'écosystème forestier et de son fonctionnement.

Dans cette optique, il est nécessaire de connaître les rôles des différents compartiments de l'écosystème forestier afin que les décisions sylvicoles puissent être prises dans le meilleur respect possible du cycle naturel de la forêt. Le sol est l'un de ces compartiments et son importance est fondamentale, tant par son pouvoir filtrant et épurateur (Barten, 2006 ; Jones *et al*, 2009) que par son rôle de « mère nourricière » pour les arbres.

¹ La hêtraie est représentative des écosystèmes forestiers du nord de la France et le hêtre est la principale essence des forêts feuillues d'Europe centrale, capable de se développer sur des sols aux propriétés (humidité, acidité, ...) très variables (Bolte *et al*, 2007).

1.1. Etat de l'art

1.1.1 Les cycles biogéochimiques en milieu forestier

D'après la définition de Ranger et Turpault (1999), les cycles biogéochimiques décrivent la circulation permanente d'éléments chimiques entre les différents composants de l'écosystème (cycles internes biologique et biochimique) ou comme des échanges aux limites de l'écosystème (cycle géochimique).

La production et la pérennité de la plupart des forêts reposent sur l'existence d'un cycle biogéochimique qui optimise l'efficacité des éléments nutritifs pour produire la biomasse et qui améliore la disponibilité naturelle des éléments nutritifs du sol pour la végétation. L'équilibre de l'écosystème se traduit à moyen et à long terme par l'équilibre du bilan entrées-sorties d'éléments assimilables du système (Marques, 1996). La durée de cet équilibre dépend ainsi des sollicitations totales à l'écosystème et de la capacité du milieu à satisfaire cette demande. La stabilité de l'écosystème doit se traduire par la bonne santé de la forêt et le maintien de la production associée au caractère pérenne des conditions environnementales, telles la fertilité du sol et la qualité des eaux superficielles ou la biodiversité.

Le modèle conceptuel généralement utilisé stratifie l'écosystème en compartiments qui possèdent des caractéristiques propres et une homogénéité de comportement (figure 1). Les compartiments sont représentés globalement par l'atmosphère, la végétation (avec ses diverses subdivisions) et par le sol et ses solutions. A chaque compartiment est attribué une masse d'éléments (notamment les nutriments).

Dans les écosystèmes forestiers à faibles intrants (sans apport de fertilisants), les entrées externes ont comme origine les apports atmosphériques et l'altération de la roche-mère, tandis que les sorties se traduisent par l'eau de drainage à une profondeur déterminée et par l'exportation de la biomasse (Ranger et Turpault, 1999 ; Marques, 1996). Ces compartiments échangent entre eux des flux d'éléments (*Annexe 1*) qu'on peut estimer par la différence entre les entrées et les sorties de chaque compartiment concerné.

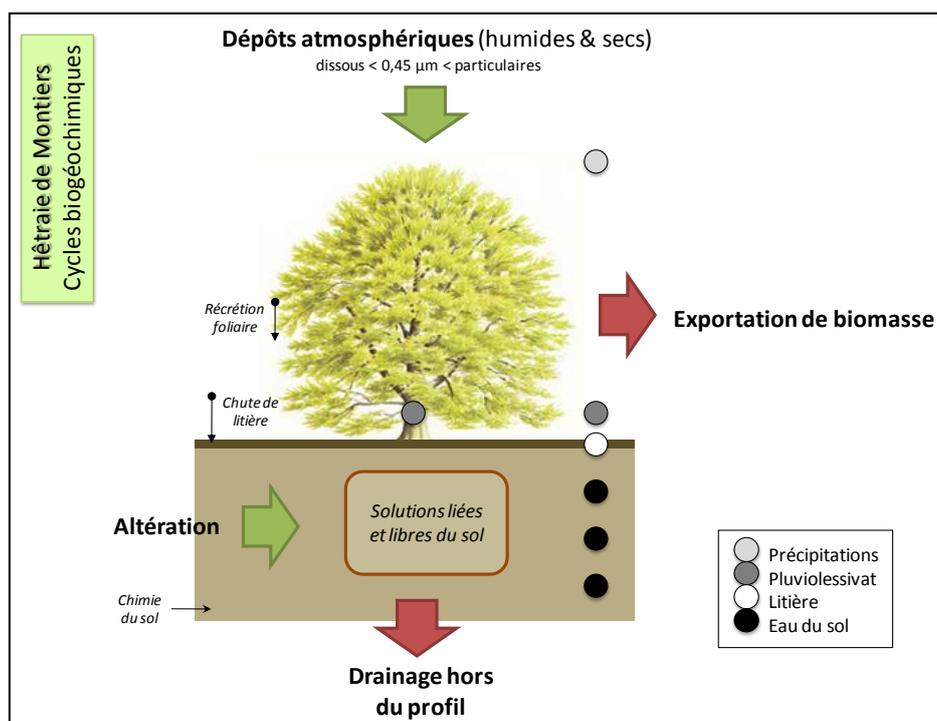


Figure 1 - Représentation schématique des principaux flux biogéochimiques au sein de l'écosystème forestier et positionnement des niveaux des solutions étudiées dans le cadre de ce stage.

Parmi les apports atmosphériques, on distingue les dépôts secs (sédimentation gravitaire et interception) et les dépôts humides (pluie et neige). Cependant les apports atmosphériques en nutriments sont fréquemment assimilés exclusivement aux dépôts humides, l'apport sec étant difficilement quantifiable (Hofhansl, 2011).

L'eau qui entre dans l'écosystème forestier rencontre d'abord la canopée. Cette rencontre peut aboutir à des changements marqués de la composition chimique des solutions (Pelster, 2009). En effet, la canopée exerce son influence par le biais de la capture d'aérosols ou de gaz, ainsi que par l'assimilation, la récréation ou l'échange d'éléments dans la solution en contact avec la phyllosphère (Vanguelova, 2010). Ainsi les concentrations en éléments de la pluie incidente sont susceptibles d'être modifiées par interaction avec la canopée selon deux processus :

- le lessivage des dépôts secs (DS) qui se sont accumulés sur le feuillage ;
- l'échange avec la canopée (EC), comprenant le prélèvement et la libération d'éléments par la canopée et la microflore associée (une synthèse des processus d'échange est proposée en *Annexe 2*).

Sous la canopée, on peut donc affirmer que les pluvolessivats d'éléments dissous (PL) sont la somme des dépôts atmosphériques humides (P), des dépôts secs et de l'échange avec la canopée :

$$PL = P + DS + EC$$

La différence entre les précipitations et le pluvolessivat correspond au pluvolessivat net (PLN) qui est la somme du dépôt sec et de l'échange avec la canopée :

$$PLN = PL - P = DS + EC$$

Si le pluvolessivat net d'un ion est positif, la canopée joue le rôle de puits et l'ion considéré est retenu ; dans le cas où il est négatif, la canopée agit comme une source pour cet élément (Talkner, 2010).

Après ce passage par la canopée, on peut faire l'hypothèse que deux voies de transfert de l'eau sont possibles : le pluvolessivat (eau s'égouttant des cimes) et le ruissellement le long des troncs des arbres.

Dans la majorité des études, l'écoulement de tronc (ET) n'est pas pris en compte puisqu'il ne constitue généralement qu'une faible portion du flux total de l'entrée dans le sol forestier (Draaijers, 1996). Cependant il a été montré, en particulier dans le cas des feuillus, que l'écoulement de la pluie le long des troncs ne pouvait pas être négligé, d'autant plus qu'il apporte l'eau directement à la sphère racinaire (Forgeard *et al*, 1980 ; André *et al*, 2008^a). Dans le cas du hêtre, des valeurs d'écoulements de tronc très importantes ont été mises en évidence, allant jusqu'à 14-20% des précipitations totales (Baba, 1999).

Finalement, l'eau et les éléments atteignent le sol, lequel se situe au carrefour des cycles biogéochimiques des écosystèmes forestiers. Les racines des arbres s'y développent sous forme d'un réseau dense afin d'aller puiser dans les solutions du sol les nutriments nécessaires à leur croissance. Ces solutions s'enrichissent en nutriments par le biais des apports externes (les pluvolessivats), l'altération des minéraux et la minéralisation de la matière organique. Le rôle fondamental du sol sera discuté dans la section suivante du rapport.

L'étude des cycles biogéochimiques des écosystèmes forestiers est très récente (moins de 50 ans) et l'ensemble des flux est encore peu documenté comme par exemple les flux d'éléments issus de l'altération des minéraux (Pédro *et al*, 2007). Cependant certaines observations commencent à s'accumuler (réseau RENECOFOR en France), mais elles ne concernent que très rarement l'ensemble des flux du cycle biogéochimique. De plus, peu de dispositifs sont conçus pour étudier *in situ* les facteurs qui interviennent sur ces cycles en fixant tous les autres paramètres sauf celui testé. Comme il est pratiquement impossible de reproduire toute la complexité de l'écosystème forestier *ex situ*, cette démarche est pourtant fondamentale pour comprendre le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème.

1.1.2 La place du sol au sein des cycles biogéochimiques forestiers

Le sol occupe une place centrale au sein des cycles biogéochimiques des écosystèmes forestiers et les propriétés d'un sol forestier déterminent généralement les essences qui poussent sur le site (Londo *et al.*, 2006). En effet, de par la nature de ces constituants, ses propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et biologiques, le sol joue un rôle clé dans le cycle de l'eau et des éléments (Duchaufour, 1984). A priori, cet effet du sol devrait être très important sur les flux hydriques et le flux d'altération. Par contre, il est assez difficile d'anticiper l'impact dû au type de sol sur les autres flux et sur le bilan géochimique.

L'intervention du sol sur la croissance des arbres est bien connue et le lien étroit entre l'arbre et le sol, lequel donne sa particularité aux écosystèmes forestiers, a été mis en évidence par de nombreuses études. Ainsi Miller (2004) a montré que l'épaisseur et la réserve utile du sol sont des facteurs importants influençant la croissance des arbres. En effet, un sol plus épais permet un meilleur développement des racines et offre des réserves en eau plus importantes. Déjà en 1922, Moore a mis en évidence l'influence du type d'humus sur la croissance de la forêt, par le biais de sa teneur en azote. Londo, en 2006, a souligné l'impact primordial du pH du sol sur la croissance des arbres, à travers son contrôle sur la mobilité et la disponibilité des éléments dans les solutions du sol. Parmi toutes les propriétés d'un sol, le pH serait l'une des plus importantes, reflétant globalement l'état chimique de celui-ci.

La nature de la roche-mère exerce évidemment une influence majeure sur la croissance des arbres de par la nature de ses minéraux dont l'altération enrichira les solutions du sol en éléments nutritifs ou non. La texture du sol, quant à elle, influence la capacité de rétention des nutriments et de l'eau. En effet, une texture fine présente une surface spécifique plus élevée et des pores plus petits ; la capacité d'échange et la réserve utile sont donc augmentés par rapport à une texture plus grossière.

Certains auteurs ont suggéré que l'impact du type de sol se transmette jusqu'aux solutions hors du sol, les pluviollessivats, affirmant que l'échange de la canopée est influencée par les caractéristiques pédologiques du site (Hofhansl, 2011 ; Talkner, 2010 ; Nordén, 1991).

En retour, l'arbre exerce également un impact sur les propriétés du sol. La dégradation de la litière et des racines, la distribution du réseau racinaire dans le profil du sol et les échanges d'ions au niveau des racelles modifient la chimie et la structure du sol, ainsi que les flux d'éléments dans les solutions du sol (Talkner, 2010).

Les études sur le lien entre l'arbre et la chimie du sol se sont rarement focalisées sur les concentrations en éléments dans les différentes solutions du sol et ont été menées en laboratoire plutôt qu'*in situ* (Eisalo, 2013). L'étude détaillée des solutions pendant et hors saison de végétation est pourtant du plus grand intérêt pour aborder la dynamique du fonctionnement de l'écosystème et notamment pour la caractérisation du fonctionnement du sol. Ranger (2001) affirme que les solutions du sol représentent la phase la plus adéquate pour caractériser la dynamique actuelle du sol, ainsi que les processus pédogénétiques à plus long terme.

Dans le sol, on distingue les solutions « libres » (ou eaux gravitaires) et les solutions « liées » (plus ou moins fortement retenues par la matrice du sol). Une représentation schématique des différentes phases de l'eau du sol est proposée en *Annexe 3*. Les solutions libres sont bien les vecteurs des éléments quittant l'écosystème et doivent être utilisées pour l'établissement des bilans entrées-sorties. Les solutions « liées » concernent le milieu dans lequel se développent les racines et reflètent l'interaction sol-solution-plante.

Bien qu'il s'agisse d'un paramètre très important pour les cycles forestiers, l'effet du type de sol, toutes conditions égales par ailleurs, n'a pas encore été étudié *in situ*. Eisalo (2013) affirme d'ailleurs que les informations sur les effets des sols sur la qualité des cours d'eau ne sont pas suffisantes.

1.2. Objectifs de l'étude

En l'absence d'études fiables sur l'effet du sol sur les cycles biogéochimiques (à climat et couvert végétal constants), il est nécessaire de réaliser cette étude afin de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes forestiers. Les stations de suivi des cycles biogéochimiques dans l'écosystème forestier de Montiers sont un excellent support pour ce projet, permettant la comparaison des impacts de 3 types de sols s'alignant le long d'une toposéquence (rendisol, calci-brunisol et alocriisol peu acide) à l'échelle de la placette forestière. Les objectifs de ce stage sont définis selon trois axes principaux :

a) *Quantifier les flux et dresser les bilans des éléments*

Le premier objectif consiste à déterminer les cycles biogéochimiques des éléments majeurs (Ca, Mg, K, Na, N,..) et de l'eau dans les trois stations du site forestier de Montiers sur l'année 2012. A cet effet, les solutions des différents compartiments de l'écosystème (dépôts humides, pluviollessivats et écoulements de tronc, solutions de la litière et du sol) ont été collectées et analysées. Il s'agit donc d'exploiter les données accumulées depuis janvier 2012, afin de quantifier les flux des éléments, et de participer aux campagnes de prélèvements des solutions sur le terrain à partir de février 2013 (début de la période de stage).

b) *Cerner l'effet du sol sur le cycle biogéochimique*

Le second objectif, lequel découle du premier, est de déterminer l'effet du sol sur la qualité chimique des solutions. Il s'agit donc de comparer les flux d'éléments liés au transfert de l'eau entre les différents compartiments sur les trois stations. L'ensemble du site d'étude étant soumis à la même empreinte régionale et caractérisé par un couvert végétal homogène (hêtraie de 50 ans), la mise en évidence de différences significatives au niveau des solutions entre les trois stations permettrait de mieux cerner l'effet du type de sol sur les bilans hydrique et minéral.

c) *Le projet LORLUX*

Ce stage s'inscrit également dans le cadre du réseau LORLUX, un projet de coopération scientifique entre la Lorraine et le Luxembourg visant à mieux connaître, gérer et protéger la ressource en eau. Dans ce contexte, les cycles biogéochimiques de Montiers seront comparés avec ceux d'un écosystème forestier luxembourgeois développé sur un sol plus acide (alocriisol très acide) et situé dans le bassin-versant du Weierbach (Ösling, Luxembourg). Une placette expérimentale, permettant la collecte des solutions de l'écosystème (dépôts humides, pluviollessivats et eau liée du sol), y est gérée par le Centre de Recherche Gabriel-Lippmann. Il s'agit donc d'étudier les données sur les solutions de la hêtraie du Weierbach, accumulées entre décembre 2009 et juillet 2012, et d'analyser le dispositif expérimental luxembourgeois afin de le comparer avec celui du site de Montiers. Cette comparaison permettra de déterminer si les tendances liées à l'effet du sol observées sur la toposéquence de Montiers sont vérifiables par extrapolation sur une autre hêtraie développée sur un sol bien plus acide et caractérisée par un peuplement d'âge et de structure différents (figure 2). Cette étude comparative est traitée en *Annexe 11*.



Figure 2 – Principe de l'étude comparative dans le cadre du projet LORLUX.

2. Matériels et méthodes

2.1. Dispositif expérimental du site de Montiers

2.1.1 Site d'étude

La mise en place du site expérimental de Montiers résulte d'un projet conjoint entre l'INRA de Nancy (Institut National de la Recherche Agronomique) et l'ANDRA (Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs) lancé en 2008, dans le but de suivre sur le long terme les cycles biogéochimiques des éléments majeurs et mineurs dans la hêtraie mature de la forêt domaniale de Montiers (2000 ha). Les critères de choix de ce site sont les suivants : (1) même peuplement, (2) sylviculture représentative de la région, (3) même âge en milieu de révolution, (4) même climat, (5) sols différents et (6) surface du site importante.

Situation géographique et géomorphologie : Le site est situé dans la partie nord-est de la France ($5^{\circ} 16' 8'' E$ / $48^{\circ} 31' 55'' N$), à environ 100 km au sud-ouest de Nancy, à l'est du village de Montiers-sur-Saulx (département de la Meuse ; figure 3.a). La toposéquence qui caractérise le site s'étend entre 340 et 386 mètres d'altitude. Les stations étudiées sont situées sur de légers faux plats.

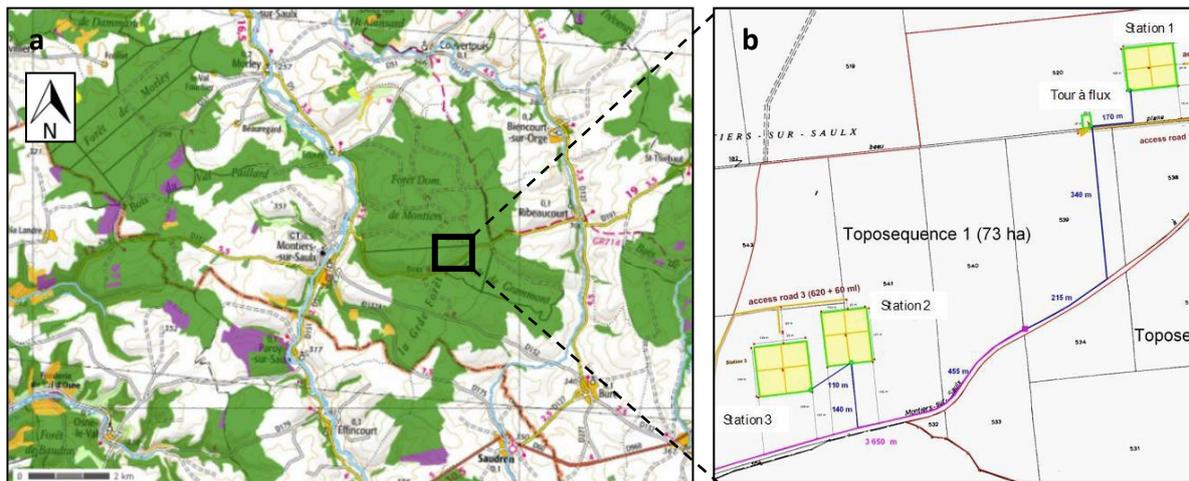


Figure 3 - Localisation à l'échelle régionale du site expérimental de Montiers (a) et plan du site avec l'emplacement des 3 stations et de la tour à flux (b).

Climat : Le climat est semi-continentale. La température moyenne annuelle est de $12.6^{\circ}C$; elle varie de $4.4^{\circ}C$ à $21.2^{\circ}C$. Les précipitations moyennes annuelles sont de 1100 mm.

Géologie : La géologie du site consiste en la superposition de deux roches-mères (figure 4 et Annexe 4). La roche la plus ancienne est un calcaire datant du Portlandien inférieur (-145 Ma), formée lors de la sédimentation du Bassin parisien. Il s'agit d'un carbonate de calcium (le $CaCO_3$ équivaut à 78 % de la masse de la roche-mère) avec notamment quelques minéraux de quartz (moins de 5% de la masse totale), de rutile et de calcite recristallisée. Les résidus non carbonatés sont composés en grande partie par des minéraux argileux (argiles de décarbonatation). Par le biais de l'altération du calcaire, une couche d'argiles de décarbonatation s'est formée à la surface de celui-ci. Ce calcaire est surmontée par des sédiments détritiques du Valanginien (-135 Ma) de type Arénites-Lutites. Ce sont des dépôts transgressifs composés de limons, d'argiles et de sables grossiers plus ou moins ferrugineux, ainsi que des nodules de fer (composés majoritairement de goethite et de quartz). La composition de cette roche détritique est complexe, résultant d'apports de sédiments variés.

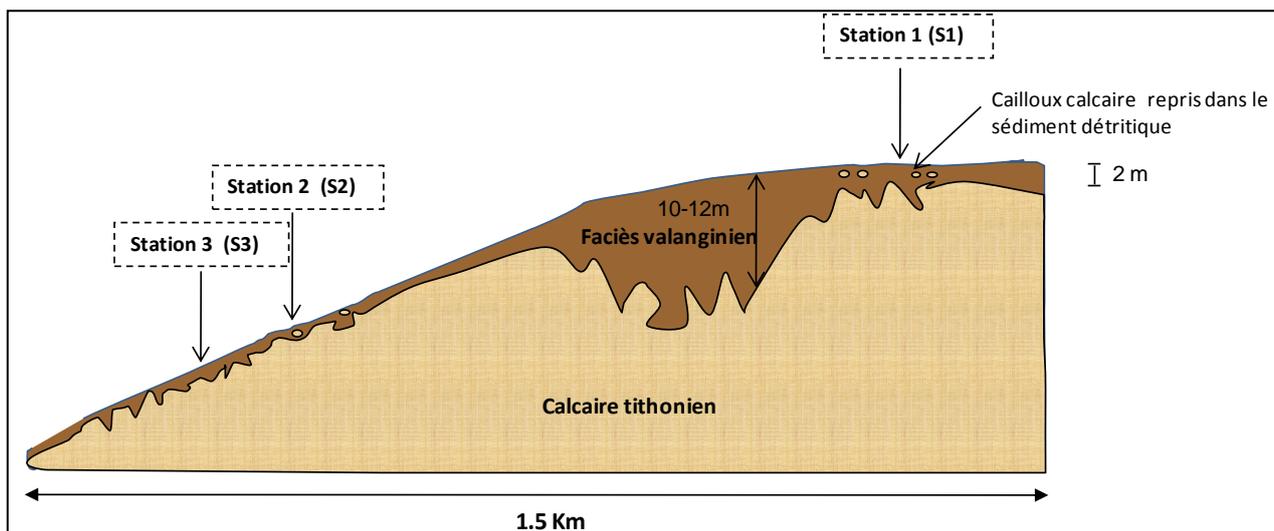


Figure 4 – Représentation schématique de la coupe géologique de la toposéquence de Montiers.

Pédologie : Les types de sols suivent la toposéquence depuis l'alocrisol peu acide en haut de pente, en passant par le calci-brunisol, jusqu'au rendisol en bas de pente. Les trois stations géochimiques du site de Montiers (S1, S2 et S3) sont implantées respectivement sur l'alocrisol, le calci-brunisol, et le rendisol :

- L'alocrisol s'est formé sur la couche de sédiment valanginien sur une profondeur d'environ 2 m en moyenne. Il est caractérisé par une texture limoneuse en surface et plus argileuse en profondeur. Sous l'effet acidifiant du sédiment, le pH_{eau} se situe entre 4.8 et 4.9 jusqu'à 45 cm de profondeur, pour augmenter ensuite et atteindre des valeurs élevées (au-delà de 7) à la limite du calcaire sous-jacent. La capacité d'échange cationique (CEC) est inférieure à $6,7 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ dans la zone d'enracinement principal ($< 60 \text{ cm}$) avec un taux de saturation (S/CEC) compris entre 30 et 64 %. Ca^{2+} et Al^{3+} sont les cations échangeables dominants.
- Le calci-brunisol est intermédiaire entre l'alocrisol et le rendisol, s'étant formé sur une couche de sédiment moins épaisse (lequel s'est étalé le long de la pente sous forme d'alluvions). Il est de type limono-agileux en surface à argileux en profondeur avec un pH_{eau} supérieur à 5 et relativement constant dans les différents horizons ($5.2 < \text{pH}_{\text{eau}} < 5.4$). Il présente une CEC comprise entre 7.6 et $17.2 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ et un taux de saturation variant entre 59 % et 83 %, Ca^{2+} étant le cation échangeable dominant dans tout le profil de sol.
- Le rendisol est un sol peu épais situé directement sur le calcaire du Portlandien (les alluvions du sédiment valanginien étant présents mais peu nombreux). Sa texture est à dominante argileuse jusqu'à une profondeur de 15 - 30 cm (apparition des blocs calcaire). Le pH_{eau} varie de 5.7 en surface à 6.8 en profondeur. Le taux de saturation est supérieur à 94 % sur l'ensemble du profil et Ca^{2+} représente la quasi-totalité du pool échangeable.

Les profils et les propriétés physico-chimiques des trois sols sont présentés dans les *Annexes 5 et 6*.

Peuplement : Les stations sont implantées dans le site de Montiers (150 ha) géré principalement en futaie de hêtre mélangée (le hêtre constituant environ 88% du peuplement, suivi d'autres feuillus). Sur les stations des éclaircies ont été réalisés afin que la densité des arbres dont le C130 est supérieur à 314 mm soit d'environ 400 tiges par hectare et que la structure des peuplements soit homogène sur les trois stations :

- les hêtres sont âgés d'une cinquantaine d'année avec une hauteur dominante de 27 m ;
- la hêtraie est composée à 88% d'hêtres, 6% d'érables, 1.7% d'aliziers, 1.4% de frênes, 1.2% de chênes, 1% de charmes, 0.4% de merisiers et 0.3% de noisetiers.

2.1.2 Dispositif de collecte et échantillonnage

Le site de Montiers a été conçu pour déterminer l'impact du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique d'une hêtraie. A cet effet, trois stations de suivi biogéochimique ont été installées le long de la toposéquence sur les trois types de sols étudiés : aloccrisol (station S1), calci-brunisol (station S2) et aloccrisol (station S3). Une tour « à flux » de 45 m de hauteur a également été érigée à proximité de la station 1 pour l'étude des dépôts atmosphériques (figure 3.b).

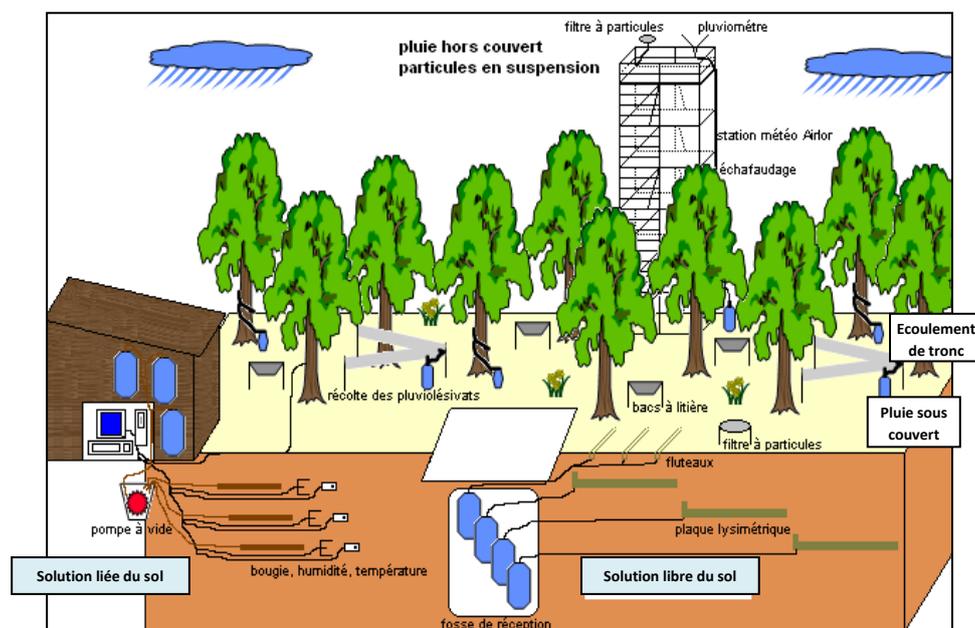


Figure 5 - Schématisation du dispositif expérimental des stations du site de Montiers.

Chaque station couvre une surface d'un hectare et est divisée en quatre sous-stations dont trois sont équipées d'appareils de mesures biogéochimiques. Précisons que chacune des neuf sous-stations équipées est dotée du même dispositif expérimental (figure 5 et *Annexe 7*). L'approche est écosystémique : les solutions de tous les compartiments forestiers sont analysées, de manière à permettre l'étude de leur évolution depuis le dépôt atmosphérique jusqu'au drainage hors du profil.

Hors couvert forestier – Les capteurs de pluie incidente sont disposés au sommet de la tour à flux. Il s'agit de 4 entonnoirs en polyéthylène (PE) directement reliés à des bidons collecteurs. Chaque entonnoir a une surface de $0,22 \text{ m}^2$.

Notons que les hauteurs d'eau des précipitations mensuelles mesurées sur la tour à flux se sont révélées significativement inférieures ou égales aux hauteurs d'eau des pluviolésivats mensuels calculés dans les 3 stations sur l'ensemble de l'année 2012. En conséquence, il a été décidé de corriger la pluviométrie en utilisant les données pluviométriques de la station météo du laboratoire de recherche souterrain de Meuse/Haute-Marne (LSMHM) situé à Bure (< 10 km du site de Montiers).

Sous couvert forestier – L'eau percolant à travers la canopée est collectée par 4 gouttières en PE disposées de manière à intégrer la discontinuité de la canopée. Les gouttières, dont chacune a une surface réceptrice de $0,39 \text{ m}^2$ ($197,8 \text{ cm} \times 19,8 \text{ cm}$), sont reliées à des bidons collecteurs (situés dans la fosse de réception). Les écoulements de tronc sont récupérés par le biais de colliers en PE fixés autour des troncs de 6 arbres (dont 5 hêtres) choisis de manière à représenter les différentes classes de diamètres. Précisons que tous les arbres des stations ont été numérotés et géoréférencés ; les essences ont été identifiées et leur circonférence à 1,3 m du sol (C130) est mesurée tous les ans.

Solutions du sol – Les solutions gravitaires sont collectées dans la litière et à différentes profondeurs du sol, en respectant au mieux la distribution des horizons, par l'intermédiaire de plaques lysimétriques (0,12 m² ; 3 répétitions par profondeur) ou de flûteaux (0,07 m² ; regroupés par 8 ; 3 répétitions par profondeur) sans tension appliquée. Ces solutions sont collectées dans des bidons situés dans la fosse de réception. En suivant les mêmes profondeurs, des bougies poreuses ont été insérées dans le sol (4 répétitions par profondeur) pour la collecte de l'eau liée. Ces bougies poreuses sont connectées à une pompe à vide électrique qui maintient une dépression constante entre -0,5 et -0,6 bar. La répartition des lysimètres dans les trois stations est présentée dans le tableau 1.

Tableau 1 – Disposition des lysimètres (avec et sans tension appliquée) dans les trois stations de Montiers. Dans les stations S2 et S3, certains capteurs ont été installés au milieu de cailloux calcaires.

	Litière	- 10 cm	- 30 cm	- 60 cm	- 90 cm	- 120 cm
S1	- Flûteaux	- Flûteaux - Bougies	- Plaque lysimétriques - Bougies	- Plaque lysimétriques - Bougies	- Plaque lysimétriques - Bougies	- Bougies
S2	- Flûteaux	- Flûteaux - Bougies	- Plaque lysimétriques - Flûteaux (cailloux) - Bougies - Bougies (cailloux)	- Plaque lysimétriques - Flûteaux (cailloux) - Bougies - Bougies (cailloux)	/	/
S3	- Flûteaux	- Flûteaux - Bougies	- Flûteaux (cailloux) - Bougies - Bougies (cailloux)	- Flûteaux (cailloux)	/	/

Echantillonnage – Le dispositif a été mis en service en décembre 2012 et le premier prélèvement des solutions des différentes sous-stations a été réalisé le 17 janvier 2012. Depuis, les solutions sont prélevées (et analysées au laboratoire) de manière continue à un intervalle constant de 4 semaines². Lors du prélèvement, pour un type de solution donné, les volumes de chaque répétition sont notés et les échantillons sont ensuite mélangés afin que les analyses chimiques soient réalisées sur un échantillon moyen. Ponctuellement, l'ensemble des répétitions sont analysées séparément (notamment en mars et en novembre 2012).

2.2.Méthodes d'analyses

Les échantillons issus des campagnes de prélèvement, conservés dans des flacons en polyéthylène, sont immédiatement transportés au laboratoire de l'unité BEF du centre INRA de Nancy où sont réalisées l'ensemble des analyses sur les solutions de Montiers.

Traitements préliminaires – Les solutions collectées sont filtrées à 0.45 µm (par filtration sur membrane) ; elles sont ensuite conservées en chambre froide (4°C) quelques jours, en attendant d'être analysées.

Analyses chimiques³ – Le pH est mesuré avec un pH-mètre (DL70 ES de METTLER). La teneur en ammonium (NH₄⁺) est mesurée par colorimétrie à flux continu (spectromètre d'absorption moléculaire San⁺⁺ de SKALAR). Les anions NO₂⁻, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻ et F⁻ sont quantifiés par chromatographie ionique (ICS-2100 de DIONEX), tandis que les teneurs totales en Na, P, S, Mn, Mg, K, Ca, Si, Fe et Al sont mesurées par l'intermédiaire d'un spectromètre d'émission optique (700 Series ICP-OES d'AGILENT TECHNOLOGIES). Le carbone organique dissous (COD), le carbone total et l'azote total sont quantifiés par un analyseur de carbone organique total (TOC-L de SHIMADZU). L'azote organique dissous (AOD) est estimé en soustrayant les formes azotées inorganiques mesurées de la teneur en azote total. Ces méthodes analytiques sont brièvement présentées en *Annexe 8*.

² *Ma contribution* : Participation à l'ensemble des campagnes de prélèvements à partir du 12 février 2013.

³ *Ma contribution* : Assistance à l'ensemble des analyses de laboratoire réalisées sur une gamme d'échantillons.

2.3. Calculs et modèles

Calcul des flux – Les flux des éléments (exprimés en mg / m² / 28 jours) attribués aux dépôts atmosphériques humides et aux pluviolessivats ont été calculés en multipliant les hauteurs d'eau (en mm), déduites des volumes mesurés dans les bidons collecteurs correspondants, par la concentration des éléments considérés (en mg/L). Les flux annuels ont ensuite été calculés en additionnant les flux correspondant aux périodes de 28 jours sur l'ensemble de l'année 2012.

La notion de facteur d'enrichissement (f_e) a été utilisée pour déterminer si le passage des pluies incidentes à travers la canopée contribue ponctuellement (à l'échelle mensuelle) ou durablement (à l'échelle de l'année) au cycle biogéochimique d'un élément X donné (par enrichissement si $f_e > 1$ ou par appauvrissement si $f_e < 1$), selon la relation suivante :

$$f_e^X = \frac{\text{flux}_{\text{sous couvert}}^X}{\text{flux}_{\text{dépot humide}}^X}$$

Finalement, les flux de pluviolessivat net (PLN) ont été déduits par soustraction du flux associé au dépôt humide (P) au flux sous couvert (PL + ET). La contribution de l'échange de la canopée (EC) au PLN a été estimée à l'aide du modèle CBM décrit sur la page suivante.

Les solutions du sol – L'étude des solutions du sol a été réalisée directement à partir des mesures de concentrations en éléments. En effet, le calcul des flux dans le sol nécessite l'application d'un modèle hydrique et n'a pas été traité dans le cadre de ce stage.

Statistiques – Pour chaque type de collecteur (entonnoirs hors couvert, gouttières sous couvert, colliers d'écoulement de tronc, lysimètres sans tension à une profondeur donnée, bougies poreuses à une profondeur donnée) et pour l'ensemble des éléments étudiés, les moyennes arithmétiques μ et les écarts-types σ associés ont été calculés. En ce qui concerne les solutions hors du sol, ces calculs ont été réalisés pour les flux à l'échelle de la période de 28 jours (de janvier 2012 à janvier 2013) et pour les flux annuels (sur l'année 2012). Concernant les solutions du sol, les calculs ont porté sur les concentrations à l'échelle de la période de 28 jours (de janvier 2012 à mars 2013) et à l'échelle des périodes de végétation (de mi-avril à mi-novembre) et sans végétation (de mi-novembre à mi-avril).

La variabilité entre capteurs collectant un même type de solution, pour une période de 28 jours donnée, a été représentée par les coefficients de variation c_v (calculés pour chaque paramètre) : $c_v = \sigma/\mu$.

Les éventuelles corrélations existant entre différentes variables analysées ont été mises en évidence par le biais des coefficients de corrélation (R^2) décrivant les relations (positives ou négatives, linéaires ou non linéaires) en question. Une corrélation peut être indicatrice de source(s) similaire(s) et/ou d'affinité(s) chimique(s) (Gandois *et al*, 2010^a).

Modèles

1) Modèle de l'effet de la canopée (CBM – « Canopy Budget Model »)

Afin de déterminer l'influence de la canopée sur les dépôts atmosphériques, une étude des dépôts humides (P) et des pluviolessivats (PL) est généralement réalisée (Gandois *et al*, 2010^b). Il s'agit d'estimer les contributions du dépôt sec (DS) et de l'échange de la canopée (EC) au pluviolessivat net (PLN), selon l'équation suivante :

$$\text{PLN} = \text{PL} - \text{P} = \text{DS} + \text{EC} \quad (1)$$

La méthode la plus courante permettant de calculer DS et EC est celle proposée par Ulrich (1983), d'après le modèle qu'il a appelé « Canopy Budget Model » (CBM) ; elle a été détaillée notamment par Draaijers (1996), Thimonier (2005) et Staelens (2008).

Dans ce modèle, l'échange de la canopée EC de l'ion Na^+ est supposé négligeable et, selon (1), son dépôt sec équivaut à $\text{DS} = \text{PLN}$ (Gandois, 2010^b ; Hofhansl, 2011 ; Staelens, 2008). Ainsi Na^+ peut être utilisé comme traceur en posant l'hypothèse que celui-ci présente un rapport $\text{DS}_{\text{Na}}/\text{P}_{\text{Na}}$ similaire au rapport DS_x/P_x de l'élément x dont on veut déterminer le DS :

$$\text{DS}_x = (\text{PL}_{\text{Na}}/\text{P}_{\text{Na}}) \times \text{P}_x \quad (2) \quad \text{d'après Thimonier (2005).}$$

$$\text{On peut dès lors estimer EC : } \text{EC}_x = \text{PLN}_x - \text{DS}_x \quad (3)$$

Le modèle CBM a été testé par certains auteurs et jugé satisfaisant, notamment pour estimer l'effet de la canopée sur Ca, Mg et K (Hofhansl, 2011 ; Thimonier, 2005). Dans le cadre de ce stage, le modèle a donc été appliqué à ces trois éléments.

2) Estimation de la proportion marine des apports atmosphériques

Il est généralement admis que les embruns marins constituent la source fondamentale des ions Na^+ et Cl^- dans les dépôts atmosphériques. Notons cependant que Cl^- peut avoir une origine anthropique non négligeable (Lequy, 2012), ainsi que Na lorsqu'il est associé à Cl^- dans le sel épandu sur les voies de transport en hiver. Dès lors, il est possible d'utiliser Na comme traceur des aérosols d'origine marine afin d'estimer la proportion marine des dépôts atmosphériques d'autres éléments (Nordén, 1991 ; Lequy, 2012).

Il s'agit d'utiliser le rapport moyen entre Na et un élément x dans les embruns marins de la région considérée ($\text{R}_{x/\text{Na}}$) et de l'appliquer au dépôt atmosphérique total de l'élément x en question sur l'écosystème étudié en vue d'estimer la contribution marine de cet apport. Lequy (2012) a proposé certains rapports $\text{R}_{x/\text{Na}}$ applicables en France : $\text{R}_{\text{Ca}/\text{Na}} = 0,06$; $\text{R}_{\text{Mg}/\text{Na}} = 0,13$; $\text{R}_{\text{K}/\text{Na}} = 0,04$; $\text{R}_{\text{SO}_4/\text{Na}} = 0,11$; $\text{R}_{\text{Cl}/\text{Na}} = 1,69$; ces rapports ont été utilisés dans le cadre de cette étude.

Le calcul est le suivant : $mX = \text{R}_{x/\text{Na}} \times \text{Na}$ (d'après Lequy et Nordén)

où mX correspond à la part marine du dépôt atmosphérique de l'élément x et Na correspond au dépôt atmosphérique de sodium. On peut en déduire la part non marine du dépôt de l'élément x (nmX) selon la relation suivante : $nmX = X - mX$ (où X correspond au dépôt atmosphérique total de l'élément x).

3) Estimation des écoulements de tronc

Les circonférences C130 de l'ensemble des arbres des trois stations ont été mesurés et répartis en plusieurs classes. Or, d'après André *et al* (2008^a), le diamètre du tronc est le principal facteur expliquant la variabilité du volume d'eau s'écoulant le long du tronc au sein d'une même espèce. Ainsi, pour chaque mois de l'année, il convient de vérifier l'existence d'une éventuelle corrélation liant le volume intercepté par le collier et le C130 associé. Si la corrélation est mise en évidence, il est possible, à partir de l'équation de sa courbe de tendance, d'assimiler un volume moyen (V) à chaque classe de diamètre (C130). La hauteur d'eau apportée au sol par le biais des écoulements de tronc (T) des arbres d'une classe de C130 donnée (x) est calculée selon l'équation suivante (inspirée de Hanchi, 1997) pour chaque période (p) :

$$\text{T}_{\text{xp}} \text{ (en mm)} = \text{V}_{\text{xp}} \times (\text{N}_x/\text{A})$$

avec N_x le nombre d'arbres appartenant à la classe x et A l'aire de la station considérée. La méthode a été appliquée sur les hêtres et les érables ; pour les autres essences (< 6%), il a été supposé que la relation C130/volume est la même que pour les hêtres.

3. Flux de l'eau et des éléments dans les solutions de l'écosystème hors sol

3.1. Résultats

3.1.a) Les volumes des pluies incidentes, des pluviollessivats et des écoulements de tronc

Le bilan hydrique hors sol des 3 stations de Montiers est détaillé en *Annexe 9*.

Précipitations et pluviollessivats - L'évolution temporelle des flux hydriques assimilés aux pluies incidentes (flux mesurés à Montiers et flux corrigés par le biais des données pluviométriques de la station météo de Bure) et aux pluviollessivats des 3 stations est présentée sur la figure 6.

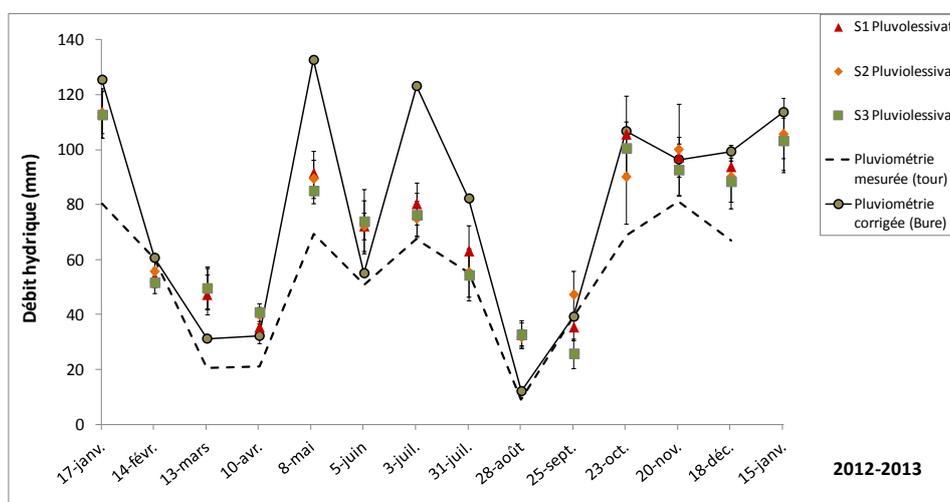


Figure 6 – Evolution temporelle des flux hydriques des dépôts humides et des pluviollessivats des trois stations (janvier 2012 – janvier 2013)

Les flux d'eau hors couvert et sous couvert suivent une tendance similaire ($0,74 < R^2 < 0,81$) au cours de l'année 2012, avec des minimums entre mi-février et mi-avril (pluviométrie < 35 mm) et entre août et septembre (pluviométrie < 40 mm). L'interception par la canopée (et donc l'évaporation) est élevée entre avril et juillet, tandis qu'elle se révèle très faible ou nulle le reste de l'année. Malgré la correction de la pluviométrie, certains mois présentent des flux sous couvert supérieurs au flux des précipitations (figure 6). Les flux hydriques annuels sont de 996 mm/an pour les précipitations et de 922 ± 22 mm/an (S1), 909 ± 53 mm/an (S2) et 884 ± 38 mm/an (S3) pour les pluviollessivats.

Variabilité sous couvert - Sous la canopée, les moyennes mensuelles des volumes d'eau collectés par les gouttières sont presque identiques entre les 3 stations ($0,95 < R^2 < 0,98$) et la variabilité calculée pour l'ensemble des 36 gouttières du site de Montiers est relativement faible ($c_v = 13 \pm 6$ %).

Écoulements de tronc - Les volumes des écoulements de tronc augmentent avec le diamètre C130 de l'arbre ; chez les hêtres, la relation est de type puissance ou linéaire (en fonction du mois de l'année). On observe néanmoins une dispersion pour les gros diamètres (C130 > 500 mm) le long de la courbe de régression (figure 7.a). En ce qui concerne les érables, les écoulements de tronc n'augmentent que faiblement avec le C130 et la corrélation suit généralement une régression de type puissance inverse.

Le calcul des flux hydriques le long des troncs donne des valeurs mensuelles très proches pour les 3 stations ($0,73 < R^2 < 0,91$; figure 7.b). Les écoulements de tronc représentent 5,6 % (S1), 5,1 % (S2) et 4,6 % (S3)

du flux hydrique annuel apporté par les précipitations et sont, à l'échelle mensuelle, bien corrélés avec les hauteurs d'eau des pluviostats ($0,69 < R^2 < 0,79$).

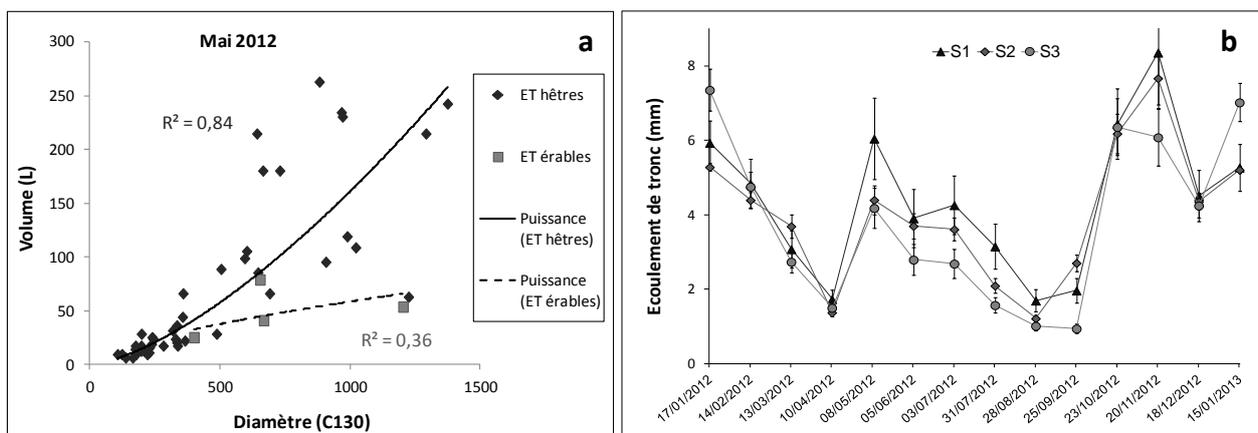


Figure 7 – Corrélation entre la circonférence C130 de l'arbre et le volume de l'écoulement de tronc dans les trois stations en mai 2012 (a) et évolution temporelle des flux hydriques des écoulements de tronc de janvier 2012 à janvier 2013 (b).

3.1.b) Les dépôts atmosphériques

Le pH des précipitations - Les solutions des dépôts humides à Montiers montrent des valeurs de pH variant entre 5,33 et 7,11 au cours de l'année 2012, avec une moyenne de 6,25 (figure 8). Les valeurs les plus basses (pH < 6) sont observées de novembre à mi-janvier, tandis que le reste de l'année le pH reste relativement constant aux alentours de pH = 6,5.

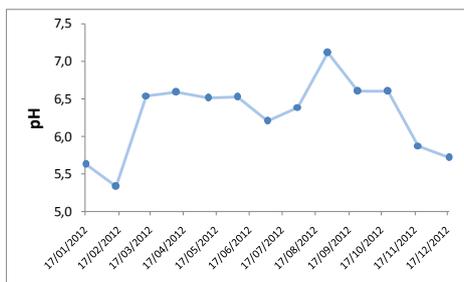


Figure 8 – Evolution temporelle du pH des dépôts humides à Montiers (janvier 2012 – décembre 2012).

Les flux des éléments entrant dans l'écosystème par voie atmosphérique - Les cations les plus concentrés dans les dépôts humides sont Na^+ ($0,69 \text{ mgL}^{-1}$ en moyenne) et Ca^{2+} ($0,68 \text{ mgL}^{-1}$), suivis de K^+ et Mg^{2+} , tandis que les anions dominants sont NO_3^- ($2,56 \text{ mgL}^{-1}$), SO_4^{2-} ($1,30 \text{ mgL}^{-1}$) et Cl^- ($1,13 \text{ mgL}^{-1}$).

Les flux de Na, Cl et Mg au cours de l'année 2012 sont bien corrélés ($\text{Na/Cl} : R^2 = 0,99$; $\text{Na/Mg} : R^2 = 0,95$) et particulièrement élevés entre décembre et mi-mars. Le taux de dépôt de Na atteint une valeur maximale de $181,96 \text{ mg/m}^2/28\text{j}$ en fin décembre / début janvier, tandis qu'il ne dépasse pas $50 \text{ mg/m}^2/28\text{j}$ le reste de l'année. Au contraire, Ca est davantage déposé sur la forêt de Montiers entre mi-mars et septembre (entre 45 et $84 \text{ mg/m}^2/28\text{j}$) et présente de faibles taux de dépôt en automne et en hiver ($< 38 \text{ mg/m}^2/28\text{j}$). Les taux de dépôt de K ne dépassent pas $21 \text{ mg/m}^2/28\text{j}$ et sont corrélés avec ceux du carbone total CT ($R^2 = 0,83$). L'évolution temporelle des dépôts humides de Na, Cl, Ca et K est présentée sur les figures 9.a et 9.b.

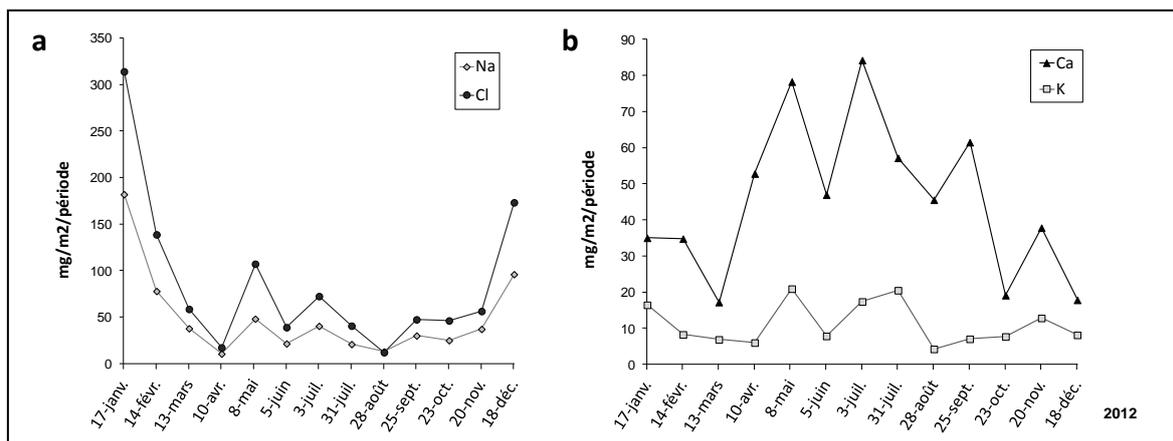


Figure 9 – Evolution temporelle des dépôts humides de Na et Cl (a) et de Ca et K (b) au cours de l'année 2012.

Les flux de SO_4 et de NO_3 présentent une bonne corrélation ($R^2 = 0,83$; figure 10.b). Les variations saisonnières de leurs dépôts sur la forêt de Montiers sont représentées sur la figure 10.a.

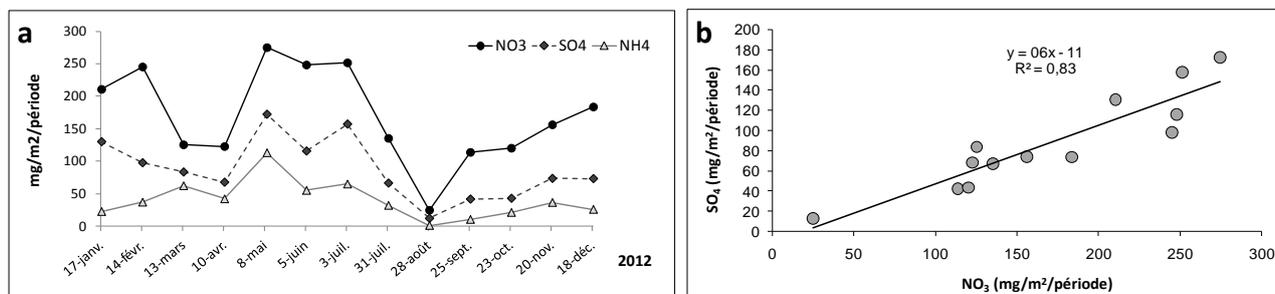


Figure 10 – Evolution temporelle des dépôts humides de SO_4 , NO_3 , et NH_4 (a) et corrélation entre les apports de NO_3 et SO_4 (b).

Détermination de la proportion marine des apports atmosphériques - Les dépôts secs de Na et Cl à Montiers sont très bien corrélés ($R^2 = 0,99$; voir figure 11.a). La part des apports atmosphériques de Ca, K, Mg et SO_4 attribué à des dépôts d'aérosols d'origine marine est indiquée en noir sur la figure 12. Mg dévoile une origine marine marquée (entre 53 et 100 % des apports totaux). A l'opposé, Ca, K et SO_4 sont principalement d'origine terrestre ; leur part marine est significative de décembre à janvier mais elle est faible le reste de l'année. Notons que la comparaison des dépôts marins des éléments cités ci-dessus dévoile une corrélation entre $m\text{Ca}$ et $m\text{Mg}$ ($R^2 = 0,65$; figure 11.b), tandis que les apports atmosphériques totaux de Ca et de Mg ne sont pas corrélés.

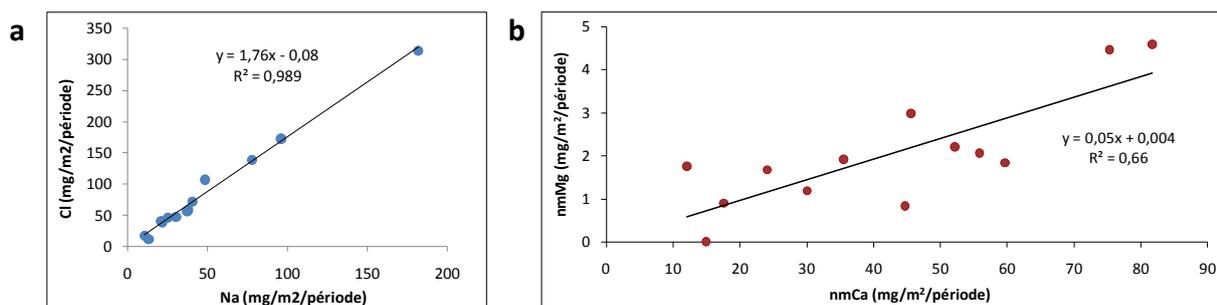


Figure 11 – Corrélation entre les dépôts humides de Na et Cl (a) et des parts non marines de Ca et Mg (b).

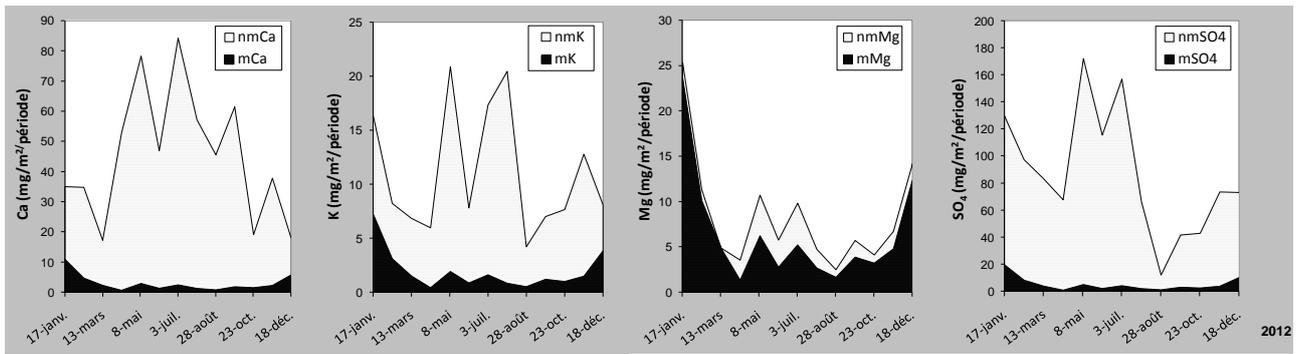


Figure 12 – Estimation des proportions marines (m) et non marines (nm) des dépôts humides de Ca, K, Mg et SO₄.

3.1.c) Les pluviollessivats et les écoulements de tronc

Les bilans des flux sous couvert annuels des éléments analysés sont détaillés en *Annexe 9*.

Le pH des solutions sous le couvert végétal - A cours de l'année 2012, les valeurs de pH des pluviollessivats à Montiers varient entre pH ~ 5,5 (en février) et pH ~ 6,5 (en novembre). Aucune différence marquée n'a été mise en évidence entre les pH des pluviollessivats des trois stations de Montiers (figure 13.a). Entre novembre et mi-mars les pluviollessivats présentent des pH égaux ou supérieurs à ceux des dépôts atmosphériques, tandis qu'ils sont plus acides que ceux-ci le reste de l'année. Les valeurs de pH des écoulements de tronc des trois stations sont moins bien corrélés que ceux des pluviollessivats et sont, en moyenne, plus élevés que ceux-ci (figure 13.b).

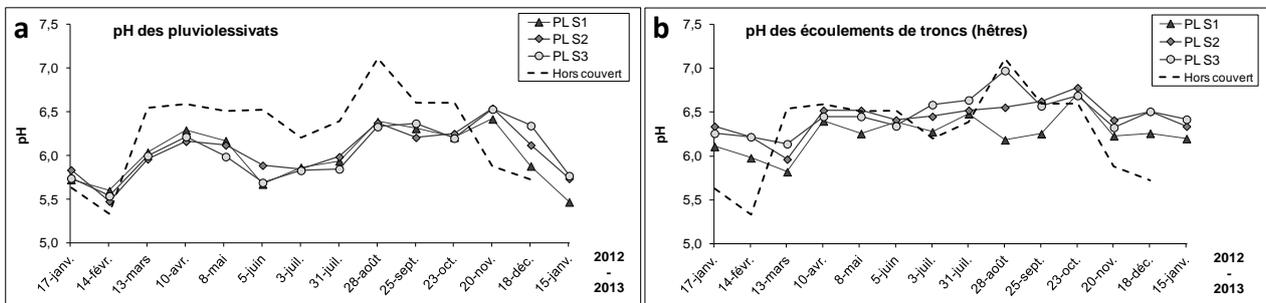


Figure 13 – Comparaison des valeurs de pH du dépôt humide (hors couvert) avec celles des pluviollessivats (a) et des écoulements de tronc (b) des trois stations.

Les flux des éléments sous couvert - Les pluviollessivats de Montiers présentent des concentrations moyennes en COD, K, Mg, Si, P et Mn globalement plus élevées et des teneurs en NO₃ globalement plus faibles que les dépôts humides HC. Les cations dominants dans les pluviollessivats des 3 stations sont K⁺, Ca²⁺ et Na⁺ et les anions dominants sont NO₃⁻, Cl⁻ et SO₄²⁻ (par ordre décroissant des concentrations).

Les facteurs d'enrichissement f_e mensuels de l'ensemble des éléments analysés sont détaillés dans le tableau de l'*Annexe 10*. Ceux-ci indiquent notamment que les flux de K, Mn, Si et COD sont significativement plus élevés sous couvert⁴ que hors couvert tout au long de l'année 2012 dans les 3 stations. K présente les taux d'enrichissement les plus importants avec des valeurs particulièrement élevées ($f_e > 30$) en novembre (figure 14). Il est intéressant de noter que le pic du pluviollessivat net en automne est également observé pour

⁴ Les flux annuels sous couvert (SC), en mg/m²/an, correspondent à la somme des pluviollessivats et des écoulements de tronc.

certaines autres éléments (Ca, Mg, P et Si) dans les 3 stations. Le taux d'enrichissement d'un même élément peut varier selon la station considérée ; en particulier Mn est moins enrichi dans la station 3 (sur rendisol) que dans les deux autres stations (figure 15).

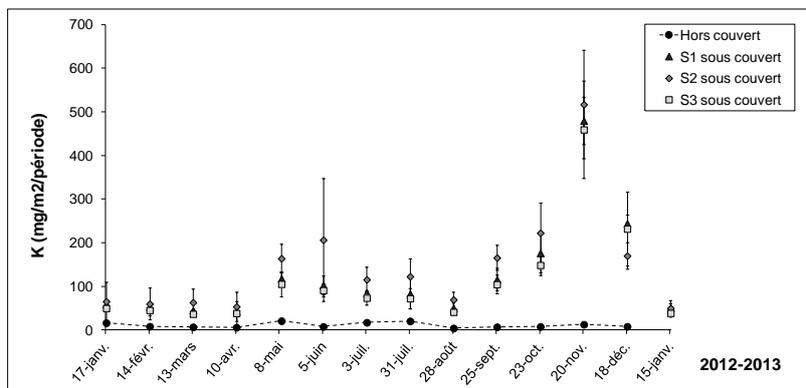


Figure 14 – Flux mensuels de K hors couvert (dépôt humide) et sous couvert (pluiolessivats des trois stations).

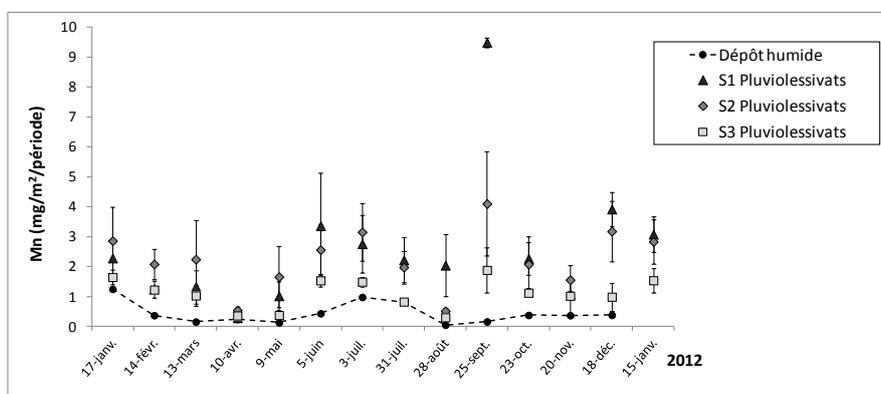


Figure 15 - Flux mensuels de Mn hors couvert (dépôt humide) et sous couvert (pluiolessivats des trois stations).

La comparaison des flux annuels des éléments sous couvert et hors couvert (figure 16) montre que certains éléments sont durablement, à l'échelle de l'année 2012, enrichis (K, Ca, Mg, Mn, Al, Si, DOC) ou appauvris (NO_3 , NH_4) sous l'influence du passage à travers la canopée. D'autres éléments ne semblent pas être affectés significativement par la canopée (Na, Cl). L'enrichissement annuel diffère entre les 3 stations selon le schéma $\text{S2} > \text{S3} > \text{S1}$ pour K et DOC et selon $\text{S1} \geq \text{S2} > \text{S3}$ pour Mn.

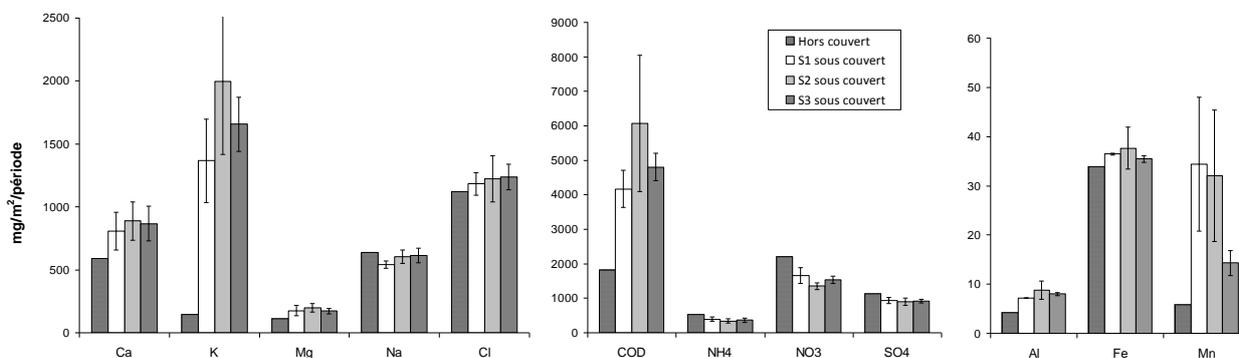


Figure 16 – Flux annuels (janvier 2012 – décembre 2012) de certains éléments hors couvert (dépôt humide) et sous couvert (pluiolessivats des trois stations).

En ce concerne les nutriments essentiels, l'enrichissement par la canopée (f_e annuel) suit la relation suivante : $K > Mg > Ca$. On note une corrélation entre l'enrichissement sous la canopée de K et de Mg ($0,4 < R^2 \leq 0,8$) dans les trois stations.

Particularités des flux des écoulements de tronc - La comparaison des écoulements de tronc avec les pluviolessivats met en évidence des concentrations en K^+ et en COD significativement plus élevées dans les solutions des écoulements de tronc tous les mois de l'année à l'exception de novembre (voir figure 17) ; ceci a été observé sur les 3 stations.

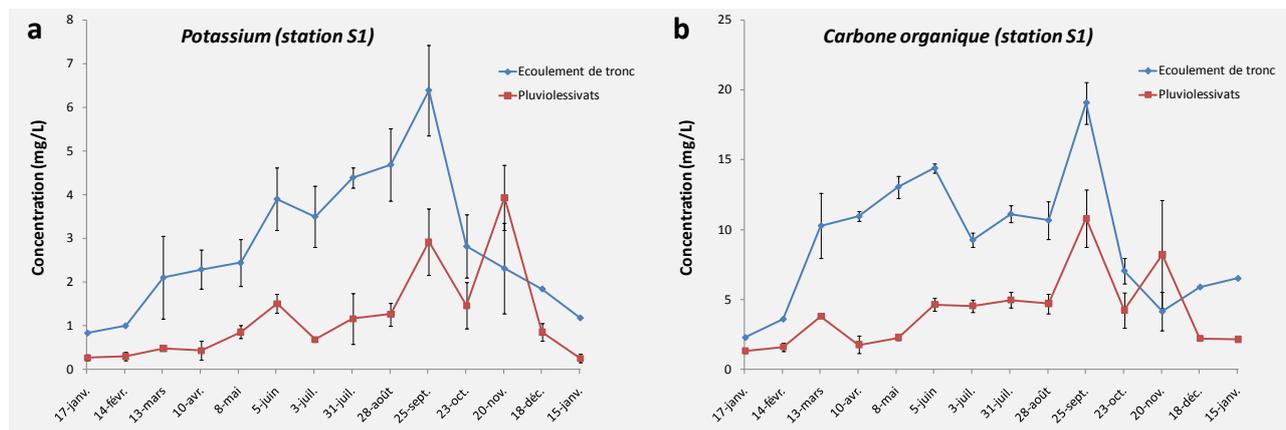


Figure 17 – Comparaison des teneurs en K (a) et COD (b) dans les pluviolessivats et les écoulements de tronc de la station S1 de janvier 2012 à janvier 2013.

Application du modèle de l'effet de la canopée - Selon le modèle CBM (tableau 2), l'augmentation des flux par effet canopée à Montiers serait principalement attribuable au phénomène de récréation ($> 73\%$ du pluviolessivat net (PLN) pour Ca, $> 79\%$ du PLN pour Mg et $> 98\%$ du PLN pour K). La contribution du lessivage des dépôts secs (DS) serait donc négligeable pour K et faible pour Ca et Mg.

Tableau 2 – Flux annuels de Ca, K et Mg mesurés pour les dépôts humides et les apports au sol (pluviolessivats + écoulements de tronc) et estimés par le modèle CBM pour les dépôts secs et l'échange de la canopée (récréation).

	Ca	K	Mg
	kg ha-1 an-1		
Dépôt humide	5.88	1.44	1.09
Dépôt sec (CBM)			
S1	0.28	0.07	0.04
S2	0.63	0.18	0.11
S3	0.75	0.18	0.13
Récréation (CBM)			
S1	1.93	12.16	0.62
S2	2.38	18.35	0.77
S3	2.05	14.97	0.51
Apport au sol			
S1	8.09	13.66	1.76
S2	8.88	19.96	1.97
S3	8.67	16.58	1.73

3.2. Discussion

Le bilan hydrique hors sol / Amélioration des dispositifs

A Montiers, les hauteurs d'eau relevées au-dessus de la canopée étant inférieures à celles mesurées sous couvert, il faut envisager la non-représentativité des volumes collectés par les entonnoirs disposés sur la tour à flux. Ceci pourrait être dû au rebord entourant la surface réceptrice des entonnoirs qui pourrait ne pas être assez élevé pour empêcher la perte d'eau par rebond des gouttes, ainsi qu'à leur disposition sur la tour. Une modification du dispositif de collecte des pluies incidentes a donc été proposée ; en attendant, la correction du flux hydrique hors couvert par le biais des données de la station météo de Bure est jugée nécessaire.

Les valeurs très proches des volumes moyens des pluiolessivats collectés par les gouttières des 3 stations témoignent de l'uniformité du couvert végétal sur les parcelles de Montiers. L'homogénéisation de la structure du peuplement sur les stations S1, S2 et S3 avant l'installation du dispositif a donc été efficace et la comparaison des flux sous couvert ne devrait pas être affectée par les caractéristiques physiques du couvert végétal.

Le hêtre est reconnu pour favoriser l'écoulement de l'eau le long des branches et du tronc grâce à son écorce lisse et à l'orientation verticale de ces branches (Falkengren-Grerup, 1989). A Montiers, entre 4,6 et 5,6 % des précipitations annuelles sont apportés au sol le long des troncs des arbres. Certains auteurs ont mentionné des écoulements plus importants dans des hêtraies, représentant jusqu'à 10 % (Thimonier, 2005), voire entre 14 et 20 % (Baba, 1999) des précipitations totales. Dans des hêtraies du centre de l'Allemagne, Talkner (2010) a mesuré des ET moyens globalement plus faibles que ceux de Montiers, représentant entre 0,4 et 4,9 % des précipitations.

Les contributions marine, terrestre et anthropique aux apports atmosphériques

Les pics de concentration de Na et Cl dans les pluies incidentes en décembre/janvier indiquent probablement une influence marine particulièrement marquée en hiver. Ceci a également été observé par Forgeard *et al* (1980) dans le nord-ouest de la France et par André *et al* (2008^b) dans les Ardennes belges. On peut supposer que les courants atmosphériques charrient davantage d'embruns marins sur le nord-ouest de la France en hiver, ce qui pourrait être partiellement dû à des vents plus rapides en hiver qu'en été (André *et al*, 2008^b ; Adriaenssens *et al*, 2012). Notons qu'aucun salage des routes n'a été pratiqué dans les environs de Montiers en décembre 2012.

L'étude des apports atmosphériques a permis de quantifier les flux entrants dans les écosystèmes des 3 stations étudiées et de décrire quelques tendances globales à l'échelle saisonnière. Ainsi les nutriments majeurs dont l'origine est surtout terrestre, Ca et K, sont principalement déposés au printemps et en été. Concernant Ca, cette tendance est probablement liée aux dépôts particuliers plus importants entre avril et septembre (selon les données de Lequy, 2012). En effet, l'empreinte régionale étant calcaire (zones agricoles sur sols calcaires), les dépôts humides de Ca sont majoritairement issus de la dissolution de la calcite dans l'eau de pluie. En ce qui concerne K, l'origine biogénique pourrait être marquée (Mahowald, 2008 ; Hofhansl, 2011), ce que semble confirmer la corrélation entre K et le carbone total (CT) à Montiers ; ceci expliquerait les apports en K plus élevés en saison de végétation. La bonne corrélation entre SO₄ et NO₃ peut dénoncer des sources similaires, probablement anthropiques (Lequy, 2012 ; Kumar *et al*, 2006).

L'effet canopée et les flux sous couvert (pluiolessivats et écoulements de tronc)

Le passage des pluies incidentes à travers la phyllosphère a entraîné une modification significative des flux des éléments vers le sol dans les 3 stations de Montiers. Ceci confirme l'affirmation selon laquelle la canopée joue un rôle central, au-delà de la production de litière, au sein des cycles biogéochimiques en

milieu forestier (Ulrich, 1983). A l'échelle annuelle, les flux « entrants » de K, Ca, Mg, Mn, Al, Si et DOC sont augmentés, tandis que ceux de NO₃ et NH₄ sont réduits par l'effet canopée.

La diminution des flux de NO₃ et de NH₄ sont probablement la conséquence de l'assimilation de ces formes azotées par les arbres (Thimonier, 2005 ; Draaijers, 1997 ; Talkner, 2010). A Montiers, l'assimilation de NO₃ par la canopée concerne entre 25 et 39 % des apports atmosphériques humides. Cependant, pour la majorité des éléments, la canopée a plutôt tendance à augmenter les flux. En ce qui concerne le potassium, dont l'enrichissement est particulièrement élevé vis-à-vis des autres éléments, il a été montré qu'il est concentré dans le cytoplasme des cellules à la surface des feuilles et peu retenu par les tissus structuraux (Johnson-Maynard, 2005 ; Draaijers, 1997). Il est donc très mobile et facilement récréé (Hofhansl, 2011). Des taux d'enrichissement de K par effet canopée similaires à ceux de Montiers ont été mesurés par Talkner en 2010 (sous hêtraie) et par Draaijers en 1997 (sous plantation de Douglas). La mise en évidence d'une corrélation entre les enrichissements de Mg et de K pourrait indiquer l'existence d'une co-récration de ces deux éléments. Les pics de pluviollessivat net (PLN) observés en automne pour K, Ca, Mg, P et Si confirment l'affirmation de nombreux auteurs selon laquelle les échanges de la canopée sont particulièrement importants au cours de la période de sénescence (André *et al*, 2008^b ; Ulrich, 1983).

L'enrichissement de K, Ca et Mg peut également être dû au lessivage des dépôts secs (Ulrich, 1983), mais selon le modèle d'échange de la canopée (CBM), cet apport est minoritaire à Montiers vis-à-vis de l'échange de la canopée. La contribution des dépôts secs au PLN est la plus importante pour Ca (> 27 %), ce qui est probablement attribuable au fait que les particules minérales qui se déposent sur la forêt de Montiers sont principalement issues de l'érosion des sols calcaires de la région.

Le dispositif de Montiers a permis de considérer les flux sous couvert dans leur ensemble, en y incluant les écoulements de tronc. L'étude de ces écoulements le long des troncs à l'échelle de la placette a montré qu'ils représentent une part non négligeable des flux minéraux sous couvert (SC) ; ainsi environ 10 % des flux SC de K et entre 3,3 et 4,3 % des flux SC de Ca et Mg sont apportés au sol via les écoulements de tronc. Le potassium est l'élément le plus concerné par cet écoulement préférentiel vers la sphère racinaire, sa teneur dans les écoulements de tronc étant plus élevée que dans les pluviollessivats. Cette augmentation des concentrations pourrait être dû au contact prolongé de l'eau avec les branches, le tronc et les épiphytes, amplifiant l'effet de l'échange de la canopée (Johnson, 2006 ; André *et al*, 2008^b). Ainsi le cycle de K semble permettre un recyclage efficace de ce nutriment, sa récréation étant intense et les produits de celle-ci étant préférentiellement acheminés vers la rhizosphère.

L'empreinte de la nature du sol

L'étude des flux des éléments sous couvert a montré une grande similitude entre les 3 stations expérimentales de Montiers et les apports au sol (par les pluviollessivats et les écoulements de tronc) de la majorité des éléments analysés ne sont pas significativement différents. Ceci confirme que les conditions environnementales, mis à part la nature du sol, sont bien quasi-identiques pour les 3 stations. Des différences non négligeables ont néanmoins été mises en évidence en ce qui concerne les pluviollessivats nets de certains éléments (en particulier Mn, K, Mg), traduisant de ce fait un impact des facteurs édaphiques sur les solutions de l'écosystème avant même que celles-ci n'atteignent la litière.

Nordén affirme en 1991 que les propriétés du sol peuvent influencer les processus d'échange de la canopée en affectant la composition foliaire des arbres et donc potentiellement le phénomène de récréation. Talkner (2010) ajoute que les propriétés à l'origine de cette influence sont le pH, la CEC et le taux de saturation. A Montiers, un tel effet du sol sur la récréation a été observé pour le manganèse. En effet, l'augmentation du flux de Mn sous la canopée de la station S3 ne représente qu'environ 30 % de l'augmentation observée dans S1 et S2. Or les teneurs en manganèse échangeable sont très semblables dans les sols de S1 et S2, tandis qu'elles sont plus faibles dans le sol de S3 (voir *Annexe 6*). De plus il est connu que la mobilité et la

biodisponibilité de Mn sont plus élevées en milieu acide (Talkner, 2010). Certains auteurs ont relevé des taux de récrétion augmentant avec l'acidité du sol (Talkner, 2010 ; Nordén, 1991). On peut donc affirmer que les peuplements des stations S2 et surtout S1 ($\text{pH}_{\text{eau}(S1)} < 5$ dans les 60 premiers cm du sol) sont davantage enclins à prélever cet élément dans le sol. Le fait que la récrétion de Mn soit équivalente dans les stations S2 et S3, malgré la différence de pH du sol, pourrait indiquer que la teneur en Mn échangeable est ici le facteur déterminant contrôlant le prélèvement racinaire. La différence de pH ($\Delta_{S1/S2} \text{pH} \leq 0,48$) pourrait ne pas être suffisante dans le cas présent pour affecter significativement la biodisponibilité de Mn.

Nordén (1991) a observé des taux de récrétion de K, Ca et Mg augmentant des sites pauvres (sols sous-saturés) vers les sites riches (sols saturés). A Montiers, les teneurs en K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+} échangeables dans le sol augmentent le long de la toposéquence de l'alocrisol (S1) vers le rendisol (S3). Pourtant les flux de pluviolessivat net de ces 3 nutriments ne suivent pas la relation $S1 < S2 < S3$. En effet, ils sont les plus élevés dans la station S2, en particulier en ce qui concerne le potassium. Ici le taux de saturation du sol n'est donc pas le facteur déterminant régulant l'intensité de la récrétion par la canopée. Les données sur les concentrations en éléments des feuilles sur les 3 stations de Montiers permettront de déterminer l'état nutritionnel des peuplements et d'interpréter ces différences. A Montiers, le peuplement de la station S2 pourrait être caractérisé par un optimum de croissance vis-à-vis des 2 autres stations, la réserve en nutriments étant limitante dans le sol de S1 et la réserve hydrique étant limitante dans S3 (où le sol est peu épais). Cet optimum de croissance pourrait expliquer les flux de récrétion plus importants dans S2.

4. Chimie des solutions du sol

4.1. Résultats

3.1.a) Le pH des solutions dans la litière et le sol

Le pH de l'eau percolant à travers la litière est plus élevé que celui des pluviolessivats toute l'année dans S3 ($\Delta_{\text{moy}} \text{pH} = 0,7$) ; cette augmentation du pH dans la litière existe aussi dans S1 et S2 lorsque le pH des pluviolessivats diminue (notamment en hiver). A -10 cm, le pH de l'eau gravitaire du sol diminue dans S1, ne varie pas significativement dans S2 et augmente dans S3 par rapport à la litière (figure 18). Ensuite le pH de l'eau libre augmente en moyenne avec la profondeur de $5,2 \pm 0,5$ (-10 cm) à $6,2 \pm 0,3$ (-90 cm) dans S1, de $5,9 \pm 0,3$ (-10 cm) à $6,4 \pm 0,4$ (-60 cm) dans S2 et de $6,9 \pm 0,4$ (-10 cm) à $7,8 \pm 0,5$ (-60 cm) dans S3.

Dans l'eau liée, perçue par les bougies poreuses, le pH est en moyenne plus élevé que dans l'eau de drainage (figure 18) et augmente également avec la profondeur de $5,9 \pm 0,3$ (-10 cm) à $6,6 \pm 0,2$ (-60 cm) dans S1, de $6 \pm 0,5$ (-10 cm) à $7,3 \pm 0,3$ (-60 cm) dans S2 et de $6,7 \pm 0,3$ (-10 cm) à $7,8 \pm 0,2$ (-30 cm) dans S3.

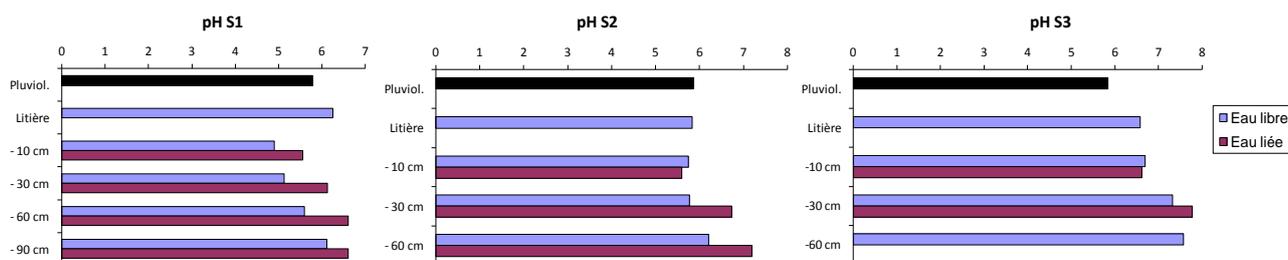


Figure 18 – Moyennes annuelles (2012) des valeurs de pH des pluviolessivats (en noir), de l'eau des litières et des solutions liées et libres prélevées à différentes profondeurs du sol dans les trois stations.

3.1.b) Les concentrations en éléments dans les eaux liées et gravitaires

Quelque soit la profondeur considérée, les teneurs en Ca dans les eaux liées et libres du sol augmentent le long de la toposéquence de S1 à S3 ; au sein d'une même station, elles augmentent le long du profil. De même, le rapport $[Ca]_{\text{eau liée}}/[Ca]_{\text{eau libre}}$ augmente avec la profondeur. En ce qui concerne les teneurs en Mg, les teneurs dans les eaux liées et libres, ainsi que le rapport $[Mg]_{\text{eau liée}}/[Mg]_{\text{eau libre}}$, augmentent également le long du profil dans les 3 stations. Notons que, dans les 3 stations, une corrélation entre les teneurs en Ca et Mg a été mise en évidence dans la litière et à -10 cm (dans les solutions libres et liées).

Dans les 3 stations, les teneurs en K sont plus élevées dans l'eau percolant à travers la litière que dans tous les autres compartiments étudiés (figure 19) ; en moyenne, le rapport $[K]_{\text{litière}}/[K]_{\text{pluviólessivat}}$ vaut 4 dans S1, 2,4 dans S2 et 2,8 dans S3. Dans le sol, à partir de -10 cm, la teneur en K dans l'eau libre a tendance à diminuer avec la profondeur dans S1 et S2, mais reste constante dans S3. Les eaux libres sont plus riches en K pendant la saison de végétation (entre mi-avril et mi-novembre) que le reste de l'année. Dans l'eau liée, les teneurs en K sont beaucoup plus faibles que dans l'eau de drainage (d'un facteur 4 à 10) à toutes les profondeurs de sol.

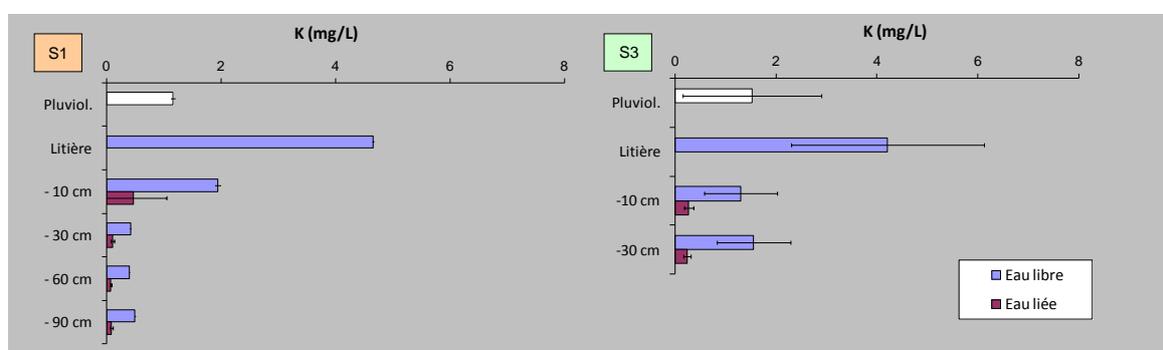


Figure 19 – Moyennes annuelles (2012) des teneurs en K dans les pluviólessivats (en blanc), l'eau des litières et les solutions liées et libres prélevées à différentes profondeurs du sol dans les stations S1 et S3.

Les teneurs en NO_3 sont très faibles dans les eaux liées vis-à-vis des eaux gravitaires (figure 20). Dans les eaux gravitaires, elles sont plus élevées en saison de végétation que le reste de l'année à toutes les profondeurs. A partir de la litière, les teneurs en nitrates diminuent avec la profondeur dans les 2 types de solutions analysées.

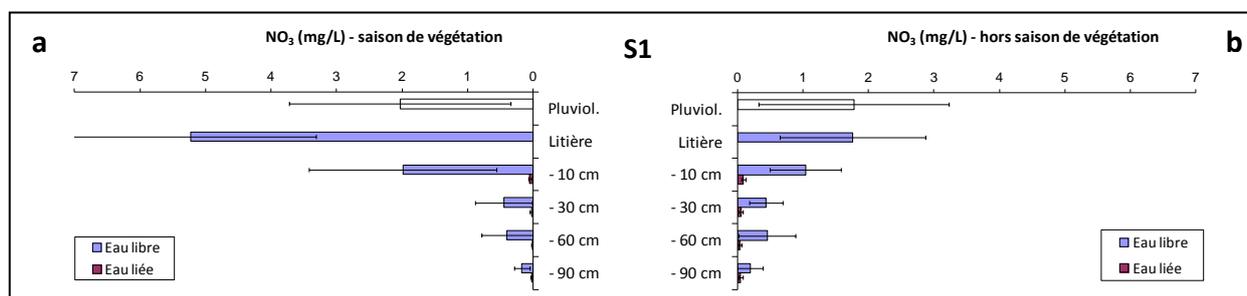


Figure 20 - Moyennes des teneurs en NO_3 dans les pluviólessivats (en blanc), l'eau de la litière et les solutions liées et libres du sol de la station S1 au cours de la saison de végétation (a) et hors de la saison de végétation (b) en 2012.

L'analyse des teneurs en Al et Fe dans les solutions liées a montré que celles-ci ne diffèrent pas entre les 3 stations de Montiers et que les solutions liées sont plus pauvres en Al et en Fe que les eaux de drainage à toutes les profondeurs, quelque soit la station. Une très bonne corrélation ($0,82 < R^2 < 0,97$; figure 21) lie les concentrations en Al et Fe dans les eaux gravitaires des 3 stations à toutes les profondeurs.

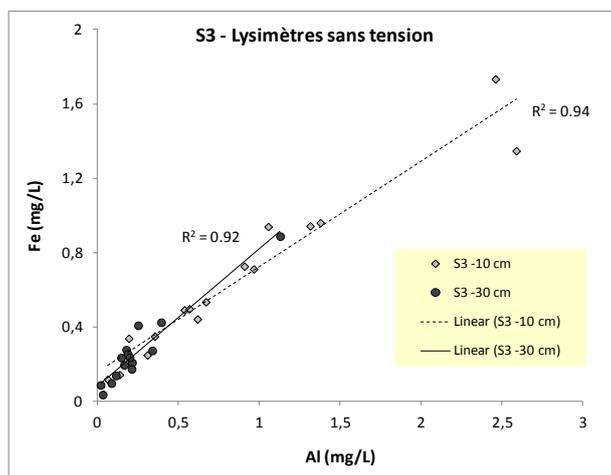


Figure 21 - Corrélation entre les teneurs en Fe et Al dans les eaux libres récoltées à -10 et -30 cm de la surface du sol dans la station S3.

Les teneurs en Mn dans les solutions du sol diminuent de S1 à S3 (figure 22) ; ainsi la teneur en Mn dans l'eau liée est comprise entre $0,6 \pm 0,04$ mg/L (-10 cm) et $0,005 \pm 0,002$ (-90 cm) dans S1 et entre $0,004 \pm 0,002$ (-10 cm) et $0,002 \pm 0,001$ (-30 cm) dans S3. Le rapport $[Mn]_{\text{eau liée}} / [Mn]_{\text{eau libre}}$ diminue avec la profondeur.

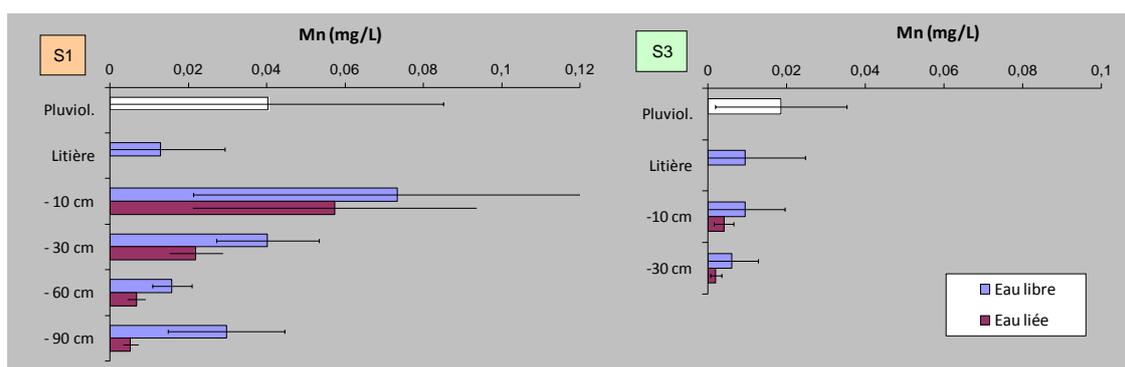


Figure 22 - Moyennes annuelles (2012) des teneurs en Mn dans les pluviolésivats (en blanc), l'eau des litières et les solutions liées et libres prélevées à différentes profondeurs du sol dans les stations S1 et S3.

4.2. Discussion

La litière des sols de Montiers a modifié tous les paramètres chimiques étudiés ; cet effet de la litière sur la chimie des solutions s'est révélé être plus marqué que l'effet de la canopée vis-à-vis des flux incidents. Ainsi les teneurs sont significativement augmentées dans la litière par rapport aux pluviolésivats tout au long de l'année dans les 3 stations pour Ca, K, Mg, Na, Fe, Al, COD, NO_3 (uniquement en période de végétation), SO_4 (sauf dans S1), P, F et Si. La litière exerce également un certain effet tampon vis-à-vis du pH des pluviolésivats, augmentant celui-ci toute l'année dans S3 et en hiver dans S1 et S2. Selon Eaisalou (2013), les teneurs plus élevées en bases et en métaux dans la litière sont dues à leur prélèvement par les racines dans le profil du sol et à leur dépôt subséquent par le biais de la chute de litière et de la récréation. Quant à l'augmentation du pH, elle serait attribuable à un processus d'échange avec les cations basiques.

Dans le profil de sol, la chimie des solutions liées et libres a été fortement modifiée dans les 3 stations. En particulier, les concentrations de la majorité des éléments analysés ont évolué avec la profondeur en augmentant (Ca, Mg, Na, SO_4) ou diminuant (Al, Mn, K, COD, NO_3) vers le bas du profil. En moyenne, le

pH a augmenté avec la profondeur dans les 3 stations. Au facteur profondeur s'ajoute le facteur saisonnier, certains éléments s'étant révélés plus abondants en saison de végétation (K, Mn, NO₃ en surface, Si et COD).

Des différences parfois importantes ont été mises en évidence entre les solutions gravitaires (collectées par les lysimètres sans tension) et les solutions liées (captées par les bougies poreuses): certains éléments sont plus concentrés dans l'eau gravitaire (K, Al, Fe, Mn, NO₃, COD) et d'autres dans l'eau liée (Ca et Mg en profondeur, SO₄, Si, Na, Cl, F). Ceci confirme que les 2 méthodes lysimétriques utilisées à Montiers (avec et sans tension appliquée) collectent des types d'eau du sol différents. Ranger (2001) a montré que les différences de composition entre l'eau libre et l'eau liée résultent de l'intensité relative de 3 processus : les apports externes, la production par minéralisation / réactions d'altération et le prélèvement par la végétation. En outre, Ranger affirme que l'eau libre mobiliserait plutôt les éléments issus des pluviollessivats et de la minéralisation de la MO, tandis que l'eau liée refléterait davantage les réactions d'altération.

A Montiers, les teneurs en Ca et Mg augmentent avec la profondeur et sont corrélées ; on peut supposer que l'origine est commune : l'altération du calcaire (Ca) et des argiles de décarbonatation (Mg). Dans S1, les teneurs en Mg dans l'eau liée augmentent fortement à partir de -60 cm, au niveau des horizons argileux, ce qui soutient l'hypothèse de l'altération des argiles de décarbonatation comme source de Mg. K montre une dynamique très différente, étant peu concentré dans l'eau liée et diminuant avec la profondeur, ce qui indique probablement que les apports par altération sont négligeables dans les 3 stations. Compte tenu des teneurs faibles en K dans l'eau liée des sols des 3 stations (< 0,24 mg/L à partir de -30 cm), le potassium pourrait représenter le nutriment limitant pour la nutrition des arbres de Montiers. Le fort niveau de production de la forêt de Montiers (Genet, 2010) témoigne que le cycle de K couvre les besoins de la végétation en place. Cette étude souligne néanmoins l'existence d'un risque de carence nutritionnelle pour les arbres en cas d'exploitation forestière telle que l'exportation des rémanents.

Les teneurs en NO₃, beaucoup plus élevées dans l'eau gravitaire que dans l'eau liée et diminuant avec la profondeur, sont dictées par le processus de nitrification en surface. Son abondance en saison de végétation confirme cette hypothèse. Au-delà de -10 cm, NO₃ ne fait plus partie des anions majeurs dans S1 et S2 ; ceci signifie probablement que le taux de prélèvement des nitrates par les arbres est élevé (Reuss & Johnson, 1986).

Les corrélations entre Al et Fe dans les eaux gravitaires des 3 stations pourraient indiquer une source commune ; ces deux métaux pourraient provenir de la dissolution des nodules de fer présents en grande quantité dans le sédiment valanginien. Il est surprenant de ne pas observer de différence notable entre les stations concernant Al et Fe, compte tenu que le sol de la station S1 s'est formé à partir du sédiment et qu'il est plus acide que les 2 autres stations. Baba (1999) affirme que la dissolution de l'aluminium a lieu lorsque le pH est inférieur à 5. A Montiers, ce critère n'est rempli que dans la station S1 dans l'eau gravitaire à -10 et -30 cm certains mois de l'année. Dans l'eau liée, le pH ne descend sous la limite de 5 dans aucune des 3 stations. On peut donc émettre l'hypothèse que les valeurs de pH atteintes dans les sols de Montiers ne sont pas suffisamment basses pour permettre une dissolution importante de l'aluminium ; dans ce contexte, la faible libération d'Al ne permettrait pas de mettre en évidence un effet sol sur les teneurs en Al. Mn est d'autant plus concentré dans les solutions liées et libres que l'acidité du sol est élevée ; les teneurs en Mn augmentent en effet significativement de S3 à S1. Ceci confirme que la mobilité de Mn dans le sol augmente lorsque le pH diminue (Talkner, 2010) et est en accord avec l'observation d'une récréation accrue de Mn par la canopée dans les stations S1 et S2.

Il est important de noter que cette première étude comparative de la chimie des solutions libres et liées de Montiers est à considérer avec du recul, car les deux méthodes lysimétriques ne se réfèrent pas aux mêmes volumes de sol. Elle a néanmoins permis de mettre en évidence les principaux mécanismes gouvernant la chimie des solutions du sol ; ainsi l'interprétation des résultats a révélé que l'eau récoltée par les capteurs sans tension a une signature plutôt organique (notamment par le biais des phénomènes de minéralisation de

la MO) tandis que l'eau des bougies poreuses a une signature plutôt minérale (reflétant les processus d'altération). Si l'on considère que l'eau liée reflète davantage la solution de prélèvement des racines que l'eau libre (dont le temps de résidence dans le sol est faible), la station S1 est limitée en Ca vis-à-vis des 2 autres stations ; par contre elle n'est pas défavorisée en ce qui concerne K et Mg. De plus, si le taux de saturation augmente de S1 à S3, l'épaisseur du sol décroît dans le même ordre ; ces deux variables devront être prises en compte dans le cadre d'un futur calcul des stocks échangeables des macronutriments. Finalement, concernant les bases échangeables, la seule différence majeure entre les 3 stations mise en évidence dans le cadre de ce stage concerne le calcium.

5. Conclusion et perspectives

L'étude des solutions de l'écosystème forestier de Montiers réalisée dans le cadre de ce stage a permis de déterminer les flux des éléments hors couvert (entrées dans l'écosystème) et sous couvert (charge apportée au sol), ainsi que de comparer les compositions chimiques des eaux libres et liées dans les sols des stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol) du site expérimental.

Les résultats de l'étude ont mis en évidence l'importance de l'effet de la canopée sur les flux de la majorité des éléments (en particulier K) et souligné la modification profonde de la chimie des solutions dans le sol vis-à-vis des apports externes.

La comparaison entre les 3 stations de Montiers a montré une influence limitée du type de sol sur les flux des éléments hors sol, hormis les flux de Mn dans les pluviollessivats (augmentant avec l'acidité du sol). L'effet du type de sol a marqué la chimie des solutions libres et liées, mais de manière moins prononcée que l'on pouvait s'y attendre : les teneurs en Al diffèrent peu entre les stations et, parmi les nutriments Ca, Mg et K, seul le calcium augmente significativement de S1 à S3. Les faibles teneurs en K dans les 3 stations montrent que même dans un sol saturé comme S3, un nutriment essentiel peut être limitant et probablement dépendant d'un cycle fermé entre l'arbre et le sol. Ceci implique que des carences en nutriments peuvent survenir sur tout type de sol en cas d'exploitation forestière invasive. Vis-à-vis de l'augmentation de la récolte des rémanents, il est donc recommandé d'évaluer le risque d'épuisement du stock nutritionnel du sol et, dans le cas échéant, prévoir d'éventuels amendements.

L'analyse des données de Montiers a également permis d'évaluer la représentativité des échantillons prélevés et de souligner quelques améliorations à apporter à certains capteurs afin de valider le dispositif des 3 stations expérimentales. Ainsi, compte tenu de la sous-estimation des apports hydriques hors couvert, une modification des capteurs disposés sur la tour à flux est prévue.

Les informations fournies par le dispositif de Montiers permettront d'aborder de nombreux aspects du fonctionnement écosystémique de la hêtraie, tels que la distribution des flux dans le sol influencée par les écoulements de tronc et les écoulements préférentiels ou encore l'impact de l'architecture des arbres sur les flux sous couvert. La prochaine étape sera l'application d'un modèle hydrique comme BILJOU (Granier, 1999) aux solutions gravitaires des sols des 3 stations, le but final étant de réaliser un bilan entrées-sorties complet des éléments majeurs dans l'écosystème. Les flux de drainage (flux sortants) seront directement obtenus par couplage entre les flux hydriques modélisés sous la zone principale d'enracinement et les concentrations en éléments mesurées dans les solutions libres. En ce qui concerne les flux entrants, les données permettant de quantifier l'altération devront être acquises et les flux d'altération pourront être calculés par modélisation biogéochimique à partir d'un modèle de type PROFILE (Holmqvist *et al*, 2003) adapté aux écosystèmes forestiers. Des traceurs isotopiques pourraient être envisagés pour mieux cerner la dynamique des processus d'altération.

Bibliographie

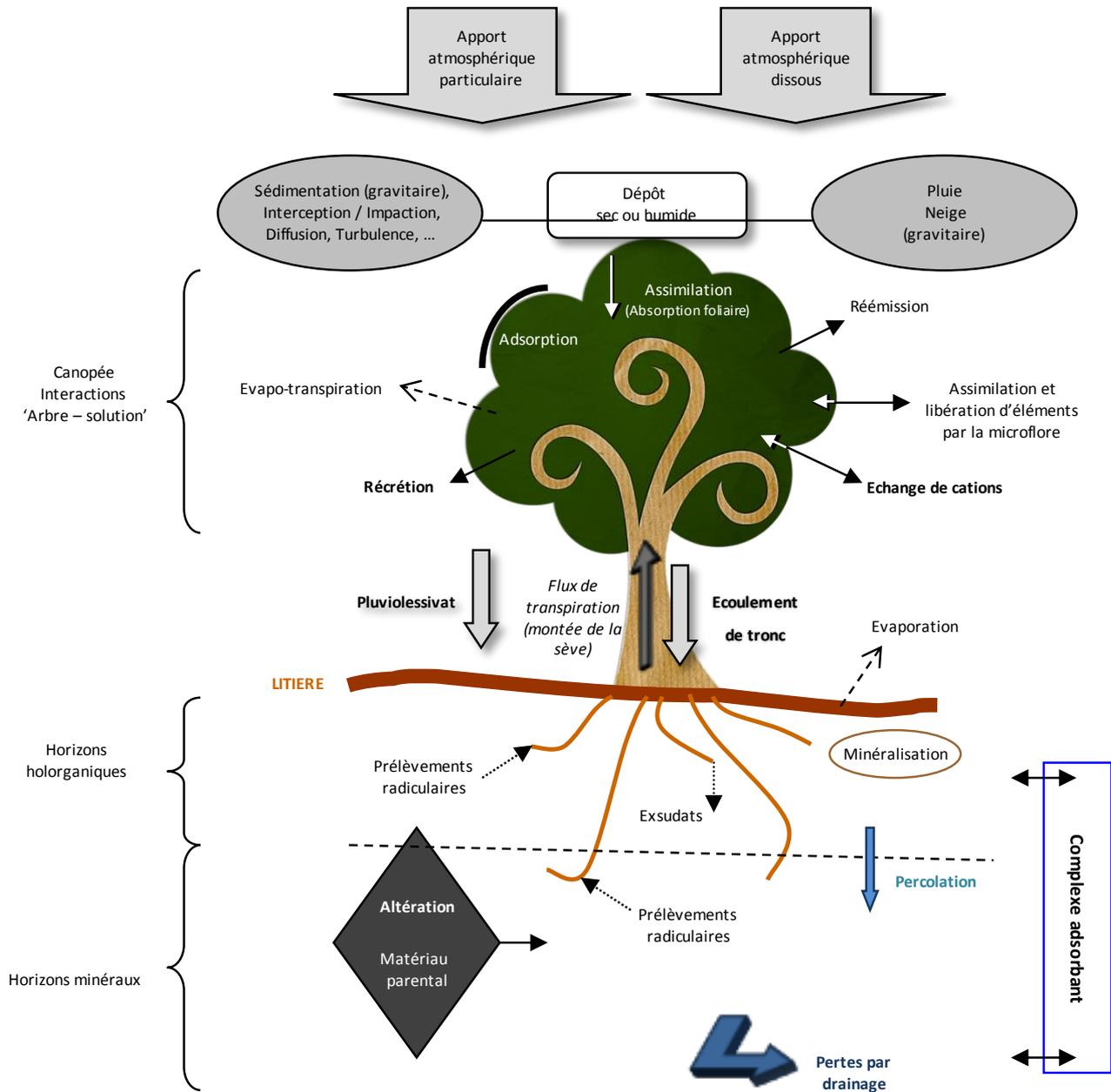
- Adriaenssens, S., K. Hansen, et al. "Throughfall deposition and canopy exchange processes along a vertical gradient within the canopy of beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst)." *Science of the Total Environment* 420: 168-182.
- André, F., M. Jonard, et al. (2008^a). "Influence of species and rain event characteristics on stemflow volume in a temperate mixed oak-beech stand." *Hydrological Processes* 22(22): 4455-4466.
- André, F., M. Jonard, et al. (2008^b). "Spatial and temporal patterns of throughfall chemistry within a temperate mixed oak-beech stand." *Science of the Total Environment* 397(1/3): 215-228.
- Augustin, S., H. Stephanowitz, et al. (2005). "Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past." *European Journal of Forest Research* 124(4): 313-318.
- Baba, M. and M. Okazaki (1999). "Spatial variability of soil solution chemistry under Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) in Tama Hills." *Soil Science and Plant Nutrition* 45(2): 321-336.
- Barten P. K. (2006). "Why forests provide the best protection for water resources." *New England Forests* (Winter 2006).
- Bolte, A., T. Czajkowski, et al. (2007). "The north-eastern distribution range of European beech - a review." *Forestry (Oxford)* 80(4): 413-429.
- Brumme, R., U. Leimcke, et al. (1992). "Interception and uptake of NH₄ and NO₃ from wet deposition by above-ground parts of young beech (*Fagus silvatica* L.) trees." *Plant and Soil* 142(2): 273-279.
- Draaijers, G. P. J., J. W. Erisman, et al. (1997). "The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes." *Atmospheric Environment* 31(3): 387-397.
- Draaijers, G. P. J., J. W. Erisman, et al. (1996). "The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring." *Atmospheric Environment* 30(19): 3349-3361.
- Duchaufour, P. (2004). *Introduction à la science du sol*. Paris : Dunod. (Coll. Sciences Sup).
- Eisalou, H. K., K. Sengonul, et al. "Effects of forest canopy cover and floor on chemical quality of water in broad leaved and coniferous forests of Istanbul, Turkey." *Forest Ecology and Management* 289: 371-377.
- Falkengren-Grerup, U. (1989). "Effect of stemflow on beech forest soils and vegetation in southern Sweden." *Journal of Applied Ecology* 26(1): 341-352.
- Forgeard, F., J. C. Gloaguen, et al. (1980). "Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans une hêtraie atlantique et dans quelques peuplements résineux en Bretagne." *Ann. For. Sci.* 37: 53-71.
- Gandois, L., M. Nicolas, et al. (2010^a). "The importance of biomass net uptake for a trace metal budget in a forest stand in north-eastern France." *Science of the Total Environment* 408(23): 5870-5877.
- Gandois, L., E. Tipping, et al. (2010^b). "Canopy influence on trace metal atmospheric inputs on forest ecosystems: speciation in throughfall." *Atmospheric Environment* 44(6): 824-833.
- Genet, A. *Quantification of fuelwood potentials from French beech forests: updated allometric modeling tools and robustness to differences in soil fertility*. Thèse de doctorat en sciences agronomiques. Chambéry : Université de Savoie, 2010, 215 p.
- Granier, A., N. Breda, et al. (1999). "A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands." *Ecological Modelling* 116(2/3): 269-283.
- Hanchi, A. and M. Rapp (1997). "Stemflow determination in forest stands." *Forest Ecology and Management* 97(3): 231-235.
- Hofhansl, F., W. Wanek, et al. (2011). "Topography strongly affects atmospheric deposition and canopy exchange processes in different types of wet lowland rainforest, Southwest Costa Rica." *Biogeochemistry* 106(3): 371-396.
- Holmqvist, J., A. F. Ogaard, et al. (2003). "Application of the PROFILE model to estimate potassium release from mineral weathering in Northern European agricultural soils." *European Journal of Agronomy* 20(1/2): 149-163.
- Johnson, M. S. and J. Lehmann (2006). "Double-funneling of trees: stemflow and root-induced preferential flow." *Ecoscience* 13(3): 324-333.
- Johnson-Maynard, J. L., R. C. Graham, et al. (2005). "Base cation and silicon biogeochemistry under pine and scrub oak monocultures: implications for weathering rates." *Geoderma* 126(3/4): 353-365.
- Jones, J. A., G. L. Achterman, et al. (2009). "Hydrologic effects of a changing forested landscape - challenges for the hydrological sciences." *Hydrological Processes* 23(18): 2699-2704.
- Kopacek, J., J. Turek, et al. (2009). "Canopy leaching of nutrients and metals in a mountain spruce forest." *Atmospheric Environment* 43(34): 5443-5453.

- Lequy, E. Dépôts atmosphériques particulaires sur les écosystèmes forestiers de la moitié nord de la France : influence sur les cycles biogéochimiques. Thèse de doctorat en sciences agronomiques. Nancy : Université de Lorraine, 2012, 193 p.
- Londo, A., J. Kushla et al. (2006). "Soil pH and Tree Species Suitability in the Southern United States." Southern Regional Extension Forestry.
- Mahowald, N., T. D. Jickells, et al. (2008). "Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts." *Global biogeochemical cycles* 22.
- Marques, R. Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation de douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) dans les monts du Beaujolais (France). Thèse de doctorat en Sciences biologiques et fondamentales appliquées. Nancy : École nationale du génie rural, des eaux et des forêts, 1996, 250 p.
- Miller, R. E., D. L. Reukema, et al. (2004). "Tree growth and soil relations at the 1925 Wind River spacing test in coast Douglas-fir." *Research Paper - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service(PNW-RP-558)*: iii + 41 pp.
- Moore, B. (1922). "Influence of Certain Soil Factors on the Growth of Tree Seedlings and Wheat." *Ecology* 3(1): 65-83.
- Nordén, U. (1991). "Acid deposition and throughfall fluxes of elements as related to tree species in deciduous forests of south Sweden." *Water, Air, and Soil Pollution* 60(3-4): 209-230.
- Pédro, G., J. Dercourt, et al. (2007). Rapport sur la Science et la Technologie N° 27 - Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux. Edp Sciences.
- Pelster, D. E., R. K. Kolka, et al. (2009). "Overstory vegetation influence nitrogen and dissolved organic carbon flux from the atmosphere to the forest floor: Boreal Plain, Canada." *Forest Ecology and Management* 259(2): 210-219.
- Ranger, J., R. Marques, et al. (2001). "Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions." *Forest Ecology and Management* 144(1/3): 129-145.
- Ranger, J., M.P. Turpault (1999). "Input-Output Nutrient Budgets As A Diagnostic Tool For Sustainable Forest Management." *Forest Ecology And Management* 122: 139-154.
- Reuss, J. O. and D. W. Johnson (1988). "Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters." *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 73(1): 59-119 pp.
- Staelens, J., D. Houle, et al. (2008). "Calculating dry deposition and canopy exchange with the canopy budget model: review of assumptions and application to two deciduous forests." *Water, Air, and Soil Pollution* 191(1/4): 149-169.
- Talkner, U., I. Kramer, et al. (2010). "Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity." *Plant and Soil* 336(1/2): 405-420.
- Thimonier, A., M. Schmitt, et al. (2005). "Atmospheric deposition on Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) plots." *Environmental Monitoring and Assessment* 104(1/3): 81-118.
- Ulrich, B. (1983). "Interaction of Forest Canopies with Atmospheric Constituents: SO₂, Alkali and Earth Alkali Cations and Chloride." *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*, 33-45.
- Vanguelova, E. I., S. Benham, et al. (2010). "Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK - soil response to pollution recovery." *Environmental Pollution* 158(5): 1857-1869.

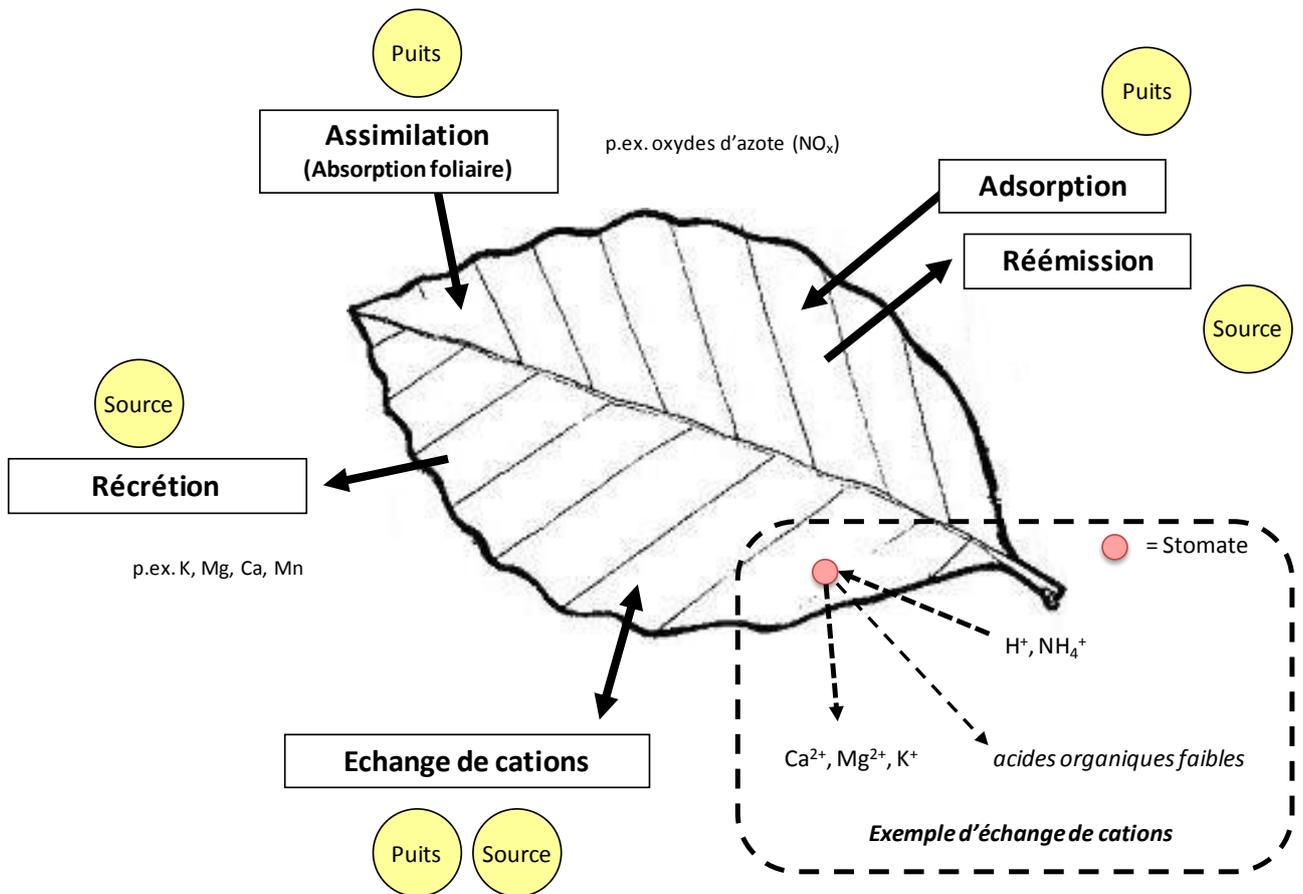
*Effet de différents types de sols sur la qualité des solutions et
les cycles biogéochimiques de l'écosystème forestier*

Annexes

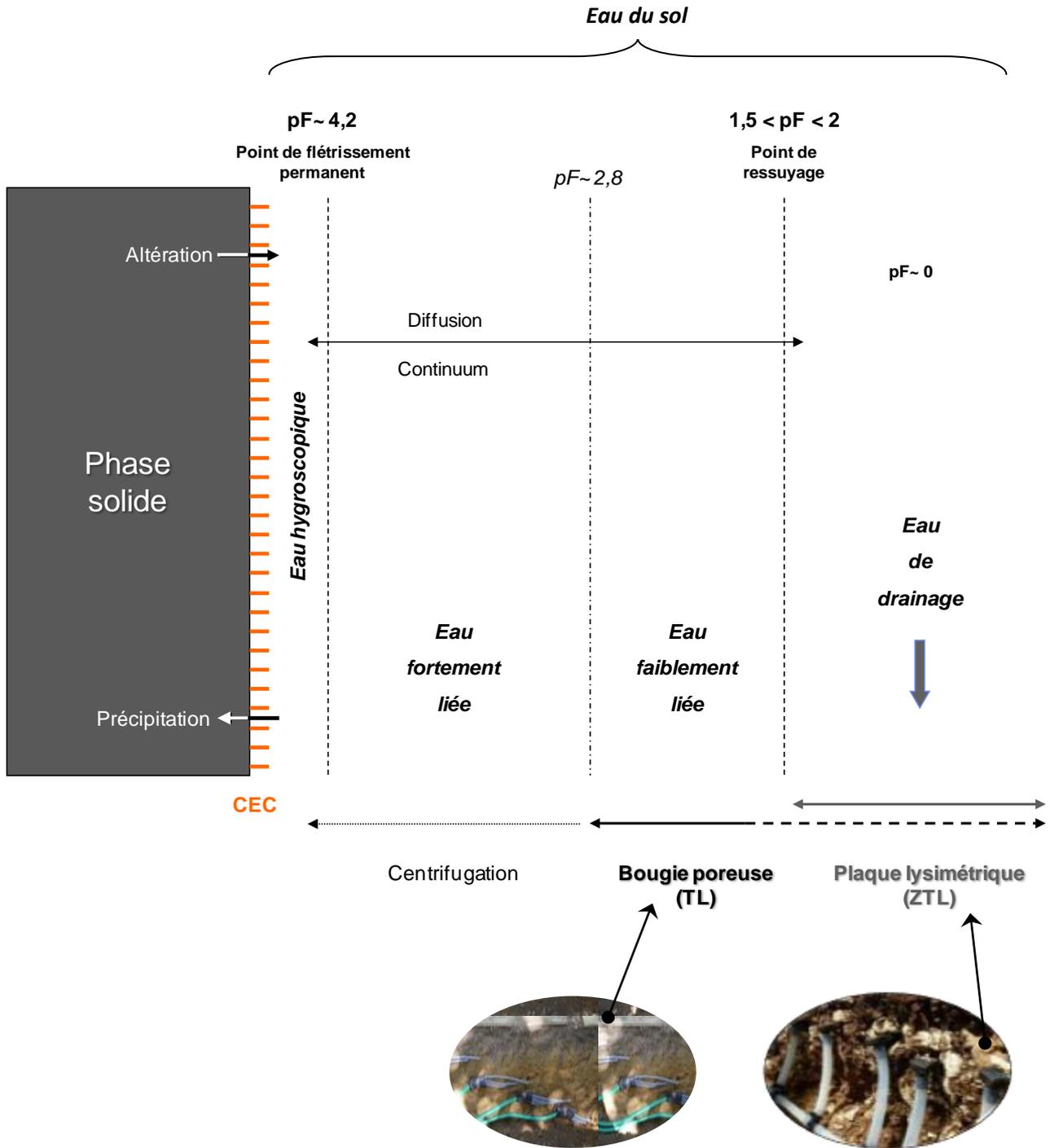
ANNEXE 1 – Les flux au sein d'un écosystème forestier



ANNEXE 2 – Les processus d'échange de la canopée

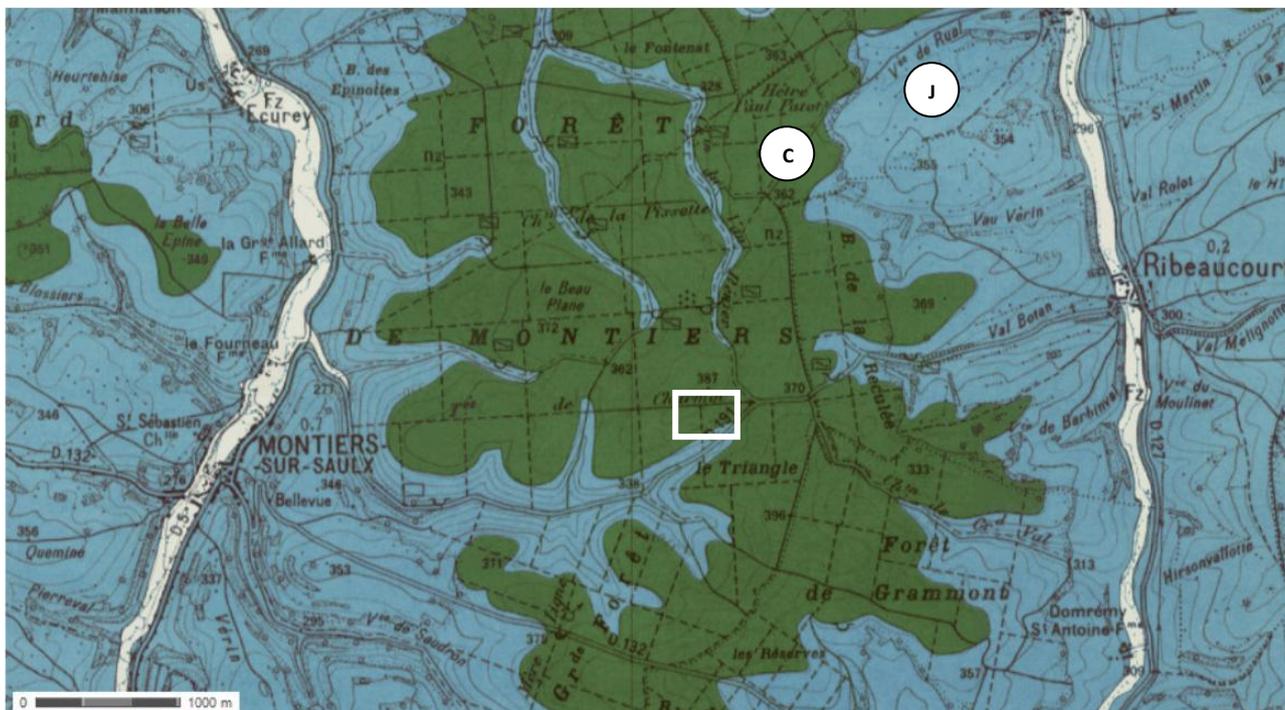


ANNEXE 3 – Les différentes phases de l'eau du sol



ANNEXE 4 – Géologie de Montiers

Carte géologique diffusée par le BRGM (*Bureau de Recherches Géologiques et Minières*) et issue du portail www.geoportail.gouv.fr/.



Couches géologiques :

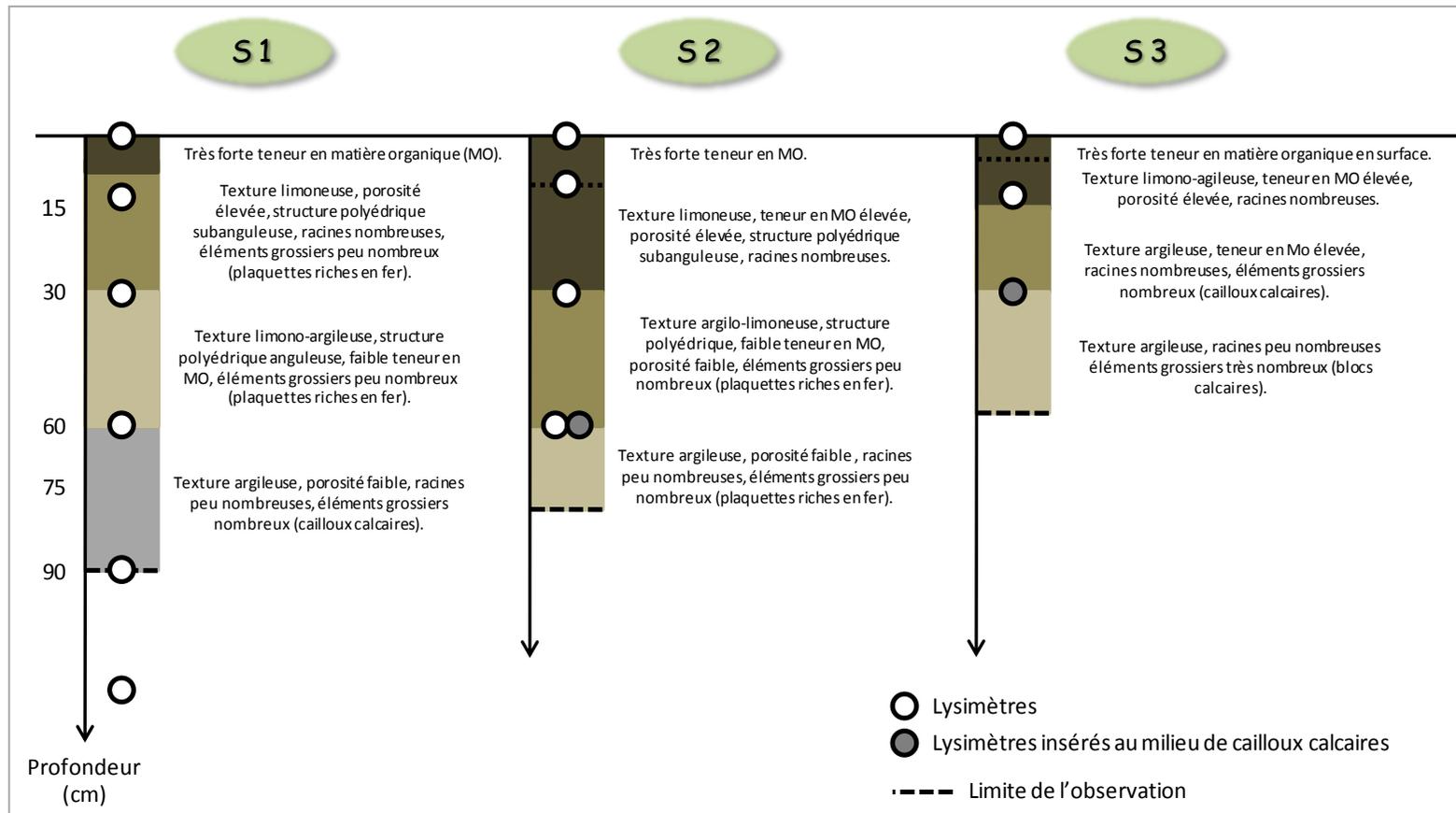
- en clair (J) : Jurassique supérieur
- en foncé (C) : Crétacé inférieur

Encadré = localisation du site expérimental de Montiers

ANNEXE 5 – Les profils des sols de Montiers

Les trois profils schématisés ci-dessous ont été réalisés en moyennant les caractéristiques (essentiellement physiques) des profils observés dans les fosses de réception au sein de chacune des trois stations de Montiers (trois fosses de réception par station).

Ces faciès ne sont pas forcément représentatifs des profils des zones d'installation des capteurs! Ils permettent néanmoins de se faire une idée des caractères pédologiques généraux des 3 stations de Montiers.



ANNEXE 6 – Caractéristiques physico-chimiques des sols de Montiers

Le tableau ci-dessous expose les moyennes (suivies des *écarts-types*, indiqués en *italique*) des caractéristiques physico-chimiques des sols de Montiers, mesurées à partir des prélèvements réalisés à la tarière selon un quadrillage permettant d'intégrer la variabilité au sein de chacune des trois stations (S1, S2 et S3).

Prof. cm	Propriétés physico-chimiques																Éléments majeurs													
	Densité g.cm ⁻³	pHeau	A g.kg ⁻¹	LF g.kg ⁻¹	LG g.kg ⁻¹	SF g.kg ⁻¹	SG g.kg ⁻¹	H ⁺	Al	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	CEC cob. cmol+.kg ⁻¹	S/CEC	N tot. g.kg ⁻¹	C org. g.kg ⁻¹	SiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	TiO ₂ %	P ₂ O ₅ %	
STATION S1	0-5	0,98 <i>0,04</i>	4,9	255 <i>9</i>	281 <i>9</i>	160 <i>6</i>	185 <i>14</i>	121 <i>7</i>	0,31 <i>0,05</i>	1,34 <i>0,25</i>	4,04 <i>1,29</i>	0,48 <i>0,09</i>	0,25 <i>0,03</i>	0,03 <i>0,01</i>	0,03 <i>0,00</i>	0,44 <i>0,06</i>	6,7 <i>1,1</i>	64,2 <i>8,8</i>	2,6 <i>0,3</i>	38,7 <i>4,6</i>	64,3 <i>1,4</i>	8,3 <i>0,3</i>	14,1 <i>0,9</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,0 <i>0,1</i>	0,7 <i>0,0</i>	0,5 <i>0,0</i>
	5-15	0,94 <i>0,07</i>	4,8	245 <i>10</i>	276 <i>11</i>	162 <i>6</i>	184 <i>15</i>	131 <i>9</i>	0,25 <i>0,03</i>	2,00 <i>0,23</i>	1,54 <i>0,96</i>	0,17 <i>0,04</i>	0,11 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,00</i>	0,03 <i>0,00</i>	0,23 <i>0,02</i>	4,2 <i>0,8</i>	35,0 <i>7,9</i>	1,6 <i>0,2</i>	24,8 <i>3,5</i>	65,2 <i>1,6</i>	8,3 <i>0,4</i>	14,4 <i>1,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,0 <i>0,1</i>	0,7 <i>0,0</i>	0,4 <i>0,0</i>
	15-30	1,23 <i>0,08</i>	4,8	268 <i>19</i>	280 <i>20</i>	161 <i>14</i>	170 <i>28</i>	115 <i>20</i>	0,18 <i>0,03</i>	2,15 <i>0,41</i>	0,74 <i>0,44</i>	0,13 <i>0,04</i>	0,07 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,01</i>	0,04 <i>0,02</i>	0,20 <i>0,05</i>	3,5 <i>0,6</i>	25,9 <i>9,2</i>	0,9 <i>0,2</i>	15,0 <i>3,5</i>	65,3 <i>2,2</i>	8,5 <i>0,4</i>	15,0 <i>1,8</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,0 <i>0,1</i>	0,7 <i>0,0</i>	0,4 <i>0,0</i>
	30-45	1,36 <i>0,07</i>	4,9	306 <i>43</i>	262 <i>29</i>	150 <i>18</i>	161 <i>31</i>	119 <i>21</i>	0,16 <i>0,04</i>	2,19 <i>0,62</i>	1,21 <i>0,39</i>	0,27 <i>0,10</i>	0,08 <i>0,02</i>	0,02 <i>0,00</i>	0,06 <i>0,02</i>	0,17 <i>0,04</i>	4,2 <i>1,1</i>	36,2 <i>10,3</i>	0,6 <i>0,1</i>	8,5 <i>1,8</i>	63,1 <i>4,4</i>	9,5 <i>1,0</i>	16,9 <i>3,3</i>	0,2 <i>0,1</i>	0,4 <i>0,0</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,1</i>	0,9 <i>0,2</i>	0,7 <i>0,1</i>	0,4 <i>0,1</i>
	45-60	1,45 <i>0,06</i>	5,1	355 <i>65</i>	229 <i>29</i>	126 <i>20</i>	166 <i>32</i>	141 <i>26</i>	0,12 <i>0,03</i>	1,64 <i>0,45</i>	2,55 <i>1,04</i>	0,81 <i>0,37</i>	0,10 <i>0,02</i>	0,02 <i>0,01</i>	0,06 <i>0,02</i>	0,12 <i>0,02</i>	5,7 <i>1,7</i>	55,1 <i>14,3</i>	0,4 <i>0,1</i>	5,8 <i>0,9</i>	61,9 <i>3,4</i>	11,0 <i>1,2</i>	18,4 <i>2,4</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,5 <i>0,1</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,1</i>	1,0 <i>0,2</i>	0,7 <i>0,1</i>	0,4 <i>0,1</i>
STATION S2	0-5	1,03 <i>0,04</i>	5,4	242 <i>19</i>	242 <i>6</i>	143 <i>5</i>	290 <i>14</i>	83 <i>9</i>	0,27 <i>0,03</i>	0,77 <i>0,21</i>	7,53 <i>1,98</i>	0,78 <i>0,12</i>	0,31 <i>0,04</i>	0,04 <i>0,01</i>	0,01 <i>0,00</i>	0,44 <i>0,04</i>	9,9 <i>2,0</i>	83,3 <i>5,3</i>	2,6 <i>0,2</i>	41,3 <i>5,5</i>	77,7 <i>1,4</i>	6,6 <i>0,3</i>	6,2 <i>1,1</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,9 <i>0,0</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>
	5-15	0,91 <i>0,06</i>	5,2	241 <i>24</i>	246 <i>6</i>	145 <i>5</i>	287 <i>17</i>	82 <i>9</i>	0,27 <i>0,03</i>	1,71 <i>0,35</i>	5,01 <i>2,81</i>	0,35 <i>0,10</i>	0,14 <i>0,03</i>	0,04 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,00</i>	0,29 <i>0,04</i>	7,6 <i>2,7</i>	59,1 <i>8,9</i>	1,6 <i>0,3</i>	25,9 <i>6,0</i>	80,0 <i>2,2</i>	6,6 <i>0,2</i>	6,2 <i>0,7</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,9 <i>0,0</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>
	15-30	1,23 <i>0,07</i>	5,3	294 <i>54</i>	234 <i>9</i>	136 <i>6</i>	273 <i>21</i>	64 <i>4</i>	0,25 <i>0,03</i>	1,87 <i>0,32</i>	4,70 <i>1,58</i>	0,33 <i>0,04</i>	0,14 <i>0,02</i>	0,04 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,00</i>	0,28 <i>0,02</i>	7,6 <i>1,4</i>	60,9 <i>8,8</i>	1,0 <i>0,1</i>	15,5 <i>2,8</i>	78,8 <i>0,3</i>	7,5 <i>0,2</i>	6,2 <i>0,3</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,4 <i>0,0</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	1,0 <i>0,0</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>
	30-45	1,35 <i>0,08</i>	5,3	420 <i>98</i>	188 <i>30</i>	107 <i>22</i>	214 <i>44</i>	71 <i>14</i>	0,21 <i>0,06</i>	2,59 <i>1,60</i>	9,20 <i>5,42</i>	0,57 <i>0,21</i>	0,20 <i>0,06</i>	0,05 <i>0,01</i>	0,03 <i>0,01</i>	0,17 <i>0,03</i>	12,9 <i>4,5</i>	68,4 <i>18,8</i>	0,8 <i>0,3</i>	9,7 <i>3,3</i>	73,3 <i>3,9</i>	10,3 <i>2,0</i>	8,1 <i>1,2</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,6 <i>0,2</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	1,2 <i>0,1</i>	0,8 <i>0,1</i>	0,2 <i>0,0</i>
	45-60	1,32 <i>0,11</i>	5,4	523 <i>109</i>	154 <i>34</i>	85 <i>26</i>	176 <i>46</i>	63 <i>25</i>	0,16 <i>0,06</i>	2,78 <i>1,81</i>	12,82 <i>8,00</i>	0,82 <i>0,27</i>	0,26 <i>0,05</i>	0,06 <i>0,01</i>	0,04 <i>0,02</i>	0,15 <i>0,07</i>	17,2 <i>6,7</i>	75,6 <i>13,9</i>	0,6 <i>0,2</i>	6,2 <i>1,8</i>	63,2 <i>4,0</i>	14,7 <i>1,8</i>	11,7 <i>1,3</i>	0,1 <i>0,0</i>	1,0 <i>0,2</i>	0,7 <i>0,5</i>	0,1 <i>0,0</i>	1,5 <i>0,2</i>	0,7 <i>0,0</i>	0,2 <i>0,0</i>
STATION S3	0-5	0,88 <i>0,05</i>	5,7	449 <i>80</i>	227 <i>54</i>	123 <i>26</i>	119 <i>39</i>	41 <i>15</i>	0,17 <i>0,08</i>	0,25 <i>0,41</i>	22,57 <i>8,74</i>	1,54 <i>0,38</i>	0,47 <i>0,11</i>	0,07 <i>0,02</i>	0,01 <i>0,00</i>	0,30 <i>0,13</i>	24,9 <i>8,3</i>	97,8 <i>5,4</i>	4,2 <i>0,9</i>	63,1 <i>15,5</i>	63,8 <i>4,9</i>	11,4 <i>1,7</i>	7,8 <i>0,8</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,7 <i>0,2</i>	0,8 <i>0,2</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,3 <i>0,1</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>
	5-15	0,98 <i>0,04</i>	5,7	430 <i>82</i>	224 <i>56</i>	114 <i>36</i>	123 <i>37</i>	59 <i>21</i>	0,14 <i>0,06</i>	0,47 <i>0,74</i>	17,93 <i>8,09</i>	0,90 <i>0,31</i>	0,26 <i>0,09</i>	0,07 <i>0,02</i>	0,01 <i>0,00</i>	0,25 <i>0,10</i>	20,0 <i>7,9</i>	94,2 <i>6,6</i>	2,9 <i>0,8</i>	41,2 <i>13,4</i>	66,9 <i>4,1</i>	11,7 <i>1,9</i>	8,7 <i>1,0</i>	0,2 <i>0,0</i>	0,7 <i>0,2</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,3 <i>0,2</i>	0,9 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>	
	15-30	1,06 <i>0,09</i>	6,0	516 <i>81</i>	169 <i>50</i>	77 <i>38</i>	102 <i>42</i>	63 <i>24</i>	0,17 <i>0,00</i>	0,19 <i>0,22</i>	22,52 <i>7,30</i>	0,52 <i>0,13</i>	0,22 <i>0,04</i>	0,07 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,01</i>	0,13 <i>0,07</i>	23,2 <i>6,4</i>	99,3 <i>5,3</i>	1,9 <i>0,4</i>	24,4 <i>5,6</i>	63,3 <i>4,7</i>	14,0 <i>2,0</i>	9,8 <i>1,0</i>	0,1 <i>0,0</i>	0,9 <i>0,2</i>	1,1 <i>0,6</i>	0,3 <i>0,0</i>	1,4 <i>0,1</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>
	30-45	1,04 <i>0,16</i>	6,4	667 <i>76</i>	99 <i>45</i>	51 <i>42</i>	80 <i>52</i>	45 <i>29</i>	0,09 <i>0,06</i>	0,10 <i>0,28</i>	27,27 <i>9,28</i>	0,72 <i>0,08</i>	0,32 <i>0,01</i>	0,08 <i>0,01</i>	0,02 <i>0,01</i>	0,10 <i>0,06</i>	29,0 <i>9,0</i>	97,5 <i>2,1</i>	1,5 <i>0,6</i>	18,2 <i>7,9</i>	59,7 <i>5,9</i>	17,3 <i>2,5</i>	11,4 <i>0,2</i>	0,1 <i>0,0</i>	1,1 <i>0,2</i>	0,9 <i>0,3</i>	0,2 <i>0,0</i>	1,6 <i>0,3</i>	0,8 <i>0,0</i>	0,3 <i>0,0</i>
	45-60	1,08 <i>0,08</i>	6,8																											

Texture – Nomenclature :

A = Argiles ; LF = Limons fins ; LG = Limons grossiers ; SF = Sables fins ; SG = Sables grossiers

ANNEXE 7 – Répétitions des capteurs du dispositif de Montiers

		Tour à flux (45 m)	Station 1 (Calcaire)			Station 2 (Limite calcaire/sédiment détritique)			Station 3 Sédiment détritique		
			Sous-station 11	Sous-station 12	Sous-station 13	Sous-station 21	Sous-station 22	Sous-station 23	Sous-station 31	Sous-station 32	Sous-station 33
Localisation	Dispositif	Répétitions									
Hors couvert	Entonnoir	4									
Sous couvert	Gouttière		4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Collier d'écoulement de tronc		6	6	6	6	6	6	6	6	6
Litière	8 flûteaux		3	3	3	3	3	3	3	3	3
Sol - 10 cm	8 flûteaux		3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Bougie poreuse		4	4	4	4	4	4	4	4	4
Sol - 30 cm	Plaque lysimétrique		3	3	3	3	3	3	/	/	/
	Bougie poreuse		4	4	4	4	4	4	4	4	4
	8 flûteaux (cailloux)		/	/	/	1	/	/	2	2	2
	Bougie p. (cailloux)		/	/	/	/	/	4	4	4	4
Sol - 60 cm	Plaque lysimétrique		3	3	3	3	3	3	/	/	/
	Bougie poreuse		4	4	4	4	4	/	/	/	/
	8 flûteaux (cailloux)		/	/	/	/	1	1	1	/	/
	Bougie p. (cailloux)		/	/	/	/	4	4	/	/	/
Sol - 90 cm	Plaque lysimétrique		/	2	2	/	/	/	/	/	/
	Bougie poreuse		4	4	4	4	/	/	/	/	/
Sol - 120 cm	Bougie poreuse		/	4	/	/	/	/	/	/	

ANNEXE 8 – Méthodes analytiques



A - Les teneurs totales en Na, P, S, Mn, Mg, K, Ca, Si, Fe et Al sont mesurées par l'intermédiaire d'un spectromètre d'émission optique (700 Series ICP-OES d'AGILENT TECHNOLOGIES). Le principe de la mesure est basé sur la nébulisation puis l'ionisation de l'échantillon liquide dans un plasma d'argon. Le retour à l'état stable des atomes excités est accompagné de l'émission d'une série d'ondes électromagnétiques caractéristique de chaque élément. Les différentes longueurs d'ondes sont séparées par un spectromètre.

B - Les anions NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} et F^- sont quantifiés par chromatographie ionique (ICS-2100 de DIONEX). Le principe est basé sur un échange d'ions sur résine : La colonne est composée d'une résine chargée positivement et l'éluant emporte les anions à séparer. La séparation résulte de l'interaction électrostatique entre la résine de la colonne et les ions à séparer.



C - Le pH est mesuré avec un pH-mètre (DL70 ES de METTLER) équipé d'une électrode en verre.



D - La teneur en ammonium (NH_4^+) est mesurée par colorimétrie à flux continu (spectromètre d'absorption moléculaire San⁺⁺ de SKALAR). Le spectromètre est constitué d'une source lumineuse, d'un système dispersif (monochromateur) et d'un détecteur. Le principe est basé sur l'absorption des radiations lumineuses par l'ammonium présent dans l'échantillon.



E - Le carbone organique dissous (COD), le carbone total et l'azote total sont quantifiés par un analyseur de carbone organique total (TOC-L de SHIMADZU). Le principe se base sur une combustion catalytique à 680°C. Cette méthode permet une oxydation complète et rapide de tous les composés organiques de l'échantillon.

Ces appareils font partie des outils d'analyse dont dispose l'INRA de Champenoux.

ANNEXE 10 – Facteurs d’enrichissement calculés dans les 3 stations de Montiers

Le facteur d’enrichissement représente la différence entre les flux d’un élément sous couvert (pluiolessivat PL et écoulement de tronc ET) et les apports atmosphériques humides (P) sur une période donnée : $f_e = (PL+ET) : P$.

- Si $f_e > 1$, il y a enrichissement ;
- si $f_e < 1$, il y a appauvrissement lors du passage à travers la canopée.

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	NT	CT	Cl	DOC	NH ₄	F	Cl	NO ₂	NO ₃	SO ₄	
		Facteur d'enrichissement = (PL + ET) : P																				
S1	17/01/2012	1	1	0,9	2,1	0,6	1,9	0,6	1	0,6		0,6	0,7	0,9	0,6	1,3	0,7	0,7		0,6	0,6	
	14/02/2012	0,6	0,7	0,8	2,7	0,9	3,6	0,8	1,3	0,7		0,6	0,7	0,8	0,7	0,6	0,2	1,0	0,3	0,4	0,6	
	13/03/2012	3,4	2,2	1,7	4,2	2	9,3	1,4	1,1	1,3	4,8	1,2	2,0	0,9	2,5	1	2,1	1,7	0,4	1,6	1,2	
	10/04/2012	1,7	0,5	1,2	3	0,8	1,3	1	2,1	0,7	2,8	1,1	1,5	1	2,1	1,1	0,8	1,2	0,3	0,8	0,7	
	09/05/2012		1	0,9	4,6	1,3	8,2	1	0,7	0,8		0,8	1,4	1	2,5	0,7	0,3	0,8	0,8	0,8	0,6	
	05/06/2012	5	1,3	1,1	15,9	2,9	7,8	1,2	1,6	1,2	9,5	1	4,8	3,1	5,6	0,8	1,3	1,1	0,7	1	1,0	
	03/07/2012		0,8	0,9	7,6	1,5	2,9	0,6	2,3	0,6		0,7	1,1	1,6	1,1	0,6	0,7	0,8	0,0	0,4	0,6	
	31/07/2012	1,4	1,1	0,9	4,2	2,0	2,7	0,6	2,4	0,8		0,8	3,0	0,8	1,3	1,6	1,2	0,6	1,6	0,9	0,2	0,8
	28/08/2012	1,9	1,2	2,9	11,8	2,7	25,1	1,1		1,8	2,8	3,7	3,8	2,8	4,3	13,8	2,4	2,7	2,9	3,3	2,9	
	25/09/2012	3,8	2,1	1,8	16,5	2,9	41,8	1	3,7	1,8	9,4	1,6	4,6	1,9	6,3	0,7	1,9	1,6	3,4	1,7	1,7	
	23/10/2012	1,9	3,9	1,1	22,2	3	6,2	1	5,3	1,4	46,6	0,6	3,4	2,9	3,6	0,4	1,4	1,3	0,5	0,3	0,9	
	20/11/2012	1,9	2,8	1,2	31,3	4,6	11,4	1,1	60,6	1,4	19,2	0,4	7,8	5,4	8,8	0,2	1,1	2,4	0,1	0	1	
	18/12/2012	0,6	2,5	0,8	10,9	1,1	10,3	0,8	10,4	0,9	3,3	0,6	2,3	1,3	3,4	0,1	0,8	1,0	0,7	0,6	0,8	
S2	17/01/2012	1	1,2	0,9	4	0,7	2,3	0,7	1,6	0,7		0,5	1,2	0,7	1,4	0,9	0,1	0,8		0,5	0,6	
	14/02/2012	0,8	1,5	0,9	7,3	1,3	5,7	1	2,4	1		0,6	1,6	0,7	1,8	0,6	0,4	1,2	0,2	0,6	0,9	
	13/03/2012	2,9	2,9	1,9	9,2	2,7	14,5	1,9	1,1	1,6	8,4	1	3,1	0,8	4,2	0,9	2,9	2	0,2	1,3	1,3	
	10/04/2012	2,6	0,6	1,4	9	1,2	2,3	1,2	2,7	0,7	3,4	1	2,3	0,8	3,9	0,8	1,0	1,5	0,2	0,8	0,7	
	09/05/2012		1	0,9	7,8	1,6	12,5	0,9	1,7	0,8		0,7	1,9	0,9	4,4	0,5	0,6	0,8	0,0	0,7	0,6	
	05/06/2012	7,4	1,4	1,3	26,4	3,6	12,4	1,2	7,7	1,2	19,5	1,0	8,2	2,7	11,1	1,2	1,5	1,1	0,7	0,7	0,9	
	03/07/2012		0,8	1,1	6,7	1,3	3,2	0,5	2,4	0,6		0,6	1,3	1,1	1,4	0,5	0,5	0,6	0,2	0,4	0,5	
	31/07/2012	1,8	1,2	0,9	6	2,3	2,4	0,8	2,7	0,8	2,7	0,6	1,4	1,4	1,5	0,3	1,2	0,8	0,7	0,6	0,6	
	28/08/2012	2,4	1,2	2,9	16,5	3	9,8	1,1		1,8	2,9	3,7	5,2	2,8	6,4	18,4	2,2	2,4	1,8	2,5	2,8	
	25/09/2012	4,4	2	2,4	23,6	2,9	24,5	1	3,5	1,7	9,9	1,3	6,1	2,2	8,7	0,2	1,8	1,4	1,6	1,1	1,3	
	23/10/2012	2,2	4,4	1	29	3,6	5,5	1,7	6,8	1,8	41	0,6	4,3	2,4	5	0,3	1,2	1,2	0,6	0,2	0,9	
	20/11/2012	1,9	3	1,2	40,4	4,3	4,3	1,2	78,2	1,3	16,9	0,4	7,6	6,3	8,2	0,3	1,1	2,1	0,1	0,0	0,9	
	18/12/2012	0,7	3,3	0,8	21	1,3	8,3	0,9	29,3	1,1	4,3	0,6	3,1	1,3	5,1	0	0,7	1,1	0,2	0,5	0,8	
S3	17/01/2012	0,9	1,3	0,9	3,6	0,7	1,4	0,6	1,3	0,7		0,5	1	0,6	1,2	0,9	0	0,8		0,5	0,6	
	14/02/2012	0,7	1,6	0,9	6,5	1,6	3,4	1,4	2,7	1,1		0,7	1,7	0,7	1,9	0,7	0,4	1,5	0,3	0,7	1	
	13/03/2012	2,5	3	1,7	6,6	2,6	6,7	1,6	1,4	1,3	5,3	1,1	2,5	0,9	3,3	1	2,4	1,8	0,2	1,4	1,1	
	10/04/2012	4,5	0,6	1,7	7,2	1,1	1,5	1,4	1,9	0,8	4,8	1,3	2,5	0,8	4,3	1,2	1	1,5	0,3	1	0,7	
	09/05/2012		1	0,8	5,6	1,5	3	1,3	0,8	0,8		0,7	1,2	0,3	3,3	0,6	0,4	0,7	0,3	0,7	0,5	
	05/06/2012	6,3	1,3	1,1	13,1	2,5	3,5	1,1	1,1	1,1	6,8	0,9	5,3	2	7	0,8	1,2	1	0,5	1	1	
	03/07/2012		0,8	0,9	4,9	1,2	1,5	0,5	1,3	0,6		0,6	1,1	0,9	1,2	0,5	0,5	0,5	0,1	0,5	0,5	
	31/07/2012	1,6	1	0,8	4,1	1,6	1	0,5	1,2	0,6	2,7	0,6	1,1	1	1,1	0,3	1	0,8	1,1	0,6	0,5	
	28/08/2012	2,2	1	2,9	12	2,3	6,3	1		1,6	1,9	3,3	4,1	2,1	5,1	16,3	1,7	2,2	2,7	2,7	2,6	
	25/09/2012	3,6	1,8	1,5	16,6	2,4	11,3	1	2,2	1,6	5,2	1,5	4,2	1,2	6,1	0,9	1,6	1,6	3,2	1,5	1,5	
	23/10/2012	2,3	3,8	1,1	23	2,6	3	0,9	2,8	1,4	27,7	0,7	3,2	2,1	3,5	0,6	1,3	1	2,4	0,4	0,9	
	20/11/2012	1,7	3,3	1,1	37,5	3,4	2,8	1,1	61,9	1,5	11,6	0,3	5,7	6,3	5,5	0,2	0,9	2	0,1	0	1,3	
	18/12/2012	0,7	3,7	0,8	30,2	1,3	2,6	1	31,3	1,1	6,2	0,6	4	1,8	6,4	0	0,7	1,2	0,4	0,3	0,8	

ANNEXE 11 - Comparaison avec la placette expérimentale du Weierbach (Luxembourg)

Objectifs :

Afin de mieux comprendre le rôle du sol sur le développement des écosystèmes forestiers, le site de Montiers a été comparé avec une hêtraie luxembourgeoise située dans le bassin versant du Weierbach (Oesling, Luxembourg ; **figure 1**) et développée sur un sol plus acide (alocrisol humique). Cette étude comparative s'inscrit dans le cadre du projet LORLUX⁵ et représente le fruit d'une collaboration entre l'INRA de Nancy et le Centre de Recherche Public Gabriel-Lippmann.

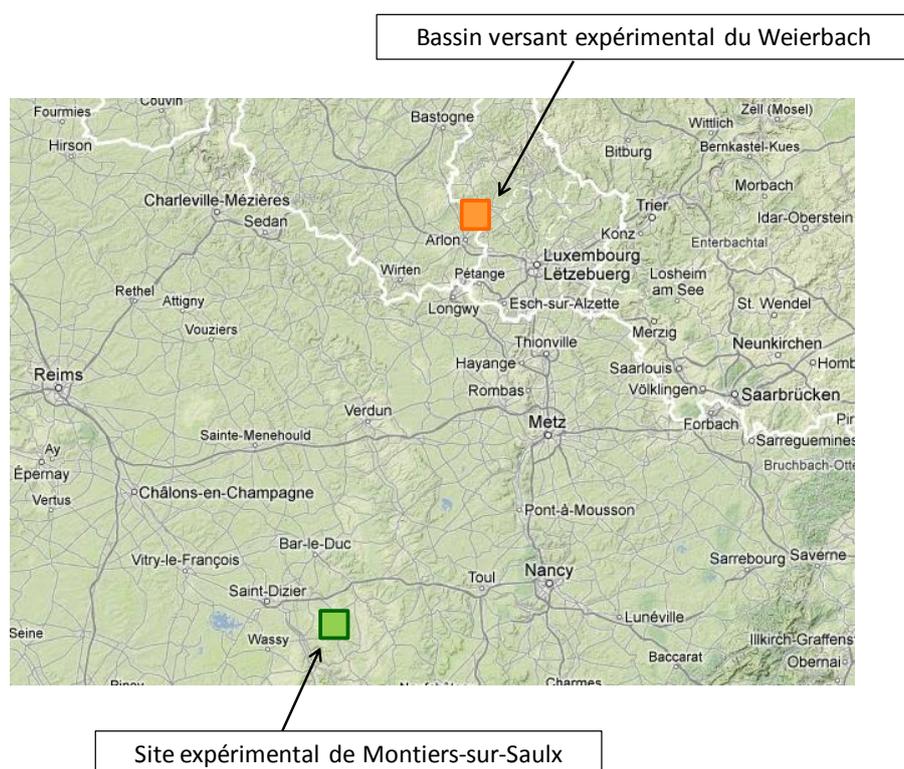


Figure 1 – Localisation géographique des deux sites étudiés

L'intérêt de cette comparaison, réalisée dans le cadre de ce stage, vient de la large gamme de sols que présentent ces deux sites transfrontaliers pour des peuplements similaires: rendisol, calci/brunisol et alocrisol peu acide en Lorraine et alocrisol humique plus acide au Luxembourg. La comparaison entre les stations de Montiers et la placette expérimentale du Weierbach doit néanmoins se faire avec toutes les réserves nécessaires ; en effet, le cadre environnemental de ces 2 sites (notamment le climat et l'âge/la structure des peuplements), ainsi que leur dispositif expérimental (définis par des objectifs de recherche distincts), diffèrent en de nombreux points.

L'objectif principal de cette comparaison transfrontalière est de déterminer si l'analyse des solutions récoltées sur la placette hêtre/chêne de l'écosystème forestier du Weierbach (dépôt atmosphérique, pluviollessivat et eau liée du sol) permet de valider certaines tendances observées le long de la toposéquence de Montiers. Un second objectif a consisté à évaluer la comparabilité des bases de données des 2 sites, compte tenu de la grande différence entre le dispositif expérimental fortement instrumenté à Montiers et celui plus léger au Weierbach.

⁵ LORLUX est un réseau transfrontalier de coopération en recherche entre la Lorraine (dont l'INRA) et le Luxembourg (dont le Centre de Recherche Gabriel-Lippmann), ayant pour but de mieux gérer et protéger la ressource en eau.

Présentation du site du Weierbach :

Le site d'étude luxembourgeois est localisé dans la partie sud du massif ardennais (région de l'« Oesling »), à la frontière avec les formations triasiques du Bassin Parisien. Le petit bassin versant expérimental du Weierbach (0,45 km²), d'une altitude moyenne de 500 m, est un site forestier composé d'environ 70% de feuillus et de 30% de parcelles plus récentes d'épicéas et de douglas. La placette étudiée lors de ce travail de master se compose d'un mélange à 70% de hêtre commun (~ 155 ans) et 30% de chêne sessile (~ 165 ans). La couverture pédologique qui caractérise le bassin versant est très homogène et se compose d'alcricrils humiques très acides. Les sols se développent sur une couverture limoneuse périglaciaire qui recouvre les formations schisteuses du massif ardennais. Le **tableau 1** compare quelques caractéristiques du site du Weierbach avec celles du site de Montiers.

Tableau 1 – Comparaison générale des caractéristiques des sites d'étude du Weierbach (Luxembourg) et de Montiers (France)

	Site expérimental de Montiers-sur-Saulx	Bassin versant expérimental du Weierbach
Type(s) de sol(s)	Toposéquence : Rendisol / Calcisol-Brunisol / Alocrisol	Alocrisols humiques très acides
Peuplement	88% hêtres, 6% érables	70% hêtres, 30% chênes
Altitude moyenne	340 à 386 m	500 m
Roche-mère	Calcaire / Sédiments détritiques 	Schiste 
Climat	1100 mm, 4.4 à 21.2°C	850 mm, 0 à 18°C

Le site du Weierbach a été équipé par les hydrologues du CRP – Gabriel Lippmann pour l'étude des processus hydrologiques à différentes échelles spatiales et temporelles ; il s'agit de réaliser une base de données d'observations géochimiques caractérisant les types d'eau correspondant aux différents compartiments du bassin versant. Une placette expérimentale située à l'amont du bassin versant est équipée pour collecter les apports atmosphériques, les pluviollessivats et la solution du sol ; les résultats des analyses de ces solutions ont été utilisés pour la comparaison avec le site de Montiers.

Les prélèvements ont débuté le 8 décembre 2009 et les campagnes de prélèvements, réalisées toutes les 2 semaines environ, sont toujours en cours. Le dispositif expérimental hors sol (schématisé sur la **figure 9**) comprend un pluviomètre disposé au niveau d'une trouée (à une distance de 12 m environ de l'arbre le plus proche) pour le prélèvement des pluies incidentes, ainsi que de 7 entonnoirs disposés sous la canopée à différentes distances des troncs d'arbres afin de déterminer les flux hydriques des pluviollessivats. L'un des collecteurs sous couvert est échantillonné pour les analyses chimiques en laboratoire. Dans le sol, l'eau liée est prélevée à 20 et 60 cm de la surface par une bougie poreuse.

Les échantillons sont analysés au laboratoire du Centre de Recherche Public Gabriel-Lippmann pour mesurer le pH et les teneurs en Ca, K, Mg, Na, Al, Fe, Mn, azote total, carbone organique dissous, NH₄, NO₃, SO₄ et Cl.

Vérification des tendances observées à Montiers

Les deux bases de données des analyses chimiques des solutions du Weierbach et de Montiers, constituées indépendamment, ont été comparées ; les résultats les plus intéressants sont présentés ci-dessous. Les flux hydriques et les flux élémentaires annuels calculés pour le Weierbach sont présentés dans le **tableau 2**.

Les flux des éléments hors couvert – Les apports atmosphériques annuels sont plus élevés à Montiers qu’au Weierbach pour la majorité des éléments analysés (Ca, Mg, Na, Cl, Fe, NO₃ et SO₄) ; les apports en Al et Mn sont similaires sur les 2 sites, tandis que davantage de K se dépose sur le Weierbach. L’empreinte régionale calcaire est très probablement à l’origine des dépôts en Ca (voire en Mg) plus importants à Montiers. En ce qui concerne K, limitant à Montiers, les apports atmosphériques annuels sont plus de trois fois plus élevés au Weierbach.

La corrélation entre SO₄ et NO₃ est très bonne dans les pluies collectées au Weierbach ($R^2 \approx 0,72$) et suit une tendance identique à celle observée à Montiers (**figure 2**). Ceci pourrait indiquer des sources anthropiques de même nature dans les environs des 2 sites.

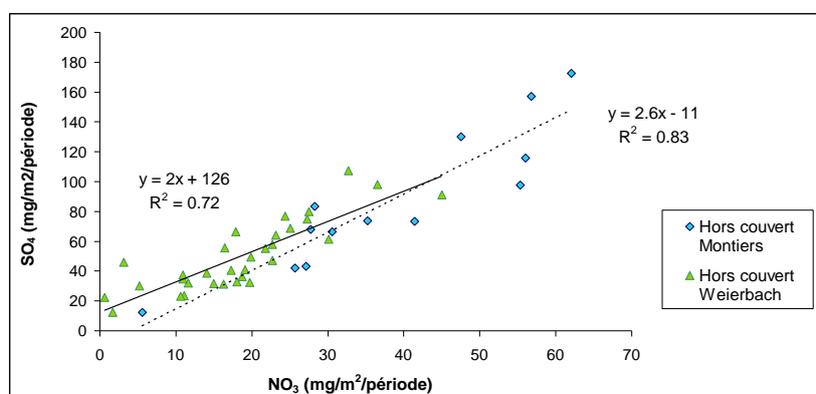


Figure 2 – Corrélations entre les flux de SO₄ et NO₃ dans les dépôts humides à Montiers (Fr.) et au Weierbach (Lux.).

A Montiers, des pics significatifs de Na et Cl ont été mis en évidence lors des périodes hivernales 2010-2011 et 2011-2012. Or on observe également un tel pic au Weierbach en décembre/janvier 2011-2012 ; cependant, aucun pic n’a été relevé l’année précédente (**figure 3**). On peut supposer l’existence de courants atmosphériques particuliers lors des hivers de 2010-2011 et 2011-2012 (ainsi que 2012-2013 selon les données de Montiers), charriant les embruns marins sur le continent. Ceci pourrait indiquer que les apports atmosphériques marins au Luxembourg et dans le nord-est de la France ont une origine commune. On ne peut cependant pas écarter l’hypothèse d’un apport de sel par salage des voies de transport terrestres.

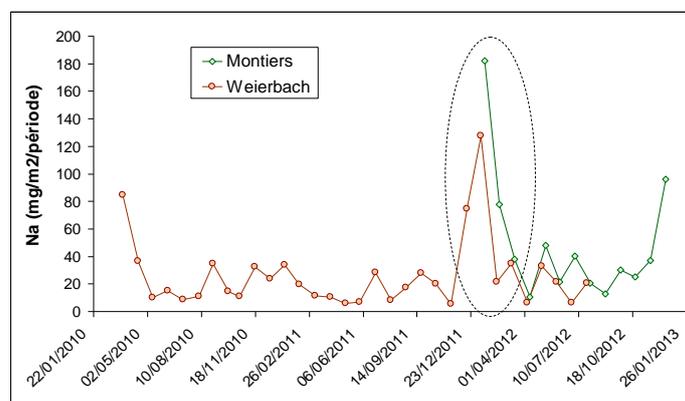


Figure 3 – Evolution temporelle des flux de sodium dans les dépôts humides à Montiers (Fr.) et au Weierbach (Lux.).

Comme à Montiers, la corrélation entre Na et Cl dans les pluies du Weierbach est très bonne ($R^2 = 0,98$; voir **figure 4.a**). Na a donc été utilisé comme traceur pour évaluer la fraction marine d'autres éléments ; les résultats sont en accord avec ceux de Montiers : Mg est principalement d'origine marine, tandis que les contributions marines sont très faibles pour Ca, K et SO_4 . Notons qu'une corrélation entre Na et Mg a été mise en évidence dans les dépôts atmosphériques du Weierbach, mais uniquement en hiver 2011-2012 (**figure 4.b**) ; ceci conforte l'hypothèse des apports marins élevés lors de cette période.

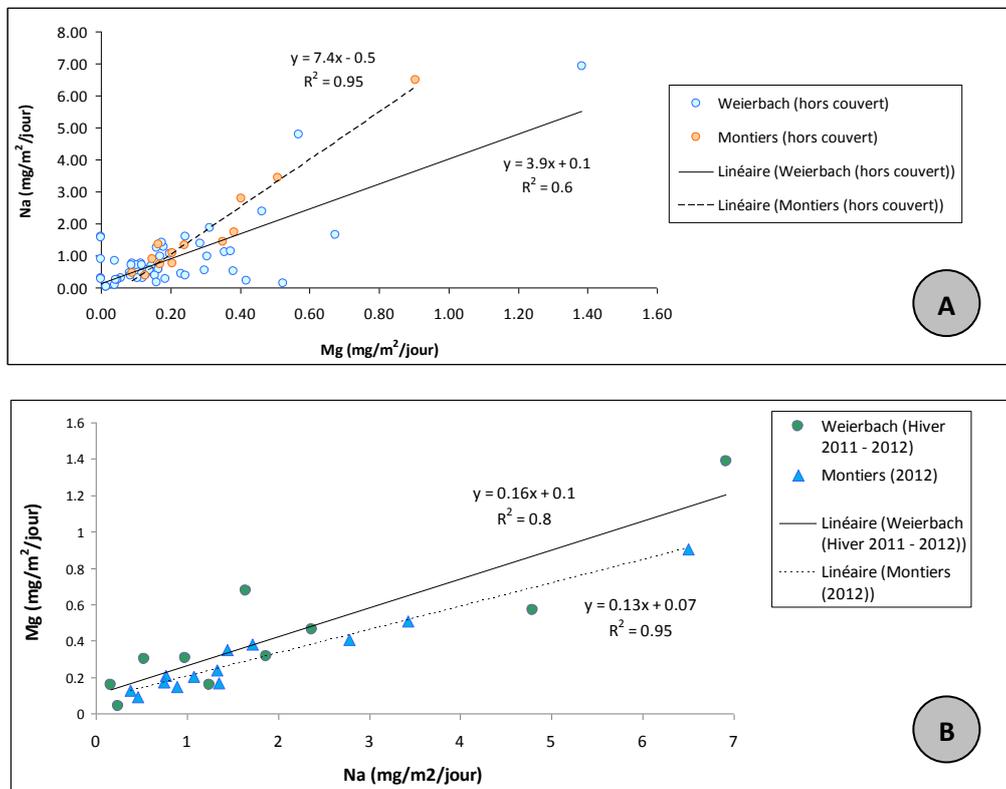


Figure 4 – Corrélation entre **A** : les flux de Na et Cl dans les dépôts humides à Montiers (Fr.) et au Weierbach (Lux.) ; et **B** : les flux de Na et Mg dans les dépôts humides à Montiers en 2012 et au Weierbach en hiver 2011-2012.

Les flux des éléments sous couvert (pluiolessivats) – Le calcul des flux de pluiolessivat net (reflétant l'effet de la canopée) au Weierbach révèle que l'augmentation des flux de Ca lors du passage des pluies à travers la phyllosphère est plus faible qu'à Montiers, tandis que l'augmentation du flux de Mn est presque 2 fois plus élevée au Weierbach que dans la station S1 (alocrisol peu acide) de Montiers (**figure 5**). Les pluiolessivats nets de K, Mg, Al et Fe diffèrent peu entre les 2 sites. Comme à Montiers, l'augmentation des flux des nutriments majeurs par l'effet canopée suit la relation suivante au Weierbach : $K > Mg > Ca$.

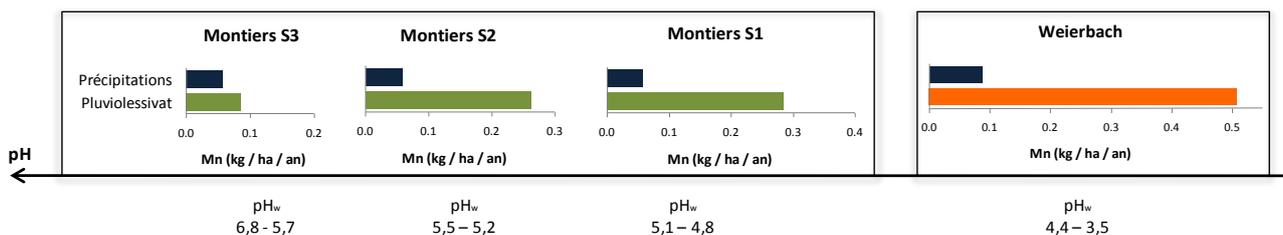


Figure 5 – Flux annuels de Mn dans les dépôts humides et les pluiolessivats à Montiers (S1 : alocrisol peu acide ; S2 : calci-brunisol ; S3 : rendisol) et au Weierbach (alocrisol très acide).

Les flux sous couvert de l'aluminium ne sont donc pas plus élevés sur le sol très acide du Weierbach que sur les sols peu acides de Montiers ; l'acidité du sol pourrait donc ne pas avoir d'influence sur le phénomène de récrétion des arbres en ce qui concerne Al. Au contraire, concernant Mn, la récrétion est plus élevée sur l'alocrisol. La tendance observée à Montiers (le pluviolessivat net de Mn augmentant avec l'acidité du sol) est donc vérifiée au Weierbach.

Une bonne corrélation entre les flux de Fe et Al dans les pluviolessivats existe au Weierbach ($R^2 = 0,7$; **figure 6**). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette corrélation. Une co-récrétion de Fe et Al pourrait avoir lieu ; cependant, la récrétion de ces 2 éléments par la canopée étant faible, voire nulle (Kopacek, 2009 ; Augustin, 2005), la corrélation pourrait plutôt résulter de la dissolution de dépôts secs contenant Fe et Al. Gandois (2010) a également observé une corrélation entre Fe et Al dans les pluviolessivats de différentes forêts françaises et a suggéré que celle-ci soit due à la haute affinité de ces 2 métaux pour la phase aromatique colloïdale du carbone organique lessivé de la canopée.

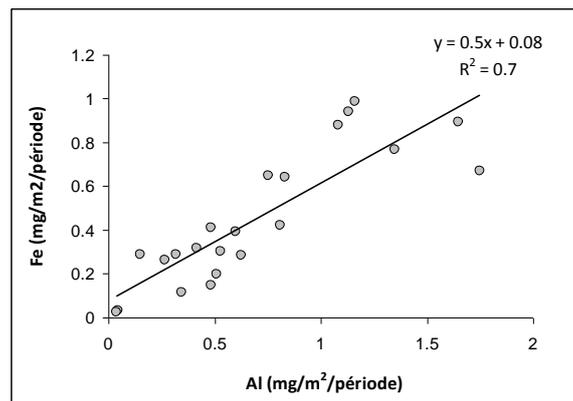


Figure 6 – Corrélation entre les flux de Fe et Al dans les pluviolessivats de la placette expérimentale du Weierbach.

Les flux sous couvert de Ca et Mg sont corrélés au Weierbach ($R^2 = 0,8$; **figure 7**) ; cette corrélation pourrait être due à une co-récrétion ou à un co-dépôt. L'absence de corrélation avec K pourrait indiquer une tendance de récrétion différente pour cet élément. Les enrichissements en K, Ca et Mg au Weierbach ne semblent pas suivre de variations saisonnières particulières (en particulier, aucun pic n'est observé lors de la période de sénescence). Dans les pluviolessivats à Montiers, les flux de K et Mg étaient corrélés ; ceci pourrait résulter du fait que la récrétion de ces deux éléments obéit à des variations saisonnières similaires (les feuilles libérant notamment beaucoup de nutriments lors de la sénescence). Le comportement légèrement différent du calcium à Montiers pourrait être dû à des apports secs particulièrement importants. Ces résultats dénoncent l'existence d'un « effet site » marqué sur l'effet de la canopée et sur le phénomène de récrétion en particulier.

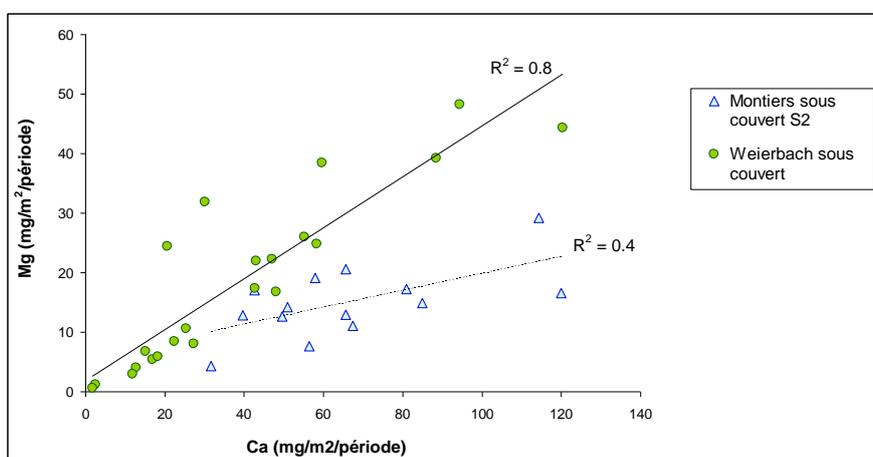


Figure 7 – Corrélation entre les flux de Ca et Mg dans les pluviolessivats à Montiers (station S2) et au Weierbach.

Les solutions liées du sol – L'analyse des teneurs en éléments dans les eaux liées du Weierbach montre des concentrations en Al très élevées par rapport aux stations de Montiers (**figure 8**). Ceci est très probablement dû à l'acidité du sol ($\text{pH}_{\text{eau liée}} < 5$) provoquant une mobilité élevée de l'aluminium. Les teneurs en Mn sont également largement supérieures à celles mesurées dans les stations de Montiers, à l'exception de la station S1 à -10 cm. Contrairement aux sols de Montiers, les teneurs en Mn sont plus élevées en profondeur (-60 cm) qu'en surface (-10 cm) au Weierbach. Cette richesse en Mn de l'alocrisol du Weierbach est en accord avec les valeurs de récréation de cet élément supérieures vis-à-vis de Montiers.

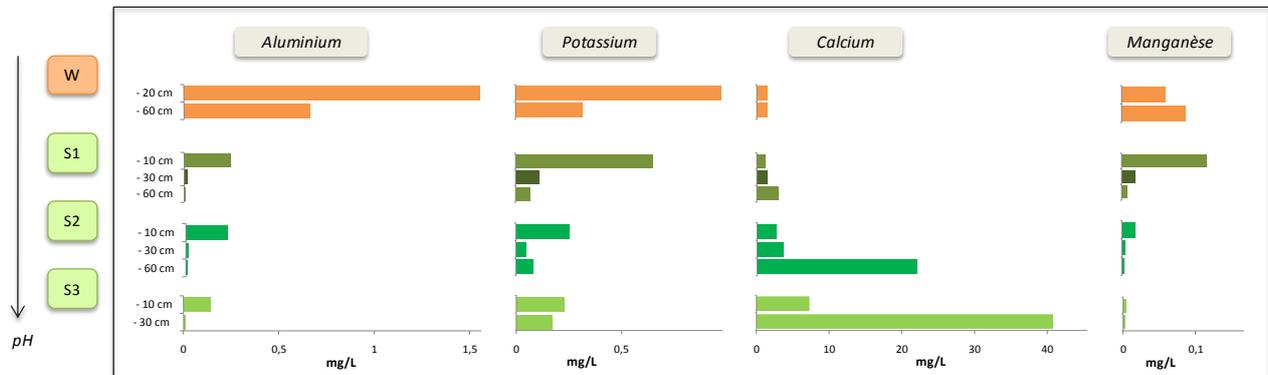


Figure 8 – Teneurs moyennes en Al, K, Ca et Mn dans les eaux liées du sol prélevées à -20 et -60 cm (au Weierbach) et à -10, -30 et -60 cm (à Montiers dans les stations S1, S2 et S3).

En ce qui concerne les nutriments, le sol du Weierbach est pauvre en Ca ; l'altération de la roche-mère schisteuse et des limons fournit cependant des quantités de K et Mg suffisantes pour que ces deux nutriments atteignent des concentrations plus élevées que dans les sols de Montiers. La hêtraie du Weierbach est donc limitée en Ca et pourrait être confrontée à des teneurs en Al supérieures au seuil de toxicité.

Conclusion :

Les premiers résultats de l'étude comparative des deux sites transfrontaliers ont montré une influence du sol limitée sur les flux des éléments hors du sol. L'effet canopée a affecté les pluies incidentes de manière différente sur les deux sites, notamment sous l'influence des dépôts secs liés à l'empreinte régionale, sans que des tendances claires puissent être établies entre Montiers et le Weierbach, excepté en ce qui concerne les flux de Mn. En effet, ceux-ci étaient d'autant plus élevés que le pH du sol était bas. Ainsi un gradient de concentration de Mn dans les pluiolessivats a été observé selon l'ordre suivant : rendisol (Montiers) < calci-brunisol (Montiers) < alocriisol (Montiers) < alocriisol humique très acide (Weierbach).

Un effet marqué du type de sol sur les teneurs en éléments des solutions liées a été mis en évidence dans les deux sites transfrontaliers. En particulier, le sol très acide du Weierbach est riche en Al et Mn, mais pauvre en Ca. Une observation intéressante était le fait que les sols riches de Montiers (du point de vue du taux de saturation) avaient des teneurs en K plus faibles que le sol sous-saturé du Weierbach. L'étude montre qu'un sol considéré comme étant riche en nutriments peut en fait être défavorisé vis-à-vis d'un nutriment essentiel.

L'une des conclusions de cette étude est que la comparaison entre les deux sites expérimentaux transfrontaliers peut être utilisée pour valider les tendances les plus marquées de l'effet du type de sol sur les solutions de l'écosystème forestier. Cependant, pour que l'étude comparative puisse être poursuivie, quelques améliorations devront être apportées au dispositif expérimental de la placette du Weierbach afin que les deux sites soient à un niveau de comparaison acceptable en ce qui concerne l'instrumentation. En priorité, le site luxembourgeois, dont le dispositif est actuellement très léger vis-à-vis du site de Montiers, pourrait nécessiter une multiplication des réplicats des différents capteurs (hors couvert, sous couvert et dans le sol) dans le but d'améliorer la représentativité des échantillons.

Tableau 2 - Flux annuels (hydriques et des éléments) calculés à partir des prélèvements réalisés au Weierbach du 15 décembre 2010 au 15 décembre 2011.

		Flux hydrique	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	TN	DOC	NH4-N	Cl	NO3-N	SO4	H ⁺
		<i>mm an⁻¹</i>	<i>kg ha⁻¹ an⁻¹</i>													
	Dépôt humide	852,05	0,03	1,64	0,02	5,00	0,63	0,09	2,71	7,58	17,18	0,17	3,76	1,69	5,15	3,21E-05
	Echange de la canopée	/	0,04	1,61	0,02	13,97	0,98	0,51	0,55	3,28	59,68	-0,03	2,12	-0,33	0,41	-2,10E-05
CBM	Dépôt sec	/		0,56		1,48	0,15		0,55							
	Récréation	/		1,05		12,49	0,86									
	Pluiolessivats	697,02	0,07	3,25	0,04	18,98	1,62	0,60	3,26	10,86	76,86	0,14	5,88	1,36	5,56	1,12E-05
	Interception	155,03														

CBM = estimations du **Canopy Budget Model**



Figure 9 – Photos du dispositif hors sol de la placette expérimentale du Weierbach : pluviomètre collectant les précipitations (A) et entonnoirs collectant les pluiolessivats (B et C).