



HAL
open science

Effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers

Gil Kirchen

► **To cite this version:**

Gil Kirchen. Effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers. Ecologie, Environnement. Université de Lorraine, 2017. Français. NNT : 2017LORR0308 . tel-01823976

HAL Id: tel-01823976

<https://theses.hal.science/tel-01823976>

Submitted on 26 Jun 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-theses-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>



Université de Lorraine
Ecole doctorale Sciences et Ingénierie Ressources Procédés Produits Environnement
(RP2E)

THESE

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du grade de
Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité : Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes

Présentée et soutenue publiquement le 18 décembre 2017 par

Gil KIRCHEN

Effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers

Directrice de thèse : Marie-Pierre TURPAULT

Composition du jury :

M. Guillaume ECHEVARRIA , Professeur, LSE, Université de Lorraine	Président
M. François COURCHESNE , Professeur titulaire, Université de Montréal, Canada	Rapporteur
M. Jean-Paul LACLAU , Chercheur, CIRAD, UMR Eco&Sols, Montpellier	Rapporteur
M. Christophe HISSLER , Chercheur, Institute of Science and Technology (LIST), Luxembourg	Examineur
Mme Sophie RIHS , Maître de conférences, EOST, Université de Strasbourg	Examineur
Mme Marie-Pierre TURPAULT , Directrice de recherche, BEF INRA Grand Est-Nancy	Directrice de thèse
M. Paul-Olivier REDON , Chargé d'affaire, Andra	Invité



Effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers

Etude de la hêtraie du site de Montiers (Meuse, France)



Doctorant :

GIL KIRCHEN

Début de thèse : Décembre 2013

Directrice de thèse : Marie-Pierre TURPAULT

Correspondants ANDRA : Yves THIRY, Paul-Olivier REDON

**For those who have eyes to see and ears to hear,
the forest is at once a laboratory, a club and a temple.**

Lord Baden-Powell

La pensée humaine ne peut dessiner une carte précise de tout l'univers.

Elle ne peut se proposer comme but les rives lointaines et mythiques du royaume d'Utopie.

Mais elle peut, comme les navigateurs antiques, en se servant des connaissances acquises par les ancêtres tant sur les constellations immuables que sur les tempêtes capricieuses, en complétant cette sagesse ancestrale par l'expérience, en observant les étoiles, les marées et les vents, aller bravement de naufrage en naufrage et d'archipel en archipel.

Cela suffit, et le prudent Ulysse n'en demandait pas plus aux dieux.

André Maurois



Résumé

Cette thèse porte sur l'impact du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique d'un écosystème forestier typique d'Europe centrale et occidentale. Pour cette étude, un dispositif expérimental a été mis en place par l'INRA et l'ANDRA au sein d'une hêtraie (*Fagus sylvatica*) dans la forêt de Montiers-sur-Saulx (Meuse, France) afin de suivre les cycles biogéochimiques entre les différents compartiments de l'écosystème (l'atmosphère, la canopée, la litière et le sol). L'intérêt particulier du site expérimental de Montiers vient du contraste important entre les types de sols pour un même peuplement : rendisol, calci-brunisol et alocriisol/brunisol. Pour la première fois, les stocks et les flux de l'eau et des éléments ont été mesurés et comparés *in situ* et sur le long terme (entre janvier 2012 et décembre 2015) sur des sols forestiers différents, toutes les autres conditions du site égales par ailleurs (climat, apports atmosphériques, âge et structure du peuplement). Les stocks totaux et échangeables dans le sol et les stocks dans les différents compartiments de la biomasse végétale (branches, tronc, racines grosses et fines) ont été déterminés par le biais d'analyses chimiques et de modélisations. Les flux élémentaires ont été calculés à partir des prélèvements mensuels des solutions de l'écosystème (dépôt atmosphérique, pluviollessivat, écoulement de tronc, solutions libres et liées du sol) et des chutes de litière. Le modèle hydrique BILJOU© a été utilisé pour estimer les composantes du bilan hydrique de l'écosystème.

Les résultats montrent que la réserve utile du sol, les stocks des éléments dans le sol, les compositions chimiques des solutions du sol, la stratégie de colonisation racinaire et la production de biomasse pérenne diffèrent fortement en fonction du type de sol. Contrairement à ce que l'on pouvait supposer compte tenu des différences marquées entre les signatures chimiques des solutions des trois sols, les compositions foliaires du peuplement et les flux des éléments hors sol en solution (échange de la canopée, apport au sol) et sous forme solide (chute de litière) ne diffèrent pas ou peu entre les trois stations expérimentales pour la majorité des éléments. La part biologique des cycles minéraux est globalement prédominante et le renouvellement des racines fines représente un flux de recyclage généralement supérieur à la chute de litière aérienne. Nous montrons également que la quantité d'eau transpirée par la canopée, directement liée à la taille de la réserve utile du sol, est le facteur de contrôle principal de la productivité du peuplement à l'échelle annuelle. Des processus d'adaptation du peuplement aux conditions physico-chimiques du sol semblent réduire, voire compenser entièrement, les facteurs secondaires de contrôle de la productivité du peuplement (notamment la disponibilité des nutriments dans le sol). Ainsi un enjeu significatif pour les gestionnaires forestiers pourrait être l'adaptation des pratiques sylvicoles à des parcelles de gestion davantage basées sur les propriétés physiques des sols, et en particulier les profondeurs d'apparition de la roche-mère et de colonisation racinaire.

Mots-clés :

Cycles biogéochimiques, écosystème forestier, effet du type de sol, bilan hydrique, flux minéraux, hêtre

Abstract

This thesis deals with the impact of soil type on the biogeochemical functioning of a typical forest ecosystem of Central and Western Europe. For this study, a strongly instrumented experimental site was implemented in a beech stand (*Fagus sylvatica*) within the state forest of Montiers-sur-Saulx (Meuse, France), in order to monitor the biogeochemical cycling between the different compartments of the ecosystem (the atmosphere, the canopy, the forest floor and the soil). The particular value of the Montiers experimental site resides in the strong contrast between soil types under the same beech stand: Rendzic Leptosol, Eutric Cambisol and Dystric Cambisol. For the first time, stocks and fluxes of water and elements were measured and compared *in situ* and over the long term (from January 2012 to December 2015) on different forest soil types, all other site conditions being equal (climate, atmospheric inputs, stand age and structure). Total and exchangeable pools in the soil and stocks in the different compartments of the vegetation (branches, trunk, fine and coarse roots) were determined via chemical analysis and modelisation. Fluxes of elements were calculated from monthly sampling of the ecosystem's solutions (atmospheric deposition, throughfall, stemflow, gravitational and bound soil solutions) and of litter fall. The water balance model BILJOU© was used to estimate the different components of the water budget.

The results show that the soil water holding capacity, the stocks of elements in the soil, the chemical composition of soil solutions, the rooting strategy and the perennial biomass production differ strongly between soil types. Contrary to what might have been expected in regard to the marked differences between the chemical signatures of the soils solutions in the three soils, the foliar elemental composition of the beech stand and the aboveground fluxes of elements in solution (canopy exchange, stand deposition) and in solid state (litter fall) do not differ significantly between the three experimental stations for the majority of the studied elements. The biological part of the mineral cycles is overall predominant and the recycling through fine roots turnover is generally higher than litter fall. We also show that the quantity of water transpired by the forest canopy, directly linked to the soil water holding capacity, is the primary control factor of the annual stand productivity. Stand adaptation mechanisms to physico-chemical soil properties seemed to reduce, or even entirely compensate for, secondary factors controlling the stand productivity (in particular nutrient availability in the soil). Thus a significant issue for forest managers might be to further adapt forestry practices to management units based on soil physical properties, especially depth to the bedrock and rooting depth.

Keywords :

Biogeochemical cycles, forest ecosystem, soil type effect, water balance, mineral fluxes, beech

Glossaire des abréviations

Général :

INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
BEF	Unité de Recherche <i>Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers</i>
ANDRA	Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs
S1	Station expérimentale S1 de Montiers (sur alocrisol/brunisol)
S2	Station expérimentale S2 de Montiers (sur calci-brunisol)
S3	Station expérimentale S3 de Montiers (sur rendisol)
HC	Hors couvert (au-dessus de la canopée)
SC	Sous couvert (sous la canopée)

Termes du bilan :

P	Pluviométrie (incident precipitation)
BD	Apports atmosphériques en solution (bulk deposition)
WD	Dépôt humide (wet deposition)
DD	Dépôt sec (dry deposition / interception deposition)
PD	Dépôt particulaire (particulate deposition / dust deposition)
TAD	Apports atmosphériques totaux (total atmospheric deposition) <i>= dépôts humides + dépôts particulaires</i>
SD	Apport au sol (stand deposition)
NSD	Apport au sol net (net stand deposition)
TF	Pluiolessivat (throughfall)
SF	Ecoulement le long des troncs des arbres (stemflow)

D	Drainage dans le sol
U	Prélèvement racinaire (root uptake)
I	Interception du couvert végétal (rainfall interception)
T	Transpiration du couvert végétal (canopy transp. / trees transp.)
ET	Evapotranspiration (ETP = évapotranspiration potentielle)
ET_s	Evapotranspiration du sous-étage
W	Altération des minéraux du sol (weathering)
LF	Chute de litière (litter fall / leaf fall)
R	Rémanents (residues)
E	Exportation de biomasse
I_{AB}	Immobilisation aérienne (aboveground biomass immobilisation)
I_{CR}	Immobilisation dans les grosses racines (coarse roots immobilisation)
T_{FR}	Renouvellement des racines fines (fine roots turnover)
M	Minéralisation de la matière organique
<i>Echange de la canopée :</i>	
CE	Echange de la canopée (canopy exchange)
	<i>Autre abréviation utilisée : EC</i>
CL	Récrétion foliaire (canopy leaching)
CU	Assimilation (canopy uptake)
CBM	Canopy Budget Model (modèle de l'échange de la canopée)
f_e	Facteur d'enrichissement (enrichment factor)
<i>Stocks :</i>	
aB	Biomasse aérienne (aboveground biomass)

fR	Racines fines (fine roots)
cR	Grosses racines (coarse roots)
tR	Stock racinaire total
H	Couche humus (Humus stock)
TS	Sol total (total soil)
EP	Pool échangeable (exchangeable pool)
<i>Eau du sol :</i>	
SWHC	Réserve utile (RU) en eau du sol (soil water holding capacity)
Θ_{WP}	Point de flétrissement (soil water content at the wilting point)
Θ_{Fc}	Capacité au champ (soil water content at field capacity)
EW	Eau extractible (extractable soil water) = lame d'eau présente dans le sol à un moment donné
MEW	Eau extractible maximale
REW	Eau extractible relative
I_s	Indice de stress hydrique (water stress index)
SWD	Déficit hydrique du sol (soil water deficit)
<i>Autres :</i>	
LAI	Indice de surface foliaire (leaf area index)
CEC	Capacité d'échange cationique du sol
c_v	Coefficient de variation (écart-type relatif)

Table des matières

Remerciements	9
1. Introduction générale.....	13
1.1. Contexte	15
1.2. Etat de l'art.....	17
1.2.1. Les cycles biogéochimiques en milieu forestier	17
1.2.2. La place du sol au sein des cycles biogéochimiques forestiers	22
1.3. Hypothèses et objectifs	24
1.3.1. Hypothèses.....	24
1.3.2. Objectifs.....	26
1.3.3. Choix du site d'étude selon les objectifs fixés.....	27
1.3.4. Structure de la thèse	27
2. Matériels et méthodes	31
2.1. Le site expérimental de Montiers	31
2.1.1. Description générale	31
2.1.2. Dispositif de collecte	37
2.1.3. Echantillonnage et observations sur le terrain	45
2.2. Méthodes d'analyse des échantillons	51
2.2.1. Analyse des solutions	51
2.2.2. Analyse des végétaux (feuilles fraîches et litières).....	51
2.2.3. Analyse des échantillons de sol.....	52
2.3. Calculs et modèles.....	53
2.3.1. Calcul des flux en solution	53
2.3.2. Statistiques	54
2.3.3. Modèles.....	55
2.3.4. Biomasse et minéralomasse du peuplement.....	66
3. Caractérisation des sols et du peuplement de Montiers	70
3.1. Caractérisation physique des sols de Montiers.....	70
3.2. Caractérisation chimique des sols de Montiers	77
3.2.1. Chimie totale des sols de Montiers	77
3.2.2. Eléments échangeables	79
3.2.3. Minéralogie qualitative – Observations au MEB.....	81
3.3. Caractérisation du peuplement de Montiers	83
3.3.1. Croissance du peuplement.....	83

3.3.2.	Minéralomasse du peuplement	84
3.3.3.	Description du système racinaire	86
4.	Bilan hydrique dans les trois stations de Montiers	90
4.1.	Flux hydriques hors sol	90
4.1.1.	Précipitations et pluviolessivats	90
4.1.2.	Variabilité sous couvert	93
4.1.3.	Ecoulements de tronc	94
4.1.4.	Discussion : Bilan hydrique hors sol	96
4.2.	Les volumes d'eau collectés par les lysimètres de Montiers	97
4.2.1.	Eaux libres	97
4.2.2.	Eaux liées	100
4.2.3.	Discussion : Estimation des flux hydriques dans la litière et dans le sol	102
4.3.	Modélisation des flux hydriques dans l'écosystème (BILJOU)	104
4.4.	Validation des flux de drainage dans le sol	108
4.5.	Résumé : Bilan hydrique à l'échelle de la station expérimentale	110
4.6.	Article I: La variabilité locale du type de sol contrôle le budget hydrique et la productivité du peuplement dans une hêtraie	112
5.	Bilan de l'écosystème hors sol	150
5.1.	Les flux d'éléments hors sol	150
5.1.1.	Les concentrations en éléments dans les solutions récoltées hors sol	150
5.1.2.	Les flux des éléments hors sol	154
5.2.	Article II : Influence de la canopée sur les cycles biogéochimiques dans un écosystème forestier développé sur différents types de sols	172
5.3.	Discussions sur les flux des éléments hors couvert	205
5.3.1.	Les contributions marine, terrestre et anthropique aux apports atmosphériques	205
5.3.2.	L'effet canopée et les flux sous couvert	206
5.3.3.	L'empreinte de la nature du sol sur les flux hors sol	208
6.	Chimie des solutions du sol	211
6.1.	Le pH et les concentrations en éléments des solutions de sol	211
6.1.1.	Le pH des solutions dans la litière et le sol	211
6.1.2.	Les concentrations en éléments dans les eaux liées et gravitaires	212
6.1.3.	Discussion : Chimie des solutions du sol	219
6.2.	Les flux annuels de drainage des éléments	222
6.2.1.	Bilan litière	222
6.2.2.	Flux de drainage des éléments dans le profil de sol	224

6.3.	Article III : Les solutions du sol : Bilan entrées – sorties des éléments le long du profil de sol dans différents types de sols forestiers	228
7.	Bilan du cycle global	260
7.1.	Introduction.....	260
7.2.	Matériel et méthodes.....	261
7.2.1.	Calcul des stocks des éléments	261
7.2.2.	Calcul des flux annuels des éléments.....	263
7.3.	Résultats	266
7.3.1.	Stocks en éléments.....	266
7.3.2.	Flux annuels des éléments	269
7.4.	Comparaison des stocks et des flux pour les différents éléments.....	284
7.4.1.	Comparaison des stocks dans les sols et les peuplements	284
7.4.2.	Distribution des stocks des éléments dans l'arbre.....	286
7.4.3.	Cycle biologique : prélèvement, immobilisation et retour au sol	286
7.4.4.	Humus.....	288
7.4.5.	Comparaison entre le cycle géochimique et le cycle biologique	289
7.5.	Synthèse finale des cycles biogéochimiques de Montiers	300
8.	Discussion générale: L'empreinte du type de sol sur les cycles biogéochimiques du site de Montiers.....	306
8.1.	Rappel des objectifs	306
8.2.	Synthèse et discussion des principaux résultats de la thèse.....	307
8.2.1.	Quelles sont les principales différences entre les caractéristiques physiques des sols étudiés, et en particulier la profondeur du système sol ?	307
8.2.2.	Quel est l'impact du type de sol sur le bilan hydrique ?	309
8.2.3.	Quel est le rôle de la taille du système sol (et en particulier de la réserve utile) dans la productivité du peuplement ?.....	310
8.2.4.	Comment le prélèvement racinaire diffère-t-il en fonction du type de sol (notamment en période de sécheresse) ?.....	312
8.2.5.	Quel est l'impact du type de sol sur les solutions du sol le long du profil ?	314
8.2.6.	L'influence du type de sol s'étend-t-il aux flux des éléments dans l'écosystème hors sol ?	316
8.2.7.	Effet du type de sol sur les cycles complets et le bilan entrée-sortie	317
9.	Conclusion et perspectives.....	319
10.	Bibliographie.....	322
11.	Liste chronologique des figures, des tableaux et des photographies	348

Remerciements

Ces années que j'ai vécues en tant que doctorant au sein de l'équipe BEF à Champenoux ont été intenses, souvent productives, parfois difficiles, toujours enrichissantes.

Cette thèse a été un sentier long et escarpé, jonché d'espoirs et de désillusions passagères. La progression du voyage sur ce sentier a vu des idées germer, se développer, s'épanouir, fructifier et parfois drageonner en tous sens. Ces idées ne sont pas uniquement le fruit de réflexions solitaires. Il a aussi fallu un environnement propice, un terreau fertile, des affluents variés et des remous bénéfiques provoqués par la contribution heureuse de nombreuses personnes.

En premier lieu, je veux remercier **Marie-Pierre Turpault**, l'initiatrice de ce travail de recherche et mon encadrante durant toute mon aventure doctorale. Merci de m'avoir accordé votre confiance et votre appui toujours bienveillant. A vos côtés, j'ai beaucoup appris sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers et sur les problématiques subtiles associées à l'étude des cycles biogéochimiques. Votre regard critique et vos nombreux conseils sur la façon d'aborder le sujet m'ont permis d'avancer sereinement. Je vous remercie de m'avoir soutenu tout au long de ma progression sur ce sentier et d'avoir mis fin à mes errances quand il le fallait. J'estime énormément votre engagement et vos qualités en tant que scientifique et en tant qu'encadrante. A aucun moment vous ne m'avez laissé tomber, vous avez toujours été d'une grande bienveillance. Je vous suis éternellement reconnaissant, aucun mot ne peut décrire toute la gratitude que j'éprouve à votre égard.

L'encadrement distant mais bienveillant de **Yves Thiry** m'a également porté et rassuré. Merci !

Je dis un grand merci à **Christophe Calvaruso** pour m'avoir épaulé toutes ces années. Merci pour tous les bons moments passés ensemble, ton aide au bureau, les défis sportifs et ton amitié précieuse. Ton énergie saine et positive, ta chaleur, ton ouverture d'esprit et ton humour ont toujours été au rendez-vous. Tu as été un pilier dans mon aventure.

Philippe Santenoise, Mélanie Court, Jérémie Bel et Julien Sainte-Marie, je souhaite vous remercier tout particulièrement pour votre amitié. Vous avez été, et êtes toujours, des personnes très importantes dans ma vie.

Philippe, je suis heureux de te connaître. Je n'aurais pas pu avoir un meilleur voisin de bureau !

Mélanie, ton amitié, ta présence et ton soutien sont essentiels, tu es une belle personne.

Jérémie, ta barbe sacrée m'a certainement porté chance. Du bass dee Beschten !

Julien, ton humour, ta joie de vivre et ton intelligence m'ont toujours inspiré.

Je pense particulièrement aux doctorants et post-doctorants avec lesquels j'ai fait un plus ou moins long bout de chemin :

Emila Akroume, tu as été une voisine de bureau et une amie très chère à mes yeux,

Célia Krieger, merci pour ton caractère pétillant et pour nos nombreux échanges,

Nicolas Bilot, merci pour ton énergie communicative et ta générosité,

Félix Brédoire, merci pour ta gentillesse et ton humilité,

et aussi : **Philippe Roux** (souvenirs de Tokyo !), **Jean-Christophe Viennet**, **Léa Bedel**, **Jade Salelles**,

Emeline Lequy, **Julie Pupier**.

Je ne peux pas t'oublier, **Marie-Clotilde Maintenant**, merci pour ton énergie positive, ta bonne humeur éternelle et nos courses sur les sentiers de Champenoux !

Serge Didier, Carine Cochet et Claire Pantigny, vous avez un rôle important dans cette aventure : sans votre engagement sur le site de Montiers, l'accomplissement de ce travail n'aurait pas été possible. Nous avons vécu des campagnes de prélèvement inoubliables, parfois rudes (surtout en conditions hivernales !), mais toujours agréables grâce à votre compagnie.

Carine, merci pour ta gentillesse sans failles et ta présence discrètement essentielle sur toute la durée de mon cheminement de thèse. Tu es le pivot de cette aventure.

Serge, tu as été un guide. J'admire ton efficacité et ton approche de la vie et du travail.

Jérôme Demaison, tu es l'une des plus belles rencontres de mon aventure. Tu es une grande inspiration à mes yeux, ton énergie vitale, ta gentillesse et ton érudition pratique sont immenses. Je ne te remercierai jamais assez pour les moments de création partagés dans ton studio magique.

Grégory van der Heijden, merci pour ton soutien, nos discussions fructueuses et tes nombreuses suggestions judicieuses. Merci aussi pour tes ondes positives et ta veine artistique que j'admire particulièrement !

Maximilien Beuret, nous avons longtemps été acolytes de bureau, tu as marqué mon aventure et je te remercie pour ta camaraderie et ton engagement sur le site de Montiers.

Un immense merci tous mes autres chers collègues de l'unité BEF ! L'environnement propice au bon déroulement de cette thèse, c'est eux :

Bernd Zeller, Pascal Bonnaud, Séverine Bienaimé, Delphine Derrien, Nathalie Schvester, Isabelle Martin, Louisette Gelhaye, Arnaud Legout, Joseph Michel, Gilles Nourrisson, Karna Hansson, Benoît Pollier, Jacques Ranger, Julien Santenoise, Frederic Darboux, Marie-Christine Gehin, Brice Carnet, Robin Davesne, Stéphane Uroz.

Merci également ...

... à **Pierre-Olivier Redon** pour ton aide, ton implication et ta sympathie.

... à **André Granier**, pour ton investissement, ta disponibilité et nos nombreuses discussions intéressantes et fructueuses sur le fonctionnement hydrique des sols forestiers qui ont rendu l'écriture de l'Article I possible.

... à **Nathalie Bréda et Joseph Levillain** pour votre aide capitale sur les questions concernant l'étude du bilan hydrique dans l'écosystème forestier.

Un petit (mais important) ajout de dernière minute : Merci **Marie Dincher** pour ton aide précieuse sur les derniers chapitres, ton efficacité a permis d'améliorer ce manuscrit ! Tu reprends le flambeau, je te souhaite beaucoup de bonheur sur ton parcours de thèse.

Pour garder le cap sur le sentier de la thèse, les bons moments de détente occasionnels sont essentiels. Je n'oublierai pas les parties de ping-pong endiablées dans le sous-sol du laboratoire (merci Jérémie, Christophe, Maximilien, Julien, Philippe et Marie-Clothilde), les joggings revigorants (merci Christophe, Jérémie, Marie-Clothilde, Julien, Maximilien et Alwin), les séances musicales un peu chaotiques mais très inspirantes (merci Jérémie et Robin), nos parties de Mōlkky et nos sorties cinéma entre collègues... et les soirées BEF-LIF au Médiéval gravées à jamais dans ma mémoire!

Les rencontres sur le site de l'INRA de Champenoux ont été nombreuses, je suis particulièrement reconnaissant pour certaines d'entre elles :

... *Cyrille Rathgeber,*
... *François Gérémia,*
... *Félix Hartmann,*
... *Rosmery Robles,*
... *Alwin Naiken,*
... *Jana Dlouha,*
... *Daphné Asse,*
... *Vivien Bonnesoeur,*

... et tout le personnel du site de l'INRA Champenoux, toujours aimable!

Merci à **Laurent Saint-André** de m'avoir accueilli au sein de l'équipe BEF. Nos échanges ont été rares, mais j'ai toujours estimé ton travail et ton autorité bienveillante.

Le couloir du BEF a été un cadre de vie particulièrement agréable. Le site INRA de Champenoux est un lieu de travail charmant, les chants des oiseaux bercent les réflexions scientifiques et la quiétude naturelle des champs et des sentiers forestiers environnants apaise les esprits. J'ai aimé travailler quotidiennement dans ce cadre idéal.

Je remercie chaleureusement les membres du Jury d'avoir accepté d'évaluer ma thèse. J'apprécie l'intérêt qu'ils témoignent ainsi à notre travail de recherche.

Last but not least, je remercie mes parents, mes frères et Anne qui m'ont toujours soutenu dans mes choix, m'ont supporté quand le moral était bas et ont fait tout ce qu'ils pouvaient pour me faciliter les choses.

Chapitre 1

Introduction et objectifs

1. Introduction générale

Le sol forestier se situe au carrefour des flux des éléments circulant au sein de l'écosystème forestier. En tant que réservoir principal de l'eau et des nutriments minéraux pour le peuplement, il semble évident que le sol joue un rôle majeur dans le fonctionnement biogéochimique et le développement des écosystèmes forestiers. Or ce rôle devrait dépendre des propriétés physico-chimiques du sol (e.g. stocks en éléments, taux de matière organique, acidité, texture, structure, réserve utile, ...), lesquelles peuvent varier fortement à l'échelle régionale en fonction de l'hétérogénéité de la couverture pédologique.

La répartition générale des types de sols dominants en France, dont la grande variété est principalement liée à la diversité géologique et climatique du territoire, a été cartographiée dans le passé (Figure 1) et les caractéristiques des principaux sols forestiers sont connues (Duchaufour, 1984). Selon le rapport sur l'état des sols de France (GIS Sol, 2011), près de la moitié des sols forestiers français sont des sols brunifiés, lesquels représentent le type de sol le plus fréquemment rencontré dans les régions tempérées ; ils sont largement majoritaires dans les grandes régions des Vosges, du Massif central, des Pyrénées et de la Corse. Un tiers de la forêt française se situe sur des roches calcaires où se développent des sols carbonatés ; les sédiments calcaires sont situés essentiellement dans le Jura, l'est du Bassin parisien, les Causses et le sud-ouest des Alpes. Les sols hydromorphes se retrouvent dans les vallées, mais aussi sur certains plateaux (notamment le plateau lorrain), tandis que les sols podzolisés se situent typiquement sur les substrats sableux ou limoneux les plus acides (par exemple dans les Landes de Gascogne, en Sologne et dans les Vosges gréseuses).

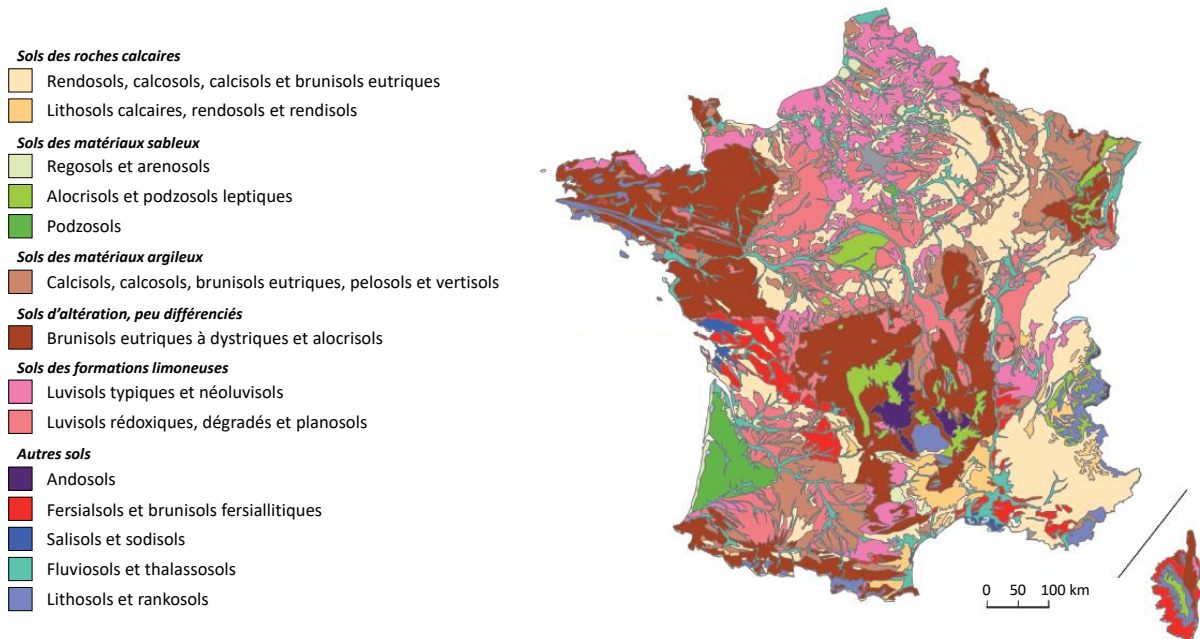


Figure 1 – Carte des sols dominants de France métropolitaine (source : INRA, base de données géographique des sols de France à 1/1 000 000, 1998 ; dans le « Rapport sur l'état des sols de France » - GIS Sol, 2011).

Les caractéristiques physiques et chimiques différenciant les types de sols sont nombreuses et peuvent impacter le fonctionnement des écosystèmes terrestres. En effet, pour sa croissance l'arbre a essentiellement besoin, en plus de lumière et de chaleur, d'eau, d'air et de substances minérales. L'abondance des éléments minéraux nutritifs mis à sa disposition est essentiellement fonction des propriétés chimiques des sols et l'eau utilisable est également puisée dans le sol. Si l'arbre trouve dans l'atmosphère l'oxygène nécessaire à la respiration des organes aériens et le gaz carbonique indispensable à l'activité chlorophyllienne, les racines ont également des fonctions respiratoires, favorisées par l'aération du sol. Concernant les nutriments et l'eau, l'alimentation des arbres dépend non seulement de la teneur du sol en substances utiles, mais également du volume prospecté par les racines, lequel dépend notamment des propriétés physiques du sol. Cependant, si l'influence relative de certaines propriétés du sol sur le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème forestier est connue, il est difficile de cerner la contribution réelle du type de sol au sein de ce système complexe d'interactions entre l'atmosphère, le peuplement forestier et le compartiment géologique.

Ainsi, afin de mieux comprendre l'influence du sol sur la circulation de l'eau et des éléments dans l'écosystème forestier, un dispositif expérimental fortement instrumenté a été mis en place par l'INRA et l'ANDRA au sein d'une hêtraie¹ dans la forêt de Montiers-sur-Saulx (département de la Meuse, France). L'intérêt de ce site expérimental (lequel fait partie du réseau SOERE F-ORE-T²) vient de la gamme de sols qu'il présente pour un même peuplement : rendisol, calci-brunisol et alocriisol/brunisol. Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse a pour objectif de déterminer et de comparer les cycles des éléments majeurs et de l'eau sur ces sols contrastés, en vue de déterminer l'effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème forestier.

Les questions qui ont été posées sont les suivantes :

- A quel(s) niveau(x) de l'écosystème forestier les composantes des cycles de l'eau et des éléments diffèrent-elles qualitativement et / ou quantitativement en fonction du type de sol ?
- Quels sont les principaux mécanismes responsables de ces différences ?
- Quelles sont les conséquences de l'« effet sol » sur le bilan annuel de l'eau et des éléments à l'échelle du peuplement forestier ?



Figure 2 – Horizon de surface d'un sol forestier (Montiers-sur-Saulx, France)

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).

² SOERE : Système d'Observation et d'Expérimentation au long terme pour la Recherche en Environnement / F-ORE-ET : Réseau français de référence dans le domaine de l'analyse des cycles de l'eau et des éléments minéraux en forêt (regroupant 15 sites ateliers)

1.1. Contexte

La connaissance de l'effet du type de sol sur les cycles biogéochimiques au sein des écosystèmes forestiers est d'importance pour la gestion forestière, compte tenu des exigences environnementales actuelles :

- l'exploitation du bois / la préservation des forêts françaises ;
- la production d'eau potable / la préservation de la qualité des eaux ;
- le souci de maintien de la qualité des sols et de la biodiversité ;
- l'anticipation au changement climatique.

Les forêts en France métropolitaine recouvrent environ 30 % du pays (16.5 millions d'hectares en 2014 selon l'Inventaire Forestier National ; Figure 3) 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 écosystèmes forestiers sont soumis à de fortes pressions de production, induites notamment par l'augmentation de la récolte des rémanents³. Or les forêts sont souvent allouées à des sols acides à faibles taux d'altération, sur lesquels la croissance des peuplements sur le long terme peut devenir fortement dépendante de l'équilibre du bilan entrées-sorties des éléments nutritifs. L'acidification des sols et les dépérissements forestiers observés en Amérique du Nord et en Europe durant les années 1980 suite à l'augmentation des dépôts atmosphériques en oxydes d'azote et de soufre (liée à la pollution anthropique) ont mis en évidence la vulnérabilité des écosystèmes forestiers sur sols pauvres (Binkley, 1992). L'intensification des pratiques sylvicoles tels que le raccourcissement des cycles de production et l'exportation accrue de biomasse lors des coupes risque ainsi d'impacter la fertilité minérale de ces écosystèmes fragiles.

A ces contraintes nutritionnelles et sylvicoles s'ajoute une contrainte climatique, compte tenu de l'élévation de la température moyenne de l'atmosphère terrestre au cours des dernières décennies et des changements de régimes de précipitations (IPCC 2014). Ce changement climatique à l'échelle mondiale affecte les écosystèmes forestiers, notamment par le biais d'une modification de la durée des saisons de végétation et d'une accentuation des déficits hydriques en été.

Une sylviculture durable doit donc permettre de répondre à l'augmentation de la demande en bois tout en assurant la pérennité de l'écosystème forestier et de son fonctionnement dans un contexte de changement climatique. Dans cette optique, il est nécessaire de comprendre les rôles des différents compartiments de l'écosystème forestier et de quantifier les processus qui régissent les transferts des éléments nutritifs entre ceux-ci 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 nutritif (eau, nutriments) pour les arbres. La recherche en science forestière a souligné la nécessité de comprendre les interactions entre les peuplements et les sols forestiers comme prérequis pour la définition d'une sylviculture durable (Mahendrappa et al., 1986 ; Nambiar, 1996).

³ On appelle rémanents les morceaux de bois qui restent au sol après l'exploitation d'une parcelle forestière. La problématique réside dans l'utilisation potentielle de ces bois : peut-on en faire du bois énergie ou bien doivent-ils rester en forêt pour que leurs éléments nutritifs soient restitués au sol?

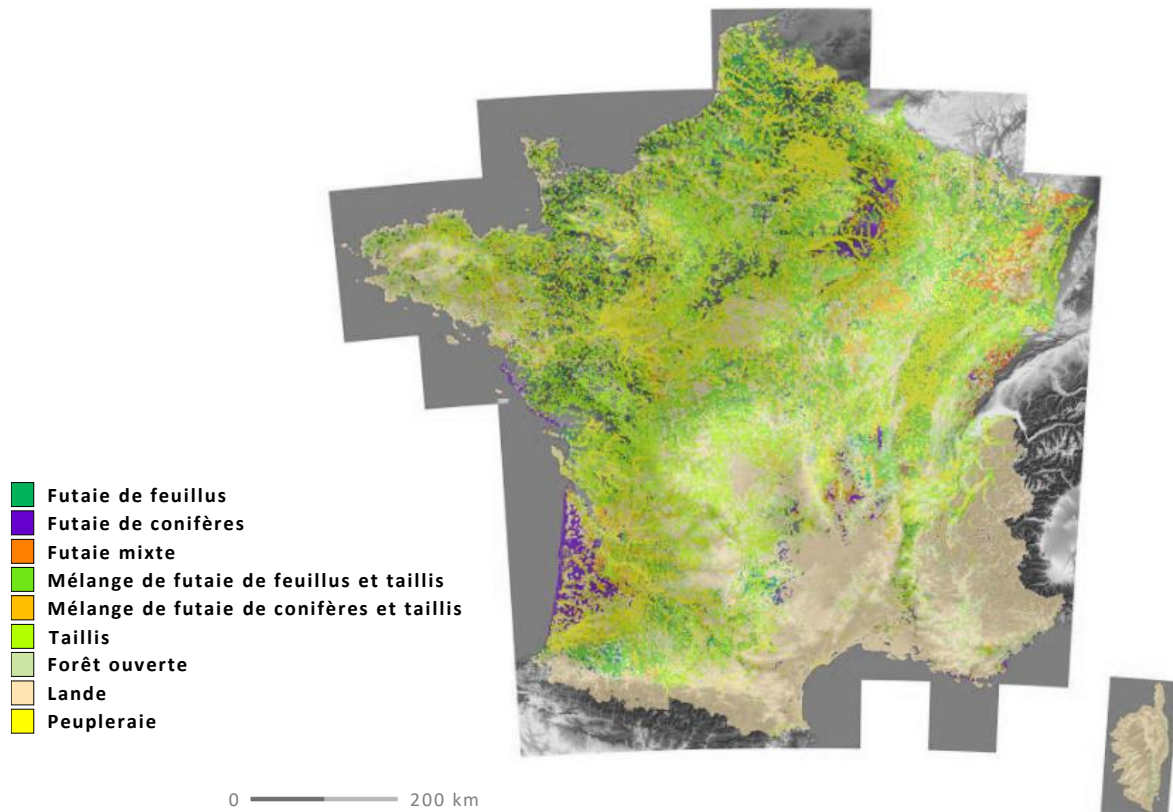


Figure 3 – Carte des formations végétales sur le territoire de la France réalisée entre 1987 et 2004 par l'institut national de l'information géographique et forestière (issue de Géoportail - <https://www.geoportail.gouv.fr/>).

Parallèlement à ce contexte sur la durabilité générale des écosystèmes forestiers, des pressions locales liées à des activités industrielles particulières peuvent s'exercer et / ou des intérêts locaux peuvent émerger. C'est le cas de l'Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs (ANDRA) qui a le projet de créer un centre industriel de stockage géologique pour les déchets radioactifs (CIGEO) dans la commune de Bure (Meuse, France). Dans ce contexte, l'ANDRA a eu le souhait de développer des études sur l'environnement et d'entretenir un partenariat avec l'INRA portant notamment sur le développement d'outils d'étude de la biogéochimie des écosystèmes forestiers, lesquels représentent environ 35 % du territoire de l'*Observatoire Pérenne de l'Environnement*⁴ (OPE). L'étude de cette thèse s'inscrit également dans le cadre des objectifs de l'OPE qui sont de décrire, suivre et comprendre le fonctionnement actuel des écosystèmes (et en particulier des cycles biogéochimiques) afin de permettre la modélisation et l'anticipation de l'influence des activités des installations de stockage ANDRA sur l'environnement. Les données acquises lors de cette thèse sont indispensables pour l'établissement des cycles biogéochimiques complets au sein des écosystèmes forestiers sur les sols très contrastés de l'OPE.

⁴ L'Observatoire pérenne de l'environnement (OPE) a été mis en place par l'ANDRA dès 2007, avec pour objectif de faire un état initial de l'environnement actuel du futur stockage de déchets radioactifs. Le territoire étudié par l'OPE couvre une surface de 900 km² autour de la zone de stockage envisagée, où plusieurs écosystèmes et bassins versants sont représentés. Au sein de cette zone, des études plus détaillées sont menées sur un secteur de référence d'environ 240 km², avec un champ d'action large couvrant l'étude simultanée des compartiments physiques et biologiques de l'environnement.

1.2. Etat de l'art

1.2.1. 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 (sous-cycles internes biologique et biochimique) et les échanges aux limites de l'écosystème (sous-cycle géochimique).

La production et la pérennité de la plupart des forêts reposent sur l'existence d'un cycle biogéochimique qui optimise la disponibilité naturelle des éléments nutritifs pour produire la biomasse végétale. L'équilibre de l'écosystème se traduit à moyen et à long terme par l'équilibre du bilan entrées-sorties des éléments assimilables (Marques, 1996), dont la durée dépend 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 associés au caractère pérenne des conditions environnementales, telles la fertilité du sol et la qualité des eaux superficielles ou la biodiversité.

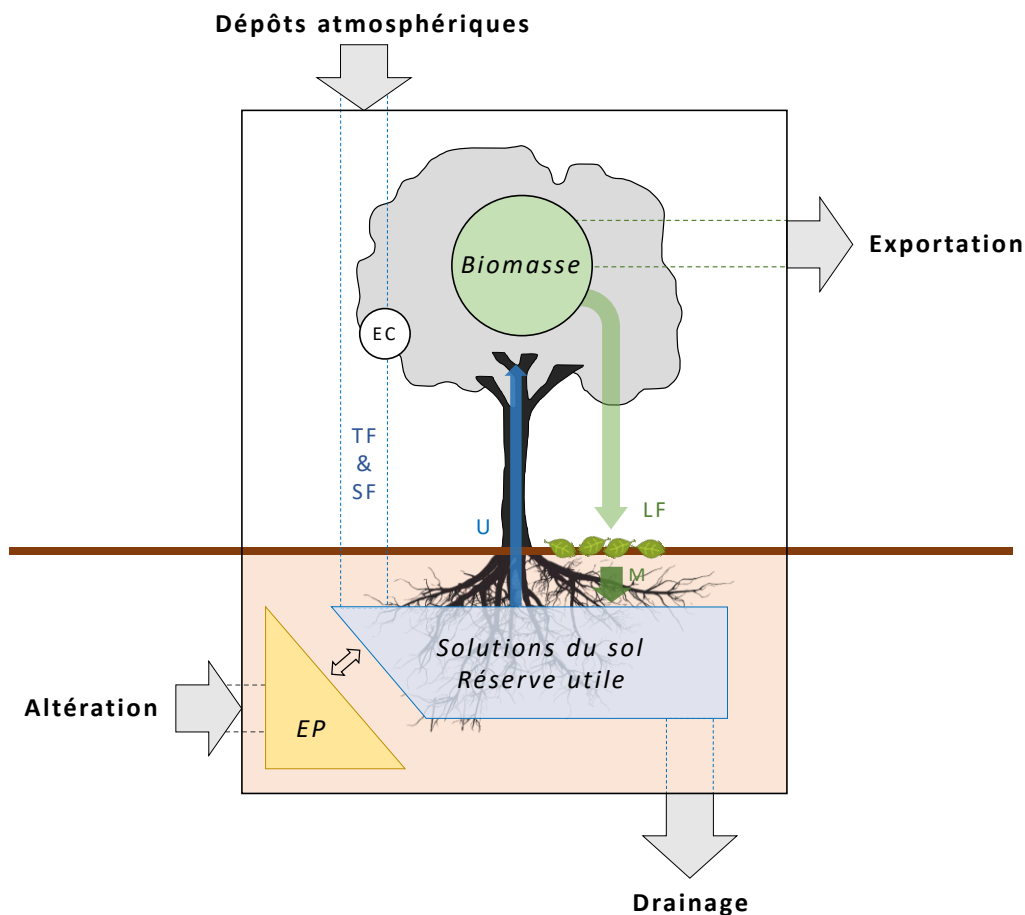


Figure 4 - Représentation schématique des principaux compartiments et flux biogéochimiques au sein de l'écosystème forestier (délimité par le cadre noir). EP = Pool échangeable ; TF = Pluiolessivat ; SF = Ecoulement de tronc ; LF = Chute de litière ; U = Prélèvement racinaire ; EC = Echange de la canopée.

Le modèle conceptuel généralement utilisé stratifie l'écosystème en compartiments qui possèdent des caractéristiques propres et une homogénéité de comportement (Figure 4 et Figure 5). 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 (appelée « stock » ou « pool »).

On distingue habituellement, dans le cycle général, trois sous-cycles qui sont en interaction (Miller et al., 1989) :

- **Le sous-cycle géochimique**, qui correspond à l'ouverture de l'écosystème forestier, d'un côté vers l'atmosphère, et de l'autre vers les nappes phréatiques.
- **Le sous-cycle biologique**, qui recouvre la circulation des éléments entre le sol et la plante via, dans un sens, le prélèvement racinaire et, dans l'autre sens, les restitutions par les litières aérienne et souterraine, les exsudats racinaires et la récréation foliaire.
- **Le sous-cycle biochimique**, qui correspond à la redistribution des éléments au sein de la végétation pérenne ; il s'agit des translocations internes des éléments des tissus âgés vers les organes en croissance.

Les sous-cycles biologique et biochimique sont particulièrement actifs et importants dans les écosystèmes forestiers car ils permettent au peuplement d'avoir une certaine autosuffisance en diminuant la demande au sol. En effet, si les demandes du peuplement en nutriments au sol sont élevées durant l'expansion de la canopée, une fois celle-ci achevée, une part importante de besoins annuels en nutriments sont couverts par les processus de recyclage biologiques et biochimiques internes (dont la récupération des nutriments issus de tissus âgés et de la minéralisation de la litière). Il en résulte des cycles élémentaires souvent conservatifs, caractérisés par une faible diminution de la réserve en nutriments dans le sol et des pertes par drainage limitées.

Description des composantes du cycle biogéochimique dans l'écosystème forestier

Dans les écosystèmes forestiers à faibles intrants (sans apport de fertilisants), les entrées externes sont les apports atmosphériques et l'altération de la roche-mère, tandis que les sorties se traduisent par l'eau de drainage à la base du système racinaire et l'exportation de la biomasse (Ranger et Turpault, 1999). Au sein de l'écosystème, les différents compartiments qui le composent échangent entre eux des flux d'éléments (Figure 5 et *Annexe 1*) que l'on peut estimer par la différence entre les entrées et les sorties de chaque compartiment individuel.

Le dépôt atmosphérique trouve son origine dans la présence de composés en suspension dans l'atmosphère qui se déposent lors de conditions propices. Les composés atmosphériques proviennent des émissions de sources multiples suivies d'un transport dans l'atmosphère. Ces sources sont naturelles (émissions biogéniques, embruns marins et érosion terrestre) ou anthropiques (combustion de biomasse à usage domestique et industriel, trafic, utilisation d'engrais, ...).

Parmi les apports atmosphériques, on distingue les dépôts par temps secs (dépôt sec) et les dépôts arrivant avec la pluie (dépôt humide). Cependant les apports atmosphériques en nutriments

sont fréquemment assimilés exclusivement aux dépôts humides, l'apport sec étant difficilement quantifiable (Hofhansl et al., 2011). De plus, Lequy et al. (2012, 2013, 2014) a récemment mis en évidence l'importance des dépôts particuliers (particules solides > 0,45 µm) en tant que flux d'entrée dans l'écosystème forestier.

L'eau et les éléments qui entrent dans l'écosystème forestier rencontrent d'abord la canopée, laquelle peut aboutir à des changements marqués de la composition chimique des solutions (Pelster et al., 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 l'eau en contact avec la phyllosphère (Vanguelova et al., 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 (*dry deposition* ; DD) qui se sont accumulés sur le feuillage ;
- l'échange avec la canopée (*canopy exchange* ; EC), comprenant le prélèvement et la libération d'éléments par la canopée et la microflore associée (une synthèse des processus d'échange au niveau de la canopée est proposée en *Annexe 2*).

Les concentrations en éléments sont donc modifiées selon les propriétés chimiques et le rôle de ceux-ci pour la biosphère (Gandois et al., 2010).

Sous la canopée, on peut donc affirmer que les apports au sol d'éléments dissous (*stand deposition* ; SD) sont la somme des dépôts atmosphériques humides (*bulk deposition* ; BD), des dépôts secs lessivés et de l'échange avec la canopée :

$$SD = BD + DD + EC$$

La différence entre le dépôt atmosphérique et l'apport au sol correspond à l'apport au sol net (NSD) qui est la somme du dépôt sec et de l'échange avec la canopée :

$$NSD = SD - BD = DD + EC$$

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

La différenciation des deux composantes de l'apport au sol net (DD et EC) n'est pas aisée, mais elle est nécessaire dans le cadre de l'étude du cycle biogéochimique en forêt. D'une part, elle permet d'assimiler la récréation d'éléments par la canopée aux processus de recyclage interne (cycle biologique interne), s'ajoutant à la chute de litière (Nordén, 1991 ; Hofhansl et al., 2011). D'autre part, elle rend possible l'estimation de la proportion des dépôts secs vis-à-vis des apports atmosphériques totaux (Hofhansl et al., 2011).

Après le passage par la canopée, deux voies de transfert de l'eau sont possibles :

- le pluviollessivat (*throughfall* ; TF), i.e. l'eau s'égouttant de la canopée;
- l'écoulement de tronc (*stemfall* ; SF), i.e. le ruissellement de l'eau le long des troncs des arbres.

Dans la majorité des études, l'écoulement de tronc 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 et al., 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 ; Andre et al., 2008). 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 et Okazaki, 1999).

L'étude quantitative et qualitative du pluviolessivat et des écoulements de tronc permet de déterminer la charge d'entrée dans le sol forestier (Draaijers et al., 1996). Les éléments minéraux arrivant au sol, par les eaux de pluie et les eaux de pluviolessivage représentent un apport important qui ne peut être négligé dans l'étude du cycle biogéochimique d'un écosystème forestier (Hofhansl et al., 2011).

Les apports d'éléments minéraux au sol se font également sous forme solide via les chutes de litière en automne. Si la feuille a intercepté des particules dans l'atmosphère, elle peut les déposer dans la litière lors de sa chute (Lequy, 2012).

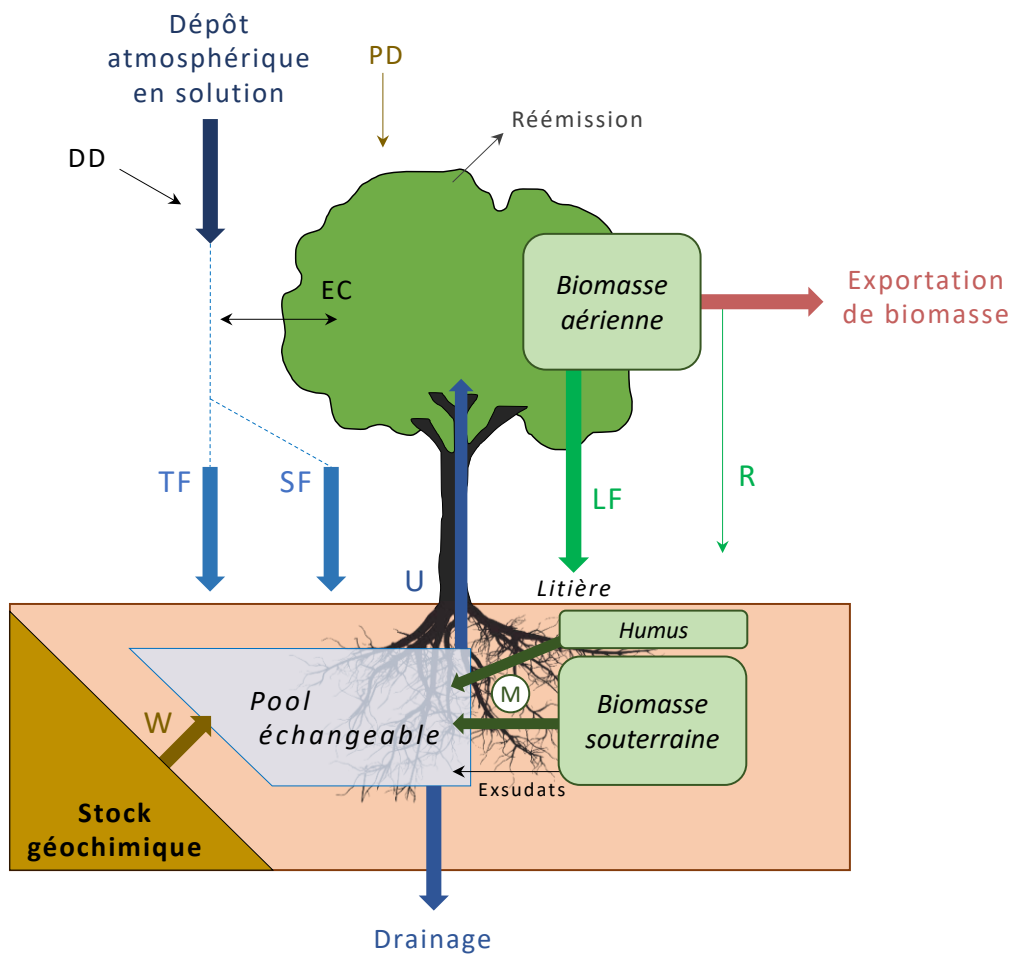


Figure 5 – Présentation des pools et des voies de transfert des éléments au sein de l'écosystème forestier ; DD = dépôt sec, PD = dépôt particulaire, EC = échange de la canopée, TF = pluviolessivat, SF = écoulement de tronc, LF = chute de litière, R = restitution des rémanents, W = altération, U = prélèvement racinaire, M = minéralisation.

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 pluviollessivats), l'altération des minéraux et la minéralisation de la matière organique (humus et racines). Certains éléments sont fortement fixés au complexe d'échange du sol tandis que d'autres sont facilement drainés hors du profil. Le rôle fondamental du sol est discuté dans la partie 1.2.2 de ce manuscrit.

Les éléments prélevés par les racines sont immobilisés dans la biomasse pour l'accroissement des organes pérennes ou restitués au sol via la chute de litière, l'échange de la canopée et la minéralisation des racines mortes.

Les forêts optimisent leur gestion des nutriments, non seulement par leur adaptation aux conditions environnantes (e.g. par le biais du développement racinaire) et leur association avec des micro-organismes, mais aussi via les cycles biogéochimiques ; elles sont ainsi capables de produire de la biomasse en quantité non négligeable même sur des sols chimiquement pauvres (Calvaruso et al., 2017). En effet, l'écosystème forestier est un milieu où les éléments nutritifs se recyclent constamment et de manière relativement intensive dans les différents compartiments de l'écosystème (Osman, 2013). Le prélèvement des nutriments par le système racinaire et la matière organique du sol permettent de retenir les nutriments et de minimiser les pertes par drainage (Neary et al., 2009). Cette efficacité d'utilisation des nutriments permet aux végétaux de se développer sur des sols dont les réserves minérales sont assez limitées (Osman, 2013 ; Marques, 1996). Cependant, de nouvelles pressions vont s'exercer sur la forêt dans les années à venir. L'intensification de la sylviculture est prévisible, notamment avec l'exportation des rémanents. Or les forêts seront d'autant plus sensibles à ces exportations de nutriments que leurs sols seront pauvres en éléments nutritifs.

Face à ces pressions supplémentaires, il est indispensable de quantifier plus précisément les flux de nutriments entrant dans les écosystèmes forestiers et disponibles pour la production de biomasse. Pour des raisons historiques, les sols forestiers sont fréquemment acides et pauvres en nutriments, notamment en France (Badeau et al., 1999). De plus, pour des raisons économiques, ils ne sont qu'exceptionnellement fertilisés. De ce fait, la croissance des arbres forestiers est limitée par la rareté de ces nutriments : toutes les sources de nutriments sont donc essentielles à la durabilité de ces écosystèmes.

L'étude des cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers est très récente 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 (e.g. le réseau RENECOFOR en France ; SOERE F-ORE-T), 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 paramètres excepté celui qui est testé. Comme il est pratiquement impossible de reproduire toute la complexité de l'écosystème forestier *ex situ*, la seule possibilité est de développer en forêt des sites ateliers fortement instrumentés afin de comprendre le fonctionnement biogéochimique actuel de l'écosystème. Cette démarche a déjà été appliquée pour déterminer l'effet de l'âge des peuplements (Ranger et al., 2002) ou pour tester l'effet des essences forestières (Eisalou et al., 2013 ; van der Heijden et al., 2013).

1.2.2. 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 en partie les essences qui peuvent se développer 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, 2004). 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 (Böhlenius et al., 2016 ; Nadeau et Sullivan, 2015 ; Wilcke et al., 2008 ; John et al., 2007 ; Levula et al., 2003 ; Binkley, 1995). Cette influence mutuelle entre les arbres et le sol forestier repose souvent sur l'eau qui est le vecteur permettant les échanges entre ces deux compartiments. 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 et al. (2006) ont souligné l'influence primordiale 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 (Hahm et al., 2014) 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 (Scott et Naiman, 2006 ; Rawls et al., 1991). 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.

Les interactions du sol avec la végétation, la microflore et les solutions du sol sont nombreuses et complexes. Dès lors, à climat constant, il est difficile de déterminer et de quantifier les différents facteurs à l'origine de l'impact du type de sol sur la croissance des peuplements forestiers.

L'arbre exerce également un impact sur les propriétés du sol (Laganière et al., 2017 ; Zheng et al., 2017 ; Ayres et al., 2009 ; Kamei et al., 2009 ; Russell et al., 2007 ; Farley et Kelly, 2004). 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 et al., 2010).

Il existe de nombreuses espèces d'arbres aux compositions chimiques différentes et de nombreux types de sols aux propriétés physico-chimiques variées susceptibles d'influencer les flux de l'eau et des éléments dans les écosystèmes forestiers, et donc d'agir sur la qualité des eaux de drainage. Cependant, selon Eaisalou et al. (2013), les études sur le lien entre l'arbre et la chimie du sol ont souvent été menées en laboratoire plutôt qu'*in situ* et se sont rarement focalisées sur les concentrations en éléments dans les solutions du sol. L'étude détaillée des solutions pendant et en

dehors de la 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 et al. (2001) affirment 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 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 dans l'*Annexe 3* de ce manuscrit. Les solutions libres sont généralement utilisées pour l'établissement des bilans entrées-sorties, en tant que vecteurs des éléments quittant l'écosystème. Il a été observé que la composition chimique des solutions libres est dictée en partie par la chimie des pluviolessivats, mais dépend principalement des réactions de minéralisation dans le profil du sol ; d'autre part, les solutions liées du sol reflèteraient l'interaction sol-solution-plante et leur composition résulterait de la combinaison des processus de production dans le sol et du prélèvement racinaire (Ranger et al., 2001 ; Marques, 1996).

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

Bien qu'il s'agisse d'un paramètre très important pour les cycles, l'effet du type de sol, toutes conditions égales par ailleurs, n'a pas encore été étudié *in situ*.

1.3. Hypothèses et objectifs

1.3.1. Hypothèses

En l'absence d'études fiables sur l'effet du type de sol sur les cycles des éléments et de l'eau (à climat et couvert végétal constants), il est nécessaire de réaliser cette étude afin de mieux comprendre le rôle du sol dans le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers.

Quelques hypothèses ont été posées sur les aspects possibles de l'impact du type de sol sur les cycles de l'eau et des éléments (Figure 6). La première hypothèse affirme que le contrôle du sol sur les cycles biogéochimiques est primordialement lié à son rôle en tant que **réservoir**...

- **... d'eau** : La réserve en eau du sol est au carrefour des flux hydriques dans l'écosystème forestier ; l'eau y est prélevée par le système racinaire, apportant les nutriments nécessaires au peuplement pour la production de biomasse avant de retourner à l'atmosphère via la transpiration des arbres. Le bilan hydrique du sol est reconnu comme étant l'un des facteurs édaphiques les plus importants pour la productivité des forêts tempérées, influençant l'allocation du carbone, l'activité microbienne, la circulation des nutriments, la transpiration de la canopée et l'assimilation du carbone (Bréda et al., 2006 ; Lebourgeois et al., 2006 ; Mun, 1988 ; Huang et al., 2013). La réserve utile du sol détermine la quantité d'eau disponible maximale que le sol peut retenir, et donc la tolérance de l'écosystème face à des périodes plus ou moins sèches (Sala et al., 1988 ; Sampson and Allen, 1999 ; Granier et al., 2007 ; Goisser et al., 2013 ; Knutzen et al., 2015). Ainsi la distribution et l'abondance des ressources forestières est en grande partie contrôlée par la quantité d'eau disponible dans le sol (Neilson et al., 1992).

A climat équivalent, on peut donc supposer que la capacité de réserve en eau des sols joue un rôle déterminant dans la circulation de l'eau (infiltration, prélèvement, transpiration) et des éléments au sein de l'écosystème. On suppose également que la réserve utile du sol est en grande partie liée à la profondeur d'apparition de la roche-mère. On peut émettre l'hypothèse supplémentaire que, pour un même peuplement, les conséquences de la variabilité interannuelle des conditions climatiques varient considérablement en fonction du type de sol.

- **... d'éléments minéraux** : Le sol constitue la principale réserve en nutriments minéraux pour les arbres. Ainsi le second facteur édaphique principal de contrôle de la croissance des forêts tempérées est la disponibilité des nutriments du sol (Lévesque et al., 2016 ; Netzer et al., 2017 ; Power et Ashmore, 1996 ; Ingestad, T. et G. I. Ågren, 1995 ; Sullivan et al., 2015). Les solutions du sol, dans lesquelles l'arbre prélève ses nutriments, transportent les éléments issus des dépôts atmosphériques, de la décomposition des litières et de l'altération chimique des minéraux du sol. Outre les sources d'éléments citées précédemment, la composition des solutions du sol peut être affectée par divers autres processus, tels que le prélèvement racinaire, les échanges d'ions, l'adsorption et / ou la désorption d'éléments sur la matière organique et les argiles du sol, ainsi que le drainage (Ranger and Turpault, 1999 ; Berner et al., 2003 ; Gangloff et al., 2016).

On affirme que la composition chimique des solutions du sol est étroitement liée, outre le recyclage végétal, à la composition et à l'altérabilité des minéraux du sol (fractions labiles),

et que les stocks totaux des éléments dans la terre fine et les éléments grossiers du sol diffèrent fortement en fonction du matériau géologique parental. On prévoit donc des différences majeures entre les signatures chimiques des solutions récoltées dans les différents types de sols étudiés. On peut supposer que cela se traduit par des flux de prélèvement racinaire et de transport des éléments vers les différents compartiments du peuplement (feuilles, branches, tronc, racines) différents entre les sols.

A partir de cette hypothèse, on suppose des différences significatives entre les compositions chimiques des parties aériennes et souterraines du peuplement sur les différents sols. Cela devrait se traduire par des flux de retour au sol par la récrétion foliaire, les litières aériennes (chute de litière annuelle) et les litières souterraines (renouvellement annuel des racines fines), dépendants du type de sol.

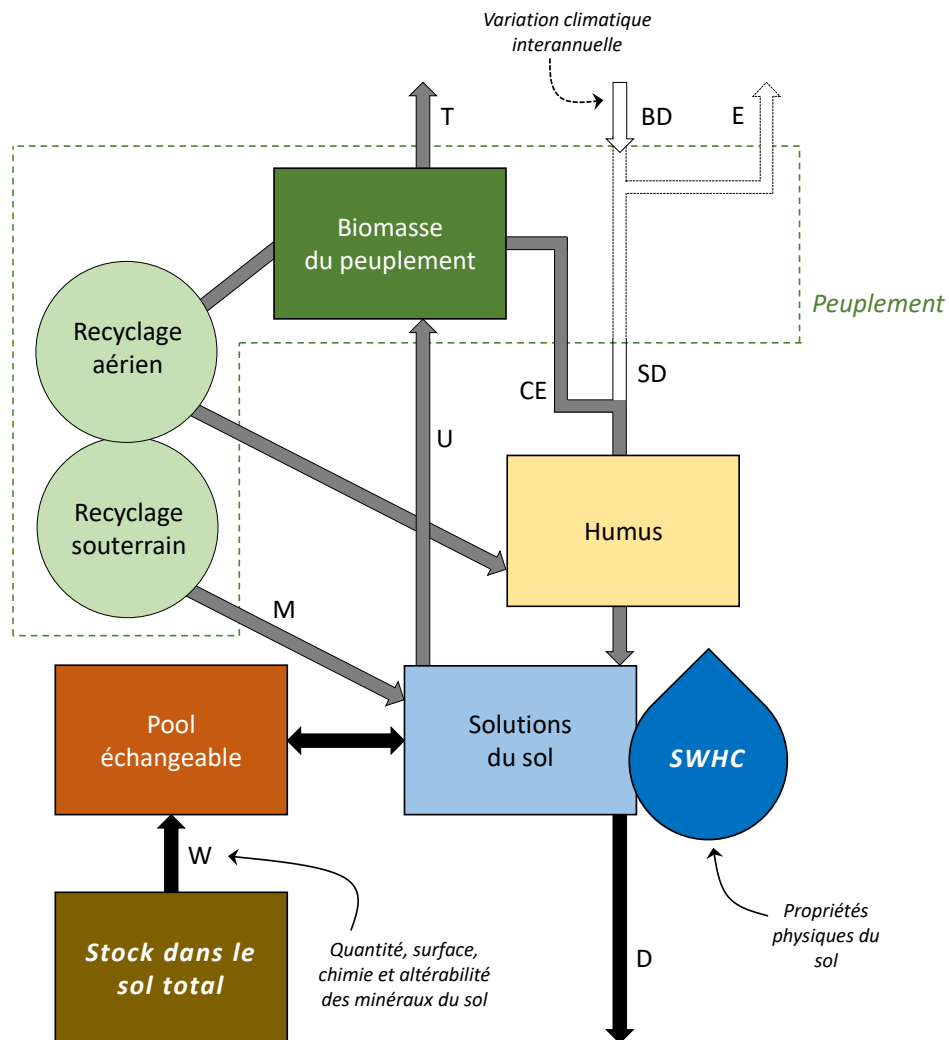


Figure 6 – Représentation schématique des différents niveaux de l'écosystème forestier (rectangles : compartiments /stocks ; flèches : flux) qui pourraient être influencés par le type de sol. Les flèches noires et grises représentent les flux qui sont directement et indirectement (respectivement) sous l'influence du type de sol, d'après les hypothèses de l'étude. Les flèches blanches représentent les flux qui ne sont pas influencés par le type de sol. BD, dépôt atmosphérique humide ; E, évaporation ; T, transpiration ; SD, apport au sol ; CE, récrétion foliaire ; U, prélèvement racinaire ; M, minéralisation ; W, altération ; D, drainage ; SWHC, réserve utile.

Nous souhaitons vérifier l'hypothèse selon laquelle la productivité du peuplement résulte d'un effet combiné entre les conditions climatiques et la disponibilité de l'eau et des éléments dans le sol. Dans ce cadre, on peut supposer une différenciation des stratégies de nutrition et d'adaptation du peuplement en fonction du type de sol.

Pour vérifier les hypothèses exposées ci-dessus, il est nécessaire d'isoler le facteur sol testé en fixant tous les autres paramètres supposés influencer les cycles biogéochimiques, i.e. les conditions climatiques, l'empreinte régionale, les caractéristiques du peuplement (essences, âge et densité) et la sylviculture.

1.3.2. Objectifs

Les objectifs de cette thèse sont définis selon deux axes principaux :

a) Quantifier les stocks / flux et dresser les bilans annuels des éléments

Le premier objectif consiste à déterminer les cycles biogéochimiques des éléments majeurs et mineurs (Ca, Mg, K, Na, N, P, S, Si, Cl, Al, Fe, Mn et C) et de l'eau dans un écosystème forestier développé sur différents sols en tenant compte de l'évolution des différentes composantes de ces cycles dans le temps et dans l'espace. Afin de mesurer les flux liés aux cycles géochimique et biologique, le prélèvement et l'analyse régulière des solutions de l'écosystème, d'une part, et le suivi des compartiments solides d'autre part, seront nécessaires :

- Il a été décidé de collecter et d'analyser les solutions à tous les niveaux de l'écosystème (dépôts humides, pluviolessivats et écoulements de tronc, solutions de la litière et du sol), ainsi que les vecteurs des flux à l'état solide (dépôts particuliers, chute de litière), à une fréquence mensuelle.
- Afin de calibrer / vérifier la modélisation hydrique, des sondes TDR et des sondes de température doivent être installées dans les sols étudiés.
- Les prélèvements, mesures et calculs nécessaires à la caractérisation précise des stocks des éléments dans les compartiments du peuplement (biomasse aérienne, racines fines et grosses) et dans le sol (humus, sol total et pool échangeable) sont organisés. L'accroissement du peuplement et l'immobilisation dans celui-ci seront calculés à l'échelle annuelle.
- Les flux liés à l'exploitation humaine de l'écosystème forestier (exportation de biomasse, restitution des rémanents) seront déterminés à partir des pratiques sylvicoles appliquées dans la région. Le recyclage des racines fines est rarement pris en compte dans les calculs des bilans à l'échelle du peuplement forestier ; nous tenons à intégrer ce flux afin de ne pas négliger son impact sur le cycle biologique de l'écosystème.
- Plusieurs répétitions par type de sol, pour l'ensemble des prélèvements et mesures décrits ci-dessus, sont indispensables en vue d'une représentativité suffisante des résultats. Nous avons jugé nécessaire de disposer de trois parcelles expérimentales disposant du même dispositif expérimental par type de sol.

Il s'agit au final d'exploiter les données accumulées afin de quantifier les stocks et flux annuels moyens des éléments. Pour la mesure de l'altération actuelle, la stratégie a été d'évaluer les flux d'altération annuelle par la méthode des bilans entrées-sorties, car le développement d'une quantification indépendante de ce flux par modélisation est très long et nécessite une acquisition supplémentaire de données de minéralogie quantitative non réalisable dans le cadre de cette thèse.

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

Le second objectif, lequel découle du premier, est de déterminer l'effet du type de sol sur les différentes composantes du bilan biogéochimique annuel. Il est primordial, dans un premier temps, de caractériser précisément les différences physico-chimiques entre les trois sols (réserve utile, chimie des solutions et du matériau parental, texture et pierrosité, enracinement, profondeur d'apparition de la roche-mère). Ensuite, il s'agit de comparer, pour les différents sols, les stocks des éléments dans les compartiments de l'écosystème et les flux de l'eau et des éléments entre ces compartiments.

L'objectif appliqué est de fournir des données nécessaires pour la validation de modèles de fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers. La compréhension des mécanismes qui sont à la base des écosystèmes est indispensablement requis pour la prise de décision concernant leur aménagement.

1.3.3. Choix du site d'étude selon les objectifs fixés

Les stations expérimentales du site forestier de Montiers-sur-Saulx (Meuse, France) sont un excellent support pour ce projet, permettant la comparaison des cycles biogéochimiques à l'échelle de la placette forestière sur trois types de sols s'alignant le long d'une toposéquence (rendisol, calci-brunisol et alocriisol/brunisol). L'ensemble du site d'étude étant soumis à la même empreinte régionale et étant caractérisé par un couvert végétal homogène, la mise en évidence de différences significatives entre les bilans dans les trois stations, sur la période 2012-2015, permettrait de mieux cerner l'impact spécifique du type de sol.

Le site atelier de Montiers sera décrit en détail dans la partie 2 de ce manuscrit.

1.3.4. Structure de la thèse

Afin de répondre à la problématique posée, cette thèse est structurée en 5 sections principales, qui suivent chronologiquement l'ordre selon lequel les différents aspects de l'étude ont été abordés (Figure 7).

Chaque section présente les résultats et une discussion. Dans les sections 2, 3 et 4 sont insérés un article scientifique en anglais qui reprend une partie des données dans un objectif scientifique spécifique.

1. La description des sols et du peuplement de Montiers

La première étape de l'étude consiste à décrire de manière détaillée les sols et le peuplement dans les trois stations du site expérimental de Montiers (dont le dispositif est présenté dans la partie 2.1). L'ensemble des résultats de la description préalable des sols (caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques) et du peuplement (croissance, minéralomasse et système racinaire) sont donnés dans la partie 3 de ce manuscrit.

2. Le bilan hydrique de l'écosystème

La seconde étape, abordée dans la partie 4 de ce manuscrit, concerne le calcul des flux hydriques mensuels (hors sol et dans le sol) et le bilan hydrique annuel à l'échelle de la placette forestière.

Les principaux flux hydriques de l'écosystème forestier sont la pluie incidente, les flux d'eau sous la canopée (pluiolessivat et écoulements de tronc), la transpiration du couvert arboré, l'évaporation et la transpiration du sous étage et du sol, le drainage dans le sol et le prélèvement par l'arbre. Le modèle BILJOU© (Granier et al., 1999), développé pour simuler les flux hydriques au pas de temps journalier dans l'écosystème forestier, sera utilisé dans le cadre de cette étude pour l'estimation des flux de drainage dans le sol, de prélèvement racinaire et de transpiration du peuplement.

L'**Article I** (4.6) comparera les bilans hydriques dans les trois stations de Montiers sur la période 2012-2015 et traitera, en particulier, du contrôle de la variabilité locale du type de sol sur le budget hydrique et sur la productivité du peuplement.

3. Les flux des éléments hors sol

Les flux des éléments en solution au-dessus du sol (dépôts atmosphériques humides, pluiolessivats et écoulements de tronc), et en particulier l'effet de la canopée sur ces flux, sont abordés dans la partie 5 de ce manuscrit.

L'**Article II** (5.2) portera sur l'effet de la canopée sur les cycles biogéochimiques dans les trois stations expérimentales de Montiers (sur la période 2012-2014). Le bilan des éléments au niveau de la feuille de l'arbre, avant et après la chute des litières, est également discuté dans le deuxième article.

4. Les solutions du sol

La 4^{ème} section se focalisera sur les solutions du sol. Elle est abordée dans la partie 6 de ce manuscrit. La chimie des solutions libres et liées dans les trois sols et les flux de drainage des éléments à différentes profondeurs de sol sont décrits en détail. Un modèle mixte a été mis en œuvre afin de calculer les flux de drainage comme un mélange d'eau libre et d'eau liée.

L'Article III (6.3) portera sur les bilans entrées – sorties des éléments le long des trois profils de sol. Le but de ces bilans de masse des éléments en solution à l'échelle de la couche de sol est d'identifier les principaux niveaux de production et de consommation majeurs dans les profils de sol.

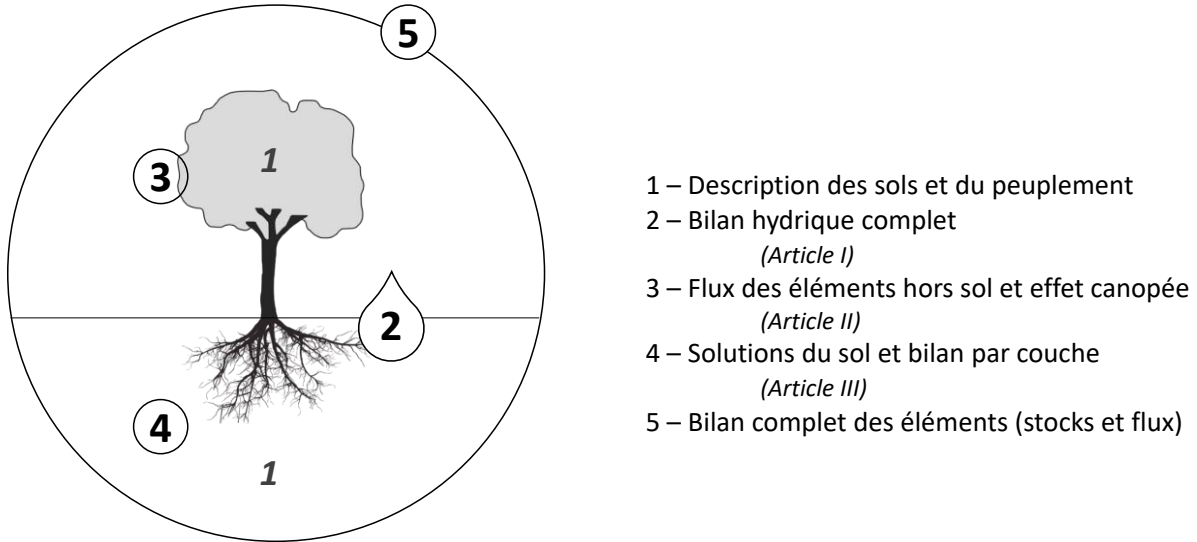


Figure 7 – Représentation schématique de la structure de l'étude.

5. Le bilan complet des éléments à l'échelle de l'écosystème

La dernière section, présentée dans la partie 7 de ce manuscrit, synthétise l'ensemble des composantes des cycles biogéochimiques dans les trois stations de Montiers :

- les stocks des éléments dans la biomasse du peuplement et dans les sols, abordés dans la section 1,
- les flux hors sol des éléments abordés dans la section 2,
- les flux de drainage des éléments dans le sol abordés dans la section 4,
- les flux des éléments à l'état solide (dépôts particulaires, chute de litière, exportation de biomasse, restitution des rémanents, turnover des racines fines).

Le bouclage de l'ensemble de ces stocks et flux et le dressement des bilans entrées-sorties annuels constitueront la finalité de cette thèse. Ces bilans complets sont discutés en détail dans la partie 7.4 de ce manuscrit.

Chapitre 2

Matériels et méthodes

2. Matériels et méthodes

2.1. Le site expérimental de Montiers

2.1.1. Description générale

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. *même sylviculture représentative de la région,*
3. *même âge en milieu de révolution,*
4. *même climat,*
5. *surface du site importante et*
6. *sols différents.*

Ce site appartient à deux systèmes d'observations de l'environnement SOERE (Système d'Observation et d'Expérimentation sur le long terme pour la Recherche en Environnement): F-ORE-T⁵ (réseau de sites forestiers instrumentés dédiés à l'expérimentation et gérés par un ensemble d'organismes) et OPE (Observatoire Pérenne de l'Environnement, géré par l'ANDRA).



Photographie 1 – Vue sur la forêt domaniale de Montiers et sur la tour à flux du site expérimental (INRA, M.-P. Turpault)

⁵ Le réseau F-ORE-T fait partie de l'infrastructure nationale AnaEE France (Analyses et Expérimentations sur les Ecosystèmes) qui est dédiée à l'étude des écosystèmes continentaux terrestres et aquatiques en France.

2.1.1.1. Situation géographique et géomorphologie

Le site est situé dans la partie nord-est de la France (5° 16' 8" E / 48° 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 8). 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.

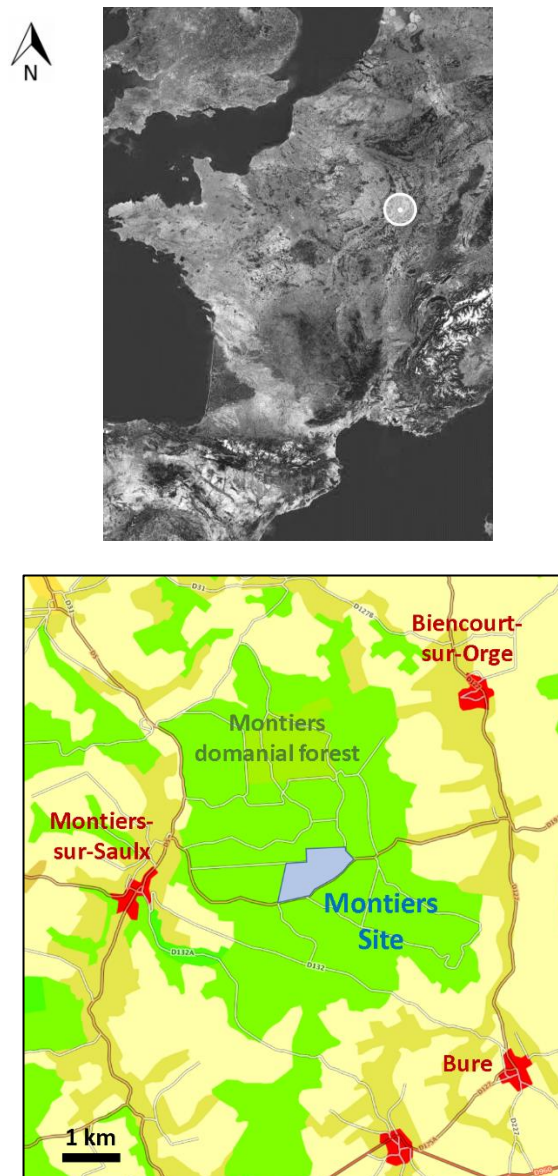


Figure 8 - Localisation à l'échelle nationale (en haut) et régionale (en bas) du site expérimental de Montiers-sur-Saulx.

2.1.1.2. Climat

Le climat est semi-continentale. La température moyenne annuelle sur les 20 dernières années est de 9.8°C ; elle varie entre 1.9°C (janvier) et 18°C (juillet). Les précipitations moyennes annuelles sont de 1069 mm, relativement bien réparties sur l'année (de 72 mm en avril à 116 mm en décembre).

2.1.1.3. Géologie

La géologie du site consiste en la superposition de deux roches-mères (Figure 9 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. 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 surmonté par des sédiments détritiques du Valanginien (-135 Ma) de type Arénites-Lutites. Ce sont des dépôts transgressifs composés d'argiles, de limons 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.

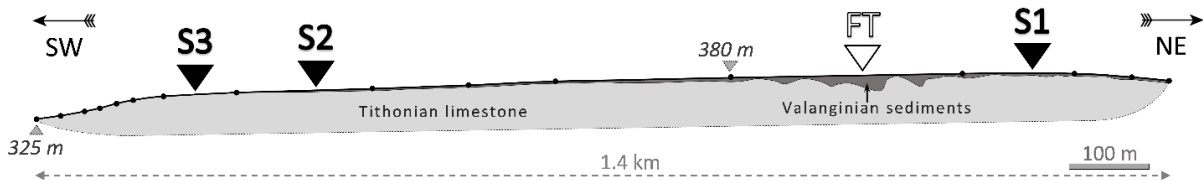


Figure 9 – Coupe géologique de la toposéquence de la forêt domaniale de Montiers.
 FT = tour à flux, S1, S2 & S3 = stations du site expérimental.
 Les points représentent les courbes de niveau (équidistance de 5 m).

2.1.1.4. Pédologie

Les types de sols suivent la toposéquence depuis l'alocrisol/brunisol (appelé par la suite alocrisol) en haut de pente, en passant par le calci-brunisol, jusqu'au rendisol en bas de pente (Figure 10). Les trois stations géochimiques du site de Montiers (S1, S2 et S3) sont implantées respectivement sur l'alocrisol, le calci-brunisol, et le rendisol (AFES, 1998) :

- L'**alocrisol** (*station S1*) 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 à 4.8 - 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** (*station S2*) est intermédiaire entre l'alocrisol et le rendisol ; il s'est formé sur une couche de sédiment moins épaisse que pour l'alocrisol. Il est de type limono-argileux 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 $17.2 \text{ cmolc.kg}^{-1}$.

¹ et un taux de saturation variant entre 59 % et 83 %, Ca²⁺ étant le cation échangeable dominant dans tout le profil de sol.

- Le **rendisol** (*station S3*) 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. La CEC est comprise entre 20 et 29 cmolc.kg⁻¹, le taux de saturation est supérieur à 94 % sur l'ensemble du profil et Ca²⁺ représente la quasi-totalité du pool échangeable.

Les propriétés physico-chimiques des trois sols sont présentées en détail dans la partie 4 de ce manuscrit et dans l'Annexe 5.

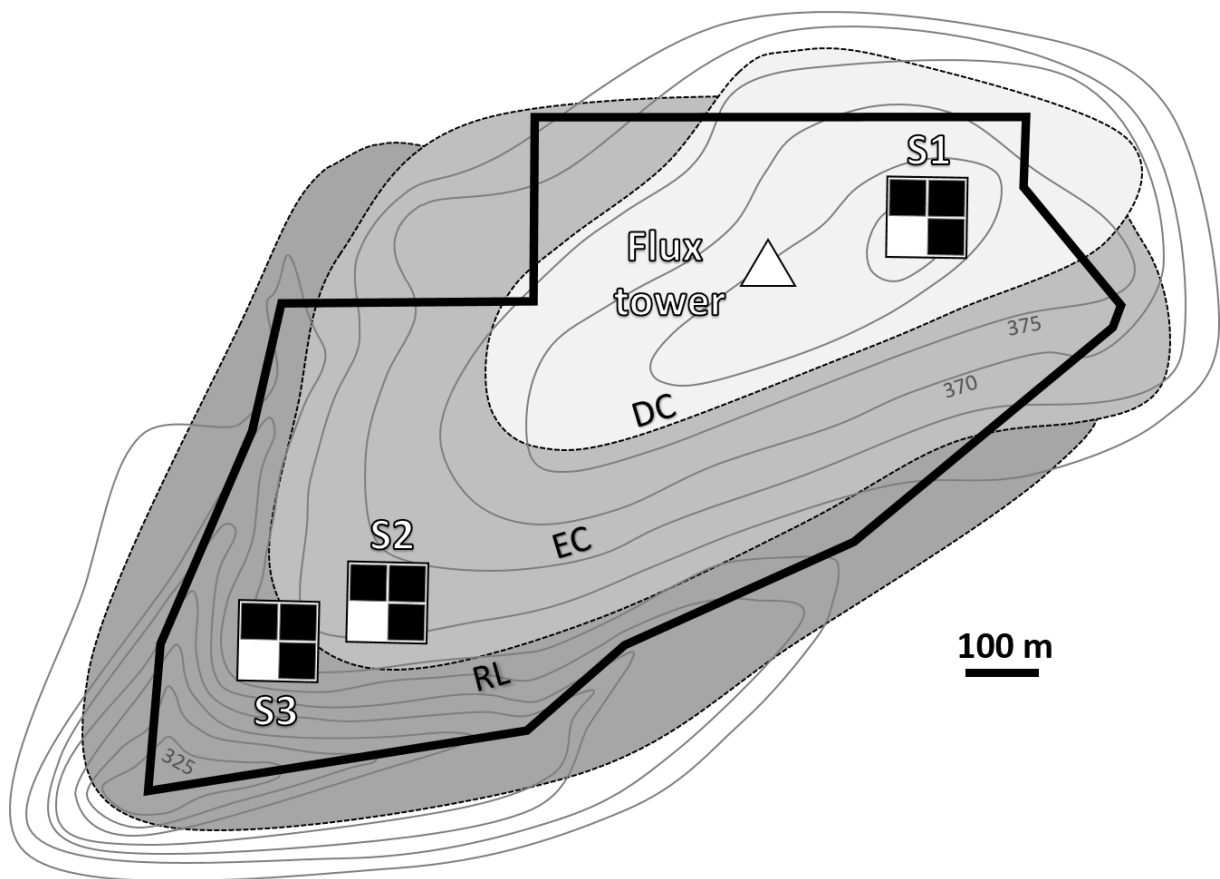


Figure 10 – Carte topographique du site expérimental de Montiers avec répartition des types de sols. DC = alocriisol (Dystric Cambisol), EC = calci-brunisol (Eutric Cambisol), RL = rendisol (Rendzic Leptosol) ; S1, S2 & S3 = stations expérimentales. Le tracé noir épais délimite le site expérimental. Les courbes de niveau sont équidistantes de 5 m.



Station S1 (parcelle S11)



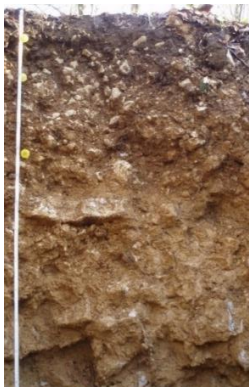
Station S2 (parcelle S21)



Station S2 (parcelle S22)



Station S2 (parcelle S23)



Station S3 (parcelle S31)



Station S3 (parcelle S33)

Photographie 2 – Quelques profils des sols étudiés dans les sous-stations expérimentales de Montiers (au niveau des fosses de réception).

2.1.1.5. Peuplement

Les stations sont implantées dans la forêt domaniale de Montiers (150 ha) gérée principalement en futaie de hêtre (le hêtre constituant environ 88% du peuplement, suivi d'autres feuillus). Sur les trois stations expérimentales, des éclaircies ont été réalisées afin que la densité des arbres ayant un diamètre C130 supérieur à 314 mm soit d'environ 400 tiges par hectare et que la structure des peuplements soit homogène sur les stations S1, S2 et S3 :

- l'âge moyen des hêtres a été estimé en 2009 à 45, 54 et 57 ans sur S1, S2 et S3 respectivement (Genet, 2010), avec une hauteur dominante de 27 m ;
- la hêtraie est composée à :
88% de 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.

Les indices foliaires annuels (LAI – *Leaf Area Index*) des couverts des trois stations ont été mesurés pour l'année 2013 (valeurs communiquées par l'unité EEF de l'INRA de Champenoux) et sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 – Indices foliaires annuels dans les trois stations expérimentales de Montiers
(d'après L. Heid, encadrée par B. Longdoz)

Station	LAI annuel	Ecart-type
1	8.87	1.82
2	9.55	1.71
3	8.64	1.73

De 2012 à 2014, la chute principale des feuilles a eu lieu en novembre et l'apparition des feuilles (débourrement) a été observée fin avril – début mai (photographie 3).



Photographie 3 - Période de dormance observée le 9 avril 2013 (à gauche) et apparition des feuilles observée le 8 avril 2014 (à droite) dans la forêt domaniale de Montiers.

2.1.2. Dispositif de collecte

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 :

- alocrisol (Dystric Cambisol) - **Station S1**,
- calci-brunisol (Eutric Cambisol) - **Station S2**,
- rendisol (Rendzic Leptosol) - **Station S3**.

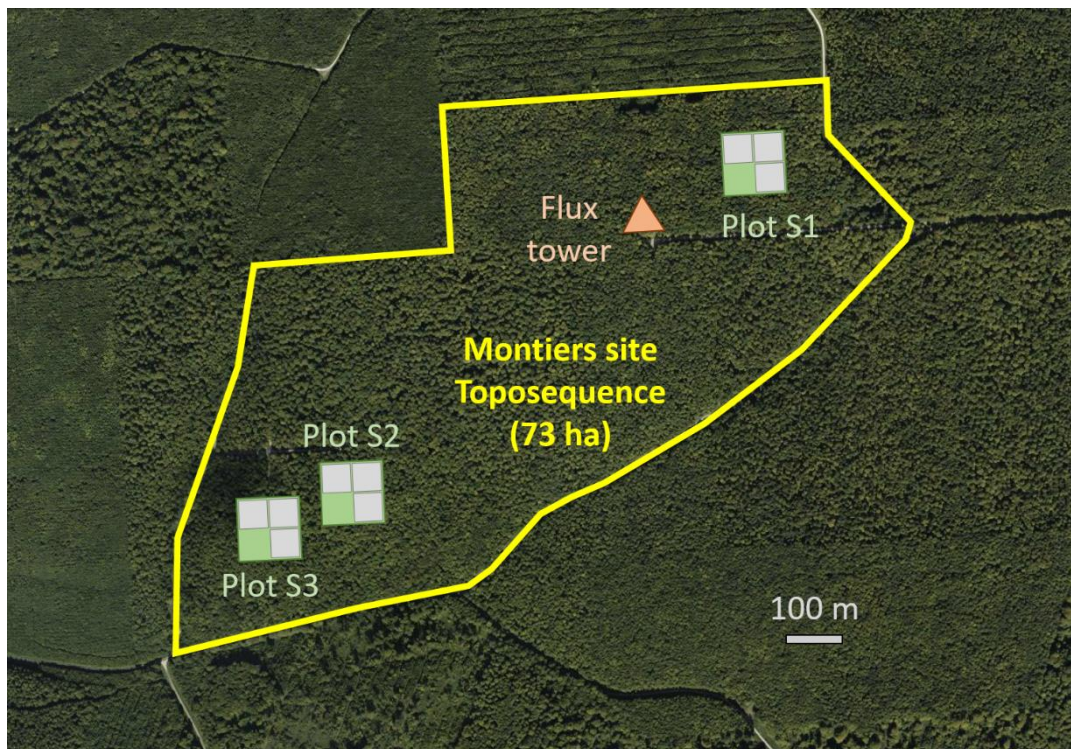


Figure 11 – Photographie aérienne du site de Montiers avec l'emplacement des trois stations expérimentales et de la tour à flux. Le tracé jaune délimite le site expérimental.

Chaque station couvre une surface d'un hectare et est divisée en quatre sous-stations dont trois sont équipées d'appareils de mesures biogéochimiques (Figure 11). Le site comprend donc 9 sous-stations équipées: S11, S12, S13, S21, S22, S23, S31, S32, S33. Chaque sous-station est dotée du même dispositif expérimental (Figure 13 et *Annexe 6*). 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. Notons que chacune des neuf sous-stations dispose d'une fosse de réception (permettant notamment la collecte des solutions du sol et leur protection vis-à-vis de la lumière et des variations de température).

Une tour « à flux » de 45 m de hauteur a été érigée à proximité de la station S1, notamment en vue d'étudier les dépôts atmosphériques et les conditions climatiques (Figure 11).

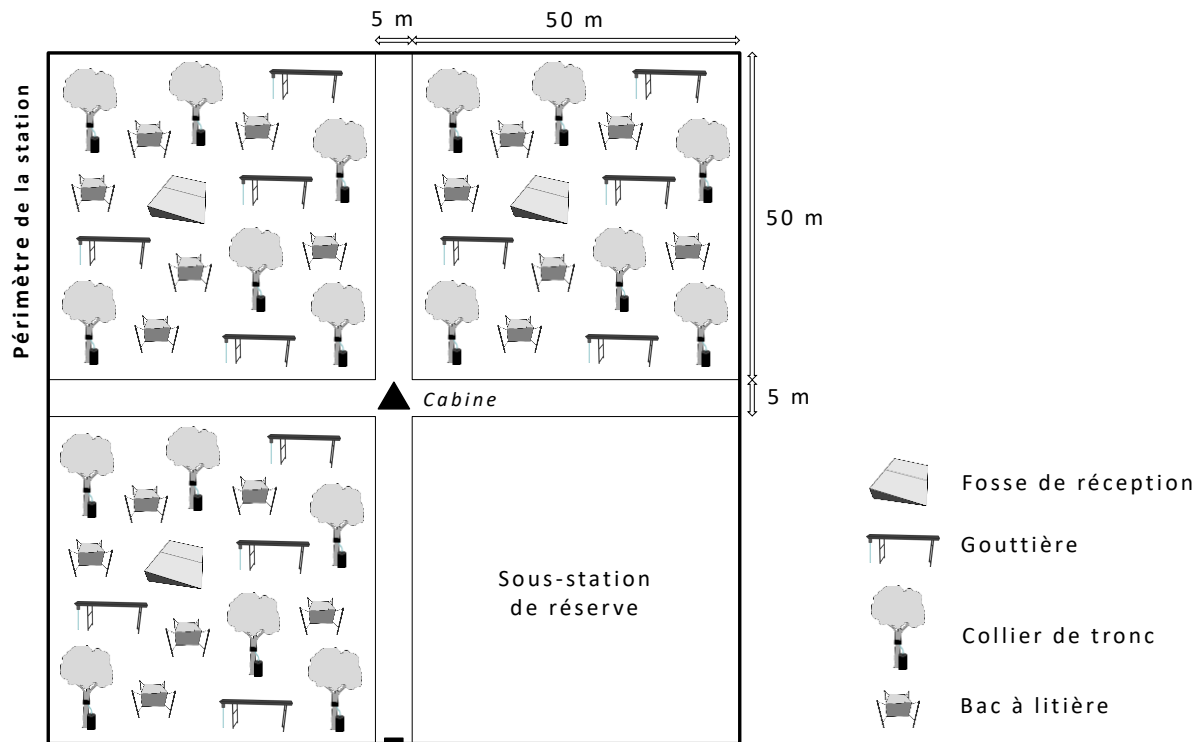


Figure 12 - Schématisation de la disposition des 3 sous-stations au sein d'une station expérimentale de Montiers.



Photographie 4 – Dispositif de récolte des solutions hors sol (gouttière de pluiolessivât, collier d'écoulement de tronc) et des litières (bac à litière) sous le couvert végétal dans la station S3.

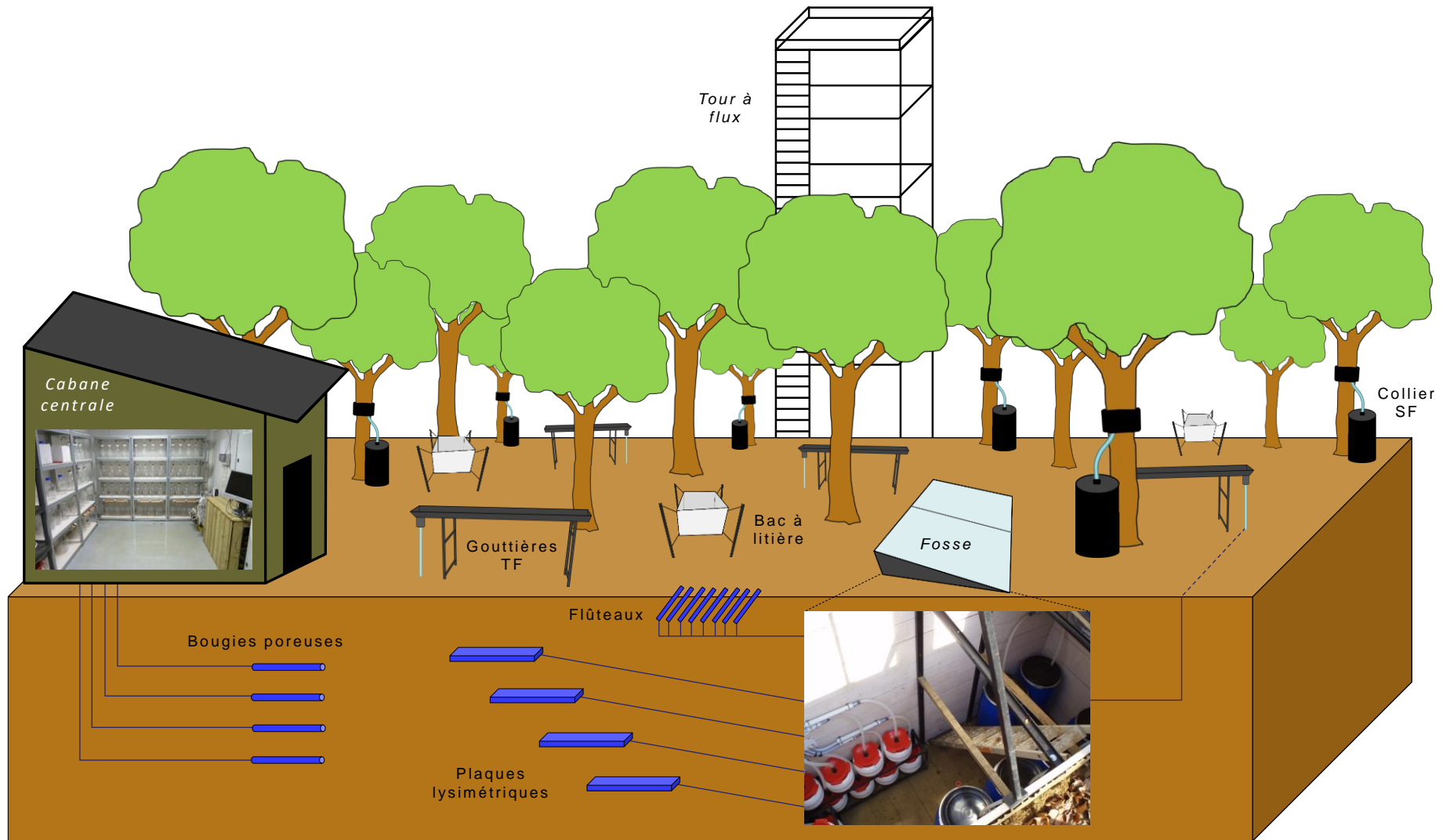


Figure 13 - Schématisation du dispositif expérimental des sous-stations expérimentales du site de Montiers.
TF - pluviollessivat, SF - écoulement de tronc.

2.1.2.1. Hors couvert forestier

Les collecteurs de pluie incidente sont disposés au sommet de la tour à flux (à 45 m de hauteur). Jusqu'en novembre 2013, il s'agissait de 4 entonnoirs circulaires en polyéthylène (PE), ayant chacun une surface de 0.22 m², directement reliés à des bidons collecteurs de 20 L. Le dispositif a ensuite évolué : depuis novembre 2013, la tour est équipée de 3 entonnoirs circulaires dotés d'une surface réceptrice légèrement inclinée de 0.24 m² et reliés à des bidons de 50 L (Photographie 5).



Photographie 5 – Capteur et bidon de collecte des dépôts atmosphériques sur la tour à flux de Montiers.

Un pluviomètre supplémentaire est installé au milieu d'une clairière à proximité de la station S1. Celui-ci a été mis en place pour pallier à d'éventuels problèmes au niveau des collecteurs de la tour (gel, pollution, ...). Il n'est donc prélevé que dans le cas où les eaux des collecteurs de la tour ne peuvent pas être collectées ou analysées.

2.1.2.2. Données météorologiques

Capteurs météorologiques de la tour à flux de Montiers

Des capteurs météorologiques sont installés sur la tour à flux pour relever en continu les principaux paramètres météorologiques. Les données sont enregistrées toutes les 30 minutes.

Un anémomètre sonique 2D (Wind Observer 2, Gill) mesure la direction du vent, la vitesse du vent et la température. Une sonde HMP155 (Vaisala) mesure l'humidité relative et la température de l'air. Une sonde barométrique 61302V (Kipp & Zonen) mesure la pression atmosphérique. Les rayonnements solaire, infrarouge et photosynthétiquement actif sont mesurés, respectivement, par un capteur SPN1 (Delta T), un capteur CGR4 (Kipp & Zonen) et un capteur BF5 (Delta T). Les hauteurs de précipitation sont mesurées par un pluviomètre automatique Pluvio 2 (OTT).

Ce suivi est réalisé par l'équipe EEF-INRA et l'ANDRA (*responsables : B. Longdoz et S. Conil*).

Données METEO FRANCE

Une demande d'informations météorologiques issues de la base de données de Météo France a été réalisée dans le cadre de la convention de recherche entre Météo-France et l'INRA. Les données obtenues (précipitations, vitesse du vent, température de l'air, rayonnement global, humidité relative de l'air) proviennent de stations météorologiques situées dans un périmètre de moins de 75 km autour du site de Montiers et couvrent la période 1949-2015. La synthèse de ces données est présentée dans le tableau de l'Annexe 8.

La station météorologique la plus proche du site de Montiers, à ~ 4.3 km de distance (à vol d'oiseau) dans la direction E-NE, est celle de Biencourt-sur-Orge (numéro INSEE : 55051001). En l'absence des données de la tour de Montiers, les données de Biencourt-sur-Orge ont été utilisées sur toute la période d'étude (2012-2015).

2.1.2.3. Sous couvert forestier

Le pluviolessivat (eau percolant à travers la canopée) est collecté dans chaque sous-station par 4 gouttières (12 répétitions par station) en polyéthylène disposées de manière à intégrer la discontinuité de la canopée. Chaque gouttière est dotée d'une surface réceptrice de 0.39 m² (197.8 cm × 19.8 cm) et est usinée en V avec une pente permettant l'écoulement de l'eau jusqu'à un tuyau relié à un bidon en polyéthylène (de 120 L) situé dans la fosse de réception de la sous-station correspondante.



Photographie 6 – Gouttière de prélèvement des pluviolessivats dans le site expérimental de Montiers.

Les **écoulements de tronc** (eau transitant par les branches et le tronc) sont collectés dans chaque sous-station par le biais de colliers en polyéthylène fixés à 1.5 m de hauteur autour des troncs de 6 arbres dont 5 hêtres (18 répétitions par station), choisis de manière à représenter les différentes classes de diamètres (C130). En période 'hors gel', tous les colliers sont reliés à des bidons en polyéthylène (de 120, 150 ou 310 L en fonction du diamètre de l'arbre) situés au pied de l'arbre correspondant. En période de gel, seulement deux colliers par sous-station sont fonctionnels et reliés à des bidons situés dans la fosse de réception correspondante.



Photographie 7 – Dispositif de récolte des écoulements de tronc.

2.1.2.4. Suivi de la croissance du peuplement

Une éclaircie du peuplement a été réalisée en hiver 2009-2010 et la périodicité prévue des éclaircies est de 7 à 8 ans. Un inventaire de tous les arbres du site a été réalisé avant et après l'éclaircie de 2009-2010. En 2011, l'ensemble des arbres des trois stations (2460 au total) ont été numérotés et géoréférencés et les essences ont été identifiées. La circonférence du tronc à 1.3 m du sol (C130) de tous les arbres est mesurée annuellement depuis 2009 à l'aide d'un mètre-ruban. Cette mesure est réalisée à la fin novembre / début décembre.

Tous les 4 ans depuis 2009, une mesure de la hauteur d'un sous-échantillon représentatif des arbres des stations du site de Montiers est réalisée durant la période de dormance des arbres (en novembre). Le sous-échantillon comprend 107, 148 et 119 arbres pour les stations S1, S2 et S3 (respectivement). Deux mesures sont effectuées à l'aide d'un vertex sur chaque arbre par le même opérateur à partir de deux points de vue différents (si possible). Si la différence entre les deux mesures dépasse 0.5 m, une troisième mesure est effectuée ; les deux valeurs les plus proches sont alors conservées.



Photographie 8 – Peuplement de la station S3 du site expérimental de Montiers.

2.1.2.5. Suivi des chutes de litière

Des bacs à litière de ~ 40 cm de profondeur (Photographie 9) sont disposés au sein des trois stations (6 bacs par sous-station ; 54 bacs au total) pour permettre la récolte des chutes de litière (éléments végétaux morts tombant du couvert forestier). Les bacs à litière ont été disposés de manière aléatoire au sein de la sous-station. Ils ont une surface de collecte de 0.34 m² (58 cm x 58 cm), sont maintenus par des piquets à ~ 30 cm au-dessus de la surface du sol et permettent l'évacuation de l'eau par la présence d'une grille au fond du dispositif.



Photographie 9 – Bac à litière (site expérimental de Montiers).

2.1.2.6. Solutions du sol

Eau libre

Les solutions gravitaires sont collectées dans la litière et à différentes profondeurs du sol (-10, -30, -60 et -90 cm) par l'intermédiaire de plaques lysimétriques en polyéthylène (0.12 m² ; 3 répétitions par profondeur) ou de flûteaux en polyéthylène (0.07 m² ; regroupés par 8 ; 3 répétitions par profondeur et par sous-station) sans tension appliquée. Les solutions sont acheminées vers des bidons en polyéthylène de 30 L situés dans les fosses de réception (Photographie 10). La répartition des lysimètres dans les trois stations est présentée dans le Tableau 2.

Motivation du choix de deux types de collecteurs d'eau libre en fonction des profondeurs de sol :

les flûteaux sont utilisés sous la litière et dans les horizons de sol riches en cailloux, tandis que les plaques lysimétriques sont utilisées dans les horizons peu caillouteux. Concernant l'eau récoltée directement sous la litière, l'utilisation des flûteaux permettent de limiter la perturbation du milieu (notamment les conditions d'humidité de la litière et la vitesse de minéralisation de celle-ci).



Figure 14 – Installation des flûteaux (lysimètres sans tension) dans une station expérimentale de Montiers.

Eau liée

Des bougies poreuses de 50 cm de long et 2.6 cm de diamètre ont été insérées dans le sol à -10, -30, -60, -90 et -120 cm pour la collecte de l'eau liée (4 répétitions par profondeur et par sous-station). Ces bougies poreuses sont connectées à une pompe à vide électrique (de type Gast 2.5A) qui maintient une dépression constante entre -0.5 et -0.6 bar. L'eau pompée est acheminée vers des flacons de réception en verre 2 L situés dans la cabane centrale de la station (Figure 13). La disposition des lysimètres dans les trois stations est présentée dans le Tableau 2.

Tableau 2 – 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 des cailloux calcaires.

Localisation	Type de capteur	S1			S2			S3		
		SS11	SS12	SS13	SS21	SS22	SS23	SS31	SS32	SS33
Sous la litière	Flûteaux	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8
- 10 cm	Flûteaux	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8	3 * 8
	Bougie poreuse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
- 30 cm	Plaque lysimétrique	3	3	3	3	3	3	-	-	-
	Bougie poreuse	4	4	4	4	4	-	4	-	4
	Flûteaux (cailloux)	-	-	-	1 * 8	-	-	2 * 8	2 * 8	2 * 8
	Bougie p. (cailloux)	-	-	-	-	-	4	4	-	4
- 60 cm	Plaque lysimétrique	3	3	3	3	3	3	-	-	-
	Bougie poreuse	4	4	4	4	4	/	-	-	-
	Flûteaux (cailloux)	-	-	-	-	1 * 8	1 * 8	1 * 8	-	-
	Bougie p. (cailloux)	-	-	-	-	4	4	-	-	-
- 90 cm	Plaque lysimétrique	-	2	2	-	-	-	-	-	-
	Bougie poreuse	4	4	4	4	-	-	-	-	-
	Flûteaux (cailloux)	-	-	-	-	-	-	1 * 8	-	-
- 120 cm	Bougie poreuse	-	4	-	-	-	-	-	-	-



Photographie 10 – Fosse de réception des solutions dans une sous-station du site expérimental de Montiers.

2.1.2.7. Humidité et température du sol

L'**humidité du sol** est mesurée en continu (2 mesures automatiques journalières) depuis le 6 décembre 2011 par le biais de sondes TDR (*réflectométrie dans le domaine temporel*) plantées dans les sols des trois stations à -10 cm, -30 cm, -60 cm (S1 et S2) et -90 cm (S1) et reliées à un système d'acquisition. Le réseau TDR est constitué de sondes TDR bi-tiges (SDEC France) en aluminium anodisé durci de 20-30 cm de longueur, de 25 m de câble coaxial standard (RG213CU simple tresse), de multiplexeurs de type SDMX50 (Campbell Scientific France) montés en cascade et d'un réflectomètre TDR100 (Campbell Scientific).

La **température du sol** est mesurée en continu (une mesure horaire automatique) par des sondes PT100 reliées à un système d'acquisition. Le réseau PT100 comprend des capteurs de température PT100 TS12 (ACGS mesures) reliés à des multiplexeurs de type AM16/32B.

2.1.3. Echantillonnage et observations sur le terrain

2.1.3.1. Echantillonnage des solutions

Le dispositif de Montiers a été mis en service en décembre 2011 et le premier prélèvement des solutions dans les neuf sous-stations du site a été réalisé le 17 janvier 2012. Depuis, l'ensemble des solutions de l'écosystème sont prélevées (et analysées au laboratoire) de manière continue à un intervalle constant de 4 semaines. Les campagnes de prélèvements sont toujours en cours.

- **Dépôt atmosphérique en solution :**

Au sommet de la tour à flux, la hauteur d'eau est mesurée dans chaque bidon collecteur à l'aide d'un mètre et un échantillon de dépôt atmosphérique est prélevé dans chaque bidon avec un pilulier de 150 ml. Jusqu'en juin 2013, les échantillons sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique ; à partir de juillet 2013 les échantillons sont analysés séparément.

Les prélèvements des dépôts atmosphériques en solution ont été suspendus de janvier à mars 2012 pour cause de non accès à la tour à flux (neige et gel).

- **Pluiolessivats :**

La hauteur d'eau est mesurée dans chaque bidon récepteur à l'aide d'un mètre et un échantillon de pluiolessivat est prélevé dans chaque bidon à l'aide d'un pilulier de 150 ml. Les bidons sont ensuite vidés et nettoyés. Les échantillons d'une même sous-station sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique.

- **Écoulements de tronc :**

La hauteur d'eau est mesurée dans chaque bidon récepteur à l'aide d'un mètre et un échantillon de solution d'écoulement de tronc est prélevé dans chaque bidon à l'aide d'un pilulier de 150 ml. Les bidons sont ensuite vidés et nettoyés.

Hors hiver : Dans chaque sous-station, les 5 échantillons provenant des hêtres sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique. *En hiver :* Dans chacune des trois stations, tous les échantillons provenant des hêtres sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique.

- **Solutions libres du sol :**

Au sein de la fosse de réception, le volume d'eau contenu dans chaque bidon de réception est mesuré à l'aide d'une éprouvette graduée de 2000 ml. Ensuite un échantillon de solution de sol est prélevé dans chaque bidon à l'aide d'un pilulier de 150 ml. L'éprouvette graduée est nettoyée à l'eau déminéralisée entre chaque mesure de volume. Dans chaque sous-station, les échantillons de solution provenant de la même profondeur de sol sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique.

- **Solutions liées du sol :**

Dans la cabane centrale de chaque station, le volume d'eau contenu dans chaque bouteille de réception est mesuré à l'aide d'une éprouvette graduée de 1000 ml. Ensuite un échantillon d'eau liée est prélevé dans chaque bouteille à l'aide d'un pilulier de 150 ml. L'éprouvette graduée est nettoyée à l'eau déminéralisée entre chaque mesure de volume. Pour chaque sous-station, les échantillons de solution provenant de la même profondeur de sol sont regroupés en un échantillon moyen pour l'analyse chimique.

En mars 2012, novembre 2012, juillet 2013, novembre 2013 et novembre 2014, tous les échantillons des pluiolessivats, des écoulements de tronc et des solutions du sol, normalement regroupés par sous-station, ont été analysés séparément afin de mettre en évidence d'éventuelles anomalies liées à un capteur particulier.

2.1.3.2. Echantillonnage des feuilles fraîches et de la litière

Feuilles fraîches :

Des feuilles fraîches sont récoltées annuellement sur des arbres situés à proximité de chaque station en août depuis 2011. Cet échantillonnage consiste à récolter quelques branches par tir au fusil sur des hêtres et des érables durant la période de feuillage complet. Ensuite environ 20 feuilles de hêtre et 10 feuilles d'érable sont échantillonnées pour chaque station et sont ramenées au laboratoire BEF-INRA. Les feuilles sont séparées par essence (hêtre / érable) et par type (feuilles de lumière / feuilles d'ombre).

Litières :

Les litières sont récoltées plusieurs fois au cours de l'année, à intervalles réguliers, depuis 2012 dans les bacs à litière disposés dans les trois stations. Les prélèvements sont réalisés en mars, en juin, en août, en octobre et en décembre. Les échantillons prélevés en octobre et en décembre font l'objet d'un regroupement. Le protocole dépend des conditions climatiques, c'est-à-dire du niveau d'humidité des litières dans les bacs :

- Lorsque les litières sont sèches, celles-ci sont triées sur place en trois fractions : (i) feuilles, (ii) branches et (iii) autres (i.e. bourgeons et graines). Les fractions sont ensuite pesées, regroupées par sous-station, mises dans des sacs en papier et transportées au laboratoire de l'INRA où elles sont séchées dans une étuve ventilée à 65°C pendant une semaine. Après le séchage les échantillons sont pesés.
- Lorsque les litières sont humides, l'ensemble de la matière contenue dans le bac à litière est mis dans un sac en papier. Les échantillons sont ensuite transportés au laboratoire pour être séchées de la même manière pendant une semaine. Les échantillons secs sont alors triés (feuilles, branches et autres), pesés et regroupés par sous-station.

2.1.3.3. Echantillonnage de sol et observation des profils de sol

En juin 2010, 9 carottes de sol ont été prélevées dans chaque sous-station (soit 27 répétitions par type de sol) en vue de la détermination des propriétés physico-chimiques des sols. Ces prélèvements de sol ont été réalisés à la tarière. Les 9 points de carottage ont été répartis sur la surface de la sous-station selon un quadrillage systématique (15 m d'écart entre chaque point) afin de couvrir l'hétérogénéité du sol à l'échelle de la placette. Sur chaque carotte, l'échantillon de sol a été coupé et prélevé selon les couches suivantes (si possible): 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm, 45-60 cm et 60-75 cm.

En parallèle, au printemps 2011, les profils des trois sols ont été décrits dans les fosses de réception (1 fosse par sous-station, soit 3 profils par type de sol). Les caractéristiques suivantes ont été décrites pour chaque horizon visible :

- Structure,
- texture,
- couleur,
- *présence de* : éléments grossiers, racines, activité biologique, taches, nodules/concrétions,
- estimation de la porosité et de la quantité de matière organique.



Photographie 11 – Description d'un profil de sol (à gauche) et prélèvement d'horizons de sol (à droite) dans une fosse de réception du site expérimental de Montiers.

Des échantillons de sol ont également été prélevés dans les 9 fosses de réception des solutions, au niveau de chaque horizon visible, pour la détermination des propriétés physico-chimiques.

La densité apparente de chaque sol a été déterminée par le biais de la méthode du cylindre, laquelle est fondée sur la détermination du poids spécifique apparent d'un volume de sol prélevé. Le volume est estimé directement sur le terrain, tandis que le poids est évalué au laboratoire après séchage de l'échantillon. La connaissance de ces deux variables permet de calculer la densité apparente du sol selon la relation $d_a = P/V$ où P est le poids sec de l'échantillon et V est le volume de l'échantillon prélevé.

2.1.3.4. Quantification des racines

La quantification des racines dans les trois sols de Montiers a été réalisée au printemps 2011 dans les fosses de réception (1 fosse par sous-station, soit 3 fosses par type de sol) selon 2 méthodes complémentaires :

- (1) le décompte des impacts des racines sur le solum,
- (2) tri des racines et calcul de la masse racinaire.

La méthode des **impacts de racines** consiste à placer une grille carrée de 1m^2 subdivisée en carrés de 100 cm^2 verticalement sur le profil de sol de la fosse et à compter les racines visibles dans chacun des petits carrés. Ceci permet d'obtenir dans chaque fosse 10 mesures de la densité racinaire, exprimée en nombre de racines par surface de sol de 100 cm^2 . La quantification a été faite jusqu'à la profondeur maximale du système racinaire visible à l'œil nu. Au total, 8 profils de densité racinaire ont ainsi été dressés dans les stations 1 (jusqu'à 1 m de profondeur) et 2 (jusqu'à 1.80 m de profondeur), tandis que 5 profils ont été dressés dans la station 3 (jusqu'à 1.90 m de profondeur). Lors du comptage, les racines ont été divisées en 2 catégories : racines fines ($< 2\text{ mm}$ de diamètre) et racines larges ($> 2\text{ mm}$ de diamètre).



Photographie 12 – Comptage des impacts racinaires dans une sous-station du site de Montiers.

La méthode du **calcul de la masse racinaire des racines fines** consiste à mesurer la biomasse sèche des racines fines (< 2 mm) dans les différents horizons du profil de sol. A cet effet, des blocs de sol (entre 50 et 100 kg de sol intact avec racines) ont été prélevés en mars-avril 2011 dans les fosses d'installation des plaques lysimétriques, selon les couches suivantes : 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm et 60-90 cm (quand cela était possible), et pesés. Une procédure incluant deux étapes a alors été appliquée. La première étape, sur le terrain, a consisté à extraire, à la main, le maximum de racines fines du bloc de sol. Une aliquote de chaque bloc de sol (environ 2 kg) a ensuite été prélevée et transportée au laboratoire. Ces échantillons de sol ont été séchés à 105°C dans une étuve durant trois jours, puis pesés. La seconde étape, au laboratoire, a consisté à récolter à l'aide de pinces toutes les racines fines restants dans l'aliquote de sol. Cette seconde étape a permis d'évaluer la fraction de racines fines non collectées lors du premier tri sur le terrain. Les racines collectées durant les deux étapes ont alors été lavées à l'eau déminéralisée, séchées à l'étuve durant une semaine à 65°C, puis pesées. Ainsi, pour chaque profondeur de sol, la densité racinaire (en g de racines fines par kg de sol sec) a été obtenue en faisant la somme des biomasses des racines collectées durant les deux étapes, et en multipliant celle-ci par le rapport entre la masse sèche totale du bloc de sol et la masse sèche de l'aliquote de sol.



Photographie 13 – Extraction des racines du volume de sol séché (au laboratoire INRA-BEF).

2.1.3.5. Détermination de la profondeur d'apparition du calcaire

En l'absence de données exploitables par différentes techniques physiques, une campagne de mesure de la profondeur du calcaire dans les stations 2 (calci-brunisol) et 3 (rendisol) a été réalisée le lors de l'installation du site. Ces mesures ont été relevées par l'intermédiaire d'un pic (gradué de 0 à 128 cm) installé à l'extrémité d'une pelleuse (Photographie 14). Un sondage a été réalisé tous les mètres sur la longueur de 5 layons pour la station 2 et de 7 layons pour la station 3. Ceci représente environ 750 mesures dans la station 2 et 700 mesures dans la station 3. Pour chaque sondage, 2 profondeurs ont été relevées :

- une première profondeur correspondant à la première résistance du pic, attribuée à l'apparition des cailloux calcaires ;
- une deuxième profondeur correspondant au blocage du pic, attribué à l'atteinte du socle calcaire (roche-mère).



Photographie 14 – Sondage à la pelleuse en vue la détermination de la profondeur d'apparition de la roche-mère calcaire (site expérimental de Montiers).

2.1.3.6. Détermination du taux de cailloux calcaires dans le sol

Pour déterminer la quantité de cailloux calcaires dans les sols des stations 2 et 3, du matériau de sol (sol total avec cailloux) a été prélevé dans les fosses d'installation des plaques lysimétriques (3 fosses par station) selon les couches suivantes (si possible): 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm et 90-120 cm. Pour chaque horizon, les cailloux de calcaire ont été extraits du volume de sol. Le sol et les cailloux calcaires ont ensuite été pesés séparément *in situ*. Le taux de cailloux calcaires a ensuite été estimé pour chaque horizon selon la relation suivante :

$$\frac{\frac{M_C}{D_C}}{\frac{M_C}{D_C} + \frac{M_S}{D_S}}$$

Avec M_C la masse de cailloux calcaires, D_C la densité de cailloux calcaires (égale à 2,5 ; évaluée au laboratoire), M_S la masse de sol et D_S la densité du sol (évaluée à l'aide de cylindres calibrés).



Photographie 15 – Cailloux calcaires extraits du sol de la station S3 (site expérimental de Montiers).

2.2. Méthodes d'analyse des échantillons

2.2.1. Analyse des solutions

Les échantillons en solution 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.

Dans un premier temps, les solutions sont filtrées sous vide à 0.45 µm par filtration sur membrane (filtres PRAT DUMAS réf. MCE047545), puis conservées au réfrigérateur jusqu'à l'analyse qui est réalisée dans les jours qui suivent.

- Le **pH** est mesuré avec un pH-mètre (DL70 ES de METTLER TOLEDO).

La calibration initiale du pH-mètre est réalisée à partir de deux solutions de référence ajustées à pH = 4 et pH = 5. L'incertitude de mesure est de 0.05 unité de pH.

- 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).
- Les anions **NO₂⁻, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻** et **F⁻** sont quantifiés par chromatographie ionique (ICS-2100 de DIONEX).
- La teneur en ammonium (**NH₄⁺**) est mesurée par colorimétrie à flux continu (spectromètre d'absorption moléculaire San⁺⁺ de SKALAR).
- Le carbone organique dissous (**DOC**), le carbone total (**TC**) et l'azote total (**TN**) sont quantifiés par un analyseur de carbone organique total (TOC-L de SHIMADZU).

Le spectromètre d'émission optique, le chromatographe ionique, le colorimètre à flux continu et l'analyseur de carbone organique total sont initialement calibrés avec une gamme d'étalonnage spécifique créée au sein du laboratoire INRA-BEF pour les solutions de Montiers et des contrôles sont intégrés dans la série d'analyse afin de s'assurer de la fiabilité des mesures. L'incertitude de mesure est inférieure à 10%.

- L'azote organique dissous (**DON**) est estimé en soustrayant les formes azotées inorganiques mesurées de la teneur en azote total.

Ces méthodes analytiques sont brièvement présentées dans l'Annexe 7.

2.2.2. Analyse des végétaux (feuilles fraîches et litières)

Les échantillons foliaires sont séchés à 65°C durant trois jours, puis broyés et minéralisés à l'acide nitrique (50% HNO₃) par micro-ondes (Multiwave 3000, Anton Paar). Ils sont ensuite analysés par l'intermédiaire d'un spectromètre d'émission optique (700 Series ICP-OES d'AGILENT TECHNOLOGIES) pour déterminer les teneurs en Ca, K, Mg, P, S, Al, Fe, Mn et Na. Le carbone total et l'azote total sont dosés par le biais d'un analyseur CHN (CHN analyser, THERMO QUEST).

Pour le dosage de Si, un spectromètre de fluorescence X sur pastille a été utilisé.

2.2.3. Analyse des échantillons de sol

Les échantillons de sol issus des prélèvements à la tarière de juin 2010 (9 carottes de sol par sous-station, i.e. 27 répétitions par type de sol) ont été séchés à 35°C durant une semaine, puis tamisés pour écarter les éléments de taille supérieure à 2 mm (en diamètre). L'humidité, la densité et le taux d'éléments grossiers ont été déterminés selon les protocoles du laboratoire INRA-BEF. Les propriétés physico-chimiques ont été mesurées par le Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras (INRA-Arras, France) selon des méthodes normalisées françaises et internationales :

- **Texture du sol :**
(NFX31-107)
Destruction de matière organique suivie de sédimentation pour les fractions argileuses / limoneuses et de tamisage pour la fraction sableuse,
- **Carbone organique et azote total :**
(NF ISO 10694 / NF ISO 13878)
Combustion sèche suivie d'analyse élémentaire à l'état gazeux par conductivité thermique (Flash 2000, Thermo Scientific, Courtaboeuf, France),
- **pH_{eau} du sol**
(NF ISO 10390)
- **Taux de CaCO₃ :**
(NF ISO 10693)
Acidification à l'acide chlorhydrique (HCl) dans un système fermé et mesure du dégagement de dioxyde de carbone (CO₂),
- **P₂O₅ (Duchaufour)**
(méthode INRA)
Extraction acide à l'acide sulfurique (H₂SO₄) suivie d'une extraction basique à l'hydroxyde de sodium (NaOH) et d'une quantification par spectrophotométrie (Cary 50, Varian, Les Ulis, France)
- **Cations échangeables Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na et capacité d'échange cationique (CEC) :**
(NF ISO 24370)
Extraction au chlorure de cobaltihexamine suivie d'une analyse élémentaire par
 - spectrométrie à plasma à couplage inductif (iCAP 7400, Thermo Scientific, Courtaboeuf, France) pour Al, Ca, Fe, K, Mg et Mn,
 - Spectrométrie d'émission atomique (SpectrAA 220FS, Varian, Les Ulis, France) pour Na,
 - spectrophotométrie (Cary 50, Varian, Les Ulis, France) pour la CEC.

La saturation du sol en bases échangeables (BS) est déterminée selon la relation suivante :

$$BS = \frac{Mg^{2+} + Ca^{2+} + Na^{+} + K^{+}}{CEC}$$

2.3. Calculs et modèles

2.3.1. Calcul des flux en solution

Les flux d'éléments chimiques dans les différents compartiments de l'écosystème par périodes de 28 jours (exprimés en kg / ha / 28 jours) ont été obtenus par couplage entre les flux hydriques, obtenus par la mesure des volumes sur le terrain (flux hors sol) et par le modèle BILJOU© (flux de drainage), et les concentrations en éléments chimiques dans les solutions prélevées sur le terrain.

Les flux hors sol

- Les flux des éléments attribués aux dépôts atmosphériques humides (*bulk deposition* ; BD) ont été calculés en multipliant les hauteurs d'eau des précipitations (en mm), issues des données météorologiques de Biencourt-sur-Orge, par les concentrations des éléments dans les solutions récoltées sur la tour à flux (en mg.L⁻¹). Les flux annuels pour les années 2012- 2015 ont ensuite été calculés en additionnant les flux correspondant aux périodes de 28 jours sur l'ensemble de l'année.
- Les flux des pluviolessivats (*throughfall* ; TF) ont été calculés pour chaque station en multipliant les hauteurs d'eau des pluviolessivats (en mm) par les concentrations moyennes des éléments dans les solutions captées par les gouttières sous la canopée (en mg.L⁻¹).
- Les flux des écoulements de tronc (*stemflow* ; SF) ont été calculés à partir des volumes d'eau s'écoulant le long des troncs des arbres à l'échelle de la station et des concentrations des éléments dans les solutions collectées sur les hêtres. Le détail de la méthode est donné dans le paragraphe 2.3.3.3 de ce manuscrit.
- 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 :

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

- Les flux de pluviolessivat net (*net throughfall* ; NTF) ont été déduits par soustraction du flux associé au dépôt humide au flux sous couvert (TF + SF). La contribution de l'échange de la canopée (EC) au NTF a été estimée à l'aide du modèle CBM décrit dans la partie 2.3.3.1.

Les flux de drainage dans le sol

Dans un premier temps, les flux de drainage de l'eau libre (ZTL) et de l'eau liée (TL) ont été calculés séparément en multipliant les teneurs moyennes en éléments (exprimées en mg.L⁻¹) dans les solutions ZTL et TL (respectivement) par le drainage de l'eau modélisé avec le modèle hydrique BILJOU© (décrit dans la partie 3.3.3.4. de ce manuscrit).

Dans un second temps, un modèle de couplage de ZTL et TL (*discuté dans l'Article III*) a été mis en œuvre afin de mesurer les flux de drainage des éléments en considérant que le drainage réel dans le sol résulte de la somme d'un transfert vertical rapide de ZTL et d'un transfert vertical lent de TL.

La contribution de ZTL au flux de drainage a été déduite du rapport entre les volumes d'eau interceptés par la surface des lysimètres sans tension et le flux de drainage modélisé par BILJOU©. Ainsi les flux de drainage des éléments (D) ont été calculés à chaque profondeur de sol de la manière suivante :

$$D(X) = D_{ZTL} \times C(X)_{ZTL} + D_{TL} \times C(X)_{TL}$$

Où D(X) est le flux de drainage de l'élément X ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{période}^{-1}$), D_{ZTL} est le drainage de l'eau libre ($\text{mm} \cdot \text{période}^{-1}$), $C(X)_{ZTL}$ est la concentration de l'élément X dans la solution ZTL ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), D_{TL} est le drainage de l'eau liée et $C(X)_{TL}$ est la concentration de l'élément X dans la solution TL.

2.3.2. 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 des périodes de 28 jours et les flux annuels ; quatre années, de 2012 à 2015, ont été considérées dans cette étude. Concernant les solutions du sol, les calculs ont porté sur les concentrations à l'échelle de la période de 28 jours et à l'échelle des périodes de végétation (de mi-avril à mi-novembre) et sans végétation (de mi-novembre à mi-avril). Les moyennes et les écarts-types ont également été calculés pour les volumes d'eau mesurés par chaque type de capteur aux échelles de la période de 28 jours et de l'année.

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).

2.3.3. Modèles

2.3.3.1. 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 (BD) et de l'apport au sol (SD) est généralement réalisée (Lindberg et al., 1986). Il s'agit d'estimer les contributions du dépôt sec (*dry deposition* ; DD) et de l'échange de la canopée (EC) à l'apport au sol net (NSD), selon l'équation suivante :

$$\text{NSD} = \text{SD} - \text{BD} = \text{DD} + \text{EC}$$

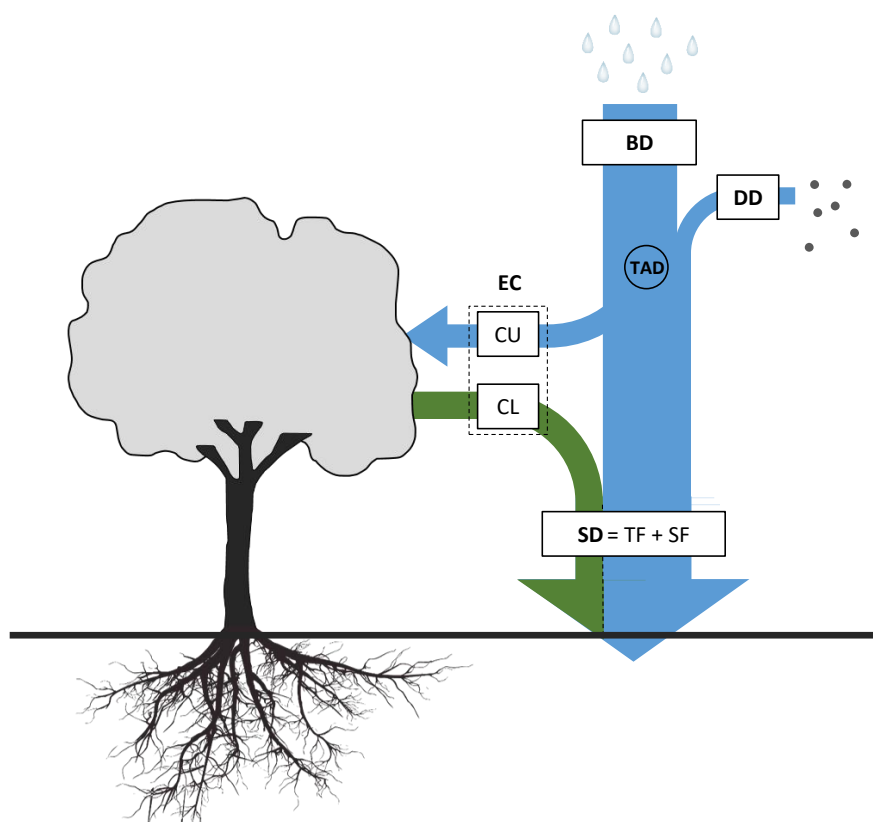


Figure 15 – Schématisation des flux impliqués dans l'échange de la canopée (EC).
 BD = dépôt atmosphérique en solution (*bulk deposition*) ; DD = dépôt atmosphérique sec (*dry deposition*) ; TAD = dépôts atmosphériques totaux (BD + DD) ; CU = assimilation foliaire ; CL = récréation foliaire ; TF = pluviollessivat (*throughfall*) ; SF = écoulement de tronc (*stemflow*) ; SD = apport au sol (*stand deposition*).

La méthode la plus courante permettant de calculer DD 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 et al. et al. (1996), Thimonier et al. (2005) et Staelens et al. (2008). Dans ce modèle, l'échange de la canopée EC de l'ion Na^+ est supposé négligeable et, selon l'équation précédente, son dépôt sec équivaut à $\text{DD} = \text{NSD}$ (Gandois et al., 2010 ; Hofhansl et al., 2011 ; Staelens et al., 2008). Ainsi Na^+ peut être utilisé comme traceur en posant l'hypothèse que celui-ci présente un rapport $\text{DD}_{\text{Na}}/\text{BD}_{\text{Na}}$ similaire au rapport DD_x/BD_x de l'élément x dont on veut déterminer le dépôt sec :

$$DD_x = (SD_{Na}/BD_{Na}) \times BD_x \quad \text{d'après Thimonier et al. (2005).}$$

On peut dès lors estimer EC :

$$EC_x = NSD_x - DD_x$$

Ces calculs reposent sur deux hypothèses qui montrent les limites du modèle (van der Heijden et al., 2013 ; Draaijers et al., 1996) :

- la relation supposée entre le dépôt humide et le dépôt sec (DD/BD), laquelle sous-entend que les particules contenant Na sont déposées sur la canopée avec la même efficacité que celles contenant l'élément x ;
- l'inertie supposée de Na vis-à-vis de la canopée, laquelle est généralement admise (Staelens et al., 2008) ; il faut pourtant noter qu'une récrétion non négligeable de Na a été mise en évidence par André et al. (2008).

Le modèle CBM a cependant été testé et jugé satisfaisant par certains auteurs, notamment pour estimer l'effet de la canopée sur Ca, Mg et K (Hofhansl et al., 2011 ; Thimonier et al., 2005). Dans le cadre de cette thèse, le modèle a donc été appliqué à ces trois éléments. Pour d'autres éléments, le modèle a été jugé inapproprié par certains auteurs. Ainsi Thimonier et al. (2005) ont affirmé que l'estimation de DD et de EC est incertaine en ce qui concerne les formes azotées, puisque celles-ci peuvent être captées par la canopée sous forme gazeuse (NO_2 , HNO_3 , NH_3) ; il en serait de même pour les ions Cl^- , SO_4^{2-} et H^+ (Talkner et al., 2010).

2.3.3.2. 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. 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 ($R_{x/Na}$) 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 et al. (2013) a proposé certains rapports $R_{x/Na}$ applicables en France :

- $R_{Ca/Na} = 0.06$
- $R_{Mg/Na} = 0.13$
- $R_{K/Na} = 0.04$
- $R_{SO_4/Na} = 0.11$
- $R_{Cl/Na} = 1.69$

Ces rapports ont été utilisés dans le cadre de cette étude. Le calcul est le suivant :

$$mX = R_{x/Na} \times Na \quad \text{d'après Lequy et al. (2013) et Nordén (1991)}$$

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 .

2.3.3.3. Estimation des écoulements de tronc

Selon Hanchi (1997), la difficulté de mesurer les écoulements de tronc en mm d'eau apportés au sol (unité nécessaire pour l'intégration de ce paramètre dans le bilan hydrique de l'écosystème) serait souvent à l'origine de la non-prise en compte de ce flux dans les études du cycle de l'eau en forêt. Dans le cadre du site de Montiers, ce calcul est néanmoins envisageable. En effet, des colliers de réception ont été disposés sur des troncs de différents diamètres (C130) et 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), 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 C130. La hauteur d'eau apportée au sol par le biais des écoulements de tronc (SF) des arbres d'une classe de C130 donnée (x) est calculée selon l'équation suivante (inspirée de Hanchi, 1997) pour chaque période (p) :

$$SF_{xp} \text{ (en mm)} = V_{xp} \times (N_x/A)$$

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.

2.3.3.4. Calcul de la réserve utile

La réserve utile en eau d'un sol (*soil water holding capacity* ; $SWHC$) correspond à la quantité d'eau que le sol peut retenir et restituer à la plante (Figure 16). Il s'agit de la quantité d'eau comprise entre la capacité au champ (eau disponible maximale ; *field capacity FC*) et l'humidité au point de flétrissement permanent (eau disponible minimale ; *wilting point WP*).

Les réserves utiles des sols des trois stations de Montiers ont été calculées selon deux méthodes distinctes :

- **La détermination des teneurs en eau caractéristiques par l'application d'une fonction de pédotransfert**

La fonction de pédotransfert continue (FPT) décrite par Al Majou et al. (2007) a été utilisée pour déterminer les teneurs en eau volumiques à la capacité au champ (θ_{FC}) et au point de flétrissement (θ_{WP}) selon la relation suivante :

$$\theta = a + (b * \%A) + (c * \%L) + (d * \%CO) + (e * D_a)$$

Avec: θ la teneur en eau volumique
 %A la teneur en argile
 %L la teneur en limons
 %CO la teneur en carbone organique
 D_a la densité apparente

Les coefficients a, b, c, d et e sont donnés par Al Majou et al. (2007) en fonction du potentiel hydrique : -10 kPa (pF 2) pour FC et -1500 kPa (pF 4.2) pour WC.

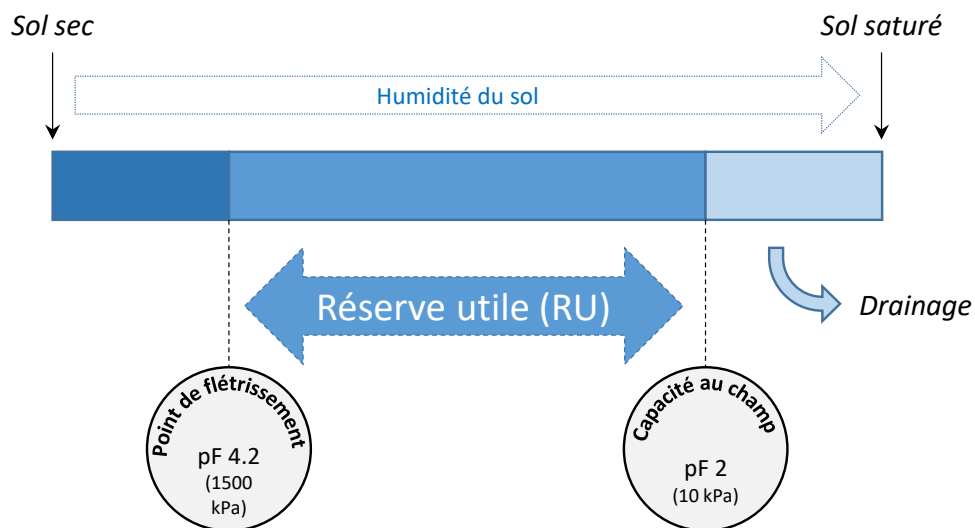


Figure 16 – Schématisation des valeurs de pF (potentiel hydrique) caractéristiques de l'humidité du sol.

- **La détermination de θ_{FC} et θ_{WP} à partir de courbes de rétention**

En décembre 2015, 25 carottes de sol (de 16.5 cm³ chacune) ont été prélevées dans chacune des trois stations du site de Montiers à 10, 30, 60 et 90 cm de profondeur (si possible). Au laboratoire INRA-BEF, les échantillons ont été entièrement saturés avec de l'eau déminéralisée par capillarité. Les échantillons ont ensuite été placés sur une plaque en céramique poreuse saturée dans un extracteur à pression (presse de Richards ; Figure 17). Des pressions spécifiques ont été appliquées aux échantillons, évacuant l'eau à travers la plaque de céramique. Cinq pressions spécifiques ont été appliquées séparément : - 0.01 MPa, - 0.033 MPa, - 0.1 MPa, - 0.33 MPa et - 1.5 MPa. A chaque pression, cinq échantillons de sol par profondeur et par type de sol ont été utilisés comme répétitions.

L'équilibre atteint à la pression donnée, les échantillons ont été retirés de l'extracteur et ont été pesés avant et après un séchage à 105°C afin de déterminer la quantité d'eau résiduelle. La teneur en eau volumique à chaque potentiel hydrique a été calculée pour toutes les profondeurs de sol selon la relation suivante :

$$\theta_{p,d} = w_{p,d} \times d_{b,d}$$

où p est le potentiel hydrique donné, d est la profondeur de sol, θ_p est la teneur en eau volumique (en $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), w_p est la teneur massique en eau (en $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) et d_b est la densité du sol à la profondeur de sol d .

Les humidités de sol caractéristiques à la capacité au champ (θ_{FC}) et au point de flétrissement permanent (θ_{WP}) dans chaque couche de sol ont été estimées à partir des potentiels hydriques établis à -0.01 MPa ($pF = 2$) et -1.5 MPa ($pF = 4.2$), respectivement.

En considérant que les cailloux n'échangent pas d'eau, la réserve en eau utile (SWHC ; en mm) pour chacun des trois sols a été calculée selon l'équation suivante :

$$SWHC = \sum_{i=1}^n \left(1 - \left(\frac{RV_i}{100} \right) \right) \times (\theta_{FC,i} - \theta_{WP,i}) \times H_i$$

Où $\theta_{FC,i}$ est la teneur en eau volumique à la capacité au champ (en $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), $\theta_{WP,i}$ est la teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent (en $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), RV_i est le taux de cailloux total dans la couche de sol i (en %), H_i est l'épaisseur de la couche de sol i (en m) et n est le nombre de couches de sol.



Figure 17 – Echantillons de terre dans la presse de Richards (laboratoire INRA-BEF) utilisée pour l'application de pressions spécifiques en vue de l'établissement des courbes de rétention.

2.3.3.5. Modèle hydrique BILJOU – Estimation des flux de drainage

La perte par drainage en éléments à la base du profil de sol ne peut pas être mesurée directement dans les écosystèmes forestiers (van der Heijden et al., 2013^e). Les flux d'eau en bas du profil racinaire peuvent cependant être estimés à l'aide d'un modèle hydrique ; ces flux d'eau peuvent ensuite être couplés avec les concentrations en éléments mesurées dans la solution de sol afin de déterminer les flux de drainage de ces éléments. La modélisation des flux d'eau dans les sols forestiers est donc essentielle pour calculer les bilans de flux « entrées-sorties » au sein de l'écosystème forestier.

De nombreux modèles hydriques ont été décrits dans la littérature, différant dans leurs objectifs, leurs données d'entrée, leur complexité et leur résolution spatiale et temporelle (Granier et al., 1999). Le but principal de ces modèles est la prédiction des variations temporelles de la teneur en eau du sol, ainsi que l'évaluation des conditions de stress hydrique subies par le peuplement.

Dans le cadre de cette thèse, le modèle hydrique forestier BILJOU©, développé par Granier et al. (1999), a été utilisé. Ce modèle permet de simuler les flux d'eau au pas de temps journalier dans les différents compartiments d'un écosystème forestier. Il est particulièrement adapté à l'échelle de la parcelle forestière. Le modèle utilise un ensemble de paramètres et de données météorologiques journalières. L'évapotranspiration est estimée à partir de relations écophysiologicals à l'échelle du peuplement. Ces relations intègrent l'indice de surface foliaire maximal (LAI) pour calculer la transpiration de la canopée, l'évapotranspiration du sous-étage herbacé et l'interception des précipitations par le peuplement. Le modèle BILJOU© estime les principales composantes du cycle de l'eau dans l'écosystème forestier :

- réserve hydrique du sol,
- transpiration et interception de la canopée,
- drainage à la base du profil de sol.

Il fournit également des indices de stress hydrique à l'échelle saisonnière et annuelle, permettant ainsi d'évaluer les épisodes de sécheresse susceptibles d'affecter les processus physiologiques et la croissance du peuplement sur le long terme. Le modèle BILJOU© calcule les variations de la réserve hydrique du sol (ΔR_h) à l'échelle journalière selon la relation suivante :

$$\Delta R_h = P - I - T - ET_s - D.$$

Avec :

- P la pluviométrie,
- I l'interception de l'eau par la canopée,
- T la transpiration du couvert végétal,
- ET_s l'évapotranspiration du sous-étage,
- D le drainage.

Les flux de drainage d'eau prédits par le modèle hydrique peuvent être calibrés et validés par comparaison avec des mesures d'humidité volumique du sol réalisées *in situ* (TDR).

Les mécanismes fonctionnels qui interagissent dans BILJOU© ont été décrits par Granier et al. (1999) et un schéma général du fonctionnement du modèle est présenté dans la Figure 18.

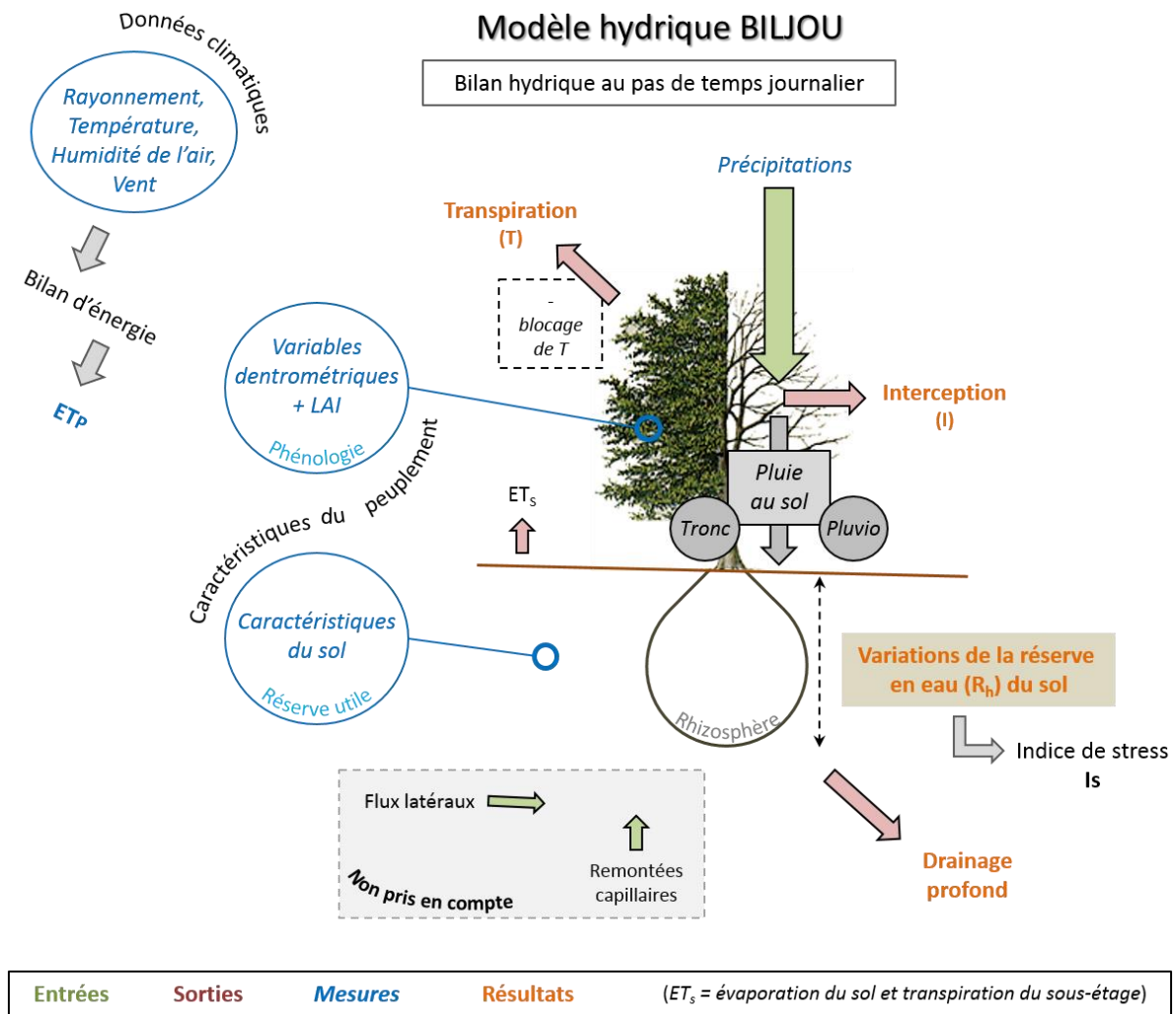


Figure 18 – Représentation schématisation du fonctionnement du modèle hydrique BILJOU®.

Les données d'entrée du modèle sont classées en 2 catégories : 'données météorologiques journalières' et 'caractéristiques du peuplement et du sol'. A partir de ces variables, BILJOU® calcule les différentes composantes du bilan hydrique à l'échelle journalière et les indices de stress hydrique à l'échelle annuelle (résultats du modèle).

Les entrées journalières du modèle

Les paramètres météorologiques

Les données météorologiques ont été implémentées dans le modèle au pas de temps journalier. La pluie incidente (P) est issue des données de la station météorologique de Biencourt-sur-Orge (METEO France) située à ~ 4,3 km de Montiers. Les valeurs de température de l'air, vitesse du vent, rayonnement global et déficit de saturation de l'air sont issues des mesures journalières effectuées sur la tour à flux de Montiers. L'évaporation potentielle (ETP) a été calculée selon la formule de Penman (1948).

Les paramètres concernant les sols

- **Nombre d'horizons :**

Dans notre étude, le choix du nombre de couches de sol implémentées dans BILJOU© et le choix de l'épaisseur de ces couches est arbitraire et ne correspond pas aux horizons pédologiques observés in situ. Les couches ont été choisies de manière à ce que leurs planchers correspondant aux profondeurs d'installation des lysimètres dans les stations de Montiers. Les profondeurs correspondant à la base du profil racinaire dans chaque station ont été déterminées à partir de la quantification des racines dans le sol et de la profondeur d'apparition du calcaire.

- **Densité apparente :**

Pour chaque couche de sol, la densité apparente a été implémentée. Les mesures de densité apparente obtenues par la méthode des cylindres ont été utilisées.

- **Densité réelle :**

Pour chaque horizon de sol, une densité réelle théorique a été implémentée. Les valeurs moyennes de densité réelle (densité des particules de sol) ont été calculées d'après l'équation suivante (van der Heijden, 2013^a):

$$Dr_i = \frac{1}{\left(\frac{1 - 2 \times C_i}{2.6}\right) + \left(\frac{2 \times C_i}{1.6}\right)}$$

où Dr_i (g/cm^3) est la densité réelle de l'horizon i , C_i est le taux de carbone organique total dans l'horizon i , 2.6 (g/cm^3) est la densité réelle de la phase minérale et 1.6 (g/cm^3) est la densité réelle de la phase organique.

- **Répartition des racines dans le sol :**

Pour chaque horizon de sol, un pourcentage moyen de racines fines a été calculé. L'estimation de la répartition du profil racinaire a été réalisée à partir de 2 méthodes de quantification des racines (mesure de la biomasse racinaire et comptage racinaire) décrites dans la partie 2.1.3.4.

- **Humidité au point de flétrissement et réserve utile :**

Pour chaque horizon de sol, l'humidité pondérale au point de flétrissement (pF 4.2) et la réserve utile ont été implémentées.

- **Paramètre de porosité :**

Les valeurs moyennes de densité réelle et de densité apparente ont été utilisées pour estimer la porosité des horizons de sol selon l'équation suivante :

$$Porosit\acute{e}_i = \left(1 - \frac{Dr_i - Da_i}{Dr_i}\right) \times 100$$

où porosité _{i} (%) est la porosité de l'horizon i , Dr_i (g/cm^3) est la densité réelle de l'horizon i et Da_i est la densité apparente de l'horizon i .

Les paramètres concernant le couvert végétal

Les paramètres concernant le couvert végétal implémentés dans le modèle BILJOU© pour les stations de Montiers sont récapitulés dans le Tableau 3.

Tableau 3 - Synthèse des données de caractérisation du couvert végétal implémentées dans le modèle BILJOU©.

	<i>Jours juliens de débourrement et de chute des feuilles</i>	<i>Indice de surface foliaire (LAI) m²/m²</i>
S1	112 / 306	8.87
S2	112 / 306	9.55
S3	112 / 306	8.64

Les sorties du modèle

Les sorties journalières hydriques du modèle BILJOU©, synthétisées dans le tableau 5, sont les suivantes:

- la pluie au sol (P_{sol}) qui correspond à la différence entre les précipitations et l'interception ;
- la pluie ruisselant le long des troncs (SF) ;
- l'évapotranspiration réelle (ETR) ;
- la transpiration des arbres (T) ;
- l'évapotranspiration du sous-étage (ET_s) ;
- les flux de drainage des différents horizons de sol (D_i , ou i est le numéro de la couche de sol implémentée dans le modèle);
- la réserve en eau du sol ($Réserve$) qui correspond à la somme des lames d'eau des différentes couches de sol ($Lame i$, ou i est le numéro de la couche de sol implémentée dans le modèle).

Les entrées du modèle et les résultats produits par la modélisation sont détaillés dans le Tableau 4.

Tableau 4 – Données d'entrée et de sortie du modèle hydrique BILJOU®.

Variable	Unité	Fréquence
Données d'entrée		
<i>Données climatiques</i>		
Précipitations	mm	journalière
Température moyenne de l'air	°	journalière
Humidité relative de l'air	%	journalière
Vitesse moyenne du vent	m/s	journalière
Rayonnement global	J/cm ²	journalière
<i>Caractéristiques du peuplement et du sol</i>		
Indice de surface foliaire maximal (LAI)	/	/
Date de chute des feuilles et date de débourrement	jour de l'année	/
Nombre de couches de sol (horizons) considérés et épaisseur de celles-ci	cm	/
Réserve en eau de chaque horizon	mm	/
Humidité pondérale au point de flétrissement permanent (pF = 4.2) de chaque horizon	$\frac{g_{eau}}{g_{sol}}$	/
Répartition des racines dans les différents horizons	fractions en %	/
Densité apparente de chaque horizon	/	/
Résultats de la simulation		
<i>Bilan hydrique</i>		
Pluie au sol	mm	journalière
Interception des précipitations par la canopée	mm	journalière
Transpiration de la canopée	mm	journalière
Ecoulements de tronc	mm	journalière
Réserve en eau utile du sol	mm	journalière
Evapotranspiration réelle (ETR)	mm	journalière
Drainage à la base du profil de sol	mm	journalière
<i>Bilan hydrique</i>		
Indice de stress hydrique (Is)	/	annuelle
Nombre de jours de stress hydrique au cours de l'année	nombre de jours	annuelle

Les sorties du modèle ont été moyennées (*Réserve, Lame i*) ou sommées (*P, P_{sol}, SF, ETP, ETR, T, ET_s, Dr_i*) par période de 28 jours afin de se caler sur la fréquence de prélèvement des solutions de sol des stations de Montiers.

Calibration et validation des simulations

Les simulations réalisées avec BILJOU© dans le cadre de cette thèse ont fait l'objet de nombreuses calibrations au niveau des paramètres d'entrée et, pour valider les résultats des simulations, des comparaisons ont été faites entre :

- les hauteurs d'eau des pluviolessivats mesurées et simulées par période de 28 jours. Les pluviolessivats simulés ont été calculés par différence entre la pluie au sol simulée (*P_{sol}*) et la pluie ruisselant le long des troncs simulée (*SF*).
- les humidités volumiques mesurées par les sondes TDR implantées dans les trois stations aux profondeurs de 10 cm, 30 cm, 60 cm (*S2* et *S3*) et 90 cm (*S1*) et les humidités volumiques simulées. Les humidités volumiques simulées n'étant pas disponibles dans les sorties de BILJOU©, elles ont été calculées pour chaque horizon à partir des variations de réserve utile, selon la formule suivante :

$$\theta_{J+1} = \left(\frac{Lame_{J+1} - Lame_J}{z} \right) + \theta_J$$

- Avec :
- θ_{J+1} (%) l'humidité volumique moyenne de l'horizon au jour J+1,
 - θ_J (%) l'humidité volumique moyenne de l'horizon au jour J,
 - $Lame_{J+1}$ (mm) la lame d'eau présente dans l'horizon au jour J+1,
 - $Lame_J$ (mm) la lame d'eau présente dans l'horizon au jour J,
 - z (dm) l'épaisseur de l'horizon de sol.

2.3.4. Biomasse et minéralomasse du peuplement

2.3.4.1. Biomasse sur pied et croissance du peuplement

La méthode d'estimation de la biomasse du peuplement de Montiers, décrite par Saint-André et al. (2005), comprend :

- l'acquisition de données dendrométriques, dendrochronologiques et de biomasse,
- la détermination des relations entre la biomasse des différents compartiments aériens de l'arbre (branches, écorce et bois du tronc) et les mesures acquises sur le terrain,
- l'évaluation de la biomasse sur pied et de la production annuelle de biomasse à partir des équations allométriques définies.

Chaque année, depuis 2009, des mesures de la circonférence du tronc à 1.3 m de hauteur (C130) sont réalisées sur tous les arbres des stations de Montiers pendant la phase de dormance de l'arbre (fin novembre - début décembre). A partir des valeurs de C130 et des équations allométriques présentées dans le Tableau 5 (issues de Calvaruso et al., 2017), la hauteur et la biomasse de chaque arbre sont déduites pour les différents compartiments de l'arbre (bois, écorce, tronc). La robustesse du modèle a été vérifiée par le biais de mesures réelles effectuées sur des échantillons de biomasse aérienne prélevés sur 8 arbres dans chaque station de Montiers.

Pour chaque station, la biomasse aérienne totale du peuplement est obtenue en sommant les biomasses de ces compartiments et de l'ensemble des arbres de la station en question.

Tableau 5 – Equations allométriques issues de Calvaruso et al. (2017) pour le calcul de la biomasse des différents compartiments aériens des arbres du peuplement de Montiers. B correspond à la biomasse sèche (en kg), d est le diamètre du tronc à 1.3 m de hauteur (C130 ; en m) et h est la hauteur de l'arbre (en m).

Compartiment de l'arbre	Equation allométrique
Bois du tronc	$B = (193.3871 - 112.4017 * e^{(-0.0482 * \text{age})}) * (d^2 h)^{0.9756}$
Ecorce du tronc	$B = (11.6414 + 0.0757 * \text{age}) * (d^2 h)^{0.8771}$
Branches > 7 cm	$B = 5.0575 * (d^2 h)^{2.0578}$
Branches de 4-7 cm	$B = (20.2017 - 0.0900 * \text{age}) * (d^2 h)^{1.5341}$
Branches < 4 cm	$B = (22.3991 + 73.1160 * e^{(-0.0285 * \text{age})}) * (d^2 h)^{0.9119}$

La biomasse aérienne totale de chaque station est rapportée à la superficie de celle-ci pour exprimer la biomasse sur pied en t.ha⁻¹.

La production annuelle de biomasse aérienne correspond à la différence entre la biomasse sur pied calculée pour l'année n et celle calculée pour l'année n-1. Cette production a été calculée pour les 4 années de l'étude (2012-2015).

2.3.4.2. Minéralomasse du peuplement

En 2009, les concentrations de Ca, Mg, K, Na, P, S, Al et Mn ont été mesurées dans les différents compartiments aériens des arbres dans les trois stations de Montiers:

- branches au diamètre inférieur à 4 cm,
- branches dont le diamètre est compris entre 4 et 7 cm,
- branches au diamètre supérieur à 7 cm,
- bois du tronc et
- écorce du tronc.

Dans chaque station, 8 arbres représentatifs de la distribution des valeurs C130 (circonférence du tronc à 1.3 m de hauteur) ont été abattus et les compartiments énumérés ci-dessus ont été prélevés. La procédure détaillée est décrite dans Calvaruso et al. (2017).

Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à 65°C et broyés en deux temps : un broyage grossier (PULVERISETTE 25 power cutting mill) suivi d'un broyage fin (SODEMI ball mill). Ils ont ensuite été minéralisés à l'acide nitrique par micro-ondes (MULTIWAVE 3000). Les teneurs totales en Ca, Mg, K, Na, P, S, Al et Mn ont été déterminées par spectrométrie d'émission optique (700 Series ICP-OES d'AGILENT TECHNOLOGIES).

A l'échelle de chaque station, la minéralomasse d'un élément dans un compartiment aérien donné a été calculée en multipliant la concentration moyenne de cet élément par la biomasse sèche correspondante (acquise selon la méthode décrite dans la partie 3.3.4.1.). La minéralomasse totale dans le peuplement hors sol correspond à la somme des teneurs totales dans les branches et le tronc.

L'immobilisation annuelle des éléments dans la biomasse sur pied a été déterminée pour les années 2012, 2013, 2014 et 2015 par la différence entre la minéralomasse calculée pour l'année n et celle calculée pour l'année n-1.

RESULTATS

Chapitre 3

Description des sols et du peuplement de Montiers

3. Caractérisation des sols et du peuplement de Montiers

Ce chapitre présente les propriétés physiques (texture, profondeur du système sol, réserve utile) et chimiques (teneurs et stocks d'éléments totaux et échangeables, minéralogie quantitative) des trois sols de Montiers (alocrisol, calci-brunisol et rendisol), ainsi que les caractéristiques du peuplement des trois stations biogéochimiques (inventaire, biomasse, teneurs et stocks d'éléments), l'enracinement, la quantification des racines et le suivi de la croissance annuelle du peuplement.

3.1. Caractérisation physique des sols de Montiers

3.1.1.1. Texture

La pesée des fractions d'argile (< 2 µm), de limon fin (2 µm - 20 µm), de limon grossier (20 µm - 50 µm), de sable fin (50 µm - 0.2 mm) et de sable grossier (0.2 mm - 2 mm) à partir des échantillons de sol récoltés par les sondages à la tarière dans les trois stations de Montiers a permis de dresser les granulométries des sols à différentes profondeurs présentées ci-dessous (Figure 19).

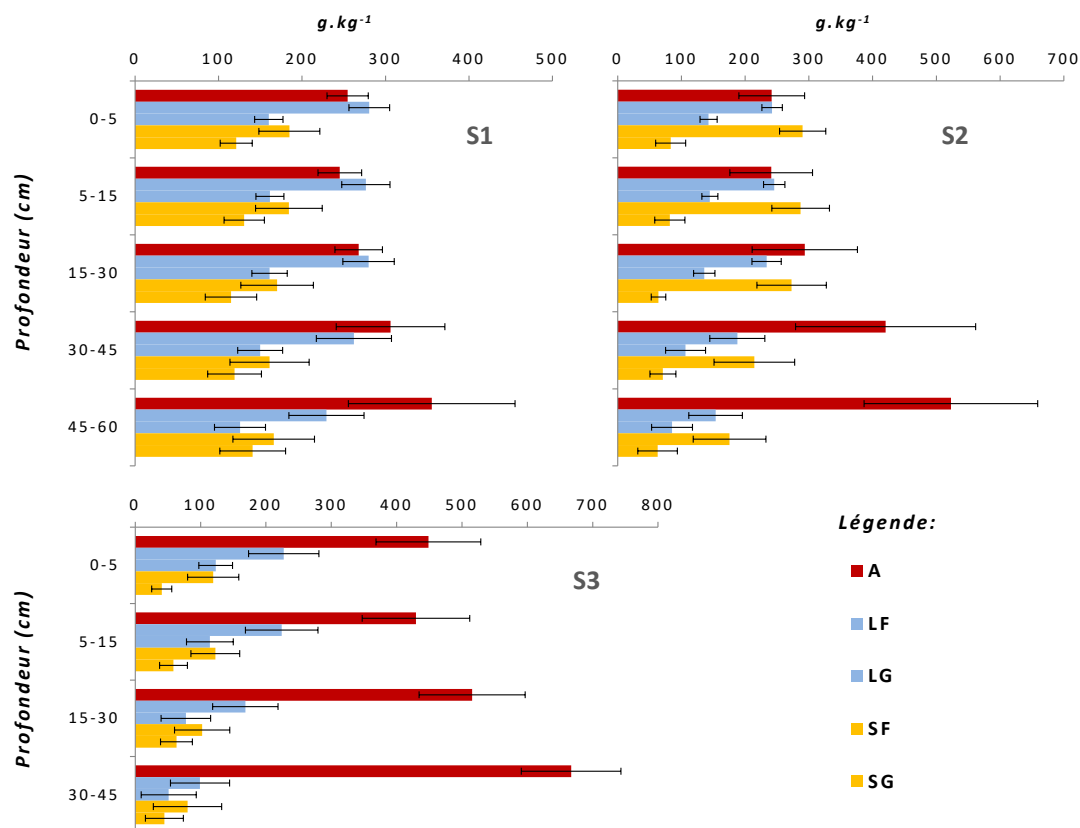


Figure 19 – Distribution granulométrique dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers. A = argile (< 2 µm) ; LF = limon fin (2 µm - 20 µm) ; LG = limon grossier (20 µm - 50 µm) ; SF = sable fin (50 µm - 0.2 mm) ; SG = sable grossier (0.2 mm - 2 mm). S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

3.1.1.2. Eléments grossiers et profondeur d'apparition de la roche calcaire

L'observation des profils pédologiques dans les stations S1, S2 et S3 a permis l'évaluation de la proportion et de la taille des éléments grossiers (> 0.2 cm) à différentes profondeurs de sol. La Figure 20 récapitule les résultats de ces observations.

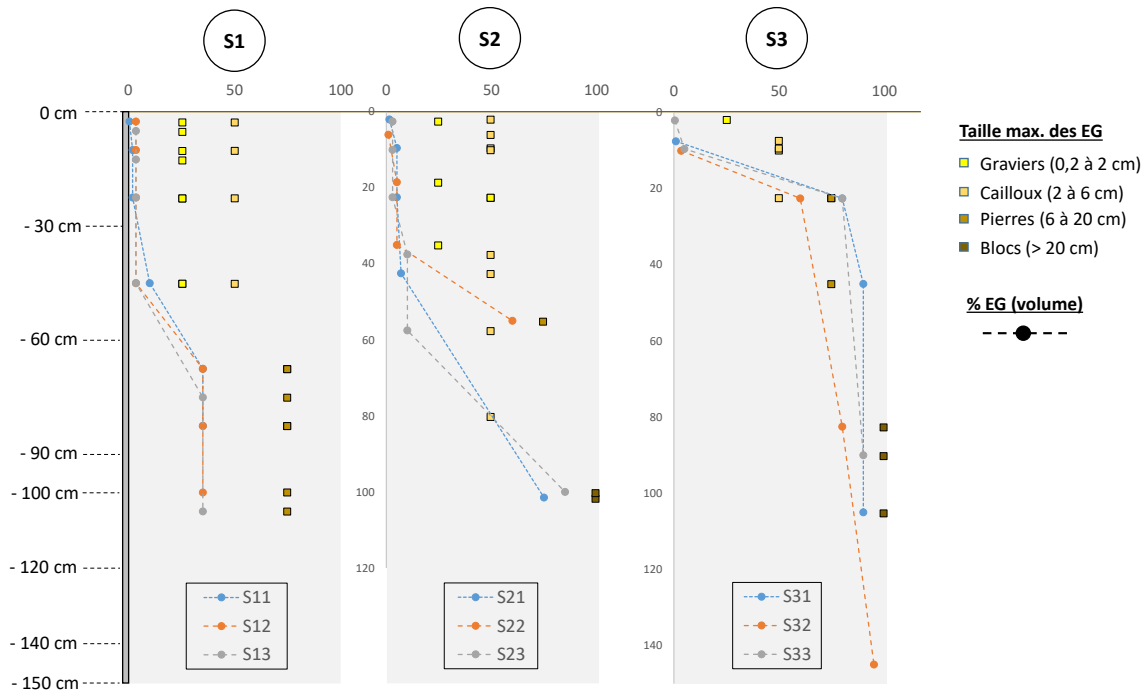


Figure 20 – Quantification et description des éléments grossiers (EG) dans les profils des 9 sous-stations expérimentales. Les courbes pointillées représentent les taux des éléments grossiers (> 0.2 cm ; en %) et les carrés indiquent les classes de taille des éléments grossiers observés (sans unité). S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

Les Figure 21 et Figure 22 indiquent la variabilité de la profondeur d'apparition de la roche-mère calcaire dans les stations 2 et 3, d'après la campagne réalisée à la pelleuse lors de l'installation du site. La valeur indiquée pour chacune des mesures correspond à la profondeur du socle calcaire empêchant la progression du pic. La profondeur de prospection maximale du pic est de 128 cm ; cette profondeur n'est jamais atteinte dans les layons de la station 3 tandis qu'elle est atteinte pour 22 % des mesures dans la station 2.

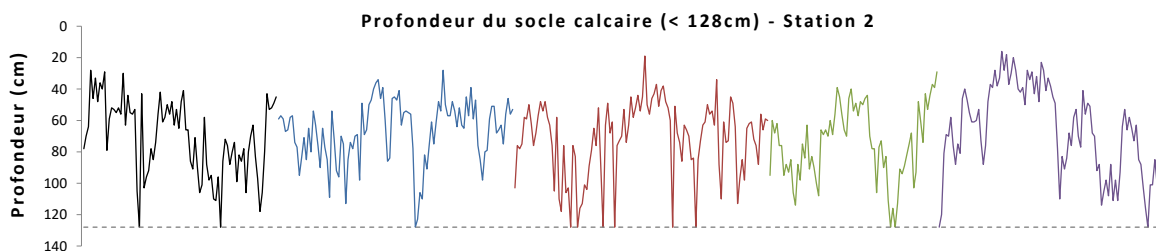


Figure 21 – Profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S2 (calci-brunisol). Le tracé représente 750 mesures réalisées au pic tous les mètres sur la longueur de 7 layons (différenciés par les couleurs du tracé). Les sondages qui indiquent une profondeur supérieure à 128 cm (limite du pic) sont ici écartés.

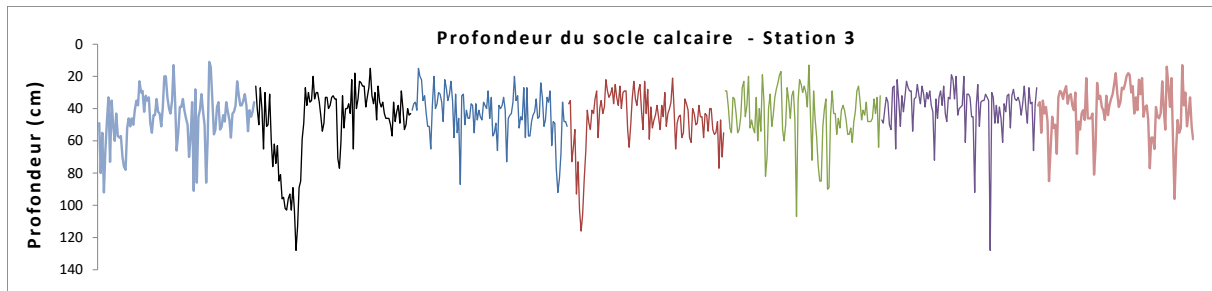


Figure 22 – Profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S3 (Rendisol). Le tracé représente 700 mesures réalisées au pic tous les mètres sur la longueur de 7 layons (différenciés par les couleurs du tracé).

Les moyennes des profondeurs d'apparition du socle calcaire dans l'ensemble des layons des stations S2 et S3 sont présentées dans le Tableau 6 et le Tableau 7. Le socle calcaire est atteint en moyenne à 44 cm de profondeur dans S3. Dans S2, la moyenne des sondages indique une profondeur de 83 cm ; en posant l'hypothèse que la roche-mère se situe en moyenne à 140 cm de profondeur pour les sondages limités par la profondeur maximale pouvant être atteinte par le pic (128 cm), la profondeur moyenne d'apparition du socle calcaire est de ~ 85 cm.

Tableau 6 – Moyenne de profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S2 (Brunisol-Calcisol).

S2 - Profondeur d'apparition du socle calcaire (cm)			
Layon	Moyenne	Moyenne < 128 cm	% > 128 cm
2	88.4	71	31
3	76.7	68.2	14
4	76	71.8	8
5	95.5	75.1	39
6	77.7	65.6	19
MOYENNE S2	82.9	70.3	22

Tableau 7 - Moyenne de profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S3 (Rendisol)

S3 - Profondeur du socle calcaire (cm)	
Layon	Moyenne (cm)
11	45.5
12	49.3
13	42.8
14	46.5
15	44.1
16	38.6
17	40.9
MOYENNE S3	44

3.1.1.3. Profondeur du système sol

Le choix des profondeurs du système sol considérée pour le calcul des termes du bilan biogéochimique découle de la considération conjointe de plusieurs facteurs :

- 1 – la profondeur moyenne d'**apparition de la roche-mère**,
- 2 – la **profondeur d'enracinement** (profondeur maximale d'observation de racines fines *ou* épaisseur de sol contenant la proportion très majoritaire du système racinaire),
- 3 – les limites de **capacité de prospection du sol**,
- 4 – la **disponibilité des données physico-chimiques** des sols, dépendante des campagnes de prélèvement des échantillons de sol et de l'équipement des stations expérimentales.

Pour le **calcul de la réserve utile**, la profondeur maximale de colonisation des racines fines (dans S1) et la profondeur de sol où la roche-mère occupe la quasi-totalité du volume (dans S2 et S3) ont été prises en compte (Tableau 8) :

- -170 cm dans l'alocrisol (S1),
- -140 cm dans le calci-brunisol (S2) et
- -120 cm dans le rendisol (S3).

La profondeur du flux de **drainage sortant du système** a été fixée à :

- -60 cm dans S1
présence de 98% des racines fines ; profondeur d'installation de lysimètre /
prélèvement des solutions du sol (Tableau 8),
- -60 cm dans S2
présence de 93% des racines fines ; pas de prélèvement des solutions du sol à -75
cm (95% des racines fines) ; flux hydrique quasi-identique entre -60 et -90 cm de
profondeur,
- -30 cm dans S3
pas de prélèvement des solutions du sol à la profondeur d'apparition de la
roche-mère (-45 cm) ; flux hydrique quasi-identique entre -30 et -45 cm.

Pour le calcul du **stock des éléments dans le sol** (total et échangeable), les profondeurs de sol suivantes ont été fixées :

- -60 cm dans S1
présence de 98% des racines fines (Tableau 8),
- -75 cm dans S2
présence de 95% des racines fines,
- -45 cm dans S3
profondeur d'apparition de la roche-mère.

Tableau 8 – Facteurs pris en compte pour la détermination de la profondeur du système sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). RM = roche-mère calcaire.

	Profondeur de la roche calcaire	Profondeur max. des racines fines (observation)	Proportion du système racinaire	Lysimètres (profondeurs d'installation)	Données sol total (profondeur de prélèvement max.)	Données stock échangeable (profondeur de prélèvement max.)
S1	/	-100 cm (comptage des impacts racinaires) -170 cm (quantification sur photos des horizons profonds)	-60 cm: 98 % des racines fines	-10 cm -30 cm -60 cm -90 cm	110 cm (SS11) > 90 cm (S12) 120 cm (S13)	60 cm
S2	Moyenne: 85 cm RM > 95% du volume total: -140 cm	-180 cm (comptage des impacts racinaires)	-75 cm: 95 % des racines fines -60 cm: 93 % des racines fines	-10 cm -30 cm -60 cm	> 90 cm (SS21) 80 cm (S22) 90 cm (S23)	75 cm
S3	Moyenne: 44 cm RM > 95% du volume total: -120 cm	-190 cm (comptage des impacts racinaires) Limite d'enracinement dans la RM non connue.	/	-10 cm -30 cm	60 cm (SS31) 135 cm (S32) 140 cm (S33)	45 cm

3.1.1.4. Réserve utile

Les teneurs en eau volumiques à la capacité au champ (θ_{CC} ; $pF = 2$) et au point de flétrissement permanent (θ_{PF} ; $pF = 4.2$) dans les sols des trois stations, déduites des courbes de rétention et calculées selon la fonction de pédotransfert d'Al Majou, sont présentées sur la Figure 24.

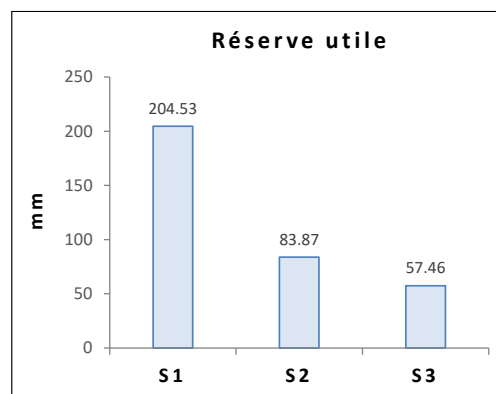


Figure 23 – Réserves utiles (en mm) des sols des trois stations expérimentales de Montiers. S1 – alocrisol, S2 – brunisol-calciisol, S3 – rendisol.

Dans S2 et S3, les valeurs de θ_{CC} et θ_{PF} mesurées à partir des courbes de rétention sont proches de celles calculées par le biais de la fonction de pédotransfert (Figure 24). Dans S2, les humidités caractéristiques issues des courbes de rétention sont supérieures à celles issues de la fonction de pédotransfert à toutes les profondeurs ; cette différence est particulièrement marquée pour θ_{PF} .

- Dans S3, θ_{CC} est relativement constant entre -10 et -30 cm de profondeur à $\sim 0.4 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$, tandis que θ_{PF} augmente de $\sim 0.2 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (-10 cm) à $\sim 0.3 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (-40 cm).
- Dans S2, θ_{CC} varie peu autour de $\sim 0.3 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ jusqu'à -30 cm, puis augmente à -60 cm ($\sim 0.4 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$). θ_{PF} est inférieur à 0.15 dans l'horizon de surface et augmente jusqu'à $\sim 0.3 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ à -60 cm.
- Dans S1, θ_{CC} est compris entre 0.33 et 0.36 jusqu'à -90 cm de profondeur, tandis que θ_{PF} augmente de manière régulière avec la profondeur de 0.17 à $0.29 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (selon la courbe de rétention) et de 0.12 à $\sim 0.2 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ (selon la fonction de pédotransfert).

Les réserves utiles résultantes, sur l'ensemble du profil de sol, sont de 204.5 mm dans S1, 83.9 mm dans S2 et 57.5 mm dans S3 (Figure 23).

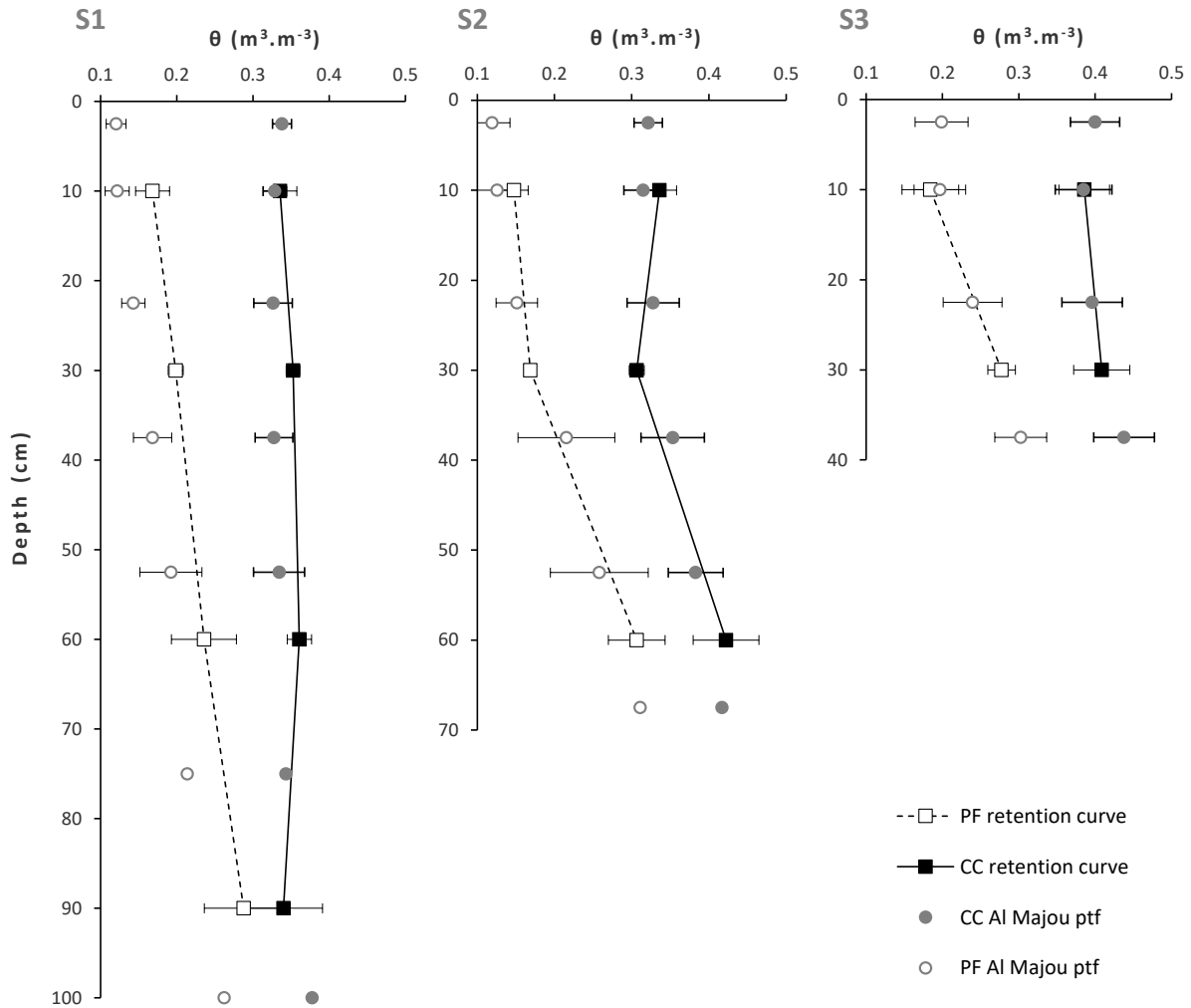


Figure 24 – Teneurs en eau volumiques (θ) à la capacité au champ (CC ; pF 2) et au point de flétrissement permanent (PF ; pF 4.2), déduites des courbes de rétention (*retention curve*) et calculées selon la fonction de pédotransfert (AI Majou ptf), dans les sols des trois stations de Montiers. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

3.1.1.5. Profils pédologiques

Les trois profils de sol schématisés sur la Figure 25 ont été réalisés en moyennant les caractéristiques pédologiques (essentiellement physiques) obtenues par l'observation des profils au sein de trois fosses pédologiques dans chacune des trois stations de Montiers. Ces faciès permettent de se faire une idée des caractères pédologiques généraux des stations S1, S2 et S3.

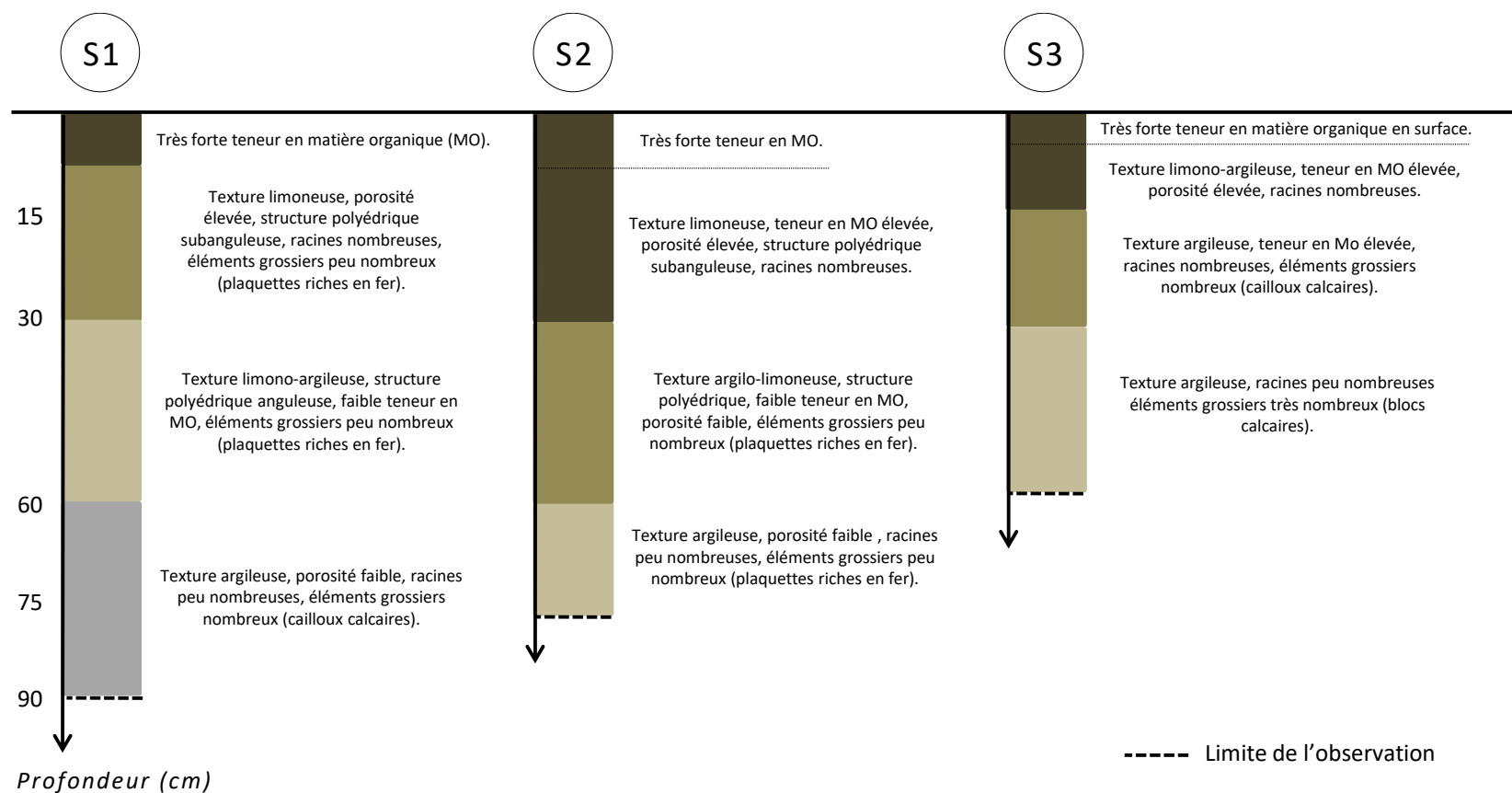


Figure 25 – Profils pédologiques représentatifs des sols des trois stations expérimentales de Montiers. S1 – alocrisol/brunisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

3.2. Caractérisation chimique des sols de Montiers

3.2.1. Chimie totale des sols de Montiers

Chimie de la terre fine et des cailloux

Les stocks en éléments ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans la terre fine (Tf) et dans les cailloux (Cx), à différentes profondeurs dans les sols des trois stations, sont présentés dans la Figure 26 et le Tableau 9.

Les stocks Tf les plus élevés sont ceux de Si, Fe, Al, K (dans S1, S2 et S3) et Ca (dans S3 et S2) ; les stocks Cx les plus élevés sont ceux de Ca (dans S3 et S2) et Fe (dans S1 et S2). Les stocks Tf et Cx de Ca augmentent de S1 à S3, tandis que les stocks Tf de Fe diminuent de S1 à S3. Les stocks Cx de Si, Al, Ca, Mg, Na et K augmentent avec la profondeur dans les trois stations.

Les stocks totaux (somme de la terre fine et des cailloux) sont discutés en détail dans la partie 7 (« Bilan du cycle global ») de ce manuscrit.

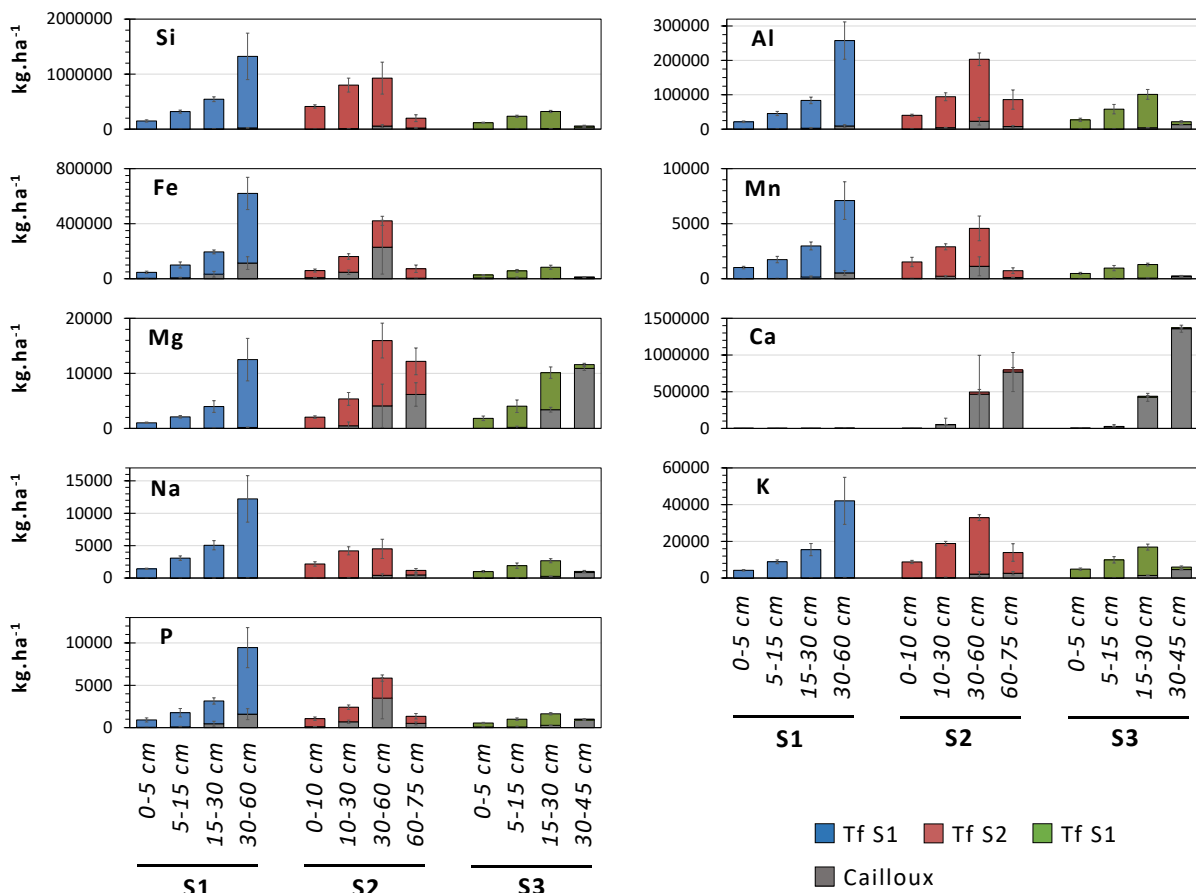


Figure 26 – Stocks en éléments dans la terre fine (Tf) et dans les cailloux, exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, à différentes profondeurs dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. Les stocks de Ca dans les cailloux sont très supérieurs aux stocks TF de Ca ; ceux-ci sont donc très peu discernables sur la figure.

Tableau 9 - Stocks moyens des éléments majeurs (Si, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K et P), exprimés en kg.ha⁻¹, dans la terre fine et dans les cailloux à différentes profondeurs dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – aloctisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les écarts-types sont indiqués en italique.

Stat.	Profondeur	Quantité d'élément majeurs dans la terre fine (kg.ha ⁻¹)									Quantité d'élément majeurs dans les cailloux (kg.ha ⁻¹)								
		Si	Al	Fe	Mn	Mg	Ca	Na	K	P	Si	Al	Fe	Mn	Mg	Ca	Na	K	P
S1	0-5	148454	21224	43308	1006	1019	838	1429	4208	863	670	280	3454	16	5	5	2	8	48
		<i>20267</i>	<i>2429</i>	<i>8585</i>	<i>117</i>	<i>123</i>	<i>159</i>	<i>96</i>	<i>401</i>	<i>240</i>	<i>328</i>	<i>137</i>	<i>1689</i>	<i>8</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>4</i>	<i>24</i>
	5-15	317678	45049	93600	1714	2098	1160	3078	8851	1676	1323	553	6817	32	11	10	4	16	95
		<i>28004</i>	<i>6007</i>	<i>21980</i>	<i>293</i>	<i>222</i>	<i>197</i>	<i>344</i>	<i>1053</i>	<i>495</i>	<i>792</i>	<i>331</i>	<i>4082</i>	<i>19</i>	<i>6</i>	<i>6</i>	<i>2</i>	<i>10</i>	<i>57</i>
	15-30	538098	81012	162168	2825	3928	1747	5048	15407	2690	6471	2705	33336	157	52	50	18	80	467
		<i>43644</i>	<i>9476</i>	<i>14116</i>	<i>365</i>	<i>1068</i>	<i>232</i>	<i>709</i>	<i>3317</i>	<i>372</i>	<i>4038</i>	<i>1688</i>	<i>20804</i>	<i>98</i>	<i>32</i>	<i>31</i>	<i>11</i>	<i>50</i>	<i>291</i>
	30-60	1301297	248383	506087	6563	12320	5360	12160	41800	7854	22172	9268	114222	539	177	171	61	274	1598
		<i>422331</i>	<i>54243</i>	<i>117211</i>	<i>1709</i>	<i>3853</i>	<i>1692</i>	<i>3592</i>	<i>12814</i>	<i>2365</i>	<i>9013</i>	<i>3767</i>	<i>46432</i>	<i>219</i>	<i>72</i>	<i>69</i>	<i>25</i>	<i>111</i>	<i>650</i>
S2	0-10	411038	39554	51614	1490	2037	1319	2164	8744	953	1631	682	8403	40	13	13	4	20	118
		<i>30106</i>	<i>3420</i>	<i>11128</i>	<i>428</i>	<i>234</i>	<i>373</i>	<i>346</i>	<i>886</i>	<i>196</i>	<i>452</i>	<i>189</i>	<i>2330</i>	<i>11</i>	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>6</i>	<i>33</i>
	10-30	790510	90003	114418	2674	4874	2224	4145	18517	1726	10518	4334	47460	230	484	51193	57	287	694
		<i>126898</i>	<i>11417</i>	<i>20094</i>	<i>276</i>	<i>1168</i>	<i>723</i>	<i>622</i>	<i>1171</i>	<i>267</i>	<i>2348</i>	<i>983</i>	<i>16464</i>	<i>71</i>	<i>693</i>	<i>88529</i>	<i>50</i>	<i>274</i>	<i>199</i>
	30-60	871017	180281	191391	3441	11858	28698	4097	30787	2374	56473	23036	229557	1138	4096	466750	415	2129	3483
		<i>290142</i>	<i>18356</i>	<i>33184</i>	<i>1120</i>	<i>3164</i>	<i>36308</i>	<i>1487</i>	<i>1588</i>	<i>376</i>	<i>24916</i>	<i>11030</i>	<i>195634</i>	<i>861</i>	<i>3948</i>	<i>529005</i>	<i>232</i>	<i>1335</i>	<i>2438</i>
	60-75	178922	78470	68952	627	6025	29720	691	11316	843	20422	7598	4191	111	6162	767728	484	2608	504
		<i>62648</i>	<i>28047</i>	<i>26918</i>	<i>263</i>	<i>2429</i>	<i>32662</i>	<i>301</i>	<i>4802</i>	<i>323</i>	<i>7082</i>	<i>2635</i>	<i>1453</i>	<i>39</i>	<i>2137</i>	<i>266249</i>	<i>168</i>	<i>904</i>	<i>175</i>
S3	0-5	116565	26695	22452	457	1808	2494	998	4866	478	1107	460	5464	26	23	1817	4	19	78
		<i>9023</i>	<i>4822</i>	<i>2771</i>	<i>100</i>	<i>414</i>	<i>664</i>	<i>169</i>	<i>621</i>	<i>78</i>	<i>271</i>	<i>117</i>	<i>1760</i>	<i>8</i>	<i>23</i>	<i>3131</i>	<i>1</i>	<i>7</i>	<i>23</i>
	5-15	233234	57582	52738	948	3852	4944	1901	9832	926	1517	607	4878	26	187	22346	17	87	81
		<i>18901</i>	<i>13737</i>	<i>9999</i>	<i>240</i>	<i>1144</i>	<i>2308</i>	<i>420</i>	<i>1743</i>	<i>151</i>	<i>1217</i>	<i>519</i>	<i>8134</i>	<i>36</i>	<i>219</i>	<i>28366</i>	<i>15</i>	<i>84</i>	<i>103</i>
	15-30	310071	96995	81718	1233	6728	15319	2402	15443	1360	11272	4194	2313	61	3401	423761	267	1439	278
		<i>19888</i>	<i>14226</i>	<i>15012</i>	<i>130</i>	<i>1045</i>	<i>9381</i>	<i>316</i>	<i>1642</i>	<i>128</i>	<i>1454</i>	<i>541</i>	<i>298</i>	<i>8</i>	<i>439</i>	<i>54666</i>	<i>34</i>	<i>186</i>	<i>36</i>
	30-45	21162	8280	6085	72	691	13475	174	1396	120	36143	13447	7417	197	10906	1358748	857	4615	892
		<i>13615</i>	<i>2699</i>	<i>2142</i>	<i>40</i>	<i>230</i>	<i>5661</i>	<i>153</i>	<i>615</i>	<i>42</i>	<i>1278</i>	<i>475</i>	<i>262</i>	<i>7</i>	<i>386</i>	<i>48029</i>	<i>30</i>	<i>163</i>	<i>32</i>

3.2.2. Éléments échangeables

Stock des éléments échangeables sur la terre fine

Les stocks en éléments échangeables (*pool échangeable* ; $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) à différentes profondeurs dans les sols des trois stations, sont présentés dans la Figure 27 et le Tableau 10. Les quantités d'éléments échangeables suivent les relations $\text{Al} > \text{Ca} > \text{Mn} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{Na}$ dans S1, $\text{Ca} > \text{Al} > \text{K} \geq \text{Mn} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{Fe}$ dans 2 et $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Al} > \text{Mn} > \text{Na} > \text{Fe}$ dans S3. Les stocks échangeables de Al et Fe diminuent de S1 à S3, tandis que les stocks de Ca augmentent de S1 à S3 (à épaisseur de sol égale). Les stocks échangeables de Fe augmentent avec la profondeur dans S1 ; les stocks de Mn diminuent avec la profondeur dans les trois stations et ceux de Al , Mg et K diminuent avec la profondeur dans S3 (à épaisseur de sol égale).

La contribution des stocks échangeables totaux au cycle des éléments est discutée en détail dans la partie 7 (« Bilan du cycle global ») de ce manuscrit.

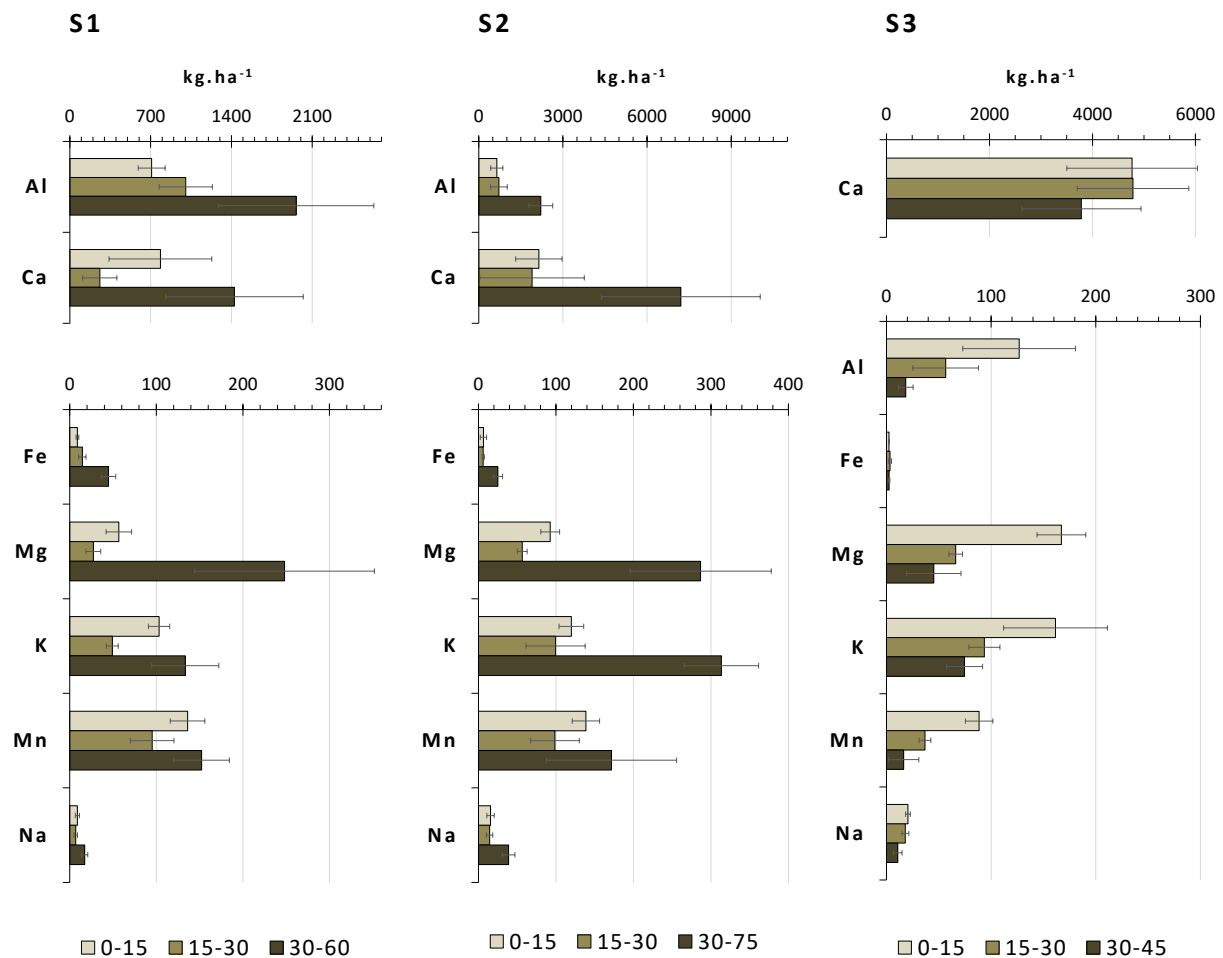


Figure 27 – Stocks moyens des formes échangeables de Al, Ca, Fe, Mg, K, Mn et Na (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans la fraction de la terre fine des sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), à différentes profondeurs (S1 : 0-15, 15-30 et 30-60 cm, S2 : 0-15, 15-30 et 30-75 cm, S3 : 0-15, 15-30 et 30-45 cm). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

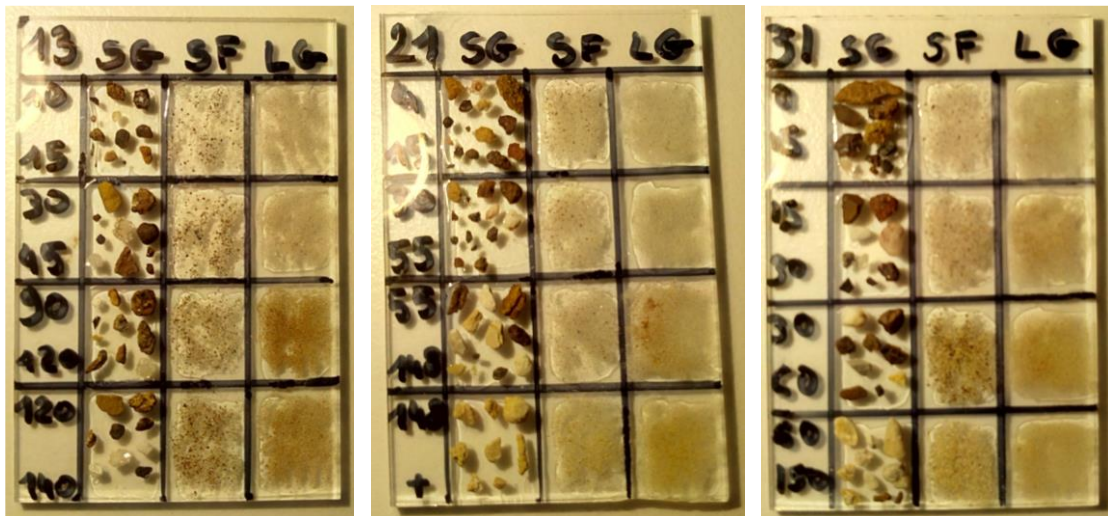
Tableau 10 - Stocks moyens des formes échangeables de Al, Ca, Fe, Mg, K, Mn et Na, exprimés en kg.ha⁻¹, dans la fraction de la terre fine des sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), à différentes profondeurs de sol (S1 : 0-15, 15-30 et 30-60 cm, S2 : 0-15, 15-30 et 30-75 cm, S3 : 0-15, 15-30 et 30-45 cm). Les écarts-types sont indiqués en italique.

Station	Prof. (cm)	Quantité d'éléments échangeables dans la terre fine (kg.ha ⁻¹)						
		Al	Fe	Ca	Mg	K	Mn	Na
S1	0-15	709	9	785	57	103	136	9
		<i>117</i>	<i>2</i>	<i>445</i>	<i>15</i>	<i>12</i>	<i>20</i>	<i>2</i>
	15-30	1004	14	260	27	49	95	7
		<i>230</i>	<i>4</i>	<i>148</i>	<i>9</i>	<i>7</i>	<i>25</i>	<i>2</i>
	30-60	1961	45	1426	248	133	152	17
		<i>672</i>	<i>8</i>	<i>596</i>	<i>104</i>	<i>39</i>	<i>32</i>	<i>4</i>
S2	0-15	645	6	2145	93	120	139	16
		<i>218</i>	<i>4</i>	<i>827</i>	<i>12</i>	<i>16</i>	<i>18</i>	<i>5</i>
	15-30	718	6	1902	56	100	99	14
		<i>299</i>	<i>2</i>	<i>1862</i>	<i>6</i>	<i>38</i>	<i>31</i>	<i>4</i>
	30-75	2212	25	7202	287	314	172	39
		<i>426</i>	<i>6</i>	<i>2833</i>	<i>91</i>	<i>48</i>	<i>84</i>	<i>8</i>
S3	0-15	127	2	4770	167	162	89	21
		<i>54</i>	<i>0</i>	<i>1270</i>	<i>23</i>	<i>50</i>	<i>13</i>	<i>2</i>
	15-30	57	3	4787	66	94	37	18
		<i>31</i>	<i>1</i>	<i>1084</i>	<i>6</i>	<i>15</i>	<i>6</i>	<i>3</i>
	30-45	19	3	3785	45	75	17	11
		<i>7</i>	<i>1</i>	<i>1158</i>	<i>26</i>	<i>17</i>	<i>14</i>	<i>4</i>

3.2.3. Minéralogie qualitative – Observations au MEB

Une première étape de l'analyse minéralogique des fractions de sol a été faite durant cette thèse ; il s'agit de l'observation des fractions limoneuse et sableuses au microscope électronique à balayage.

La synthèse des minéraux observés au microscope électronique à balayage (MEB) dans les échantillons de limon grossier (LG), de sable fin (SF) et de sable grossier (SG) prélevés à différentes profondeurs dans les trois sols de Montiers (Photographie 16) est présentée dans le Tableau 11.



Photographie 16 – Lames préparées à partir d'échantillons de sable grossier (SG), de sable fin (SF) et de limon grossier (LG) prélevés à différentes profondeurs (colonne de gauche) dans les sols des sous-stations S13 (station S1 ; allocrisol), S21 (S2 ; calci-brunisol) et S31 (S3 ; rendisol) en vue de l'observation au MEB.

L'observation des échantillons de sable grossier issus de la station S3 montre une forte prépondérance des oxydes de fer dans les horizons de surface (10-15 cm et 30-45 cm) ; la proportion des grains de quartz augmente avec la profondeur (~ 5 % à 10-15 cm, ~ 50 % à 90-120 cm, > 90 % à 120-140 cm). Dans le SG des sous-stations S2 et S3, les oxydes sont également majoritaires dans les horizons de surface (jusqu'à -55 cm dans S2 et jusqu'à 30 cm dans S3). A 55-148 cm dans S2 et à 30-60 cm dans S3, les minéraux de calcaire pur deviennent fortement majoritaires ; le SG est constitué exclusivement de calcaire pur et de grès calcaire à partir de -148 cm dans S2 et de -60 cm dans S3.

Tous les échantillons de SG, SF et LG analysés au MEB contiennent du quartz et des oxydes (pouvant contenir : Fe, Al, Si, Mg, Ca, K, P, S, Mn, Ti, Ce). Les minéraux de type calcite sont observés dans S2 (à partir de -55 cm) et S3 (à partir de -15 cm) dans SG, SF et LG. Tous les échantillons de S3 et la majorité des échantillons de S2 et S3 contiennent des minéraux argileux (Si, Al, K, Fe, Ca, Mg, Na, S, P, Ti). Du feldspath potassique (Si, Al, K, Ca, Fe, Na) peut être observé dans les trois fractions et dans les trois stations. Des nodules de fer (Fe, Al, P, Si, Mg) sont observés dans certains échantillons de SF et SG dans les trois stations. Dans les trois fractions des stations S2 et S3, à toutes profondeurs, des grains de zircon (Zr, Si), du rutile (Ti) et de la monazite (P et terres rares) peuvent être rencontrés. Des pisolithes sont observés à 120-140 cm dans les échantillons LG et SF de la station S1.

Tableau 11 – Synthèse des minéraux observés a microscope électronique à balayage (MEB) dans les échantillons de limon grossier, de sable fin et de sable grossier prélevés à différentes profondeurs dans les trois sols du site expérimental de Montiers. Les principaux éléments constitutifs des minéraux sont indiqués entre parenthèses.

SS 13	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier
10-15 cm	/	Oxyde (Fe) Quartz	Oxyde (Fe) Nodule Quartz Argile
30-45 cm	/	Oxyde (Fe / Al / P / S / Si) Quartz Argile Feldspath potassique (Si, Al, K, Ca)	Oxyde (Fe, Ti) Quartz Nodule (Fe, Al, P, Si, Mg) Argile
90-120 cm	/	Quartz Oxyde (Fe, Al, Si, P) Argile (Al, Si, Fe)	Quartz Oxyde (Fe, Al, P) Argile (Si, Al, K, Fe, Mg, Ti)
120-140 cm	Quartz Oxyde (Si, Fe, Al, Mg, K, P) Pisolithe Orthose (feldspath potassique : Si, Al, K) Argile (Si, Al, K, Fe, Mg)	Oxyde (Fe, Al, P) Argile (Si, Al, Fe, Mg, K) Quartz Pisolithe (Si, Al, Fe, Mg, K, P)	Argile (Al, Si, Fe) Quartz Oxyde (Fe, Al, Si, Mn, Ce)

SS 21	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier
4-15 cm	Quartz, Oxyde (Fe) Illménite Monazite (P, La, Ce, Nd) Grain de zircon	Quartz Oxyde (Fe) Argile	Quartz, Oxyde (Fe) Grain de zircon Nodule Argile
30-55 cm	Quartz, Oxyde (Fe) Illménite (Ti, Fe, Si, Al) Zircon (Zr, Si) Rutile (Ti)	Quartz Oxyde (Fe, Al, Si, P) Argile	Quartz Oxyde (Fe, Al, Si) Argile (Si, Al, Fe, K, S)
55-148 cm	Quartz, Calcite Oxyde (Fe) Rutile Grain de zircon	Quartz Calcite Oxyde	Quartz, Oxyde (Fe, Ca) Argile (Al, Si) Feldspath potassique (Al, Si, K, Fe, Na) Calcite, Apatite (Ca, P)
> 148 cm	Quartz, Calcite Oxyde Rutile Argile (Si, Al, Na, Ca, K)	Quartz, Calcite Grain de zircon, Oxyde (Fe) Argile (Al, Si) Rutile (Ti), Nodule (Fe)	Argile (Si, Al, Fe, Ca, Mg, K) Calcite (Ca), Quartz Alumino-silicate (Al, Si, Fe, K) Oxyde (Fe), Rutile (Ti), Grain de zircon Illménite (Fe, Ti, Al, Ca, Mn) Phosphate de terres rares (monazite : P / La / Ce / Nd / Th / Ca)

SS 31	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier
0-15 cm	Quartz, Oxyde Argile (Al, Si, Fe, Mg) Zircon, Rutile Feldspath potassique	Quartz Oxyde (Fe) Argile	Quartz, Oxyde (Fe) Argile, Zircon, Nodule, Monazite
15-30 cm	Quartz, Oxyde (Fe) Zircon, Monazite Feldspath potassique (Si, Al, K, Fe)	Quartz, Calcite Oxyde (Fe) Rutile	Oxyde (Fe, Al, Si), Quartz Argile (Al, Si, P, Mg, Ca, K, Fe) Calcite (Ca, Si, Al), Nodule Monazite (P + terres rares)
30-60 cm	Quartz, Grain de zircon Rutile, Argile Feldspath potassique (Si, Al, K, Na) Phosphate d'yttrium (P, Y)	Calcite, Quartz Argile Oxyde (Fe), Feldspath Ca (Al, Si, Ca) Rutile	Calcite, Oxyde (Fe) Quartz Argile
60-150 cm	Calcite, Quartz, Grain de zircon Rutile (Ti), Oxyde (Fe), Titanite (Si, Ca, Ti, Al)	Calcite, Quartz Argile Feldspath potassique Oxyde (Fe)	Calcite (Ca), Quartz Oxyde (Fe) Rutile

3.3. Caractérisation du peuplement de Montiers

3.3.1. Croissance du peuplement

La Figure 28 présente les biomasses des parties aériennes du peuplement (branches, écorce et bois du tronc) dans S1, S2 et S3 en 2009 (état initial) ; en quantité, les biomasses suivent la relation bois du tronc > branches > écorce dans les trois stations. Les biomasses des trois compartiments aériens sont plus élevées dans la station S2 que dans les stations S1 et S3. En 2011, la biomasse aérienne totale est de 126 t.ha⁻¹ dans S1, 164 t.ha⁻¹ dans S2 et 115 t.ha⁻¹ dans S3.

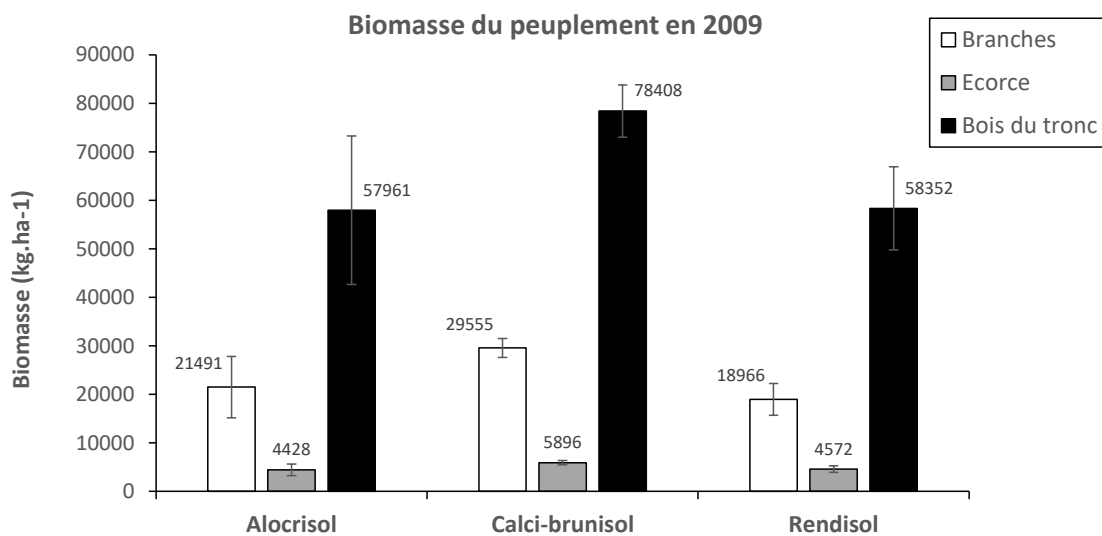


Figure 28 – Biomasse des compartiments aériens du peuplement (branches, écorce, bois du tronc) en 2009, exprimée en kg.ha⁻¹, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

La croissance annuelle des arbres des trois stations de fin 2011 à fin 2015, en termes d'accroissement de la biomasse aérienne sèche et en termes d'accroissement du diamètre C130, est présentée sur la Figure 29.

L'accroissement de la biomasse des compartiments aériens est relativement constant entre 2011 et 2014 dans les trois stations (Figure 29) ; il est de 10.7 ± 0.6 t.ha⁻¹ dans S1, 8.5 ± 0.9 t.ha⁻¹ dans S2 et 6.3 ± 0.8 t.ha⁻¹ dans S3. La croissance fléchit en 2015 dans les trois stations, en conséquence de la forte sécheresse observée durant le printemps de cette année ; elle est de 7.8 ± 0.6 t.ha⁻¹ (S1), 6.3 ± 0.9 t.ha⁻¹ (S2) et 4.2 ± 1 t.ha⁻¹ (S3).

Le taux d'accroissement annuel du diamètre C130 diminue de manière régulière entre 2011 et 2015 dans les stations S1 (de 4.4 ± 0.7 % en 2011-2012 à 1.8 ± 0.6 % en 2014-2015) et S2 (de 2.6 ± 0.4 % en 2011-2012 à 1.1 ± 0.6 % en 2014-2015). Dans S3, l'accroissement du C130 reste constant à 2.7 % entre 2011 et 2013, puis diminue jusqu'à 1.2 % ± 0.3 % en 2014-2015 (Figure 29).

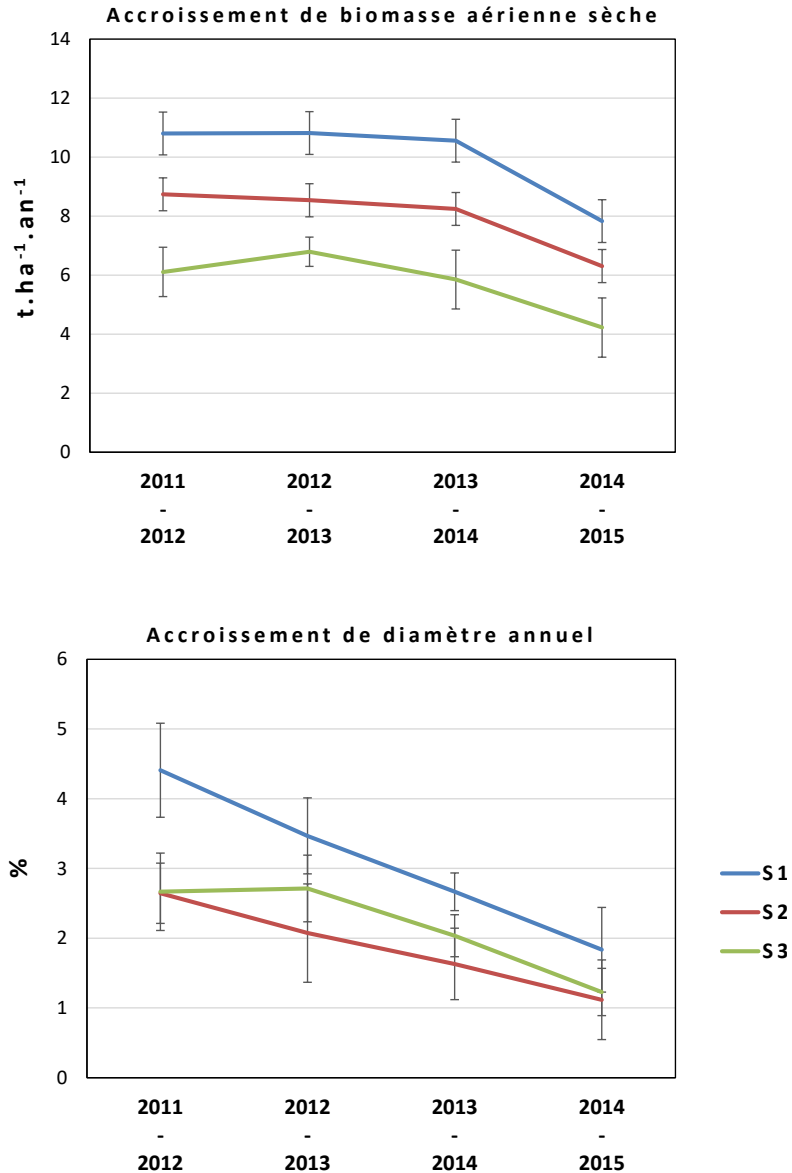


Figure 29 – En haut : Accroissement annuelle de la biomasse aérienne sèche du peuplement (branches + écorce + bois du tronc), $\text{ent.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, de 2011 à 2015 dans les trois stations de Montiers. En bas : Accroissement annuel du diamètre moyen des arbres à 1.3 m du sol (C130), en %, dans les trois stations. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

3.3.2. Minéralomasse du peuplement

La Figure 30 présente les minéralomasses des éléments Ca, Mg, K, P, S, Na, Al et Mn dans les troncs (écorce et bois) et les branches du peuplement, en kg.ha^{-1} , dans les trois stations.

Pour tous les éléments analysés, excepté P, les minéralomasses sont plus élevées dans le tronc que dans les branches. En quantité, les minéralomasses décroissent selon $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} \approx \text{S} > \text{Mn} > \text{Na} > \text{Al}$ dans le tronc et $\text{Ca} > \text{K} > \text{P} > \text{Mg} > \text{S} > \text{Mn} > \text{Na} > \text{Al}$ dans les branches.

Les stocks de Ca (dans le tronc et les branches) et de Mg (dans le tronc) suivent la relation $S3 \geq S2 > S1$, les stocks dans les branches de K, Al et Na suivent la relation $S2 > S1 \geq S3$, et les stocks de Mn (tronc et branches), Na (tronc), P et S (branches) suivent la relation $S1 > S2 \geq S3$.

La contribution des stocks totaux dans la biomasse aérienne au cycle des éléments est discutée en détail dans la partie 7 (« Bilan du cycle global ») de ce manuscrit.

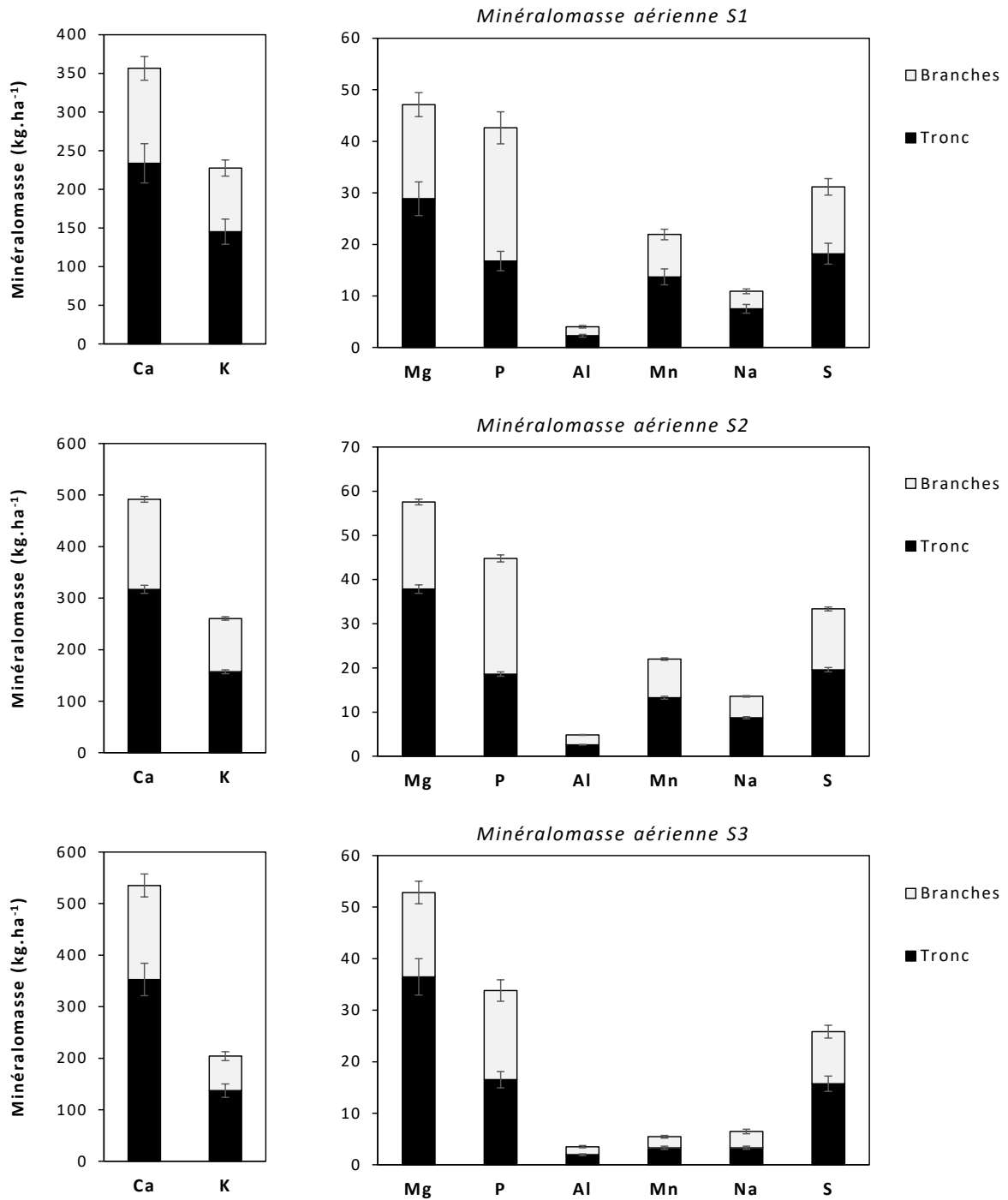


Figure 30 – Minéralomasse des éléments Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P et S dans les troncs (écorce et bois) et les branches du peuplement, en kg.ha⁻¹, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alcrosisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d'erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.

3.3.3. Description du système racinaire

A) Biomasse racinaire

L'étude des masses sèches des racines (fines et grosses) dans les trois stations a été réalisée sur les prélèvements de sol effectués en mars 2011 au niveau des fosses d'installation des plaques lysimétriques. Les résultats sont présentés sur la Figure 31.

La biomasse des racines fines décroît avec la profondeur (Figure 31) : de $3.2 \pm 0.8 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (0-5 cm) à $0.09 \pm 0.04 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (60-90 cm) dans S2, de $4.2 \pm 1.5 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (0-5 cm) à $0.18 \pm 0.01 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (60-90 cm) dans S2, et de $5.3 \pm 1.6 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (0-5 cm) à $1.5 \pm 0.3 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (15-30 cm) dans S3. La biomasse des grosses racines diminue avec la profondeur à partir de la couche 5-15 cm (Figure 31) : de $5.1 \pm 0.5 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (5-15 cm) à $0.2 \pm 0.1 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (60-90 cm) dans S2, de $5.6 \pm 2 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (5-15 cm) à $0.5 \pm 0.4 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (60-90 cm) dans S2, et de $7.2 \pm 2.3 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (5-15 cm) à $4.3 \pm 2 \text{ kg.kg}_{\text{sol}}^{-1}$ (15-30 cm) dans S3.

Dans les trois sols et à toutes les profondeurs, la biomasse des grosses racines est supérieure à celle des racines fines, d'un facteur moyen de 2.3. La comparaison des biomasses racinaires dans les trois stations montre que, à toutes les profondeurs, celles-ci décroissent selon $S3 \geq S2 > S1$.

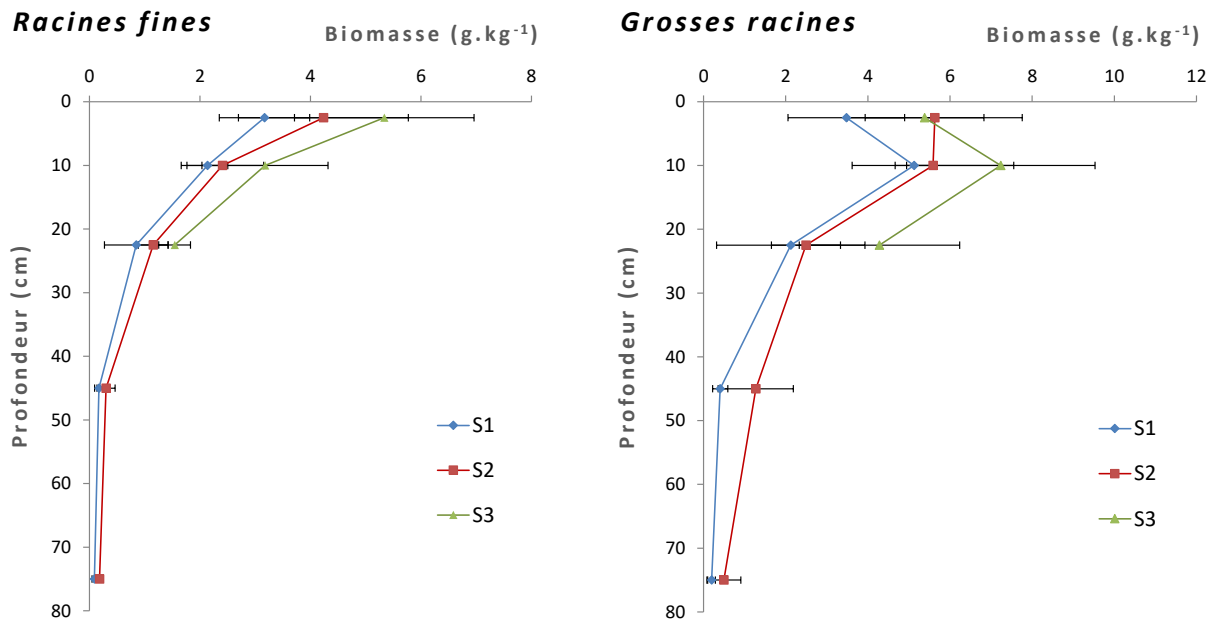


Figure 31 – Masse sèche des racines fines (< 2 mm de diamètre) et grosses (> 2 mm de diamètre), exprimée en g.kg^{-1} , en fonction de la profondeur dans les sols des trois stations de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d'erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.

B) Comptage des racines (sur grille)

Les Figure 32 et 33 montrent les résultats du comptage des impacts de racines fines et grosses sur les profils des trois sols.

Les racines fines sont plus nombreuses que les grosses racines à toutes les profondeurs dans les trois sols. Le nombre des racines fines diminue avec la profondeur : de 7 ± 2.9 racines.dm⁻² (10-20 cm) à 0.3 ± 0.2 racines.dm⁻² (90-100 cm) dans S1, de 11.7 ± 2.7 racines.dm⁻² (10-20 cm) à 0.2 racines.dm⁻² (170-180 cm) dans S2, et de 9.1 ± 2.3 racines.dm⁻² (0-10 cm) à 0.2 racines.dm⁻² (180-190 cm) dans S3 ; il en est de même pour les grosses racines.

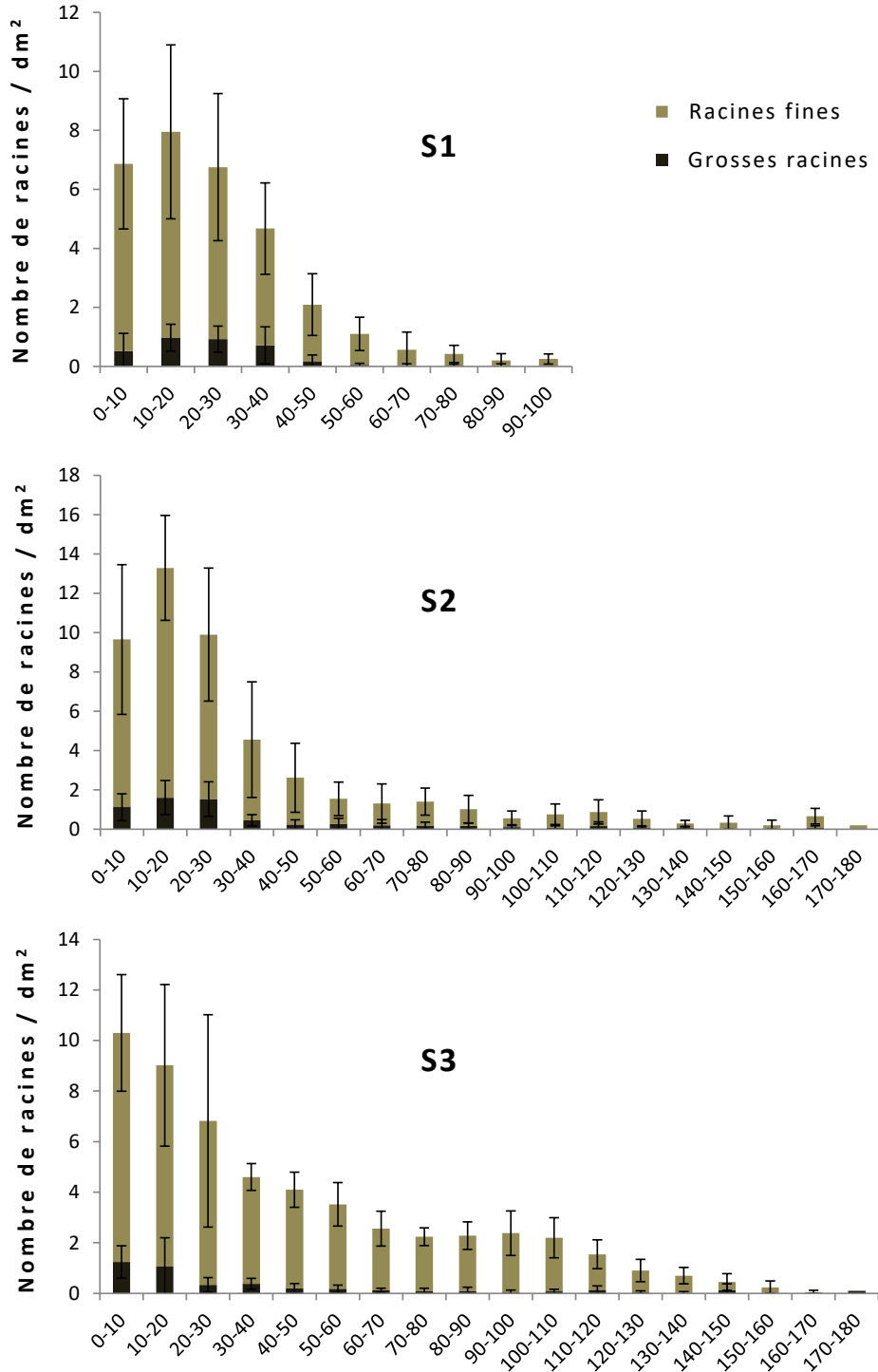


Figure 32 – Résultats du comptage racinaire sur le profil de sol dans les trois stations de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), en nombre de racines fines (< 2 mm de diamètre) ou grosses (> 2 mm de diamètre) par dm² en fonction de la profondeur (en cm). Les barres d'erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.

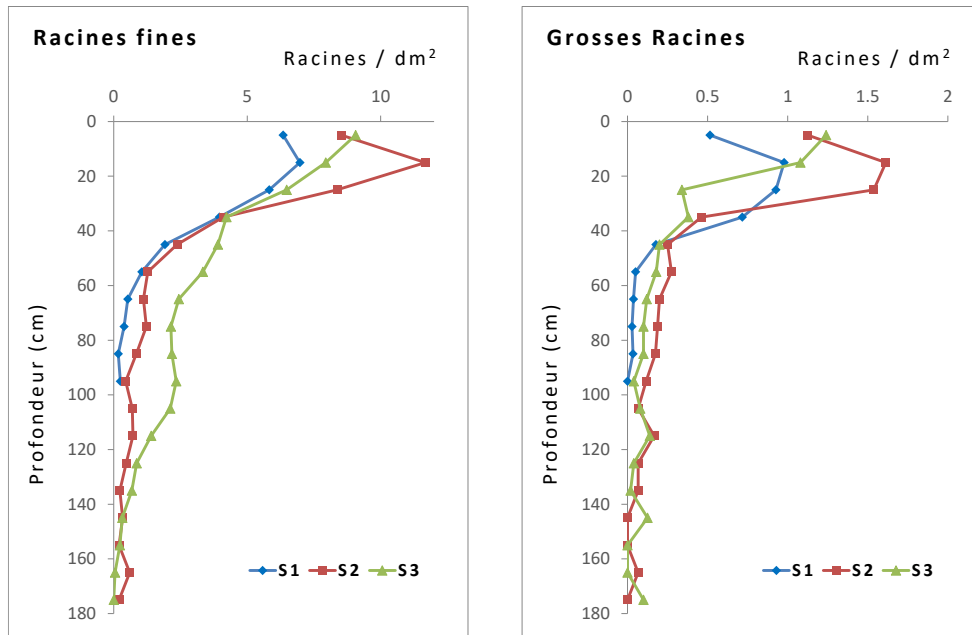


Figure 33 - Résultats du comptage racinaire sur le profil de sol dans les trois stations de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), en nombre de racines fines (< 2 mm de diamètre) ou grosses (> 2 mm de diamètre) par dm² en fonction de la profondeur (en cm).

C) Répartition des racines dans les profils de sols

Dans les trois sols, les racines fines sont principalement localisées dans les horizons de surface et leur proportion décroît avec la profondeur (Figure 34). 90 % des racines fines se trouvent dans les premiers 30 cm, 45 cm et 90 cm des sols de S1, S2 et S3 (respectivement). La diminution de la colonisation racinaire avec la profondeur est la plus prononcée dans S1 et la moins prononcée dans S3. Seulement environ 1 % des racines fines sont localisées en dessous de 90 cm et 150 cm de profondeur dans S1 et S2 (respectivement). Contrairement aux deux autres sols, le rendisol (S3) présente des taux de colonisation racinaire toujours élevés en dessous de 45 cm de profondeur (> 29 % des racines fines), alors qu'à cette profondeur il ne s'agit plus de sol mais de roche-mère altérée.

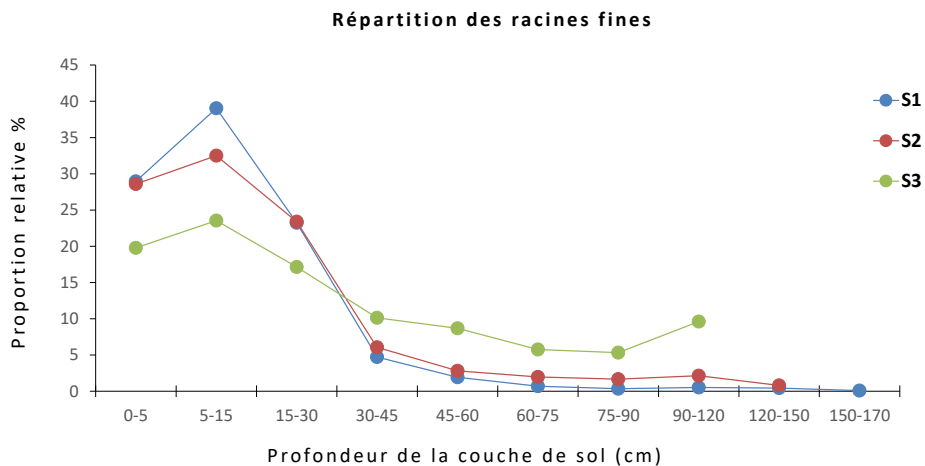


Figure 34 – Répartition des racines fines (diamètre < 2 mm), exprimée en proportion relative (%) selon la couche de sol, dans les profils des trois sols du site expérimental de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).

Chapitre 4

Bilan hydrique dans les trois stations de Montiers

4. Bilan hydrique dans les trois stations de Montiers

4.1. Flux hydriques hors sol

4.1.1. Précipitations et pluvolessivats

L'évolution temporelle des flux d'eau assimilés aux pluies incidentes et aux pluvolessivats des trois stations est présentée sur la Figure 35.

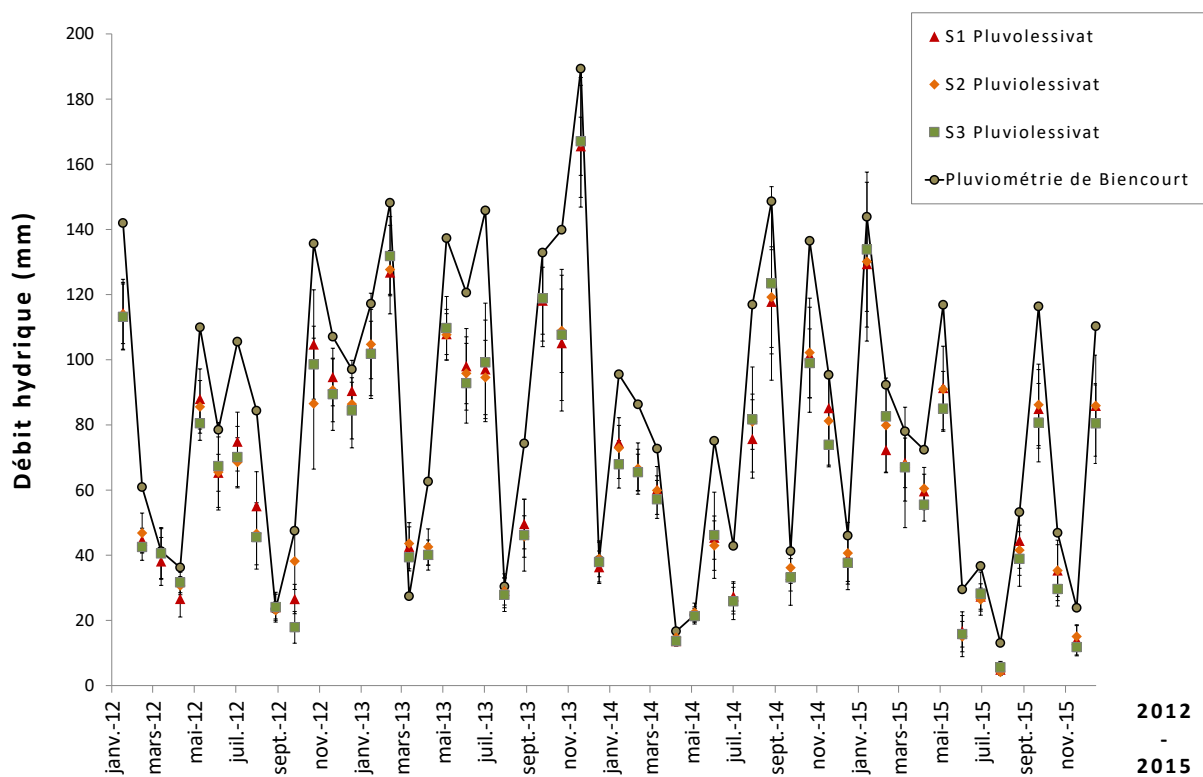


Figure 35 – Evolution temporelle des dépôts humides mesurés à la station météorologique de Biencourt-sur-Orge et des pluvolessivats des trois stations de Montiers (de janvier 2012 à décembre 2015).
S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Les flux d'eau hors couvert et sous couvert suivent une tendance quasi-identique ($R^2 > 0.9$) dans les trois stations sur la période étudiée (Figure 36), avec des maximums en hiver (excepté l'hiver 2013-2014) et des pics en été et autour du mois d'octobre. De 2012 à 2014, les valeurs les plus faibles sont mesurées entre mi-février et début mai, ainsi que durant l'été. En 2015 les précipitations mensuelles faibles ($P \leq 50$ mm) s'étalent sur une période plus longue que les autres années, de mai à novembre. On relève la pluviométrie mensuelle la plus élevée en octobre-novembre 2013 ($P_{\max} = 189$ mm) et la plus faible en juillet 2015 ($P_{\min} = 13$ mm). Les trois stations confondues, la canopée intercepte

en moyenne $17.3 \pm 17 \%$ de la pluie incidente (Figure 37). Certains mois présentent des flux sous couvert légèrement supérieurs au flux des précipitations (en particulier le mois de mars 2013). Ceci pourrait correspondre à un léger écart de pluie entre Montiers et la station météorologique de Biencourt (située à ~ 4 km du site de Montiers).

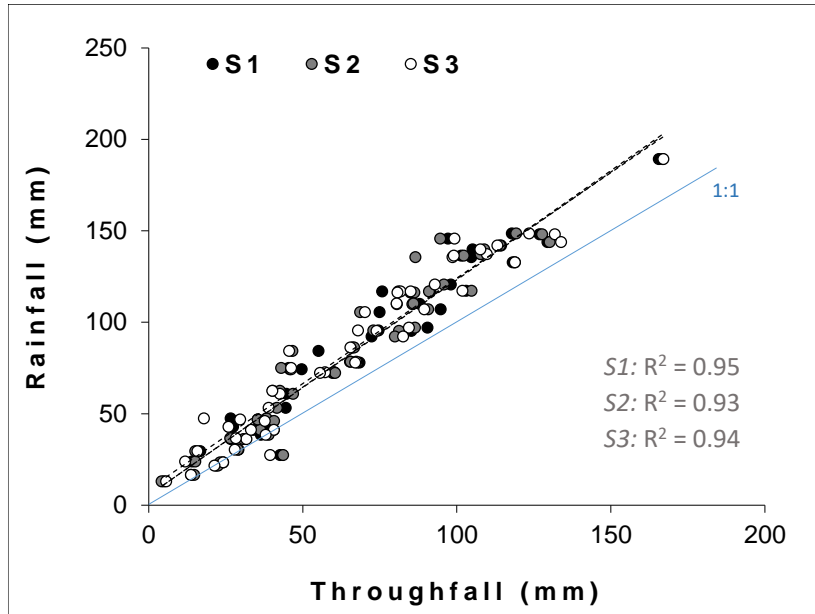


Figure 36 – Relation de corrélation entre les flux hydriques mensuels des précipitations (*rainfall* ; en mm) et des pluviolessivats (*throughfall* ; en mm) dans les trois stations expérimentales de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

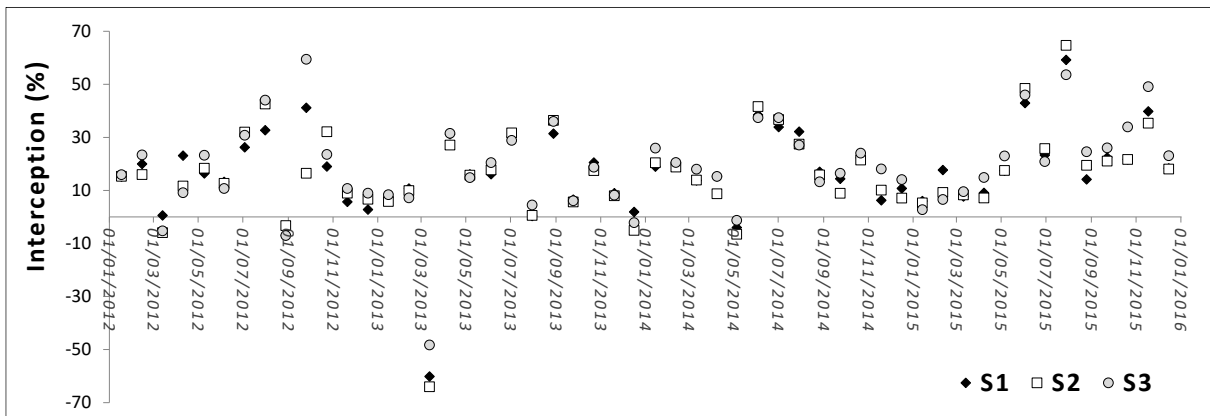


Figure 37 - Taux d'interception par le couvert végétal des trois stations expérimentales de Montier entre janvier 2012 et décembre 2015. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Les flux hydriques annuels (pour les années 2012 à 2015) hors couvert et sous couvert sont présentés sur la Figure 38.

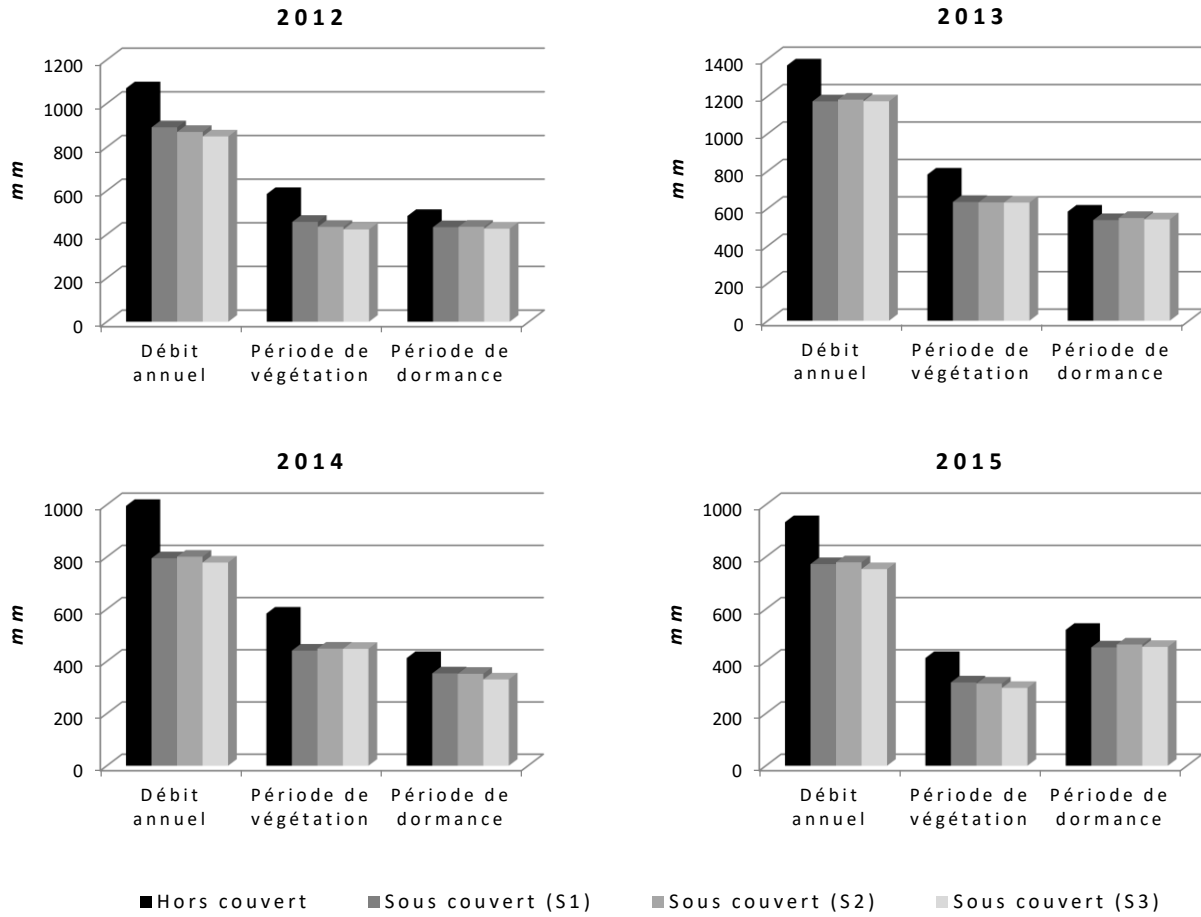


Figure 38 – Flux hydriques annuels hors couvert (pluviométrie de la station météorologique de Biencourt-sur-Orge) et sous couvert (pluiolessivats des stations S1, S2 et S3) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques au cours de la saison de végétation (de mi-avril à mi-novembre) et au cours de la période de dormance sont également indiqués. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.1.2. Variabilité sous couvert

Sous la canopée, les moyennes mensuelles des volumes d'eau collectés par les gouttières sont presque identiques entre les trois stations ($R^2 \geq 0.98$; Figure 39) et la variabilité calculée pour l'ensemble des 36 gouttières du site de Montiers est relativement faible ($c_v = 17 \pm 6\%$).

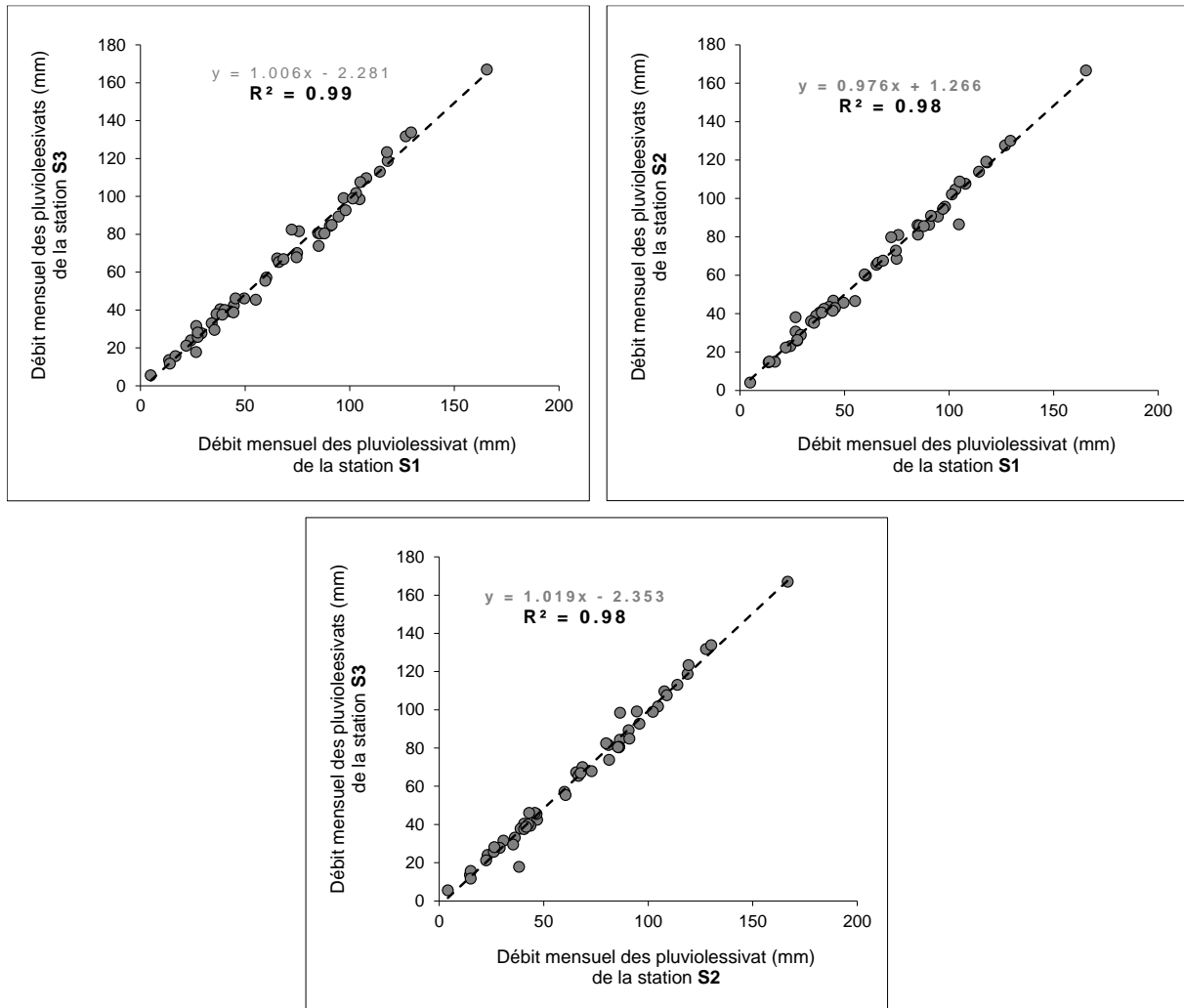


Figure 39 – Corrélation entre les débits hydriques des pluiolessivats mensuels des trois stations de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.1.3. Écoulements de tronc

Dans les trois stations, 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 40). 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 modèle de calcul des flux d'eau le long des troncs à l'échelle de la station donne des valeurs mensuelles très similaires pour les trois stations ($R^2 > 0.9$; Figure 41 et Figure 42). Les trois stations confondues, les écoulements de tronc mensuels représentent en moyenne 3.8 ± 1.4 % du flux hydrique apporté par les précipitations et sont bien corrélés avec les hauteurs d'eau des pluviostivats ($R^2 \geq 0.8$; Figure 43).

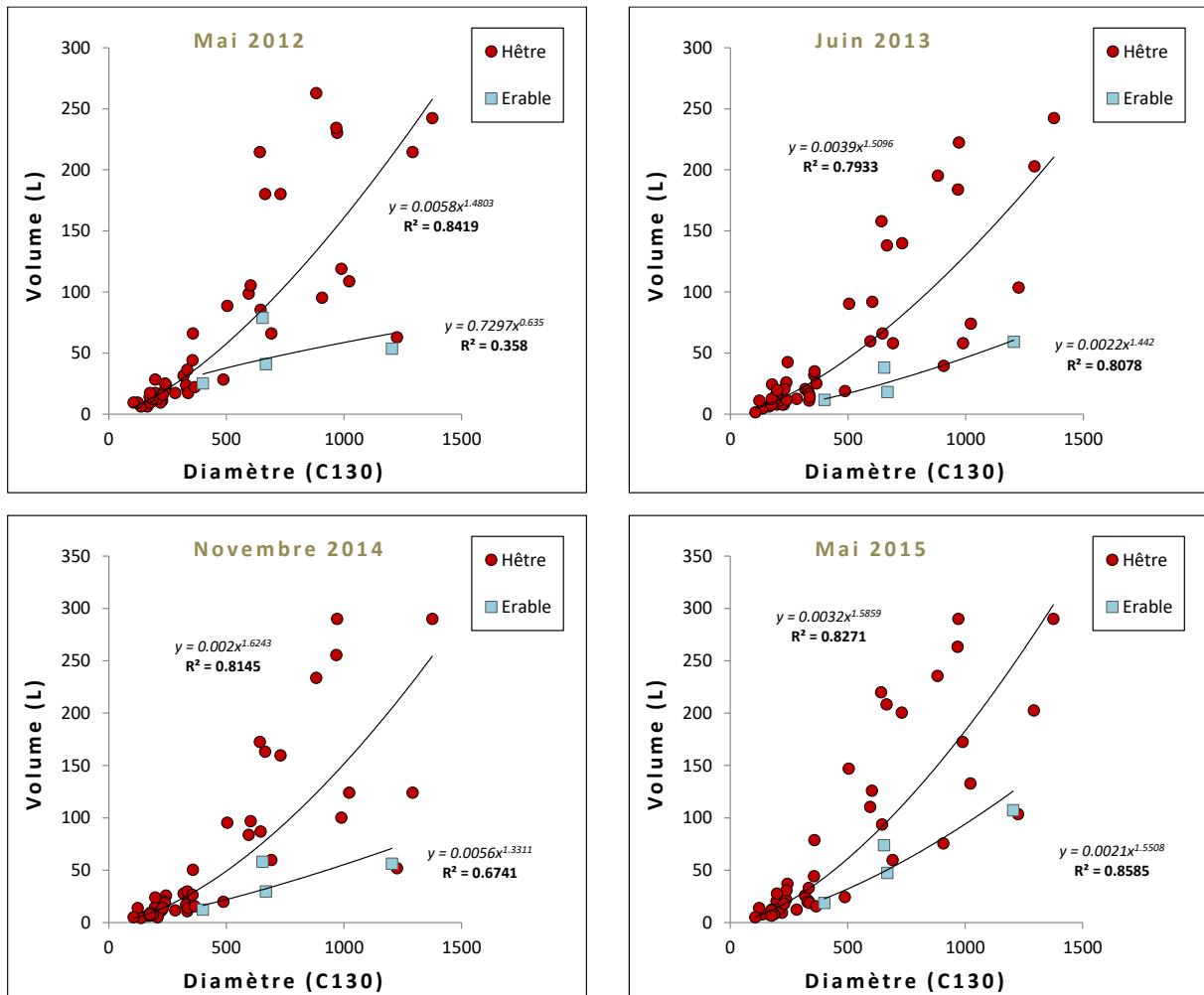


Figure 40 – Corrélation entre la circonférence C130 de l'arbre et l'écoulement de tronc dans les trois stations du site expérimental de Montiers en mai 2012, juin 2013, novembre 2014 et mai 2015.

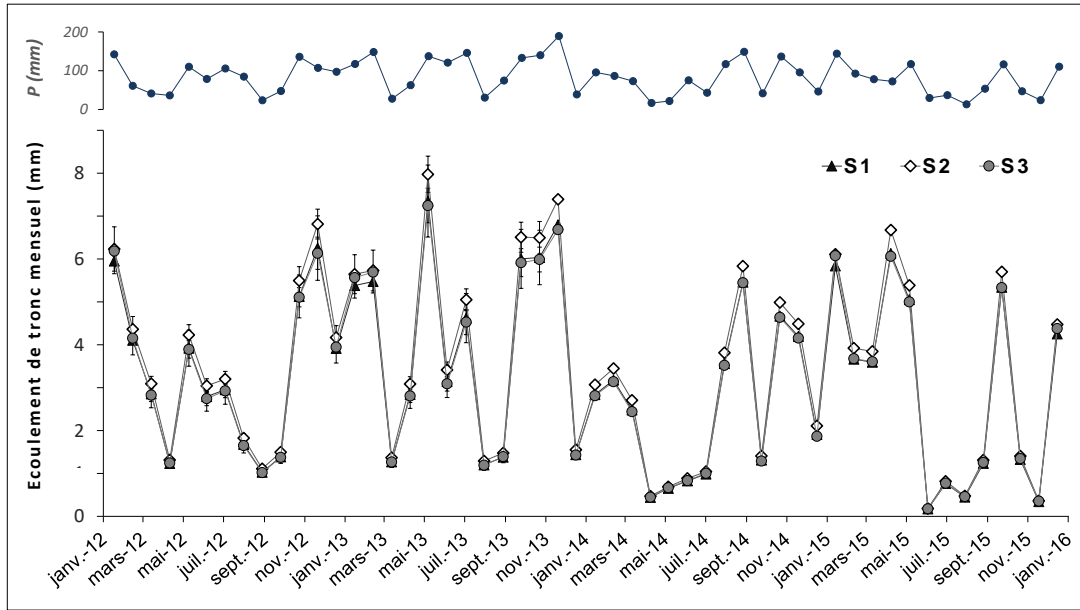


Figure 41 – Evolution temporelle des flux hydriques des précipitations (P) et des écoulements de tronc dans les trois stations du site expérimental de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

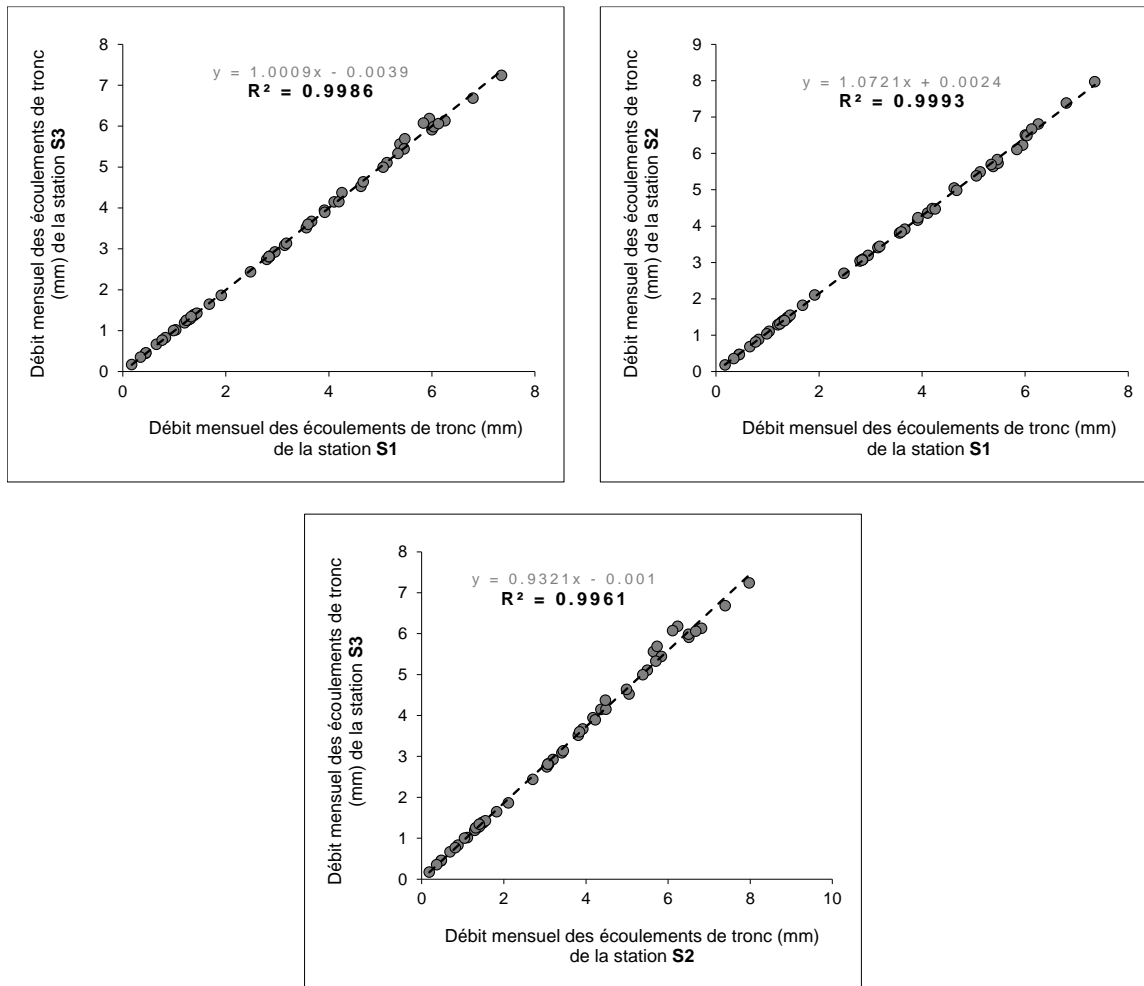


Figure 42 – Relations entre les flux hydriques des écoulements de tronc (en mm) mesurés dans les trois stations expérimentales du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

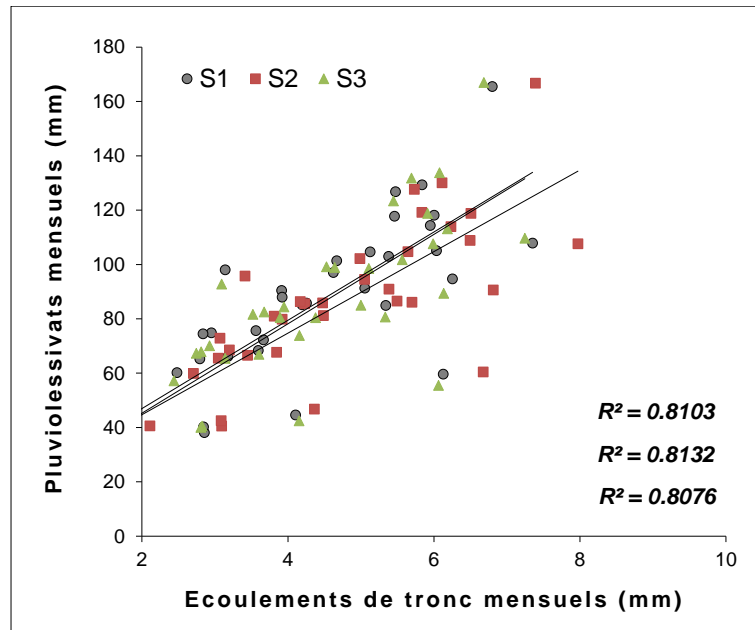


Figure 43 – Relations entre les flux hydriques (en mm) des pluiolessivats et des écoulements de tronc dans les trois stations expérimentales du site de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.1.4. Discussion : Bilan hydrique hors sol

Les valeurs très proches des volumes moyens des pluiolessivats collectés par les gouttières des trois stations témoignent de l'uniformité du couvert végétal à l'échelle des parcelles expérimentales de Montiers et de la bonne intégration de la variabilité à l'échelle du dispositif de récolte. 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 ses branches (Falkengren-Grerup, 1989). Les trois stations confondues et sur la période 2012-2015, environ 3.8 % du flux hydrique entrant dans l'écosystème par les précipitations annuelles a été apporté au sol le long des troncs des arbres. Il s'agit d'un flux qui ne doit pas être négligé dans le bilan hydrique de l'écosystème, d'autant plus qu'il constitue un écoulement préférentiel vers la rhizosphère. Certains auteurs ont mentionné des écoulements plus importants dans des hêtraies, représentant jusqu'à 10 % (Thimonier et al., 2005), voire entre 14 et 20 % (Baba et Okazaki, 1999) des précipitations totales. Dans des hêtraies du centre de l'Allemagne, Talkner et al. (2010) a mesuré des valeurs d'écoulements de tronc proches de celles de Montiers, représentant entre 0.4 et 4.9 % des précipitations.

4.2. Les volumes d'eau collectés par les lysimètres de Montiers

4.2.1. Eaux libres

La comparaison entre les volumes récoltés par les lysimètres sans tension enfouis à une même profondeur de sol indique des variabilités inter-captureurs non négligeables dans les trois stations et à toutes les profondeurs étudiées. Ainsi, de la litière à -30 cm, les coefficients de variabilité se situent en moyenne entre 59 et 97 % (S1), 38 et 90 % (S2), 51 et 76 % (S3). A -60 cm et -90 cm (S1 et S2), la variabilité entre les captureurs est plus élevée ($c_v > 110\%$). On observe une bonne corrélation entre les hauteurs d'eau mesurées sous la litière et les hauteurs d'eau des pluvioloessivats (Figure 44) ; le coefficient de corrélation se situe entre 0.7 et 0.9 pour 8 des 9 sous-stations de Montiers. Les quantités d'eau moyennes relevées au niveau des litières des 9 sous-stations sont relativement proches (Figure 44) ; le coefficient de variation se situe entre 14 et 64 %.

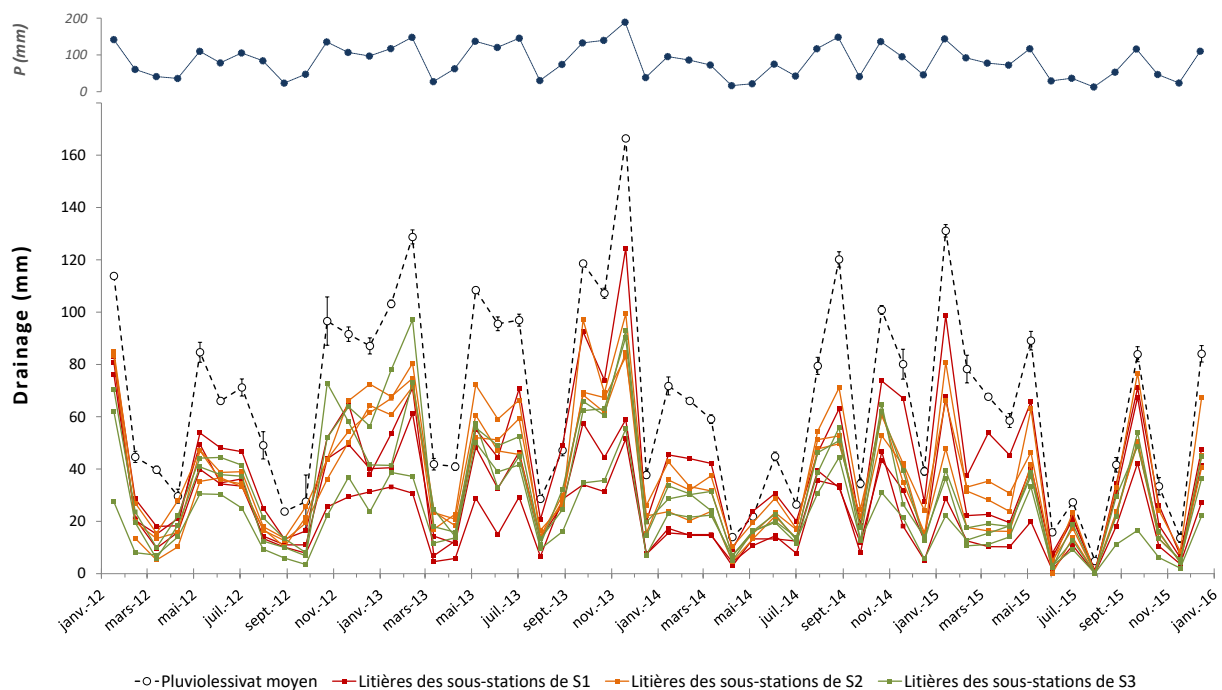


Figure 44 – Hauteurs d'eau mensuelles (exprimées en mm) passant par les précipitations (P), les pluvioloessivats (moyenne des trois stations) et les litières des neuf sous-stations du site de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol. Les barres d'erreur indiquent les écarts-types autour de la moyenne.

Au sein d'une même station, les variations mensuelles des hauteurs d'eau moyennes mesurées par les captureurs enfouis à -10 cm de profondeur dans les trois sous-stations sont bien corrélées ($0.71 < R^2 < 0.9$). Les hauteurs d'eau moyennes des trois sous-stations d'une même station restent corrélées à -30 cm dans S1, S2 et S3 ($0.4 < R^2 < 0.9$), à -60 cm dans S1 et S2 ($0.4 < R^2 < 0.84$), et à -90 cm dans S1 ($R^2 \approx 0.77$). A -10 cm les volumes collectés sont globalement plus faibles dans la station S1, tandis qu'à

-30 cm les volumes sont plus faibles dans S3 (où la roche-mère est atteinte) que dans les deux autres stations. Les volumes collectés par les lysimètres installés au milieu de cailloux calcaires dans S2 et S3 sont globalement faibles (à -30 cm) ou nuls (à -60 cm) ; un seul capteur à -60 cm dans S2 constitue une exception avec des volumes particulièrement élevés.

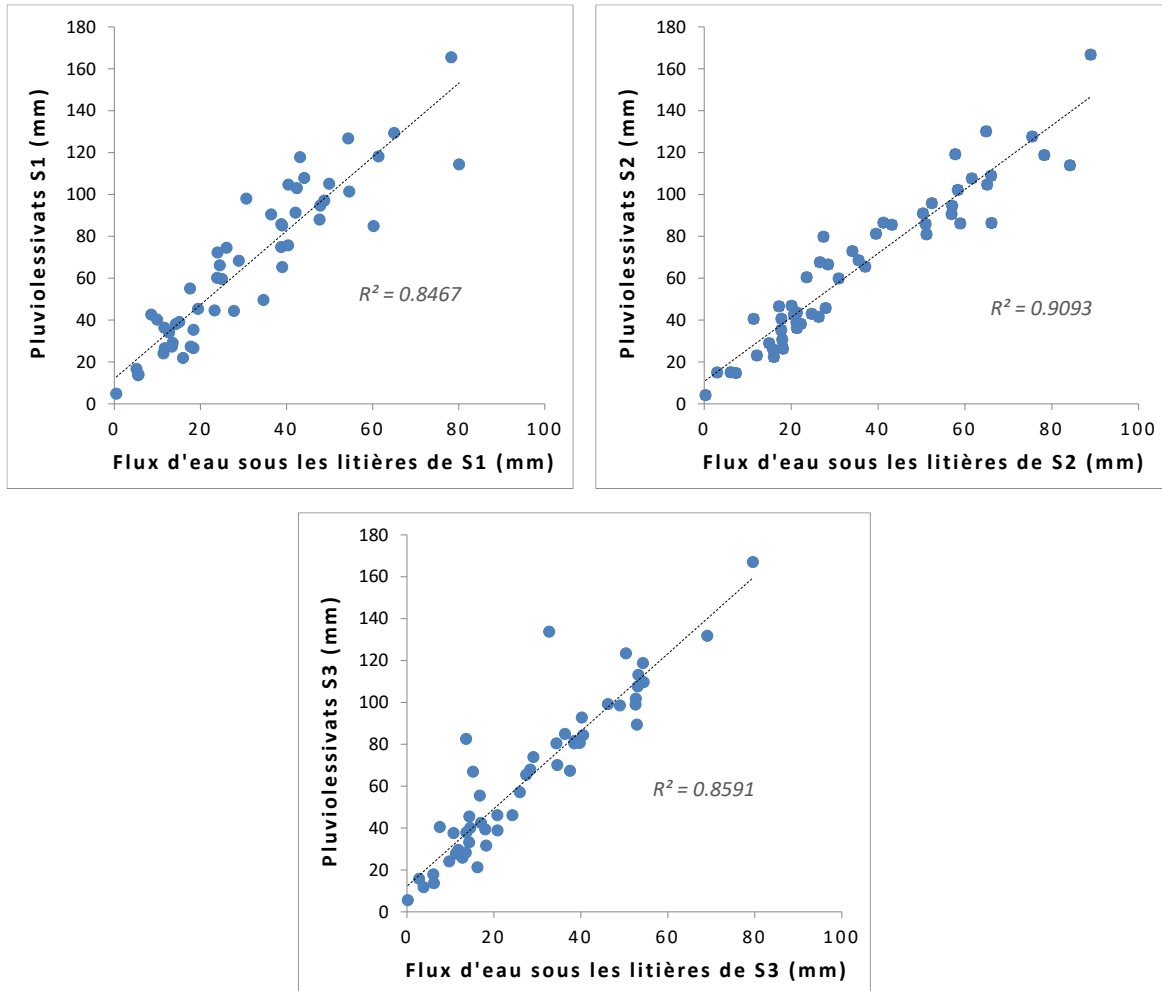


Figure 45 – Relation entre les flux hydriques des pluviolessivats et les flux de drainage sous la litière dans les trois stations de Montiers (S1 - alocrisol ; S2 - calci-brunisol ; S3 - rendisol).

Globalement, sur la période étudiée (janvier 2012 - décembre 2015), les flux de drainage mesurés sur l'ensemble du profil de sol dans les trois stations reflètent les variations saisonnières des apports en eau par les pluviolessivats ; cette synchronisation entre les eaux de drainage et les pluviolessivats décroît cependant avec la profondeur.

Les hauteurs d'eau mesurées dans la litière représentent 46 ± 13 % (S1), 53 ± 13 % (S2) et 42 ± 12 % (S3) des apports par les pluviolessivats. Quant aux flux de l'eau libre à -10 cm, ils ne représentent plus que 38 % (S1), 46 % (S2) et 72 % (S3) des flux relevés dans la litière. Au-delà de -10 cm, les flux de drainage continuent de diminuer globalement avec la profondeur (Figure 46).

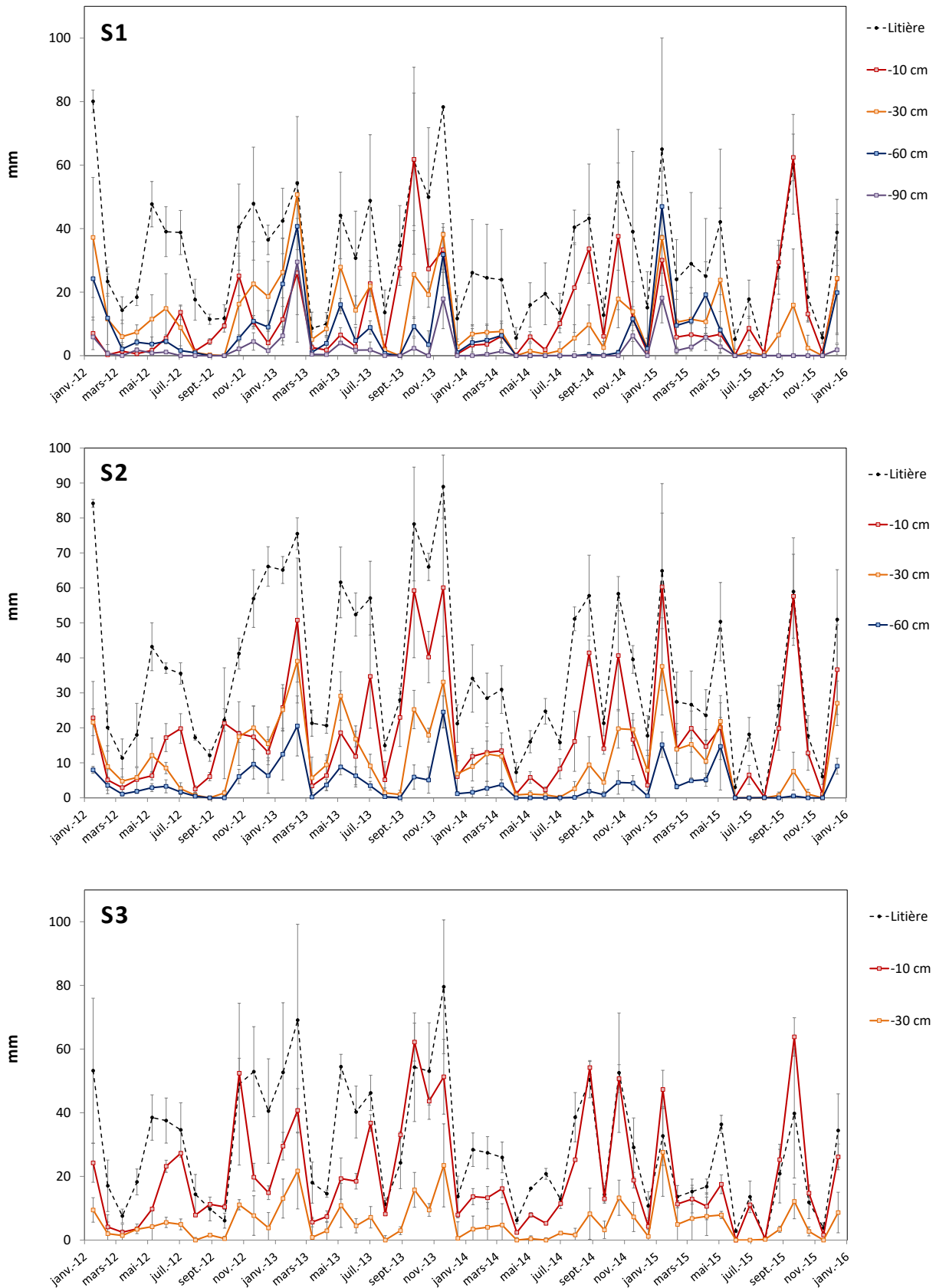


Figure 46 - Hauteurs d'eau mensuelles (exprimées en mm) passant par les litières et drainées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015. S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol. Les barres d'erreur indiquent les écarts-types autour de la moyenne.

4.2.2. Eaux liées

La comparaison entre les volumes récoltés par les bougies poreuses disposées à une même profondeur indique des variabilités non négligeables dans les trois stations et à toutes les profondeurs étudiées ; les coefficients de variabilité moyens (c_v) se situent entre 62 et 120 % dans S1 (de -10 à -110 cm), entre 43 et 94 % dans S2 (de -10 à -60 cm) et entre 72 et 123 % dans S3 (de -10 à -30 cm).

Les volumes moyens captés par les bougies poreuses de la station S1 reflètent globalement les grandes tendances des apports en eau par les pluviessivats (Figure 47) ; cette influence des pluviessivats diminue dans S2 et n'est plus observable dans S3 (Figure 48). Les volumes moyens des eaux liées de S1 et S2 sont relativement corrélés à -10 cm ($R^2 = 0.58$), à -30 cm ($R^2 = 0.44$) et -60 cm ($R^2 = 0.65$), et présentent des maxima en hiver et des minima en août-septembre (Figure 49). A -10 et -30 cm, les volumes d'eau liée sont, en moyenne, plus élevés dans S1 que dans S2. Les volumes d'eau liée dans S3 sont plus faibles que dans les deux autres stations à -10 cm sur toute la période étudiée (Figure 49) et plus faibles ou égaux à ceux de S2 à -30 cm. Les pics d'hiver ne sont pas prononcés dans S3. En été 2015, les volumes d'eau liée sont proches de zéro à partir du mois d'août dans les trois stations et à toutes les profondeurs jusqu'en octobre-novembre (Figure 49).

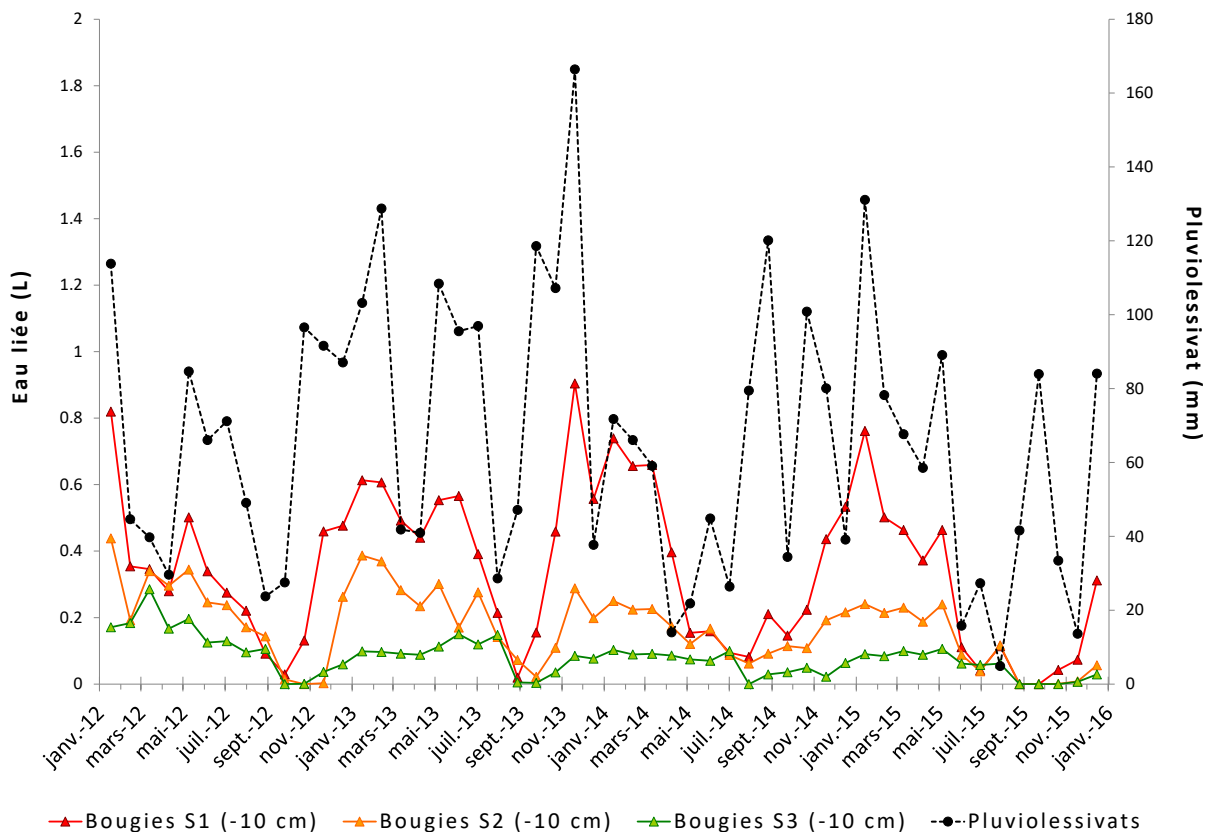


Figure 47 – Variations saisonnières des apports hydriques par les pluviessivats (en mm) et des volumes d'eau (en L) captés par les bougies poreuses dans les trois stations du site de Montiers à -10 cm de la surface du sol (en L), de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

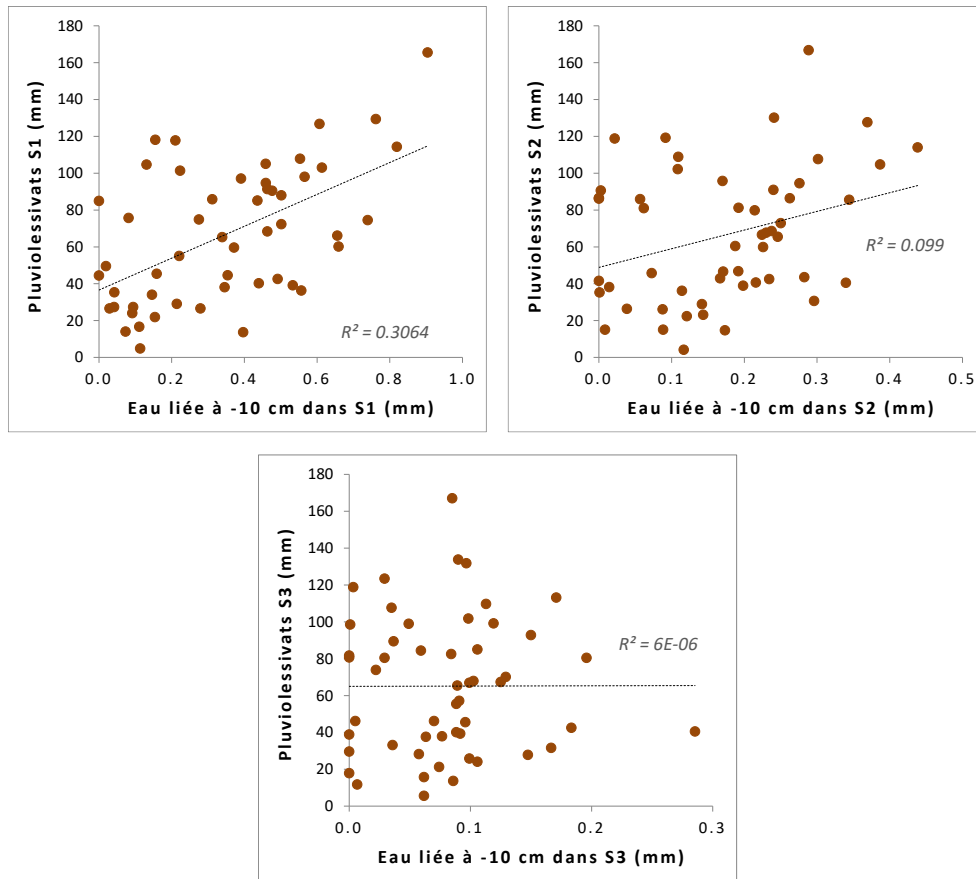


Figure 48 – Relation entre les hauteurs d'eau mensuelles (en mm) des pluiolessivats et de l'eau liée à -10 cm dans les trois stations du site de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

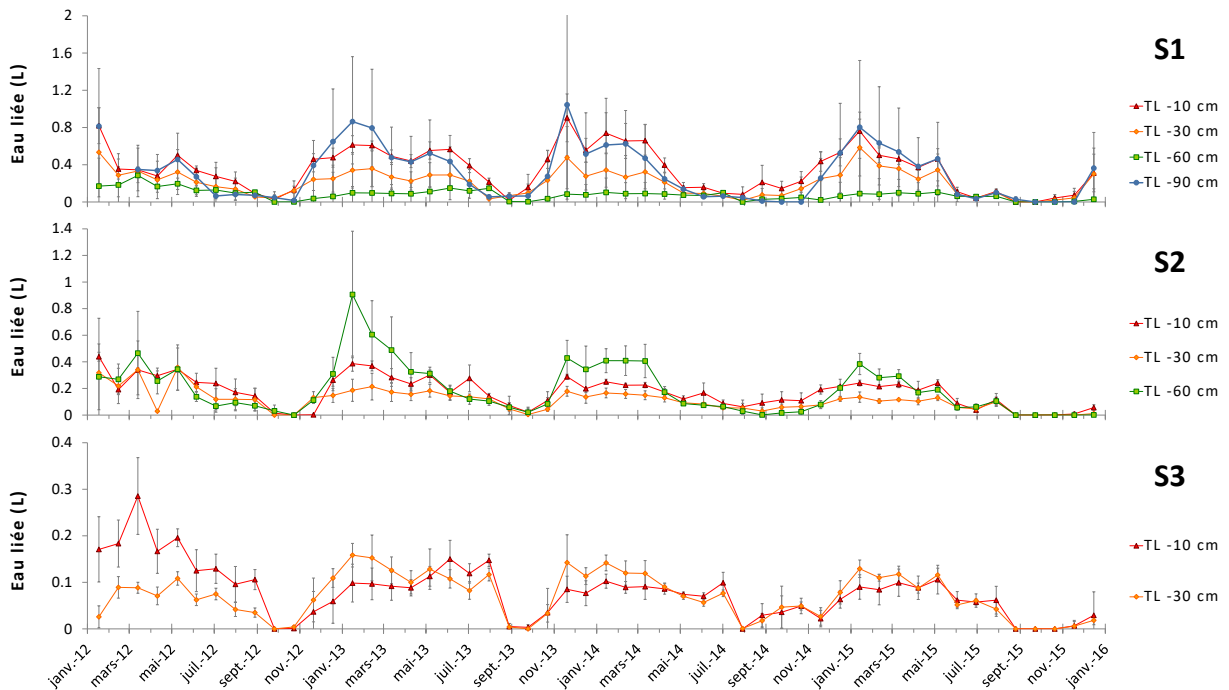


Figure 49 - Variations saisonnières des volumes d'eau (L) captés par les bougies poreuses dans les sols des trois stations à différentes profondeurs, de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.2.3. Discussion : Estimation des flux hydriques dans la litière et dans le sol

4.2.3.1. Eaux gravitaires (lysimètres sans tension)

Les volumes ne représentent pas la quantité d'eau réelle drainée sur une surface de sol égale à la surface réceptrice des lysimètres. En effet, la perturbation liée à la présence du lysimètre dans le sol influence le comportement hydrique du sol environnant. L'application du modèle hydrique BILJOU© est nécessaire pour déterminer les flux de drainage de manière précise. Cependant, dans un premier temps et en amont de la modélisation, l'hypothèse a été faite que les quantités d'eau captées par les lysimètres permettent une estimation approximative mais informative des flux hydriques dans le sol. La discussion suivante doit donc être considérée avec toutes les précautions liées à cette hypothèse.

Les quantités d'eau moyennes relevées au niveau de la litière sont très similaires dans les trois stations tout au long de la période d'étude ; on peut affirmer que les entrées d'eau dans le sol ne diffèrent pas entre les stations. En atteignant le sol, une part de l'eau est interceptée par la litière et est progressivement évaporée (Gerrits, 2010). Le rôle de cette interception par la litière est souvent négligé ou ignoré dans les modèles hydriques, alors qu'elle peut être plus élevée que l'interception par la canopée (Bulcock, 2012). A Montiers, la diminution du flux hydrique moyen au niveau de la litière est élevée dans les trois stations : de 47 à 58 % des apports d'eau par les pluviollessivats (en moyenne). Dans une hêtraie au Luxembourg, Gerrits a mesuré en 2010 que 22 % des apports par les pluviollessivats étaient évaporés au niveau de la litière. Les taux d'interception de la litière élevés à Montiers montrent que ce processus ne peut pas être négligé dans le calcul des flux hydriques ; l'eau interceptée ne recharge pas le réservoir du sol et n'est donc pas disponible pour la végétation.

Les flux de drainage diffèrent entre les trois stations dès -10 cm. On peut supposer que cette différence de transfert de l'eau gravitaire est fonction des propriétés physiques (texture, structure) et biologiques (racines, galeries) des trois sols. En effet, la conductivité hydraulique augmente avec la taille des particules (Duchaufour, 2004) selon la loi de Poiseuille, tandis que les écoulements préférentiels (macropores continus, galeries de vers de terre, fissures ...), s'ils existent, peuvent être à l'origine de la quasi-totalité du transfert vertical (Alaoui, 2011 ; Beven, 1982). A -10 cm, les volumes collectés par les flûteaux sont plus faibles dans S1 que dans S2 et S3, malgré le fait que le taux d'argile augmente de S1 (texture limono-sableuse en surface) à S3 (texture argileuse en surface). Cette différence pourrait être liée à des écoulements préférentiels de surface plus nombreux dans S2 et S3, notamment liés aux racines plus abondantes et à une meilleure activité biologique. Par contre, à -30 cm, les volumes sont significativement plus faibles dans S3 que dans S1 et S2. Ceci pourrait indiquer l'influence de la texture du sol, car la matrice du sol de S3 est particulièrement riche en argiles à partir de cette profondeur (> 70 %) et pourrait être relativement imperméable.

La variabilité inter-captureurs est importante dans les trois stations et à toutes les profondeurs. Ceci témoigne de l'hétérogénéité des propriétés hydrauliques des sols de Montiers, laquelle peut notamment résulter de réseaux de canaux d'écoulements préférentiels (Peters, 2009) plus ou moins interceptés par les lysimètres selon leur emplacement. Les variabilités mises en évidence entre les captureurs de Montiers ne peuvent que difficilement être comparées à celles mesurées dans le cadre d'autres études, puisqu'elles sont fortement dépendantes du type de capteur et notamment de leur surface réceptrice (Radulovich, 1987 ; Peters, 2009). Malgré cette variabilité inter-captureurs, les volumes moyens des trois sous-stations de chaque station sont bien corrélés à toutes les profondeurs. Dès lors on peut affirmer que la disposition des lysimètres sans tension dans les sols des stations S1, S2 et S3 permet de couvrir l'hétérogénéité des flux de drainage à l'échelle de la parcelle.

4.2.3.2. Eaux liées (bougies poreuses)

L'absence de corrélation entre les volumes captés par les bougies et ceux relevés par les lysimètres sans tension, à toutes les profondeurs et dans les trois stations, indique que les deux compartiments de l'eau du sol étudiés - eau gravitaire et eau liée - ne présentent pas le même comportement hydrique. Cette différence repose surtout sur leur vitesse de réponse vis-à-vis des variations des apports en eau par les pluviessivats. Ainsi les minimums estivaux et l'augmentation des volumes au printemps sont perçus par les bougies poreuses avec un mois de décalage par rapport aux lysimètres sans tension. Ce décalage pourrait correspondre au temps d'humectation du profil du sol ; l'eau gravitaire répond plus promptement aux variations des apports externes puisque sa migration verticale est plus rapide (Duchaufour, 2004), en particulier par le biais des écoulements préférentiels.

Les volumes d'eau liée collectés par les bougies poreuses sont décroissants de S1 à S3, et les petits volumes récoltés dans S3 ne sont que très faiblement marqués par les variations saisonnières mises en évidence dans S2 et S1. Deux hypothèses peuvent expliquer ces différences :

- Le positionnement des bougies dans le sol pourrait influencer leur efficacité. En effet, les sols des stations S2 et surtout S3 sont riches en cailloux sur l'ensemble du profil et l'on peut supposer que certaines bougies sont en contact avec des éléments grossiers du sol. Or il est impératif que la bougie poreuse soit en contact avec la matrice du sol sur toute la surface collectrice pour que le prélèvement soit optimal. Compte tenu de la pierrosité élevée du sol de S3, les bougies poreuses pourraient avoir été décalées lors de leur mise en place et ne pas être entièrement recouverte par la matrice du sol. Ces bougies pourraient donc pomper de l'air lorsque le sol est en-dessous d'un certain taux de saturation en humidité. Ceci expliquerait les volumes d'eau récoltée faibles ou nuls observés dans la station S3, voire dans la station S2. Le sol de la station S1, pauvre en éléments grossiers, est davantage propice à une bonne insertion des bougies poreuses et les volumes collectés pourraient mieux refléter les phases d'humectation et de sécheresse du sol. Les volumes d'eau liée à -10 cm sont d'ailleurs plus proches des apports par les pluviessivats dans S1 ($R^2 \approx 0.3$) que dans S2 et S3 ($R^2 < 0.1$).
- Les faibles volumes d'eau liée dans la station S3 pourraient également être dus à l'existence d'écoulements préférentiels. En effet, les solutions captées par les bougies poreuses sont probablement un mélange d'eau plus ou moins liée et d'eau de drainage (Ranger *et al*, 2001). Or l'analyse des flux de drainage dans les trois sols de Montiers suggère une augmentation des écoulements empruntant des chemins préférentiels de S1 à S3 ; il est possible que l'eau percolant par ces macropores ou fissures contourne les bougies poreuses et ne soit donc pas interceptée (Wang *et al*, 2012).



Photographie 17 – Installation de flûteaux (lysimètres sans tension ; à gauche) et de bougies poreuses (lysimètres avec tension appliquée ; à droite) à différentes profondeurs de sol dans une sous-station du site expérimental de Montiers.

4.3. Modélisation des flux hydriques dans l'écosystème (BILJOU)

Données d'entrée du modèle BILJOU©

La base du profil racinaire a été fixée à -170 cm dans la station S1, à -140 cm dans la station S2 et à -120 cm dans la station S3. Les caractéristiques des sols implémentées dans le modèle BILJOU© pour les différentes stations de Montiers sont récapitulées dans le Tableau 12.

Tableau 12 – Synthèse des données de caractérisation des sols implémentés dans le modèle BILJOU©. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

	Profondeur du plancher de la couche de sol (cm)	Eau extractible maximale (mm)	Proportion des racines fines (%)	Humidité au point de flétrissement pF 4.2 (%)	Densité apparente (g.cm-3)	Densité réelle (g.cm-3)
S1	5	8.2	29	0.17	0.98	2.48
	15	16.5	39	0.16	1.07	2.52
	30	22.7	23.3	0.16	1.23	2.55
	45	22.6	4.7	0.15	1.36	2.57
	60	18.1	1.9	0.17	1.41	2.58
	75	18.0	0.7	0.17	1.41	2.58
	90	18.6	0.4	0.15	1.41	2.58
	120	32.6	0.5	0.19	1.41	2.59
	150	31.9	0.4	0.19	1.41	2.59
	170	15.4	0.1	0.25	1.41	2.59
S2	5	9.2	28.6	0.14	1.07	2.47
	15	18.2	32.5	0.13	1.17	2.52
	30	19.1	23.4	0.14	1.21	2.55
	45	14.7	6.1	0.13	1.35	2.57
	60	10.3	2.8	0.23	1.32	2.58
	75	4.9	2	0.23	1.32	2.58
	90	4.5	1.7	0.23	1.32	2.58
	120	1.9	2.1	0.25	1.32	2.58
	140	1.1	0.8	0.25	1.32	2.58
S3	5	9.8	19.7	0.21	0.88	2.41
	15	19.2	23.6	0.19	0.99	2.47
	30	12.5	17.2	0.25	1.10	2.52
	45	8.2	10.1	0.26	1.07	2.54
	60	4.5	8.7	0.26	1.09	2.54
	90	2.7	11.1	0.26	1.09	2.54
	120	0.4	9.6	0.26	1.09	2.54

Résultats de la simulation

Des simulations du modèle hydrique BILJOU© ont été réalisées sur les trois stations de Montiers, permettant d'aboutir à une estimation quantitative des principaux transferts de l'eau au sein de l'écosystème (Figure 50) et du nombre de jours de stress hydrique subis par les peuplements des trois stations (Figure 51).

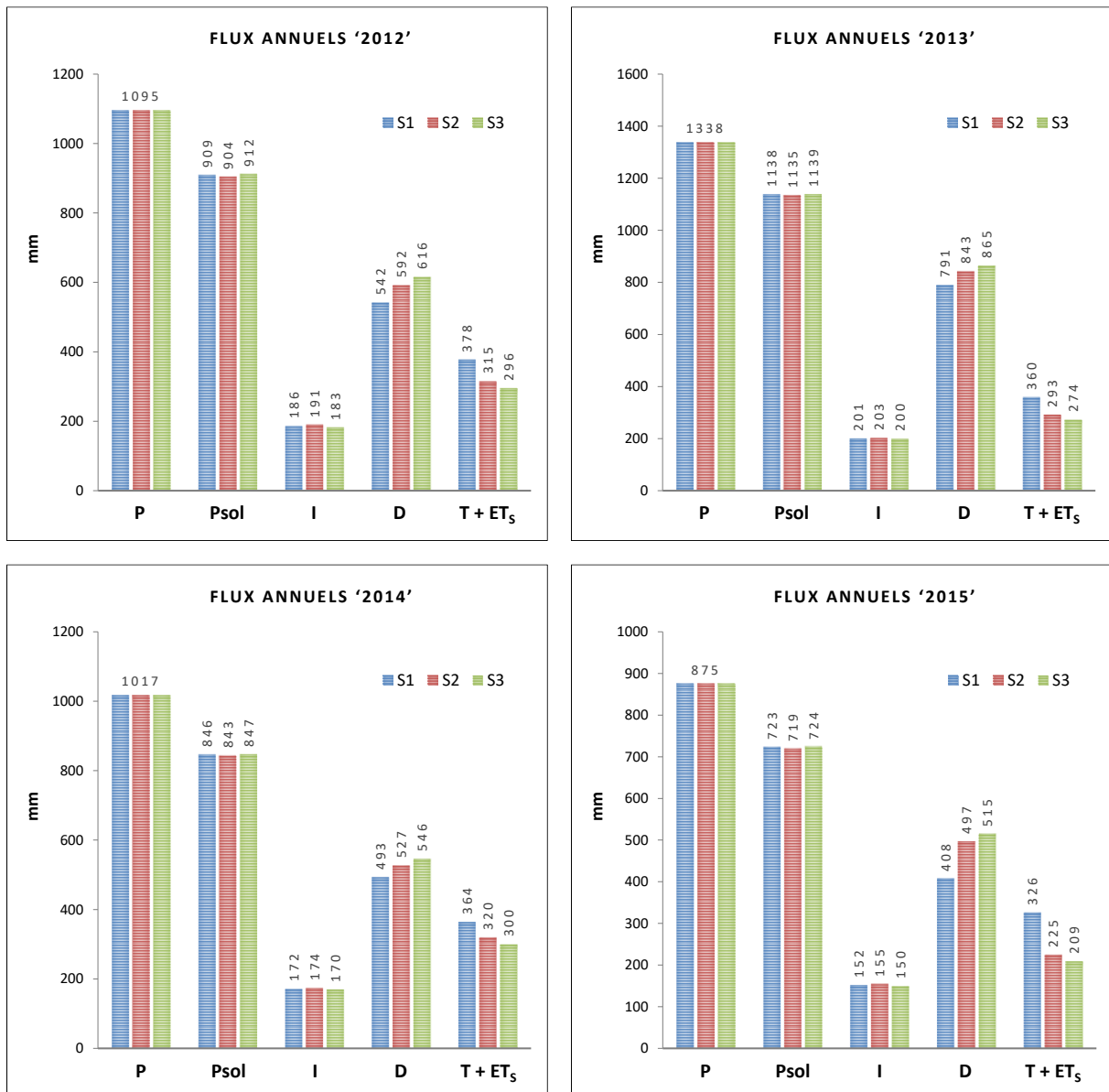


Figure 50 – Flux hydriques annuels (en 2012, 2013, 2014 et 2015) dans les trois stations du site de Montiers modélisés par le biais du modèle hydrique BILJOU© (P = Pluie incidente, Psol = Pluie au sol, I = Interception par le couvert végétal, ETR = évapotranspiration réelle, D = Drainage à la base du profil de sol, T = Transpiration du couvert végétal, ET_s = Evapotranspiration du sous-étage). S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

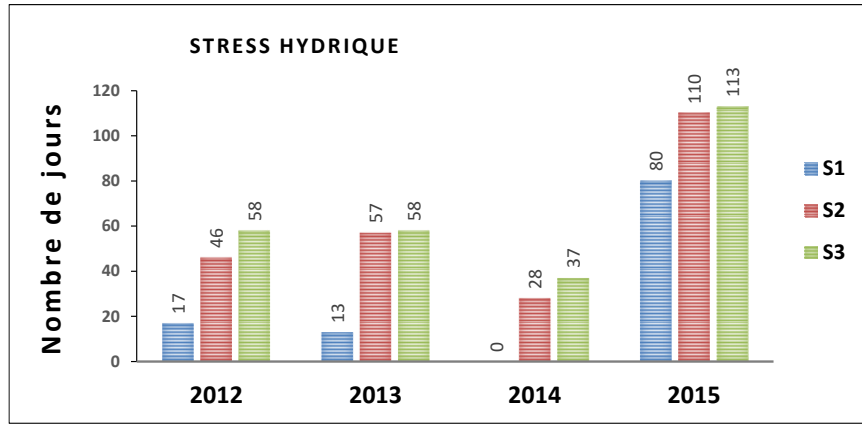


Figure 51 – Nombre de jours de stress hydrique estimés (modèle hydrique BILJOU©) dans les trois stations de Montiers au cours des années 2012-2015. S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

La variation de remplissage de la réserve utile au cours du temps (entre janvier 2012 et décembre 2015) dans les trois stations est présentée sur la Figure 52. La dynamique des flux de drainage dans les stations S1 et S2 est exposée dans la Figure 54.

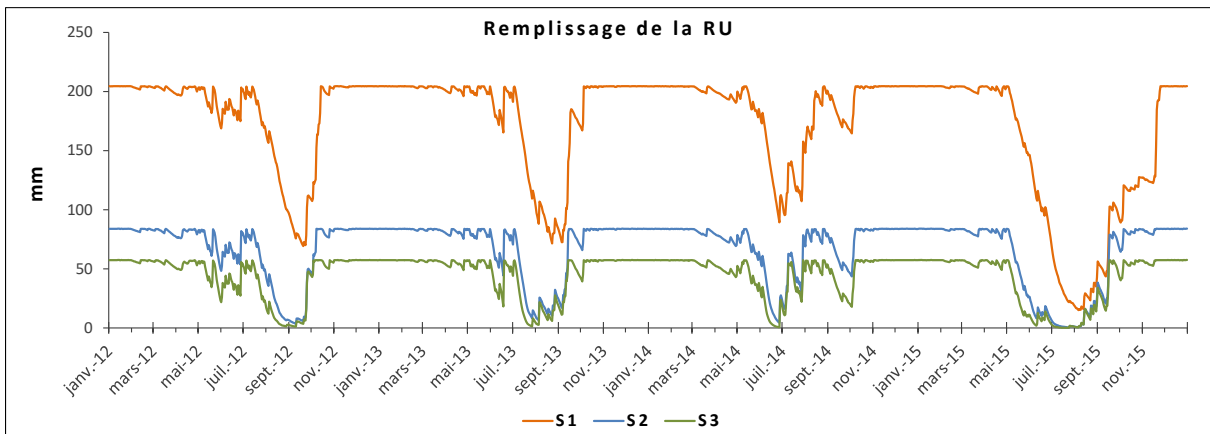


Figure 52 – Variation du remplissage de la réserve utile (RU, en mm) estimée avec le modèle hydrique BILJOU© dans les trois stations du site de Montiers durant la période 2012-2015. S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

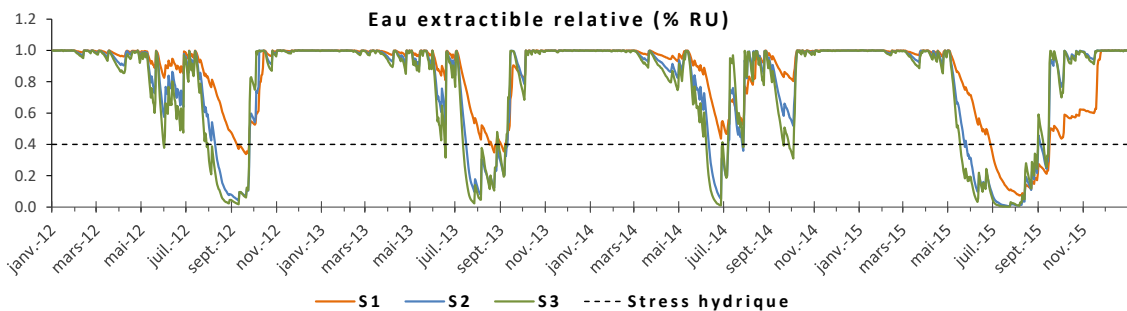


Figure 53 - Variation de la quantité d'eau extractible relative (REW), en % de la réserve utile, estimée avec le modèle hydrique BILJOU© dans les trois stations du site de Montiers durant la période 2012-2015. En-dessous de REW = 40%, le peuplement est en état de stress hydrique.

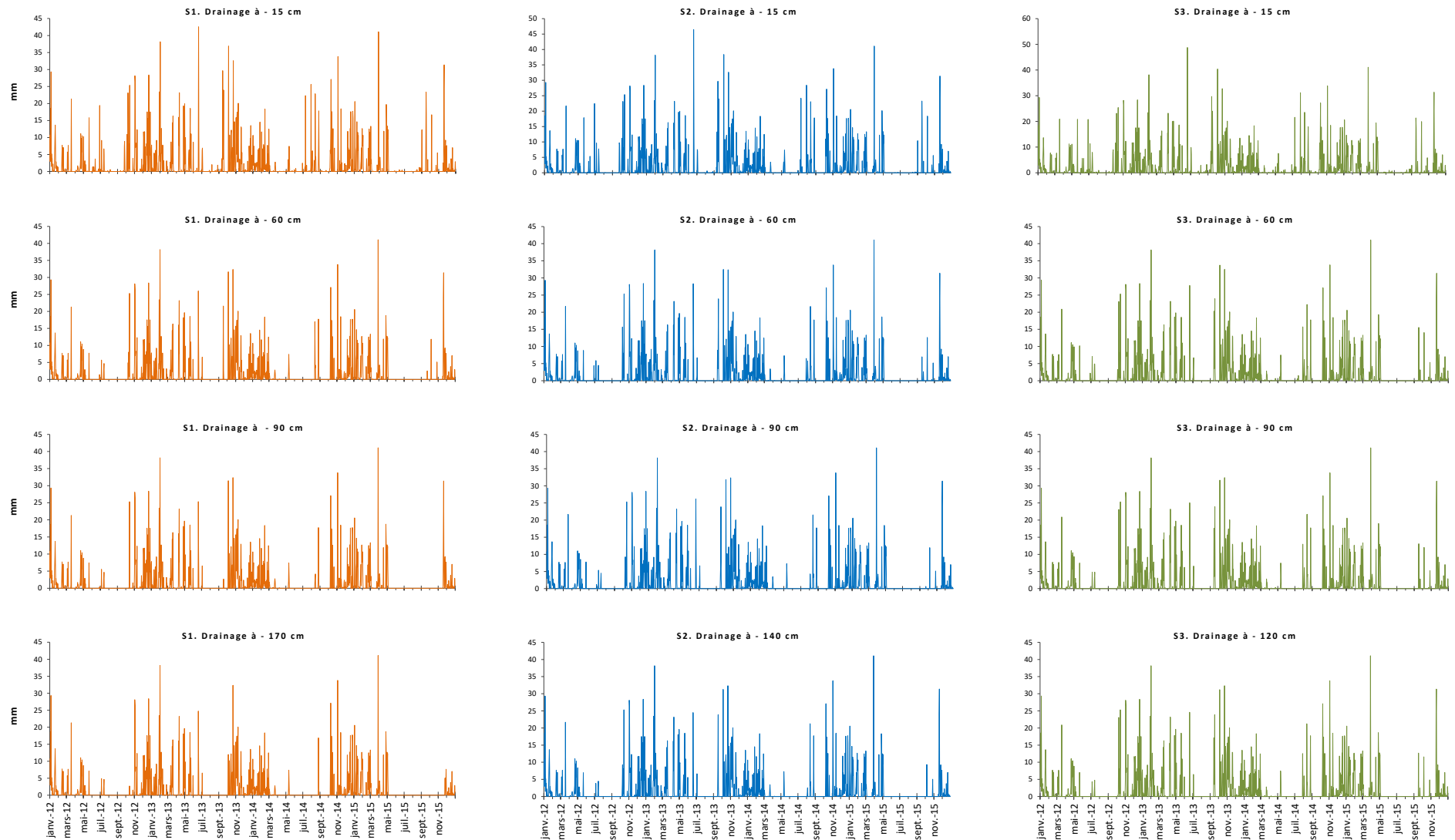


Figure 54 – Flux de drainage de l'eau (en mm) estimés avec le modèle hydrique BILJOU© à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers durant la période janvier 2012 – décembre 2015. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.4. Validation des flux de drainage dans le sol

Les flux hydriques dans le sol ont été modélisés par le biais du modèle hydrique BILJOU© et ont été validés par comparaison avec les données d'humidité du sol mesurées par TDR (Figure 55). Ces flux modélisés ont été comparés avec les flux de drainage calculés directement à partir de la surface de réception des lysimètres sans tension (Figures 56 et Figure 57). La comparaison montre que les volumes collectés par les plaques lysimétriques et les flûteaux ne permettent pas de déterminer les flux de drainage réels. En effet, l'utilisation de ces volumes mène à une sous-estimation systématique et importante des flux d'eau dans le sol.

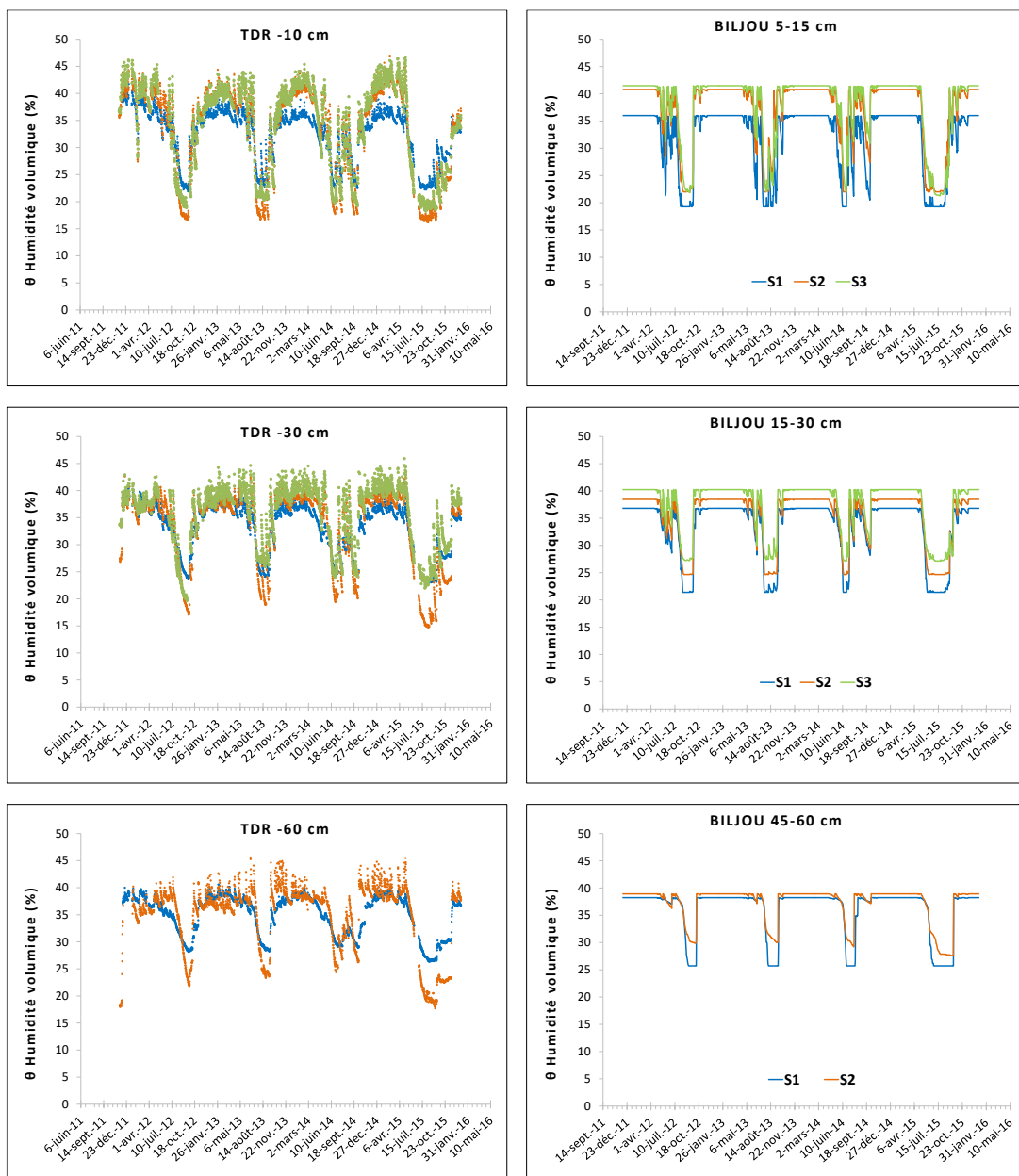


Figure 55 – Comparaison entre les humidités volumiques (en %) modélisées avec BILJOU© et les humidités volumiques mesurées par TDR à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers.

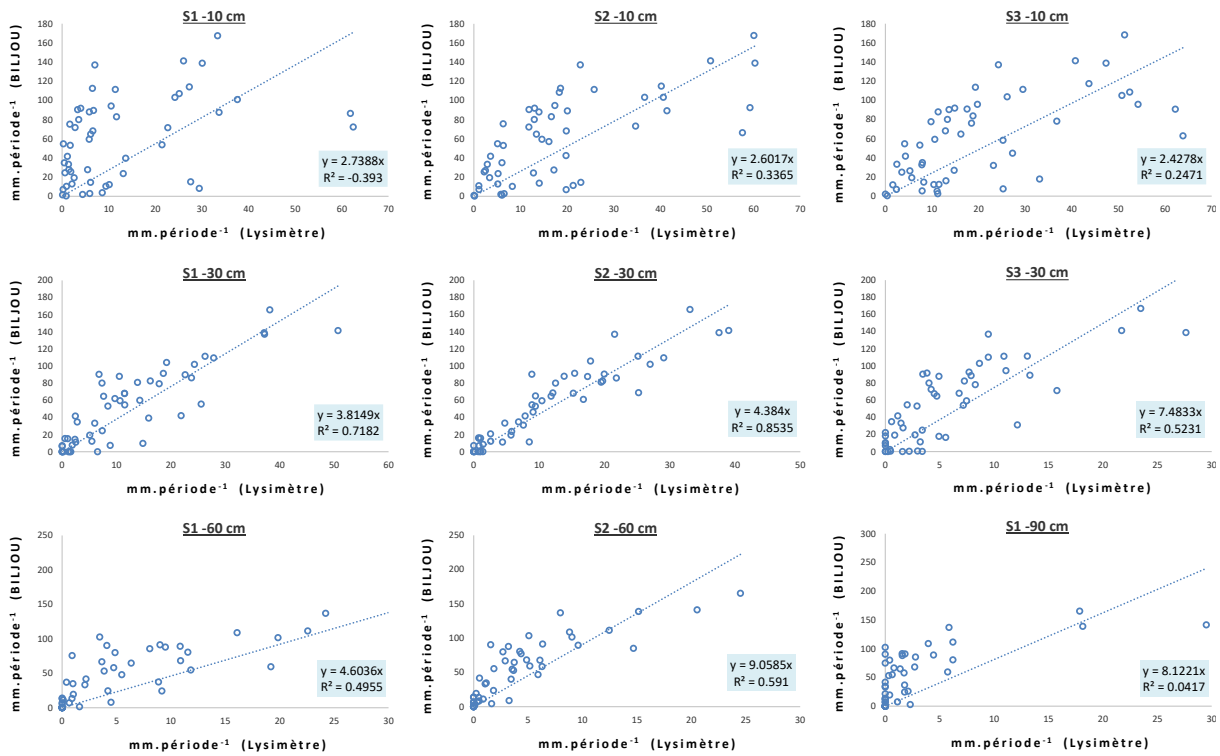


Figure 56 – Relation entre les flux de drainage (en mm) modélisés avec BILJOU© et calculés à partir de la surface de réception des lysimètres sans tension dans les trois du site de Montiers stations à différentes profondeurs.

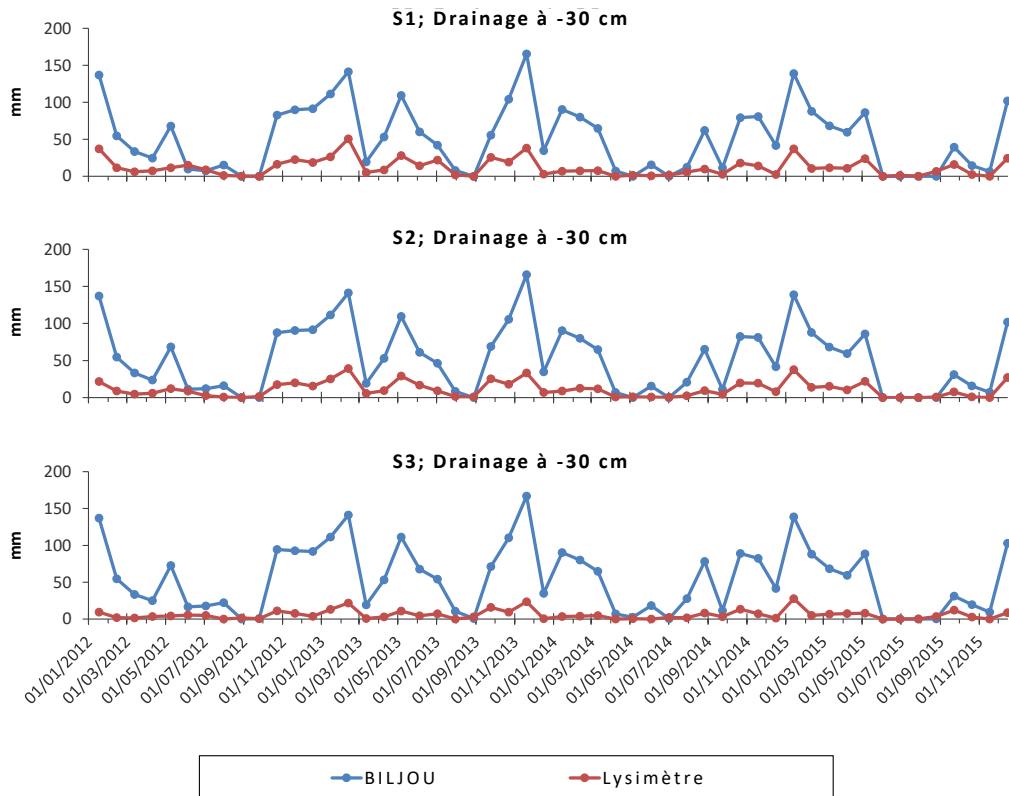


Figure 57 - Comparaison entre les flux de drainage (en mm) modélisés avec BILJOU© et les flux de drainage calculés à partir de la surface de réception des lysimètres sans tension dans les stations S1, S2 et S3 à -30 cm de profondeur. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.5. Résumé : Bilan hydrique à l'échelle de la station expérimentale

Le bilan annuel des flux hydriques (précipitations, pluviollessivats et écoulements de tronc, drainage à la base du profil racinaire) pour les trois stations de Montiers a été dressé en tenant compte des résultats obtenus à partir du modèle hydrique BILJOU©. La Figure 58 présente ce bilan pour la période 2012-2015.

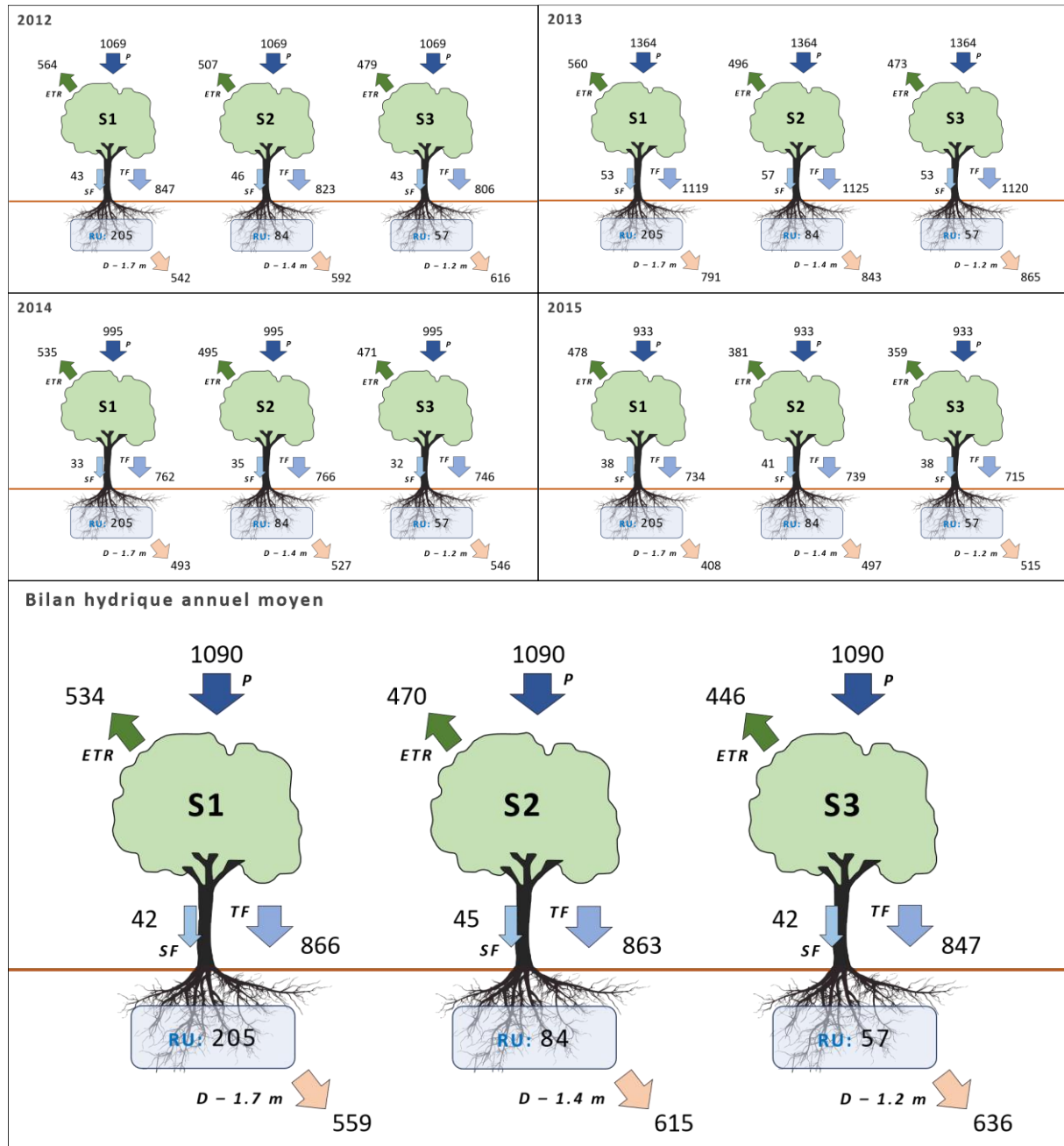


Figure 58 - Bilan hydrique annuel moyen (P = précipitations, TF = pluviollessivats, SF = écoulements de tronc) sur la période 2012-2015; les flux sont donnés en mm d'eau. Les flux de drainage et d'évapotranspiration réelle (ETR) sont estimés par modélisation (BILJOU©). S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

La pluviométrie annuelle moyenne (P) est de 1090 mm sur les trois stations de Montiers (Figure 58). Les flux hydriques sous couvert diffèrent peu entre les trois stations ; ils sont de 847-866 mm pour les pluviolessivats et de 42-45 mm pour les écoulements de tronc. L'interception de la canopée représente 16-17 % de P (Figure 59). Le drainage à la base du système sol augmente de l'alocrisol (559 mm à -1.7 m de profondeur ; 51 % de P) au rendisol (636 mm à -1.2 m de profondeur ; 59 % de P), tandis que le flux d'évapotranspiration diminue dans le même sens (de 534 mm et 30 % de P dans S1 à 446 mm et 22 % de P dans S3). L'évapotranspiration du sous-étage ne représente que 3 % de P (Figure 59).

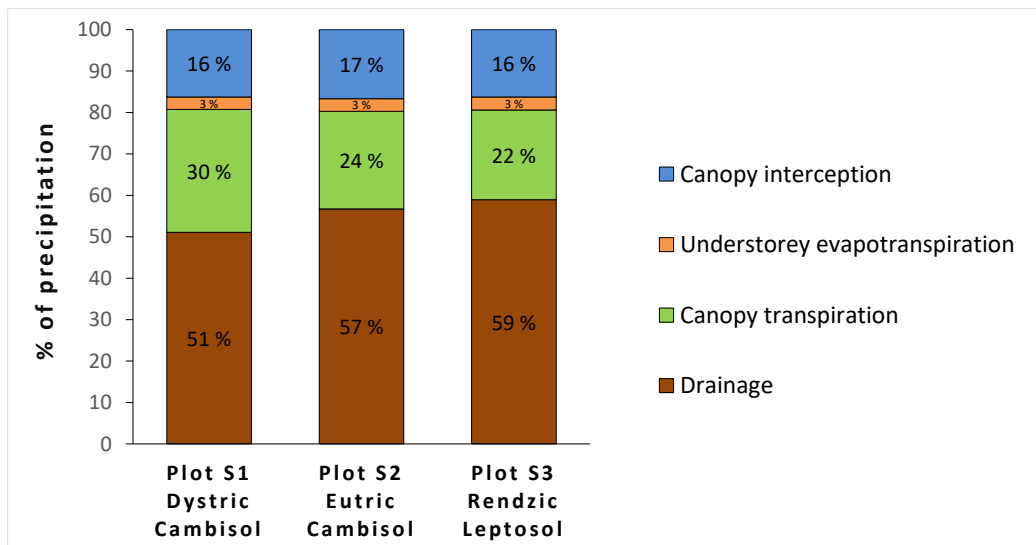


Figure 59 – Répartition des flux d'interception de la canopée, d'évapotranspiration du sous-étage, de la transpiration de la canopée et du drainage dans le sol, en % du flux incident des précipitations atmosphériques. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

4.6. Article I: La variabilité locale du type de sol contrôle le budget hydrique et la productivité du peuplement dans une hêtraie

Cet article reprend les résultats sur le bilan hydrique établis par le biais du modèle hydrique BILJOU© et présentés dans les sections précédentes de ce manuscrit, ainsi que les résultats sur la production annuelle de biomasse du peuplement présentés dans la partie 3.3 de ce manuscrit. L'article I compare les dynamiques des flux hydrique dans les trois stations de Montiers sur la période janvier 2012 – décembre 2015 et traite, en particulier, du contrôle de la variabilité locale du type de sol sur le budget hydrique et sur la productivité du peuplement à l'échelle annuelle.

Local soil type variability controls the water budget and stand productivity in a beech forest

Gil Kirchen ^a, Christophe Calvaruso ^{a,b}, André Granier ^c, Paul-Olivier Redon ^d, Grégory Van der Heijden ^a, Nathalie Bréda ^c, Marie-Pierre Turpault ^{a,*}

^a UR "Biogeochemistry of Forest Ecosystems", UR1138, Centre INRA de Nancy, 54280 Champenoux, France

^b EcoSustain, Environmental Engineering Office, Research and Development, 57330 Kanfen, France

^c UMR "Forest Ecology and Ecophysiology", UMR1137, INRA – Université de Lorraine, 54280 Champenoux, France

^d Andra, R&D Division, Centre de Meuse/Haute-Marne, 55290 Bure, France

* Corresponding author; e-mail address: marie-pierre.turpault@inra.fr

Forest Ecology and Management

Volume 390, 15 April 2017, Pages 89-103

DOI: 10.1016/j.foreco.2016.12.024

Abstract

Climate change and particularly increasing frequency of drought events during the vegetation period may threaten tree vitality and forest biomass productivity in many temperate regions in the future. In that context, the identification of critical environmental factors and a better understanding of their impact on forests are decisive. The water balance is recognized as one of the most important soil factors for stand productivity in temperate forests. Hence, the consequences of short or long term climate change might vary considerably spatially in function of soil type within a given forest. Our study objective was to assess the impact of contrasting soil types on the water balance and stand growth of a beech (*Fagus sylvatica*) forest ecosystem of similar age and management during four climatically contrasting years. The experimental forest site of Montiers presents different soils with contrasting physicochemical properties (Dystric Cambisol, Eutric Cambisol and Rendzic Leptosol) monitored to quantify water fluxes and stand biomass increment. Using data collected over the period 2012–2015, including a particularly dry year (-24 % precipitations in 2015), we also quantified the impact of water shortage on stand productivity at the annual scale as a function of soil type. We evidenced important differences in soil water holding capacities (SWHC) along the studied soil sequence, ranging between 57 mm for the Rendzic Leptosol downhill over limestone and 205 mm for the Dystric Cambisol uphill over detrital sediments. The results show that the canopy intercepted the same amount of incident rainfall in the three plots and that there were no significant differences in annual soil moisture dynamics among the studied soils. We evidenced different rooting patterns depending on soil type. Under a same climate and with stand, site exposition and solar radiation equivalency, trees transpiration was the evident primary driver of the stand potential to produce aboveground biomass. Soil water holding capacity, annual trees transpiration and aboveground biomass production increased in that order: Rendzic Leptosol < Eutric Cambisol < Dystric Cambisol. During the drier year 2015, the decrease in aboveground biomass productivity was of similar amplitude on the three soil types.

Keywords:

Water balance; beech forest ecosystem; soil type; water holding capacity; soil water drainage; drought; stand growth; water use efficiency

1. Introduction

The regulation of the water cycle plays a major role in the functioning of forest ecosystems, especially as it controls the circulation of nutrients between the atmosphere, the soil and the plants. Incident precipitation is partly intercepted and retained by the forest canopy, then partly or fully evaporated. Water passing through the canopy reaches the forest floor as throughfall or as stemflow (Aussenac, 1970; Bellot *et al.*, 1999) and replenishes the soil water reservoir, where it can be taken up by the root system, carry nutrients for biomass production and return to the atmosphere via trees transpiration. Thus forest productivity is a composite resultant of climate conditions, water availability and soil nutrients.

However, research on climate change predicts rising air temperature and altered precipitation patterns, resulting in increasing frequency and intensity of summer drought in parts of Central Europe during the upcoming decades (Schar *et al.*, 2004; Rowell and Jones, 2006). The Intergovernmental Panel on Climate Change reports that these changes will have a significant impact on terrestrial ecosystems and natural resources (IPCC, 2014). In particular, global warming leading to evapotranspiration increase and rainfall decreases may threaten tree vitality and forest biomass productivity in many temperate regions in the future (Bréda *et al.*, 2006; Allen *et al.*, 2010; Lindner *et al.*, 2010; Medlyn *et al.*, 2011; Hlásny *et al.*, 2014). Climate change will affect the terrestrial biosphere primarily through changes in the regional energy balance and associated changes in the water balance. Soil water shortage impacts several steps of water transfer along the soil-tree-atmosphere continuum (Bréda *et al.*, 2006). As a consequence, forest ecologists and managers are debating on the future of European forests and the right choice of tree species for forestry under a drier and warmer climate (Bolte *et al.*, 2009). Some authors discussed the fate of beech forests in Europe (Geßler *et al.*, 2006; Kramer *et al.*, 2010), which play a central role in forest transition strategies (Tarp *et al.*, 2000) as beech (*Fagus sylvatica*) is one of the most representative deciduous tree species in the Northern hemisphere (Fang and Lechowicz, 2006; Bolte *et al.*, 2007).

In 2003, Europe was affected by a particularly intense heat wave associated with extreme drought and a reduction in primary productivity in several forest types in large parts of the continent, including European beech ecosystems (Ciais *et al.*, 2005; Granier *et al.*, 2007; Hentschel *et al.*, 2015). Such severe regional heatwaves may become more frequent in a changing climate (Meehl and Tebaldi, 2004). In that context, the identification of critical factors and a better understanding of their effect on forest ecosystems are decisive. Currently, the response of plant species to environmental factors is increasingly studied and concerns many applications such as modelling ecological niches, mapping distribution ranges and evaluating species abundance, diversity or productivity (Piedallu *et al.*, 2011; Cheaib *et al.*, 2012). For these studies, the availability of accurate environmental descriptors is of major importance.

The distribution and abundance of forest resources are controlled to a large extent by the quantity and seasonality of available moisture (Neilson *et al.*, 1992). Indeed the soil water holding capacity regulates the water supply of soils with normal vertical infiltration and is a key driver in determining the response and resilience of forested areas to extreme climate events. The soil water balance is recognized as one of the most important soil factors for stand productivity in temperate forests, influencing carbon allocation, microbial activity, nutrient cycling, canopy transpiration and carbon assimilation (Bréda *et al.*, 2006; Lebourgeois *et al.*, 2006). The importance of water availability

and water deficit on primary production and growth decline has been discussed by many authors (Mun, 1988; Sala *et al.*, 1988; Sampson and Allen, 1999; Granier *et al.*, 2007; Goisser *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2013; Knutzen *et al.*, 2015). Hence, for a given forest, the consequences of both inter-annual variability and long-term changes of climate conditions might vary considerably in function of soil type. As shown on pedological maps of France (Jamagne, 2011), soil types are widely contrasted at a regional scale. It is a challenge for forest managers to consider this spatial variability of soil properties and to adapt forestry practices to the mosaic of soils. However, relevant soil properties such as thickness of the solum, soil texture and stone content are missing on existing forest site maps and are rarely considered to assess the soil water availability (Schwärzel *et al.*, 2009a).

From this angle, our objective was to test two ecological factors that might control the water balance and stand productivity in a homogeneous beech forest ecosystem (same species, tree age and management practices) developed on much contrasting soils:

- soil type: we compared water fluxes and stand growth on three soil types with different physical properties and soil water holding capacities, ranging from a deep and acidic soil to a superficial calcic soil;
- the inter-annual variability of precipitation amount: by using data collected over four years (2012–2015), including the particularly dry year of 2015 (-24 % precipitations in 2015), we aimed to determine the impact of water shortage at the annual scale.

2. Methods

2.1. Study site descriptions

The study was carried out in the Montiers beech forest experimental site, which is managed since 2011 jointly by ANDRA (French National Radioactive Waste Management Agency) and INRA-BEF (French National Institute for Agricultural Research). It was designed to test the effect of soil type on biogeochemical cycling (water and elements) in forest ecosystems. The Montiers site is located in northeastern France in the Meuse department (48° 31' 54'' N, 5° 16' 08'' E) where the climate is semi-continental. The annual mean precipitation is 1100 mm and the average temperature over the last ten years was 12.6°C (Météo-France). The state forest of Montiers was initially chosen because it presents, on a restricted surface area, a diversity of soils representative of the region, from acidic and deep soils to calcic and superficial soils, on which grows a mature and homogeneous beech forest stand (same age, species and forest management). The site covers a soil sequence of approximately 73 ha stretched between 340 and 386 m in altitude in the middle of the forested area. The study area has an overall mean slope of 4.25 % with southwest exposure.

The geology of the Montiers site consists of two overlapping soil parent materials, an underlying Tithonian limestone surmounted by acidic Valanginian detrital sediments. The calcareous bedrock contains mainly calcium carbonate and a small amount of clay minerals (~ 3.4 %). The calcareous stones in the regolith are surrounded by a weathered layer rich in clays due to decarbonation. The surmounting detrital sediments are complex (silt, clay, coarse sand and iron oxide nodules) as they result from various depositions and cross-stratifications. The soil properties vary along the soil sequence in relation with the thickness of the sediment layer. According to the World Reference Base for Soil Resources (FAO, 2016), the soil types range from Rendzic Leptosol and Eutric Cambisol on the lower part to Dystric Cambisol at the top of the hillslope (**Fig. 1**). **Table 1** presents some physicochemical properties of the three soils. The Dystric Cambisol (soil 1; S1) formed on the Valanginian sediment layer to a depth of 2 m on average and is slightly acidic ($\text{pH}_w < 5$ in the upper soil layers). The cationic exchange capacity (CEC) is $< 6.7 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ in the first 60 cm of the profile and the effective base saturation ranges between 26 and 64 % with Ca^{2+} and Al^{3+} being the dominant cations. Due to the complex sedimentary source material, the resulting soil is characterized by some textural and structural heterogeneity with sandy and clayey passages in the lower soil layers. The Eutric Cambisol (soil 2; S2) formed on a shallower sediment layer. The soil water pH is constant in the soil profile ($5.2 \leq \text{pH}_w \leq 5.4$) and the CEC varies between 7.7 and 17.8 cmolc.kg^{-1} ; the effective base saturation ranges between 59 and 83 % with Ca^{2+} being the dominant cation throughout the profile. The general observation of the soil profile indicated some variability in the depth to the calcareous bedrock. The Rendzic Leptosol (soil 3; S3) lies directly on top of the Portlandian limestone. The soil water pH increases with depth from 5.7 to 6 and the CEC ranges between 20 and 25 cmolc.kg^{-1} ; the effective base saturation is > 94 % with Ca^{2+} representing almost all of the exchangeable pool. The carbon-to-nitrogen ratio ranged between 9.7 and 16.2 in function of soil depth in the three soils (**Table 1**). Humus type was eutrophic mull for the Rendzic Leptosol and acid mull for the Dystric Cambisol.

Three experimental plots were installed along the Montiers soil sequence on each of the studied soil types (**Fig. 1**): plot S1 (Dystric Cambisol), plot S2 (Eutric Cambisol) and plot S3 (Rendzic Leptosol). Each experimental plot is subdivided into three replicates of 2500 m² (total plot surface: 0.75

ha). All nine replicates are equipped with the same monitoring devices designed for the sampling of aboveground and soil solutions, litterfall and tree compartments (stem wood, branches and leaves). The three plots are located on flatter segments of the study area where the slope is nearly equal to zero.

The studied forest is a managed beech high forest. The area has been covered by deciduous forest since at least the beginning of the 19th century. The stand is composed of 89 % beech (*Fagus sylvatica*), 6 % maple (*Acer pseudoplatanus*) and 5 % other deciduous species: whitebeam (*Sorbus torminalis*), ash (*Fraxinus excelsior*), oak (*Quercus robur*), hornbeam (*Carpinus betulus*) and wildcherry (*Prunus avium*). Stem circumferences at a height of 1.30 m (C130) were measured in 2011 for all trees in each plot; the C130 distribution was very close in the three plots (data not shown). The average age of the trees was 45 ± 7 (S1), 54 ± 3 (S2) and 57 ± 12 (S3) years and the dominant height of the beeches was 26.8 ± 2.2 m. The leaf area index (LAI; leaf cover area in $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) was 8.9 in plot S1, 9.4 in plot S2 and 8.7 in plot S3 (data communicated by INRA-EEF). From 2012 to 2015, budburst was observed in late April and leaf fall occurred in November.

2.2. Soil physical properties and vertical root distribution

The variability of the depth to the calcareous bedrock was measured in plots S2 and S3. An excavator was equipped with a 128 cm long graduated metallic rod which was inserted in the soil until the bedrock was reached. Approximately 650 measurements were performed in plots S2 and S3. The proportion of soil volume that was actually occupied by the bedrock (BR) in a given soil layer was measured as follows:

$$BR_X = \frac{\sum_{i=1}^{N_i} [L - D_i] + (N_j \times H_X)}{H_X \times N} \quad (1)$$

Where BR_X is the bedrock outcrop ratio in soil layer X (in % of total volume), H_X is the thickness of layer X (in cm), L is the depth of the lower limit of layer X (in cm), N is the total number of measures in the given plot, N_i is the number of measures for which the bedrock resistance was met in layer X, D_i is the bedrock depth of measure i (in cm), N_j is the number of measures for which the resistance was met above layer X.

For each soil type, 27 soil profiles were sampled with an auger in June 2010 following a square grid over the entire plot surface. Soil samples were extracted from each profile following the layers 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, and 45-60 cm. All samples were air-dried and sieved at 2 mm before analysis. The soil particle size distribution of the fine earth (<2 mm) was measured by the Laboratory of Soil Analysis of INRA-Arras (France) by sedimentation for clay and silt fractions and sieving for sand fractions (NFX31-107). Bulk density D_b (fine earth dry mass per volume unit) and the ratio of small rock fragments were also measured, with rock fragments being defined as visible mineral fragments larger than 2 mm in size (Tetegan *et al.*, 2011).

In each plot, three soil pits were excavated and soil material was cut and extracted from the pit trenches following the layers 0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-60 cm and 60-90 cm with 9 replicates per soil layer. In S3, the presence of stones prevented from digging below 30 cm depth. Large rock fragments were removed from the soil material, identified as limestone or iron nodule and

independently weighed in situ. Then the large rock fragments content in each soil layer was calculated using the respective density of limestone and iron nodules (evaluated in the laboratory through the buoyancy method) and the soil density (evaluated through the calibrated cylinder method). The total proportion of rock fragments (RF; in % of volume) was defined as the sum of small and large rock fragments. Hence the total rock volume in a given soil layer was calculated as follows:

$$RV_X = BR_X + RF_X \quad (2)$$

With RV_X the rock volume in soil layer X (in %), BR_X the bedrock volume in layer X (in %) and RF_X the volume of total stone fragments in layer X (in %).

The 2D spatial distribution of fine roots (< 2 mm in diameter) was quantified through the root impact method. In each plot, the number of root impacts was counted in each square (10 cm x 10 cm) of grids placed in the three pit trenches (> 0.5 m distance to the nearest trees). The number of replicates was on average 300 squares per pit trench. For each soil layer, effective root density (RD) was estimated as the number of fine root impacts per dm² of trench surface. The vertical root distribution of fine roots within the soil profiles was determined according to the relation:

$$R_X = \frac{RD_X \times H_X}{\sum_{i=1}^n [RD_i \times H_i]} \quad (3)$$

With R_X the fine roots proportion in soil layer X (in %), RD_X the density of fine roots in layer X (in root impacts per dm² of soil area), H_X the thickness of the soil layer X (in cm) and n the number of soil layers.

2.3. Soil water holding capacity estimation

We used soil water retention curves obtained at different depths in the three soils to determine field capacity (FC) and permanent wilting point (WP) water content. In December 2015 a large soil pit was excavated in each plot and 25 small soil cores (16.5 cm³ each) were sampled at 10, 30, 60 and 90 cm depth (when possible). In the INRA-BEF laboratory, the samples were fully saturated with deionized water through a capillary system. The samples were placed on a saturated porous ceramic plate inside the pressure extractor (Richards press). Specific pressure was then applied to the samples, allowing water to flow out through the ceramic plate. Five specific pressures were applied on separate samples: -0.01 MPa, -0.033 MPa, -0.1 MPa, -0.33 MPa and -1.5 MPa. For each applied pressure, five soil samples per soil depth and per soil type were used as replicates. When the soil samples reached equilibrium they were removed from the plate and weighed before and after drying at 105°C to determine the water mass content at each given water potential. Volumetric water content at each applied water potential was calculated for all soil depths as follows:

$$\theta_{p,d} = w_{p,d} \times d_{b,d} \quad (6)$$

Where p is the given water potential, d is the soil depth, θ_p is the volumetric water content (in m³.m⁻³), w_p is the water mass content (in kg.kg⁻¹) and d_b is the bulk soil density at the depth d.

Water content at field capacity (θ_{FC}) and permanent wilting point (θ_{WP}) in each soil layer were estimated from the water potentials established at -0.01 MPa (pF = 2) and -1.5 MPa (pF = 4.2),

respectively. Hence, assuming that stones do not exchange water, the soil water holding capacity (in mm) in each plot was calculated according to the following equation:

$$SWHC = \sum_{i=1}^n \left(1 - \left(\frac{RV_i}{100} \right) \right) \times (\theta_{FC,i} - \theta_{WP,i}) \times H_i \quad (7)$$

With $\theta_{FC,i}$ the volumetric water content at field capacity (in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), $\theta_{WP,i}$ the volumetric water content at the permanent wilting point (in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), RV_i the rock fraction (in %), H_i the thickness of soil the soil layer i (in m) and n the number of soil layers.

2.4. Climatic data and water sampling on the field

Daily rainfall (P) was monitored by a Météo-France (French national weather service) weather station located in Biencourt-sur-Orge (Meuse, France, station #55051001) at a distance of 4.3 km from the Montiers site. Rainfall was also collected every 28 days on top of a flux tower settled close to plot S1 (45 m above the ground) with four funnel-type polyethylene collectors (0.22 m^2 opening) connected to storage containers (20 L). This device evolved in January 2014 to be replaced with three new collectors (0.24 m^2) connected to larger containers (50 L). The precipitation amounts collected on the tower were compared to P on a monthly basis. Precipitation during the period of major tree growth (P_{GP}) was determined for each year as the sum of daily rainfall fluxes between bud break and the end of August.

The flux tower was instrumented with micrometeorological and radiation sensors to measure wind speed (Wind Observer 2, Gill, Hampshire, UK), global radiation (CMP21, Kipp&Zonen, Delft, Netherlands), air temperature and relative air humidity (HMP155, Vaisala, Vantaa, Finland) at a daily basis. Potential evapotranspiration (PET) was calculated according to the Penman equation (Penman, 1948).

Under the canopy, throughfall and stemflow solutions were collected every 28 days from January 2012 to December 2015 in the three experimental plots. Throughfall (TF) was sampled in each plot with 12 gutters placed 1.2 m above the forest ground and covering in total 1.56 m^2 . The throughfall gutters were distributed in such a way as to integrate the discontinuity of the forest canopy within the plot. Each gutter consisted of a polyethylene funnel-type collector (19.8 cm x 197.8 cm) connected to an underground storage container (120 L). For stemflow (SF) sampling, six trees (15 beeches and 3 trees of another species) of different sizes were selected in each plot. On these trees, SF was collected using flexible polyethylene collars attached horizontally to the stem at 1.50 m height and connected to polyethylene storage containers (120, 150 or 310 L). The trees were chosen so as to represent the different diameter classes in each plot. In winter, SF was collected from 6 trees in each plot and drained into underground storage containers (120 L) to avoid freezing.

2.5. Stemflow and net precipitation

In order to transform the SF volumes to water depth (mm), stem circumference at 1.30 m height (C130) was assumed to explain inter-individual stemflow volume variability within a species (André *et al.*, 2008). Thus all trees in each plot were separated into several C130 classes and the

correlation between the SF volume and the C130 was verified for all sampling period. Using the trend line equation, a mean monthly SF volume (V) was then assigned to each C130 class. SF at the plot scale for a given C130 class (in mm) is given by the following equation:

$$SF_z = V_z \cdot \left(\frac{N_z}{A}\right) \quad (4)$$

Where z is the C130 class, V_z is the mean stemflow volume per tree in the given C130 class (in L), N_x is the number of trees in the given C130 class and A is the plot area (in m^2).

Total SF at the plot scale was obtained by summing the SF fluxes of all C130 classes. Net precipitation (NP) was defined as the sum of TF and SF water fluxes.

2.6. In situ soil water content measures

Volumetric water content and soil temperature were recorded twice a day and every hour, respectively, by time domain reflectometry (TDR 100, SDEC France) and platinum resistance (Pt100, ACGS Mesure) probes. The TDR system was composed of 2-Rod probes connected to a reflectometer (CAMPBELL Scientific TDR100). Twelve TDR probes per plot and per depth were inserted horizontally at 10, 30, 60 and 90 cm depth (S1), at 10, 30 and 60 cm depth (S2), and at 10 and 30 cm depth (S3). In plots S2 and S3, the placement of the TDR probes was particularly delicate in the soil layers containing a high amount of rock volume; the probes could only be inserted in soil areas that were poorer in rock fragments. Fifteen Pt100 probes per plot were placed at 5, 20, 45, 75 and 105 cm depth (S1), at 5, 20, 45 and 75 cm depth (S2), and at 5, 15 and 45 cm (S3). The volumetric soil water content (θ) was calculated according to the following equation:

$$\theta_{TDR} = a \times (t_m \times f + c \times (20 - T)) + b \quad (5)$$

Where θ_{TDR} is the volumetric soil water content (in $m^3.m^{-3}$), t_m is the measured travel time of the TDR signal along the probe (ns), T is the average temperature measured by the Pt100 probes ($^{\circ}C$), f is a probe constant equal to 1.1, a , b and c are coefficients empirically determined through calibration for each soil layer.

The calibration of the TDR probes was performed on soil core samples extracted at each given soil depth in each plot. Linear relationships between θ and the travel time of the TDR signal at constant temperature allowed to determine the coefficients a and b . The coefficient c was determined from linear relationships between the temperature and the travel time of the TDR signal.

2.7. Water balance model

The conceptual daily water balance model BILJOU©, which main aim is to quantify drought intensity in forest stands, was applied in the three experimental plots to assess the water fluxes and content. A detailed description of BILJOU© is given by Granier *et al.* (1999). The model uses above-canopy daily measurements of global radiation, air temperature and humidity, wind speed and precipitation. Site-related parameters are: i) stand canopy phenological parameters: maximum LAI, dates of budburst and complete leaf fall; ii) soil compartment characteristics: SWHC, θ_{WP} , fine roots

distribution, bulk and real density. The model calculates daily water fluxes: trees transpiration (from the Penman equation), rainfall interception, understory plus soil evapotranspiration and drainage. Resulting day to day variations in extractable soil water content is calculated as follows:

$$\Delta EW = P - I_c - T - ET_U - D \quad (8)$$

With ΔEW the change in extractable soil water content (in mm) between two successive days, P the precipitation, I_c the canopy interception, T the trees transpiration, ET_U the sum of understory plus soil evapotranspiration and D the drainage at the base of the rooting zone. All water fluxes are expressed in mm. T is subtracted from soil water content in the different rooted soil layers proportionally to the fine roots proportion.

The relative extractable water is calculated daily as follows:

$$REW_t = \frac{EW_t}{SWHC} = \frac{\sum_{i=1}^n [EW_{i,t}]}{\sum_{i=1}^n [SWHC_i]} \quad (9)$$

Where REW_t is the relative extractable soil water on day t (ranging from 0 to 1), $EW_{i,t}$ is the actual extractable soil water in soil layer i on day t (in mm), $SWHC_i$ is the water holding capacity of soil layer i (in mm) and n is the number of soil layers.

Soil water deficit (SWD) was assumed to occur when REW dropped below the threshold of 0.4, inducing stomatal regulation and therefore canopy conductance decline (Granier *et al.*, 1999; Granier *et al.*, 2000b). The duration of soil water deficit (SWD_d) is expressed in number of days for each year.

From daily soil water variations given by BILJOU©, the volumetric soil water content was estimated as follows:

$$\theta_{t,X} = \left(\frac{EW_{X,t} - EW_{X,t-1}}{H_X} \times 100 + \theta_{t-1,X} \right) \quad (10)$$

With $\theta_{t,X}$ the volumetric soil water content in the soil layer X on day t (in $m^3.m^{-3}$), $EW_{X,t}$ the extractable soil water in layer X on day t given by BILJOU© (in mm), H_X the thickness of layer X (in mm).

For most soil layers the modelled $\theta_{t,X}$ values could be directly compared to the measured θ_{TDR} values. However this comparison was unfit for the stony layers in S2 and S3 (> 15 cm depth), as the TDR probes could only be inserted in soil areas free of stones and bedrock outcrop. Hence, for each stony layer, $\theta_{t,X}$ was corrected for the rock volume by deducing RV from the total soil volume in order to enable the comparison with θ_{TDR} .

Root uptake (RU) in each soil layer was calculated according to the following equation:

$$RU_{X,t} = D_{1,t} - D_{2,t} - (EW_{X,t} - EW_{X,t-1}) \quad (11)$$

Where $RU_{X,t}$ is the water uptake by the roots in the soil layer X on day t (in mm), $D_{1,t}$ is the water drainage from the overlapping soil layer (in mm), $D_{2,t}$ is the water drainage at the bottom of layer X (in mm) and $EW_{X,t}$ is the extractable soil water in layer X on day t (in mm).

The contribution of each soil layer to total root uptake was assessed at a weekly time step as follows:

$$\%RU_X = \frac{RU_X}{\sum_{i=1}^n [RU_i]} \times 100 \quad (12)$$

With $\%RU_x$ the relative proportion of root uptake in the soil layer X (in %), RU_i the root uptake in the soil layer i (in mm) and n the number of soil layers.

2.8. Stand biomass and growth

In the three plots, tree standing biomass was estimated for each aboveground compartment (i.e. branches < 4 cm in diameter, branches between 4 and 7 cm in diameter, branches > 7 cm in diameter, wood stem and bark stem) yearly from 2012 to 2015. Allometric equations were used in order to link easily measured tree attributes (i.e. height, diameter at breast height and tree age) to the biomass of each compartment (Picard *et al.*, 2012). The robustness of published models for beech trees in Europe (Genet *et al.*, 2011) was verified thanks to real biomass measurements made on 8 felled beech trees in each plot. These measurements were realized in 2009 following published standards (Henry *et al.*, 2011; Picard *et al.*, 2012), namely by weighting tree compartments and tissues (wood and bark) separately to account for differences in wood density and moisture content. Nonlinear models were used in order to remove the size effect on tree biomass variations and to ensure that heteroscedasticity of biomass data with tree size was taken into account (Saint-André *et al.*, 2005).

Annual aboveground biomass production (BP_A ; in tons of dry matter per hectare and per year) was calculated as the difference between the standing biomass of the year n and that of the year n-1. Water use efficiency (WUE; in $t \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1}$) was defined for each year as the ratio of BP_A and annual T.

3. Results

3.1. Soil physical properties and root distribution

In the Eutric Cambisol (S2), the calcareous bedrock appeared on average at 85 ± 8.7 cm depth (data not shown), yet the depth to the bedrock was variable within the plot. As shown in **Fig. 2**, the bedrock occupied 6 % of the prospected ground volume in the 30-45 cm layer and 70 % of ground volume in the 90-120 cm layer. Stone fragments made up between 2 % (0-5 cm layer) and 45 % (60-90 cm layer) of total soil volume. Fine earth reached below 140 cm depth in less than 5 % of the prospected S2 area. In the Rendzic Leptosol (S3), the bedrock was reached on average at 44 ± 3.6 cm depth and stone fragments represented between 2 % (0-5 cm layer) and 31 % (30-45 cm layer) of total soil volume. The prospected volume of the 45-60 cm layer was composed of less than 20 % fine earth and below 90 cm depth the bedrock covered 99 % of the relative plot surface (**Fig. 2**). In S1, the proportion of iron nodule stones increased with soil depth, ranging between 1.4 % (0-5 cm layer) and 9.3 % (150-170 cm layer) of total soil volume.

Fine earth texture varied among the three soil profiles (**Fig. 2**). S1 was mostly silty (> 40 %) in the first 45 cm, then the silt fraction (2-50 μm) decreased as the clay fraction (< 2 μm) increased. In S2 the silt and sand (0.05-2 mm) fractions were superior to the clay fraction in the 0-30 cm layer (both ranging between 33 and 39 %), then they decreased rapidly with depth. In S3, fine earth texture followed the relation clay > silt > sand throughout the profile. The clay fraction increased with depth in all three plots, reaching 72 % below -150 cm in S1, 69 % below 120 cm in S2 and 71 % below -30 cm in S3. The fine silt (2-20 μm) and sand (0.05-0.2 mm) fractions were always superior to the coarse silt and sand fractions, respectively (**Table 1**). According to the textural classification of the U.S. Department of Agriculture (USDA), the soil texture class varied from loam (0-30 cm) to clay loam (> 30 cm) in S1, from loam (0-15 cm) to clay (> 30 cm) in S2 and was clay at all depths in S3.

At all depths, fine roots density followed the relation: $S3 \geq S2 > S1$ (data not shown). In the three studied soils, fine roots were mostly located in the upper soil layers and their proportion decreased with depth (**Fig. 2**). In the rooting zone, 90 % of fine roots were observed in the first 30 cm, 45 cm and 90 cm in S1, S2 and S3, respectively. The decrease of root colonization with depth was most pronounced in S1 and least pronounced in S3 (**Fig. 2**). Less than 1 % of total fine roots were located below 100 cm (S1), 160 cm (S2) and 150 cm (S3). Unlike the other two soil types, S3 still presented a relatively high rooting proportion below 45 cm depth (> 29 % of total fine roots) despite the very low fine earth proportion.

The lower limit of the rooting zone in plot S1 was set at -170 cm where the deepest roots were observed. In plots S2 and S3 their lower limit was respectively set at -140 cm and -120 cm, where the bedrock proportion was ≥ 95 % of the total ground volume.

3.2. Water holding capacity

The retention curves obtained for the three soil types are presented in **Fig. S1**. In S3 the volumetric water at field capacity (FC: $pF = 2$) was constant between -10 and -30 cm depth at $\sim 0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ (**Fig. S2**). On the other hand, the volumetric water content at the wilting point (WP: $pF = 4.2$)

increased from $0.18 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ at -10 cm to $0.28 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ at -30 cm. In S2, moisture values at FC and WP did not change significantly from -10 cm to -30 cm depth ($\theta_{\text{FC}} = 0.31 - 0.34 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ and $\theta_{\text{WP}} = 0.15 - 0.17 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) but they increased strongly at -60 cm depth ($\theta_{\text{FC}} = 0.42 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ and $\theta_{\text{WP}} = 0.31 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$). In S1, FC moisture stayed between 0.34 and $0.36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ along the soil profile, while WP moisture increased steadily from $0.17 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ at -10 cm depth to $0.29 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ at -90 cm.

As shown in **Fig. 2** and **Table 1**, the soil water holding capacity (SWHC) decreased with depth in all three soil types and ranged between 16 and 8 % (S1), 18 and 0.5 % (S2), 20 and 0.1 % (S3) of total soil volume. The SWHC in the whole considered uptake zone was estimated as 55.5 mm (S3), 83.9 mm (S2) and 204.5 mm (S1).

3.3. Soil moisture dynamics

Soil water content followed the same seasonal dynamics in the three soils and at all depths (**Fig. 3**). Each year was characterized by a long plateau period of maximum θ (soil saturation; θ_{max}) maintained from winter to the end of spring, followed by a shorter period of soil moisture decreasing to a minimum (θ_{min}) and re-increase during the vegetation period. The amplitude between θ_{max} and θ_{min} generally decreased with depth in all three plots and was lower in S1 than in S2 and S3 (**Fig. 3**).

In 2012 and 2013 the soil water content decrease began in June-July, while it began at the beginning of May in 2015. In 2014 the decrease was particularly early (end of February – March) in comparison to the other years. In 2012 the minimum was reached in September for a short period of time (less than 15 days) and in 2013 θ_{min} was maintained from August to the beginning of September. In 2014, the minimum was met during two short periods (June-July and beginning of October) separated by a water content rebound in August. In each soil type and at a given depth, water volumetric content at the minimum was very similar from 2012 to 2014, except in S3 at -30 cm where θ_{min} was lowest in 2012 (**Fig. 3**). In 2015 (driest year) the soil moisture minimum was maintained for a longer period, from July to September, in all three plots. Furthermore, θ_{min} was lower in 2015 than in the previous years at all depths, except -10 cm in S1 and S2. Following the soil water re-increase in autumn, the field capacity recovered again in December (in 2012 and 2014) or October-November (in 2013). In 2015 the recovery was slower, passing by an intermediate plateau in October-November, and θ_{max} was reached later (December-January) than in the previous years.

Along the soil profiles, the water content decrease in spring/summer was noticeably delayed in time with increasing soil depth. In particular in 2014, the decrease at -60 cm (in S2) and -30 cm (in S3) occurred approximately 1 month later than in the upper soil layers (**Fig. 3**). This delay effect could not be observed in 2015, as during that dry year soil moisture decreased simultaneously along the whole profile in all three soils. The reverse phenomenon was evidenced in autumn/winter in S2 and S3: the saturation point was generally reached slightly sooner in deeper soil layers than in the surface layer (**Fig. 3**). In S1, however, the water content re-increase seemed to occur simultaneously at all depths (**Fig. 3**).

3.4. Water balance modelling results

3.4.1. Modelled aboveground fluxes and soil water transfer

Fig. 4 shows monthly precipitation measured at the nearby meteorological station and both net precipitation estimated by BILJOU© and measured in Montiers over the period 2012-2015. Mean annual precipitation over the study period was 1090 ± 191 mm.year⁻¹ (**Table 2**), the wettest year being 2013 ($P = 1338$ mm) and the driest year being 2015 ($P = 875$ mm). There was a good correlation between modelled and measured net precipitation ($R^2 = 0.95$). Measured mean annual canopy interception was close in the three plots as they exhibited similar leaf area index: 183 ± 17 mm (plot S1), 183 ± 21 mm (S2) and 202 ± 20 mm (S3).

The comparison of modelled daily soil water content (BILJOU©) and in situ TDR measurements at different depths over the period 2012-2015 is presented in **Fig. 3**. In S1, the modelled extractable water (EW_{Biljou}) was slightly higher than the extractable water derived from TDR measurements (EW_{TDR}) at -10, -30 and -60 cm depth (**Fig. 3**). In S2, on the contrary, EW_{Biljou} was lower than EW_{TDR} at all depths during the whole study period. In S3, EW_{Biljou} and EW_{TDR} were equal at all depths.

In the three soil types and at all depths, modelled soil moisture followed the same dynamic as TDR measures, except certain divergences described hereafter. Regarding S1, BILJOU© predicted a faster soil moisture decrease in summer 2012 and spring 2015 at all depths as compared to in situ θ measurements (**Fig. 3**). The second θ minimum of the 2014 vegetation period, observed after the rebound of July-August, was less pronounced in the model predictions than according to TDR measures; at -60 cm the model indicated no second moisture decrease at all. Lastly, the model predicted a much faster soil moisture increase at the end of the 2015 minimum plateau in all three soil types and at all depths; field capacity was reached at the end of September 2015 (**Fig. 3**).

REW was below the transpiration regulation threshold ($REW < 0.4$) for an average of 28 (S1), 60 (S2) and 68 (S3) days.year⁻¹ over the period 2012-2015 (**Table 2**). Water deficit duration (SWD_d) was shortest in 2014, lasting for 28 and 39 days in S2 and S3, respectively (**Figs. S3b and S3c**). In S1, REW stayed above the 0.4 threshold in 2014 (**Fig. S3a**). On the contrary, soil water deficit lasted for a particularly long time in 2015: 80 days (S1), 110 days (S2) and 113 days (S3). In July-August 2015, REW even dropped below 0.1 for more than 40 days in S2 and S3 (**Figs. S3b and S3c**).

Modelled annual drainage below the rooting zone (D) was well correlated with annual precipitation ($R^2 = 0.9$) and increased slightly from S1 to S3; according to years, D ranged between 408 and 790 mm (S1), 497 and 843 mm (S2), 517 and 867 mm (S3).

3.4.2. Root water uptake

Time courses of T , REW and root uptake proportion in the different soil layers (%RU) during the period 2014-2015 are presented in **Fig. S3** for the three plots. The trees transpired throughout the vegetation periods, but T was strongly limited in 2015 when REW was below 0.1. Mean annual T estimated by BILJOU© was 324 ± 19 mm.year⁻¹ (plot S1), 255 ± 38 mm.year⁻¹ (plot S2) and 234 ± 37 mm.year⁻¹ (plot S3). Annual T was negatively correlated with the soil water deficit duration (SWD_d) in all three plots ($R^2 = 0.8$).

According to the model estimations, ~ 90 % (S1), ~ 85 % (S2) and ~ 65 % (S3) of RU took place in the 0-30 cm soil layer when REW ~ 1. In S1 and S2, when REW decreased below 0.4, %RU dropped rapidly to 0 in the surface layer and water uptake took then successively place in the underlying layers (**Fig. S3**). In S1, when %RU dropped in the surface layer, water uptake first took place in the 30-60 cm layer (up to %RU ~ 70 %), then in the 60-90 cm and 90-170 cm layers (up to %RU ~ 50 % and > 40 %, respectively); during the dry period of 2015, RU occurred almost exclusively in the 90-170 cm layer (**Fig. S3a**). In S2, the 30-60 cm layer was the main uptake source when %RU dropped in the surface layer (**Fig. S3b**); in July 2015 when REW < 0.1, up to > 80 % of RU took place in the 30-60 cm layer. The underlying soil layers of S2 supplied up to ~ 30 % (60-90 cm) and ~ 7 % (90-140 cm) of RU. In S3, RU followed a different pattern: when REW decreased, %RU instantly increased in the surface layer and decreased in the underlying soil layers (**Fig. S3c**). Consequently, when REW < 1 water uptake took place almost entirely in the 0-30 cm layer (60 < %RU < 100 %), and to a lesser extend in the 30-60 cm layer (0 < %RU < 25 %); in 2015, during the soil water deficit period from mid-June to mid-September, the model estimated that all water uptake occurred in the surface layer.

3.5. Stand growth versus water balance and soil water deficit

Annual aboveground biomass production in each plot and for each year of the study is given in **Table 2**. BP_A was highest in plot S1 and lowest in plot S3 each year of the study period. In each plot, annual biomass production was nearly the same from 2012 to 2014 (10.7 ± 0.1 t.ha⁻¹ in S1; 8.5 ± 0.2 t.ha⁻¹ in S2; 6.3 ± 0.5 t.ha⁻¹ in S3), but it was significantly lower in 2015 (7.8 ± 0.6 t.ha⁻¹ in S1; 6.3 ± 0.9 t.ha⁻¹ in S2; 4.2 ± 1 t.ha⁻¹ in S3).

Likewise, annual trees transpiration (T) was constant from 2012 to 2014 in each plot: 335 ± 8 mm in S1, 277 ± 12 mm in S2 and 255 ± 12 mm in S3. In 2015, T decreased by 13 % (S1), 31 % (S2) and 32 % (S3) compared to the three previous years. Each year, annual T was perfectly correlated with SWHC when comparing the three plots ($R^2 > 0.97$; data not shown).

Fig. 5a presents the comparison between annual aboveground biomass production and precipitation during the vegetation period (P_{GP}). The more productive years 2012-2014 were characterized by P_{GP} values ranging between 369 and 462 mm. The year with lower biomass production (2015) had less precipitation during the vegetation period ($P_{GP} = 270$ mm).

As shown in **Fig. 5b**, a good correlation was evidenced between the annual aboveground biomass production and annual trees transpiration ($R^2 = 0.8$) when considering all three plots and all years from 2012 to 2015, in accordance to the following linear regression equation:

$$BP_A = 0.036 \times T - 1.97$$

We confronted this result with data collected in another beech forest experimental site located in Hesse (Moselle, northeastern France). The annual T and BP_A values measured for the Hesse stand fit perfectly on the regression line of the above given relation (**Fig. 5b**).

4. Discussion

4.1. Soil physical properties spatial variability

Along the ~ 1000 m long Montiers soil sequence, under the same climate, soil physical properties evolved importantly in relation with the underlying bedrocks. From hilltop over detrital sediments to the lower part over limestone, soil depth decreased, the clay-sized fraction of fine earth increased and the stone fragments proportion increased. These differences led to highly contrasting water holding capacities. The size of the fine earth reservoir, i.e. depth to the bedrock and amount of stones along the profile, was the primary factor that determined the size of the available soil water reservoir. Thus the Dystric Cambisol (S1), with ~ 2 m thickness, had a soil water holding capacity > 200 mm; in comparison, the SWHC of the intermediate Eutric Cambisol (S2) was less than half as high. On the other hand, the shallow Rendzic Leptosol (S3) had a SWHC of only 56 mm, even when taking into account the water contained in the saprolite layer.

Granier *et al.* (2000a) and Schwärzel *et al.* (2009b) demonstrated that the spatial variability in soil water content under beech was mainly due to differences in soil properties and root intensity. In Montiers, water content at the wilting point increased with increasing clay content; so did water content at field capacity, but to a lesser extent as this tendency was limited by increasing density with depth. Thus the high clay amounts in S3, leading to less extractable water, was counterbalanced by lower soil bulk density in S3 than in S1 and S2. In overall, fine earth textural distribution and bulk density did not contribute much to the SWHC differences between the three soils. These results show that important variations of soil water reservoirs exist even on the scale of a small water catchment. In an overview by Piedallu *et al.* (2011) of more than 100,000 forest plots recorded in France within the framework of forest inventories, SWHC ranged between 0 and 148 mm for soil down to a depth of 1 m, with an average of 78 mm and important variations on a local scale. In southeastern United States, estimates of available water holding capacity by Sampson and Allen (1999) from a natural resource conservation soils database gave median SWHC values that varied from 100 to 250 mm across the forest type for a normalized 1.25 m soil profile. Unfortunately, in these two studies, SWHC was not evaluated according to fine root depth, i.e. it did not inform on the total extractable soil water for trees.

When determining the water uptake zone, two specific cases were met in the Montiers site: a thick soil in which roots did not reach the consolidated bedrock (S1) and shallower soils in which root colonization extended to the limestone bedrock (S2) and even further (S3). In S3, fine roots were observed directly in the limestone bedrock, growing in cracks and through the rock. We highlighted considerable differences in maximum rooting depth and root biomass distribution among the three soil types, which certainly affect the ecosystem's functioning. Indeed the plant rooting depth influences the hydrology, biogeochemistry and primary productivity of terrestrial ecosystems (Jackson *et al.*, 1999). In absence of stones and bedrock in the uptake zone, the fine roots system was superficial in S1, with 90 % of roots in the first 30 cm (**Fig. 2**). As a comparison, Schwärzel *et al.* (2009b) observed in a beech stand in eastern Germany that even though the beech had roots down to a depth of 80 cm, 90 % of the fine roots were concentrated in the upper 40 cm of the soil. In S2 and, even more, in S3 the root system was more evenly distributed despite the high stone proportion in the uptake zone. These differences in rooting profiles manifest the plasticity of beech trees. Significant amounts of stone

volume in the shallow layers might oblige roots to grow deeper. In addition, fine roots biomass was highest in S3 and lowest in S1, which could be explained by soil base saturation differences. Another explanation for higher root biomass and deeper prospection in S3 could be the allocation of tree biomass to the underground tree compartment in order to increase prospection and water uptake in response to a low soil water holding capacity. Although root biomass generally decreases with depth in the soil (Gale and Grigal, 1987), plants show great flexibility in allocating roots and adjusting resource uptake in layers with high resource availability (Jackson *et al.*, 1990; Robinson, 1996; Fransen *et al.*, 1998; Turpault *et al.*, 2009). As shown by Knutzen *et al.* (2015), plant morphology and in particular root growth can respond to reduced water availability with higher phenotypic plasticity. Increasing root/shoot ratio and rooting depth with decreasing water availability was also highlighted by Goisser *et al.* (2013) in a juvenile beech stand. The ability of some plants to grow roots into the underlying bedrock, as observed for S3, is already known (Lewis and Burgy, 1964; Zwieniecki and Newton, 1995; Jackson *et al.*, 1999; Estrada-Medina *et al.*, 2012). We may suppose that the actual maximum rooting depth in S3 exceeds the considered 120 cm depth, thus slightly increasing the estimated SWHC. Canadell *et al.* (1996) gave a mean maximum rooting depth value of ~ 2.9 m for temperate deciduous forests.

4.2. Comparison between modelled and measured soil water content

The variability of θ measurements among TDR probes placed at a same depth showed that soil water content varied noticeably at the plot scale. This confirms the necessity of placing a sufficient number of soil water sensors within the plot, covering the variability of soil properties, to get a representative image of soil moisture. Small-scale variability of soil hydraulic properties and θ within apparently homogeneous sites has been shown in previous studies (Bouten *et al.*, 1992; Schwärzel *et al.*, 2009b).

The differences between the amount of extractable water measured from TDR measurements and derived from the BILJOU© model in S2 (**Fig. 3**) are most probably due to the fact that the TDR probes were inserted in soil areas free of stones, which correspond to deeper soil conditions and are thus not representative of the total given soil layer. The soil physical properties in such areas may differ from the mean soil layer characteristics used for the modelling, inducing differences in the soil water holding capacity. In situ observations showed in particular that the amount of clay tended to be lower in the deeper soil areas where the TDR probes were inserted.

Overall the TDR measurements and the model predictions followed very similar daily soil moisture variations. The biggest difference between modelled and measured moisture dynamic was put into evidence at the end of the long dry period of 2015; fine earth rewetting took longer than predicted by the model in all three soils. This might be due to soil desiccation and cracks formation as a consequence of prolonged drought conditions, leading to preferential flow and delaying the refilling of the water reservoir, which phenomenon not being well-reproduced by the model. Else BILJOU© gave an accurate transcription of moisture dynamic, aside from minor offsets in SWHC emptying speed in S1 and the moisture rebound in the middle of the 2014 vegetation period which could not be predicted efficiently by the model.

4.3. Effect of soil type on the water balance

The soil water reservoir emptying and refilling dynamics were very similar in the three plots, despite the differences in soil physical properties (density, texture). Mean annual soil water deficit duration (SWD_d) was strongly positively correlated to SWHC. The longest water deficit duration was experienced in the 2015 in all plots. SWD_d was not only dependent on total precipitation amount during the vegetation period (P_{GP}), but also on the distribution of rainfall during that period. In all three plots, SWD_d was lowest in 2014, during which year rainfall was particularly low from budbreak to June (140 mm) but much higher from July to August (287 mm) compared to the other three years (data not shown). In some forests, T is decreased during periods of limited water availability as a consequence of canopy stomatal conductance reduction (Oren *et al.*, 1998; Bréda *et al.*, 2006; Köcher *et al.*, 2009). However, Schwärzel *et al.* (2009b) observed no reduction of transpiration following water shortage with $\text{REW} < 0.4$ in a beech stand. Likewise, Oishi *et al.* (2010) measured no T reduction in an oak stand during a severe drought year. In our study, there was a reduction of T in all three plots in 2015 with SWD_d being equal or longer than 80 days and it was particularly marked when SWD_d exceeded 100 days. Such a T reduction manifests down-regulation processes that occur when the root uptake of remaining available water requests highly negative suction potentials (Bréda *et al.*, 1995). Yet when P was above $1000 \text{ mm}\cdot\text{yr}^{-1}$, inter-annual variation of T was very low in the three plots.

Observation of soil water dynamics can provide an insight into the water supply for plants during the growing season (Bréda *et al.*, 1995). When the soils were close to field capacity, root uptake took place in the upper soil layer (first 30 cm) in the three plots. Whereas during the vegetation period, root uptake followed two different patterns depending on soil type and fine roots distribution. In S1 and S2, soil water uptake showed a gradual downward shift as the soils became drier. During drought periods ($\text{REW} < 0.4$), water uptake took mostly place in the 90-170 cm layer (S1) and in the 30-60 cm layer (S2). Layers below 60 cm depth in S2 contributed much less to root uptake as they were characterized by low water holding capacity due to high stone and bedrock rates. Schwärzel *et al.* (2009b) and Granier *et al.* (2000a) also demonstrated that the deeper soil layers significantly contributed to the overall evapotranspiration of a beech stand when the soil became drier, in eastern Germany and eastern France respectively. On the other hand, in S3 water was still taken up almost exclusively in the surface layer (0-30 cm) during drought periods, which underpins the importance of occasional rain events during such periods of water shortage for providing limited water supply in shallow soil conditions. According to Bréda *et al.* (1995) and Bréda *et al.* (2006), deep roots ($< 1 \text{ m}$ depth) contribute to 90 % of tree water alimentation during extreme dry events. Yet our results show that the root uptake pattern during water shortage periods depends strongly on soil type. Deep roots in S3 probably have an importance for nutrient supply, organic matter in cracks and fissures within the rock being a possible source of additional nutrients for the trees, but were of low importance for water quantitative uptake. Göransson *et al.* (2008) showed that fine roots with different physiological properties at different soil depths could control the nutrient uptake of trees. Furthermore the mycorrhizal communities change with soil depth (Rosling *et al.*, 2003), which might also influence nutrient uptake capacity at different soil depths. These statements may be of importance when estimating the impact of dry years on the total nutrient uptake.

Net precipitation and canopy interception were very similar in the three plots (**Table 2**) as a result of similar leaf area index values, which indicates that the three soils were replenished with the same amount of water at the yearly scale. The plots differed in trees transpiration ($S1 > S2 > S3$) and

drainage at the bottom of the uptake zone ($S1 < S2 < S3$). Thus actual evapotranspiration was higher for the stand in plot S1, while loss to the groundwater system was higher in plot S3 (**Table 2**).

Schipka *et al.* (2005) studied the regional variability of T in Central European beech stands with a meta-analysis approach. They noted a mean annual trees transpiration of 289 ± 58 mm and described a humped-shaped relationship between T and annual precipitation (P), with a broad transpiration maximum in the P range between ~ 700 and 1000 mm.yr⁻¹ (which may indicate T limitation for $P < 700$ mm.yr⁻¹ and reduced T for $P > 1000$ mm.yr⁻¹). Considering that in Montiers mean annual P was slightly past the given maximum level limit ($P = 1080$ mm.yr⁻¹), the stand growing in plot S1 transpired more (mean T = 324 mm.yr⁻¹) while the stands in plots S2 and S3 transpired slightly less (255 and 234 mm.yr⁻¹ respectively) than predicted by Schipka *et al.* (2005). We concluded that the soil water reservoirs must be taken into account when analyzing the relationship between P and T.

4.4. Stand growth depends highly on the water balance

Despite large differences in SWHC among the three soils, beech stand productivity was in the highest class according to beech yield classes established in north-eastern France (Decourt, 1973; Seynave *et al.*, 2008) and measured leaf area index (LAI) values were similar in the three plots. In regard of the superficial root system in S1, trees certainly found enough water and nutrients in the superficial soil layers to sustain the productive stand. The beech stand was productive on S3 despite very low soil water holding capacity and minor importance of deep roots for quantitative water uptake. This confirms the efficiency and importance of sufficient rain events during the vegetation period on a shallow soil. Indeed the climate determines the relative importance of water or nutrition on forest growth (Sampson and Allen, 1999). There was a mean aboveground biomass production level relative to each soil type during the three wet years 2012-2014 (**Fig. 5a**) in that order: plot S1 (10.7 ± 0.1 t.ha⁻¹.yr⁻¹) > plot S2 (8.5 ± 0.2 t.ha⁻¹.yr⁻¹) > plot S3 (6.3 ± 0.5 t.ha⁻¹.yr⁻¹). Thus BP_A increased with increasing SWHC ($R^2 = 0.9$). Some authors also found that low water availability can lead to lower primary production, via experimentation (Mun, 1988; Goisser *et al.*, 2013; Knutzen *et al.*, 2015) and modelling approach (Sampson and Allen, 1999; Huang *et al.*, 2013) and data analysis (Sala *et al.*, 1988), confirming the importance of water availability as a control on stand production. Bréda *et al.* (2006) states that variations in water availability account for up to 80 % of the inter-annual variability in biomass increment in temperate stands. Piedallu *et al.* (2011) observed that SWHC explained ~ 10 % of the height growth index variance for beech in a meta-analysis grouping French plots ($n = 866$). Our study puts into evidence a strong control of SWHC over tree productivity at a very local scale within a same beech stand.

In the three plots BP_A dropped in the dry year 2015 by approximately 29 ± 4 % compared to the three previous years. We speculate that there is a P_{GP} threshold between 270 and 370 mm below which tree growth in Montiers is negatively impacted through soil water deficit affecting root water uptake and beech transpiration. Using the BILJOU© model, Granier *et al.* (2007) showed that beech growth decline was directly related to soil water deficit intensity. Despite higher water deficit experienced in plots S2 and S3, the BP_A reduction in 2015 was similar in the three plots. Thus the prolonged water shortage situation seemed to impact the stands growing on the three soil types with the same intensity. However this study only concerns a single dry year; this conclusion clearly cannot be generalized to a long series of drought years. A negative impact of drought on the stand may also

be delayed in time, as clearly demonstrated by dendrochronological studies (Granier *et al.*, 1999; Lebourgeois *et al.*, 2005). Power (1994) also mentioned twig growth reduction over several years after drought for beech.

Under a given climate and similar stand conditions, transpiration seemed to be the evident primary driver of aboveground biomass production, since BP_A was correlated to trees transpiration when considering the three plots together (**Fig. 5b**). Mass flow is defined here as the transport of soil solution (water and nutrients) along the water potential gradient driven by transpiration. This BP_A/T correlation was surprising given the major differences in soil properties and questioned the existence of secondary drivers of productivity such as the soil nutrient level. In Douglas-fir and red alder stands, Moore *et al.* (2011) highlighted that, instead of more productive stands transpiring more, the greatest variability in both productivity and T was determined by site conditions. This was not the case in Montiers; we raised two possibilities:

- Either mass flow was the only significant driver in Montiers, which would imply that there was no limiting nutrient in any of the three soil types;
- or tree adaptations to soil conditions such as physiological plasticity, fungal associations and/or root interception of nutrients (active growth towards sources of nutrients) compensated for eventual nutrient deficits, thus reducing the impact of the soil fertility level.

Despite the general BP_A/T correlation, a more detailed comparison of the relationship between transpiration and biomass increment among the plots showed that water use efficiency was significantly lower in plot S3 ($WUE = 0.025 \pm 0.002 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$) than in plots S1 and S2 ($WUE = 0.031 \pm 0.002 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$). This implies that a secondary factor, less important than the water availability and linked to soil type, controls stand productivity in Montiers. According to Moore *et al.* (2011), lower soil fertility reduces net primary production while maintaining higher transpiration, thus reducing the water use efficiency (WUE). Likewise, Fernández-Martínez *et al.* (2014) states in a synthesis study that in nutrient-poor forests a much larger proportion of gross primary production is released through ecosystem respiration, resulting in lower carbon-use efficiency. Surprisingly, the level of soil exchangeable nutrients obviously did not explain the WUE differences in Montiers as S3 had similar or higher base cation concentrations in the soil solutions compared to the other soil types (data not shown). Thus, in our site, soil fertility was not a significant driver of stand productivity in the context of major water availability differences among plots. One explanation for the lower WUE in S3 could be the existence of a SWHC threshold level below which the tree physiology is impacted. Water deficit duration did not seem to control the stand productivity of the same year in Montiers as the WUE did not decrease with increasing SWD_d in a same plot when comparing the four vegetation periods; in particular the WUE was not significantly different in 2015 than the previous years. However this observation cannot be generalized to longer drought periods.

5. Conclusions

Our study shows that soil type is a major driver of the water cycle and stand growth, primarily through its soil water holding capacity. Under a given climate and with stand, site exposition and solar radiation continuity, stand biomass production and trees transpiration was positively correlated with the soil water holding capacity. SWHC, annual T and BP_A increased along the Montiers soil sequence in that order: Rendzic Leptosol < Eutric Cambisol < Dystric Cambisol. These results imply that, within a forested area composed of a mosaic of different soils, the water balance and the vegetation growth potential vary according to soil properties, especially the depth to the bedrock and the rooting depth. Secondly, precipitation level during the vegetation period also impacted stand growth, but only below a certain threshold of low rainfall (P_{GP} between 270 and 370 mm). Above that threshold, annual stand biomass increment was not directly related to P_{GP} . During the drier year 2015, the decrease in aboveground biomass productivity was of similar amplitude for the stands growing on the three soil types.

However these two factors, soil type and precipitation, followed the same rule which is that trees transpiration strongly controlled stand growth. This relation was confirmed by the comparison of our results with a second beech forest experimental site located in northeastern France. Thus the amount of water taken up by the roots and transpired from the canopy seems to be the main driver of stand productivity in beech forests in temperate regions. Small differences in water use efficiency and response to water shortage among the three studied soil types might indicate the influence of one or several secondary factor(s) impacting stand productivity, such as soil nutrient availability. Stand adaptation processes to environmental conditions, such as physiological plasticity, fungal associations, root specialization and/or root interception of nutrients, probably reduced or even compensated for secondary drivers of stand productivity.

Given the geological complexity in Europe, situations of contrasting soils at a regional scale are very frequent. As shown by our findings, a significant issue for forest managers could be to further adapt forestry practices to management units based on soil physical properties. However the actual layout pattern of forest plots in France is often independent from the spatial distribution of soil types; this is particularly the case in the studied area of Montiers. Thus the same forest management planning may be applied to stands growing on soils characterized by very different physico-chemical properties (notably physical properties that control the soil moisture regime). In view of these observations, an important measure towards a site-adapted and sustainable management of forests would be the modification of the forest cadaster by taking the distribution of soil types into account. In parallel, soil maps should be completed with accurate information about major physical soil properties such as the depth to the bedrock.

In order to anticipate the long-term effect of water shortage and test the limits of stand adaptation mechanisms, longer forest studies cumulating data over successive drought episodes are needed. In particular studies simulating water deprivation, notably through rain exclusion using roofs under the forest canopy, might contribute to understanding the possible impact of climate change on forest ecosystems. To assess a potential effect of the soil nutrient level on T and BP_A , it would be necessary to realize tests of nutrient manipulation, in the same context of equivalent climate and stand conditions.

6. Acknowledgements

The authors would like to thank the technical staff of INRA-BEF and ANDRA for field sampling, and in particular Serge Didier as technical manager of the Montiers site. We are particularly grateful to Claire Pantigny and Maximilien Beuret for the numerous solutions analyses. We are also grateful to Météo-France for the communication of meteorological data and to Bernard Longdoz and Laura Heid (INRA-EEF) for the communication of LAI values. We thank ANDRA, INRA, GIP Ecofor and AnaEE France for the financial functioning of the Montiers site, and ANDRA for financing Gil Kirchen's doctoral thesis. We would like to acknowledge the National Forest Office (ONF) for welcoming us into the domanial forest of Montiers.

7. Figures

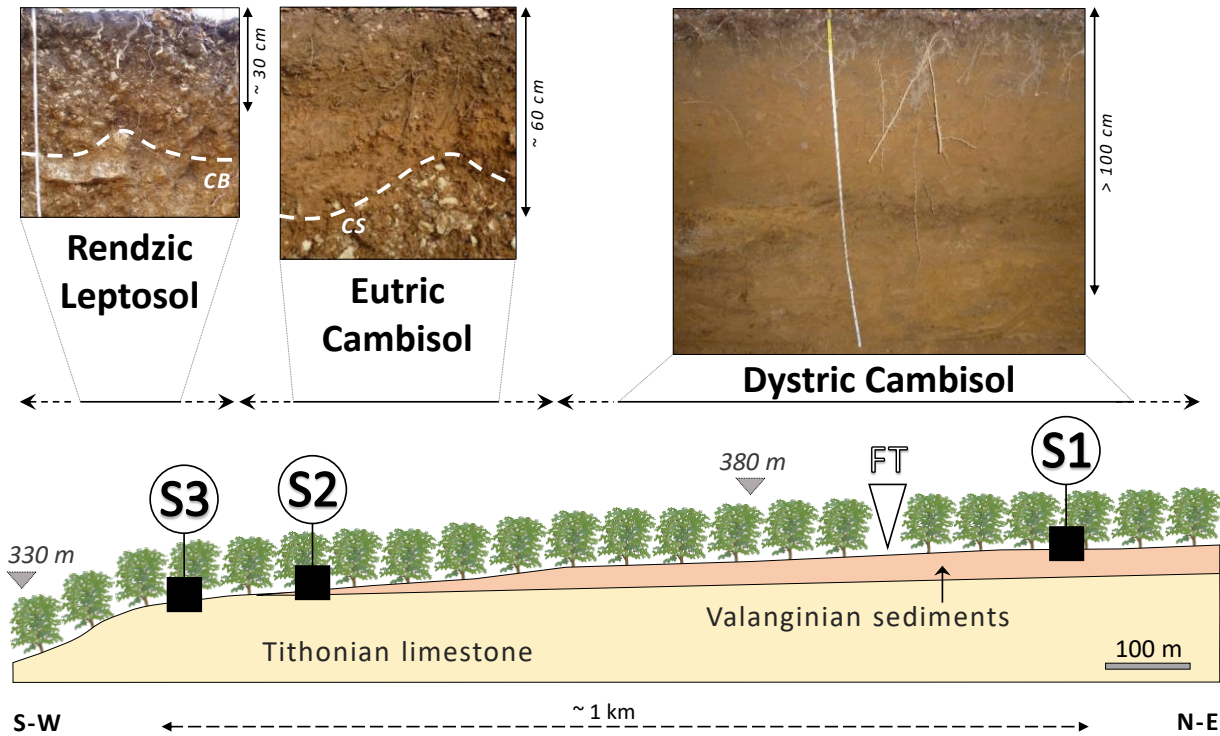


Fig. 1. Geology of the Montiers beech forest experimental site. The black dots represent the contour lines for every 5 meters. S1, S2 and S3 represent the positions of the experimental plots. FT, flux tower; S1, S2 and S3 indicate the locations of the three experimental plots; CB, calcareous bedrock; CS; calcareous stones; S-W, south-west; N-E, north-east.

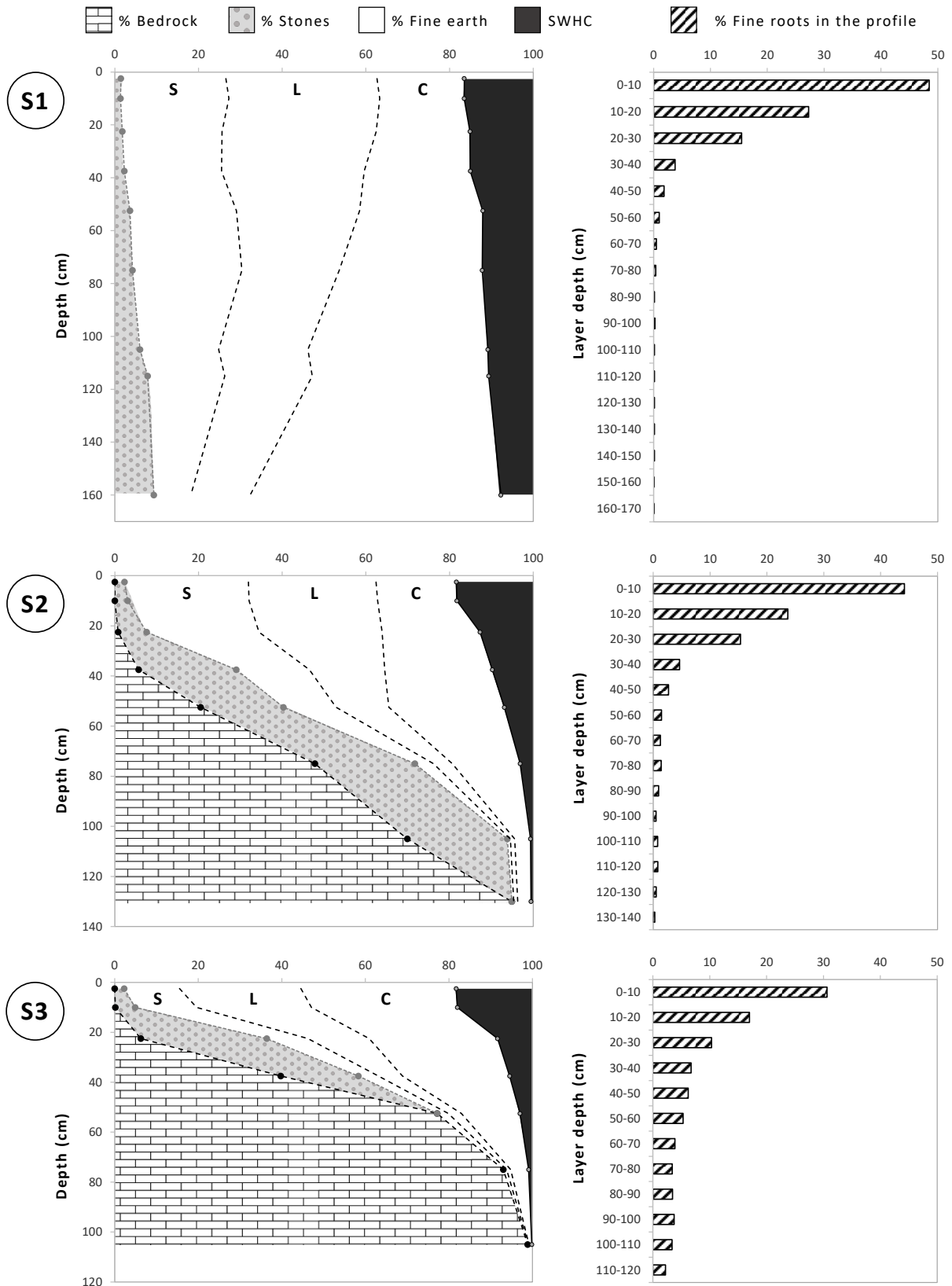


Fig. 2. Physical description of the three Montiers soils (bedrock outcrop, total stones (rock fragments) rate, soil textural distribution, fine roots distribution). The fine earth fraction comprises particles < 2 mm in diameter. S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol. S, sand; L, loam; C, clay; SWHC, water holding capacity.

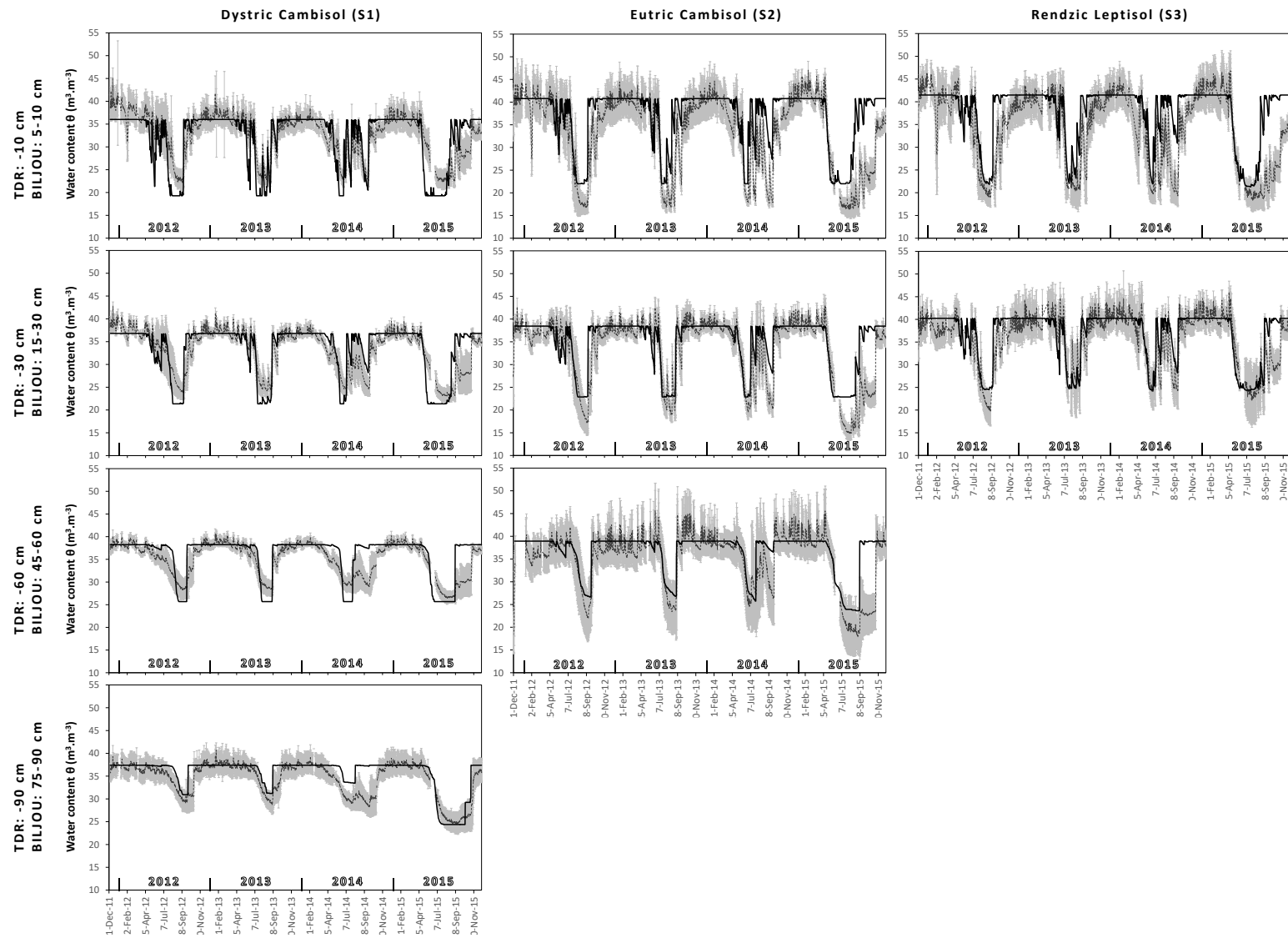


Fig. 3. Daily volumetric water content values measured by TDR probes at -10, -30, -60 and -90 cm soil depth (dashed dark grey line) and estimated by BILJOU© for the 5-10, 15-30, 45-60 and 75-90 cm depth soil layers in the three Montiers soils over the period 2012-2015. For the stony layers in S2 and S3 (> 15 cm depth), the BILJOU© estimations were corrected for rock volume in order to enable the comparison with θ_{TDR} . S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptisol. The light grey areas represent the standard deviations for TDR measurements.

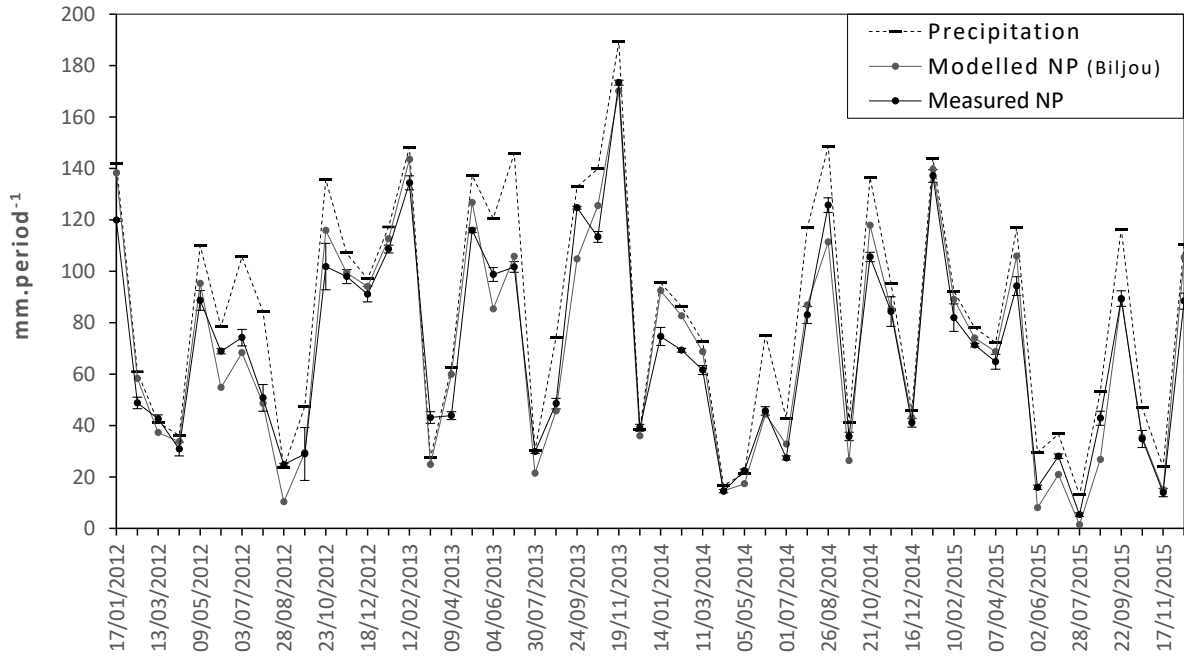


Fig. 4. Monthly precipitation and net precipitation (NP) in mm per period of 28 days over the studied years 2012-2015. Precipitation was measured at the meteorological station of Biencourt-sur-Orge (at a distance of 4.3 km from the Montiers site). Modelled NP is estimated by BILJOU©; measured NP is the sum of measured throughfall and stemflow.

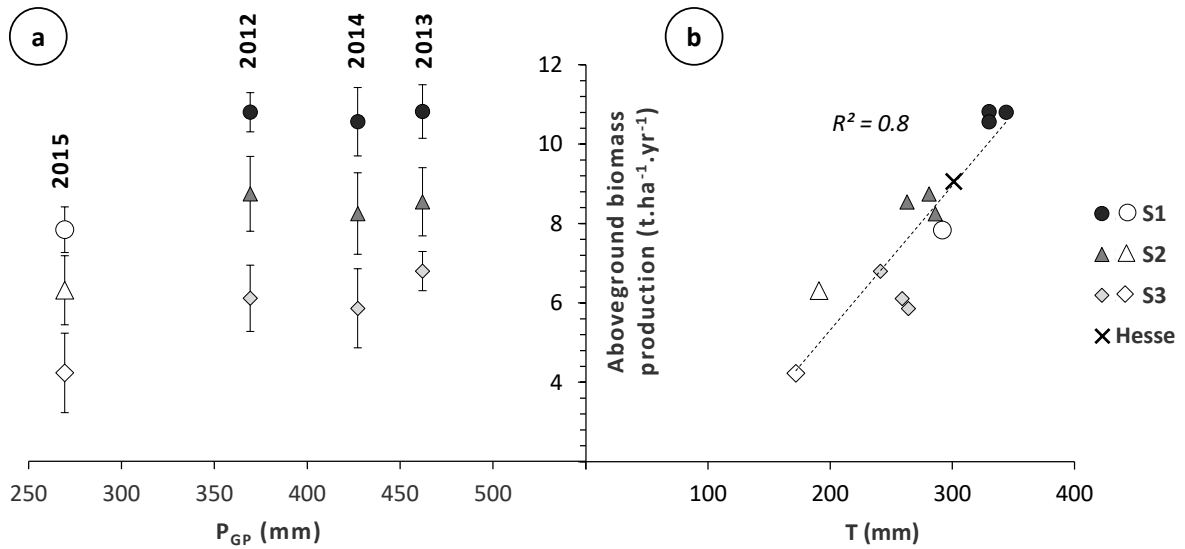


Fig. 5. (a) Relationship between annual aboveground biomass production (BP_A) and cumulated precipitation amount during the vegetation period (from bud break to the end of August; P_{GP}) for each year of the study (2012-2015). (b) Relationship between BP_A and trees transpiration (T) in the three Montiers plots (for each year of the study) and in the Hesse experimental site (Moselle, France). S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol. The larger white symbols stand for the drier year 2015.

8. Tables

Table 1

Physicochemical properties of the three studied soils in the Montiers site (plot S1 – Dystric Cambisol; plot S2 – Eutric Cambisol; plot S3 – Rendzic Leptosol). Are presented the mean values for bulk density (g.cm^{-3}), textural distribution (g.kg^{-1} ; clay: $< 2 \mu\text{m}$, fine silt: $2 \mu\text{m} - 20 \mu\text{m}$, coarse silt: $20 \mu\text{m} - 50 \mu\text{m}$, fine sand: $50 \mu\text{m} - 0.2 \text{ mm}$, coarse sand: $0.2 \text{ mm} - 2 \text{ mm}$), total rock volume (RV), soil water holding capacity (SWHC), soil water pH, organic matter content (OM), cation exchange capacity (CEC; cmol+.kg^{-1}) and base-cation saturation ratio (S/CEC, with S = sum of base cations). Standard deviation values are given in italic.

	Depth	B. density	Clay	F. silt	C. silt	F. sand	C. sand	RV	SWHC	pH _{water}	OM	CEC	S/CEC
	cm	g.cm^{-3}	g.kg^{-1}				%	mm		g.kg^{-1}	cmol+.kg^{-1}	%	
S1 Dystric Cambisol	0-5	0.98	255	281	160	185	121	1.4	8.2	4.9	68	6.7	64
		<i>0.12</i>	<i>25</i>	<i>24</i>	<i>17</i>	<i>36</i>	<i>19</i>				<i>22</i>	<i>3.0</i>	<i>23</i>
	5-15	0.94	245	276	162	184	131	1.4	16.5	4.8	43	4.2	35
		<i>0.17</i>	<i>26</i>	<i>29</i>	<i>17</i>	<i>40</i>	<i>24</i>				<i>16</i>	<i>2.2</i>	<i>21</i>
	15-30	1.23	268	280	161	170	115	1.8	22.7	4.8	26	3.5	26
		<i>0.22</i>	<i>28</i>	<i>31</i>	<i>21</i>	<i>44</i>	<i>31</i>				<i>9</i>	<i>0.9</i>	<i>14</i>
	30-45	1.36	306	262	150	161	119	2.3	22.6	4.9	15	4.3	36
		<i>0.18</i>	<i>65</i>	<i>45</i>	<i>27</i>	<i>47</i>	<i>32</i>				<i>5</i>	<i>1.6</i>	<i>16</i>
	45-60	1.45	355	229	126	166	141	3.6	18.1	5.1	10	5.7	55
		<i>0.15</i>	<i>100</i>	<i>45</i>	<i>31</i>	<i>49</i>	<i>39</i>				<i>2</i>	<i>2.6</i>	<i>22</i>
S2 Eutric Cambisol	0-5	1.03	242	242	143	290	83	2.3	9.2	5.4	73	10.1	83
		<i>0.11</i>	<i>52</i>	<i>16</i>	<i>13</i>	<i>36</i>	<i>24</i>				<i>26</i>	<i>5.4</i>	<i>14</i>
	5-15	0.93	241	246	145	287	82	3.1	18.2	5.2	45	7.8	59
		<i>0.13</i>	<i>65</i>	<i>17</i>	<i>13</i>	<i>45</i>	<i>24</i>				<i>29</i>	<i>7.3</i>	<i>24</i>
	15-30	1.23	294	234	136	273	64	7.6	19.1	5.3	27	7.7	61
		<i>0.19</i>	<i>83</i>	<i>23</i>	<i>17</i>	<i>55</i>	<i>11</i>				<i>13</i>	<i>3.9</i>	<i>23</i>
	30-45	1.35	420	188	107	214	71	29.0	14.7	5.3	17	13.2	68
		<i>0.18</i>	<i>141</i>	<i>43</i>	<i>31</i>	<i>63</i>	<i>20</i>				<i>8</i>	<i>6.9</i>	<i>27</i>
	45-60	1.32	523	154	85	176	63	40.3	10.3	5.4	11	17.8	76
		<i>0.23</i>	<i>136</i>	<i>42</i>	<i>32</i>	<i>57</i>	<i>31</i>				<i>4</i>	<i>8.8</i>	<i>17</i>
S3 Rendzic Leptosol	0-5	0.88	449	227	123	119	41	2.3	9.8	5.7	109	24.9	98
		<i>0.14</i>	<i>80</i>	<i>54</i>	<i>26</i>	<i>39</i>	<i>15</i>				<i>27</i>	<i>8.3</i>	<i>5</i>
	5-15	0.98	430	224	114	123	59	4.9	19.2	5.7	71	20.0	94
		<i>0.12</i>	<i>82</i>	<i>56</i>	<i>36</i>	<i>37</i>	<i>21</i>				<i>23</i>	<i>7.9</i>	<i>7</i>
	15-30	1.06	516	169	77	102	63	36.4	12.5	6.0	42	23.2	99
		<i>0.22</i>	<i>81</i>	<i>50</i>	<i>38</i>	<i>42</i>	<i>24</i>				<i>10</i>	<i>6.4</i>	<i>5</i>

Table 2

Measured and modelled annual water fluxes (in mm), soil water holding capacities (SWHC), soil water deficit duration (SWD_d) and aboveground biomass production (BP_A) in each plot during the studied period (2012-2015). S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol. P, annual precipitation; P_{GP}, precipitation during the principal growing period (from bud break to the end of August); NP, net precipitation; SF, stemflow; I_C, canopy interception; T, trees transpiration; ET_U, understorey evapotranspiration; D, drainage; SD, standard deviation.

Plot	Year	Measured						Modelled (Biljou)						Stand growth
		P	P _{GP}	NP	SF	I _C	SWHC	NP	I _C	T	ET _U	D	SWD _d	BP _A
		<i>mm.year⁻¹</i>					<i>mm</i>	<i>mm.year⁻¹</i>					<i>days</i>	<i>t.ha⁻¹.year⁻¹</i>
S1	2012	1095	369	891	43	179	205	909	186	344	34	542	17	10.8
	2013	1338	462	1172	53	192	205	1138	201	330	30	790	13	10.8
	2014	1017	427	795	33	201	205	846	172	330	34	492	0	10.6
	2015	875	270	773	38	161	205	723	152	292	34	408	80	7.8
	Mean	1081	382	908	42	183		904	178	324	33	558	28	10.0
	SD	194	84	184	9	17		174	21	22	2	164	36	1.4
S2	2012	1095	369	869	46	200	84	904	191	281	34	592	46	8.7
	2013	1338	462	1182	57	183	84	1135	203	263	30	843	57	8.5
	2014	1017	427	801	35	194	84	843	174	286	34	527	28	8.2
	2015	875	270	779	41	154	84	719	155	191	34	497	110	6.3
	Mean	1081	382	908	45	183		900	181	255	33	615	60	8.0
	SD	194	84	187	9	21		174	21	44	2	157	35	1.1
S3	2012	1095	369	849	43	221	56	912	183	259	35	618	60	6.1
	2013	1338	462	1173	53	191	56	1139	200	241	31	867	58	6.8
	2014	1017	427	778	32	217	56	847	170	264	35	548	39	5.9
	2015	875	270	753	38	180	56	724	150	172	35	517	113	4.2
	Mean	1081	382	888	42	202		906	176	234	34	638	68	5.7
	SD	194	84	194	9	20		174	21	42	2	159	32	1.1

9. Supplementary data

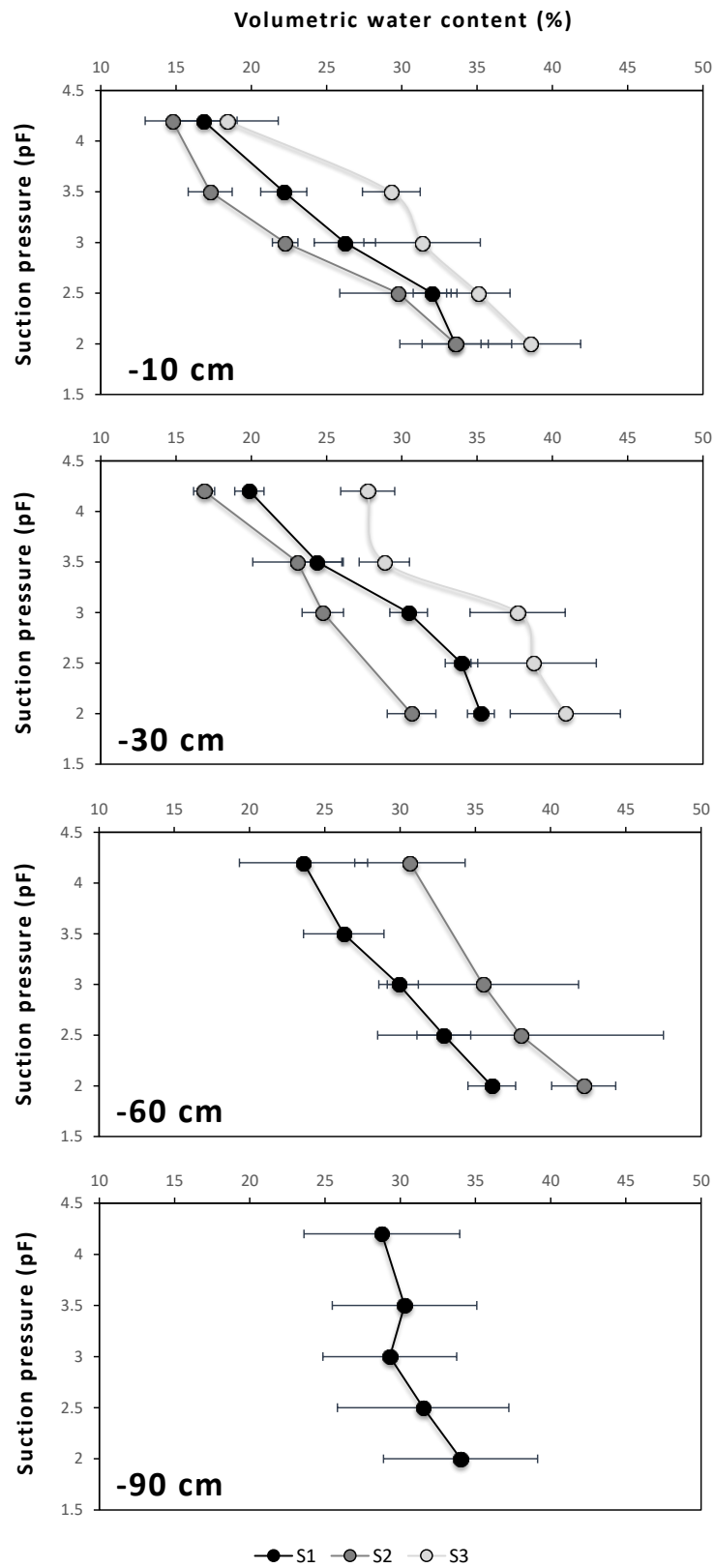


Figure S 1. Retention curves obtained for the three Montiers soils at 10, 30, 60 and 90 cm depth. S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol.

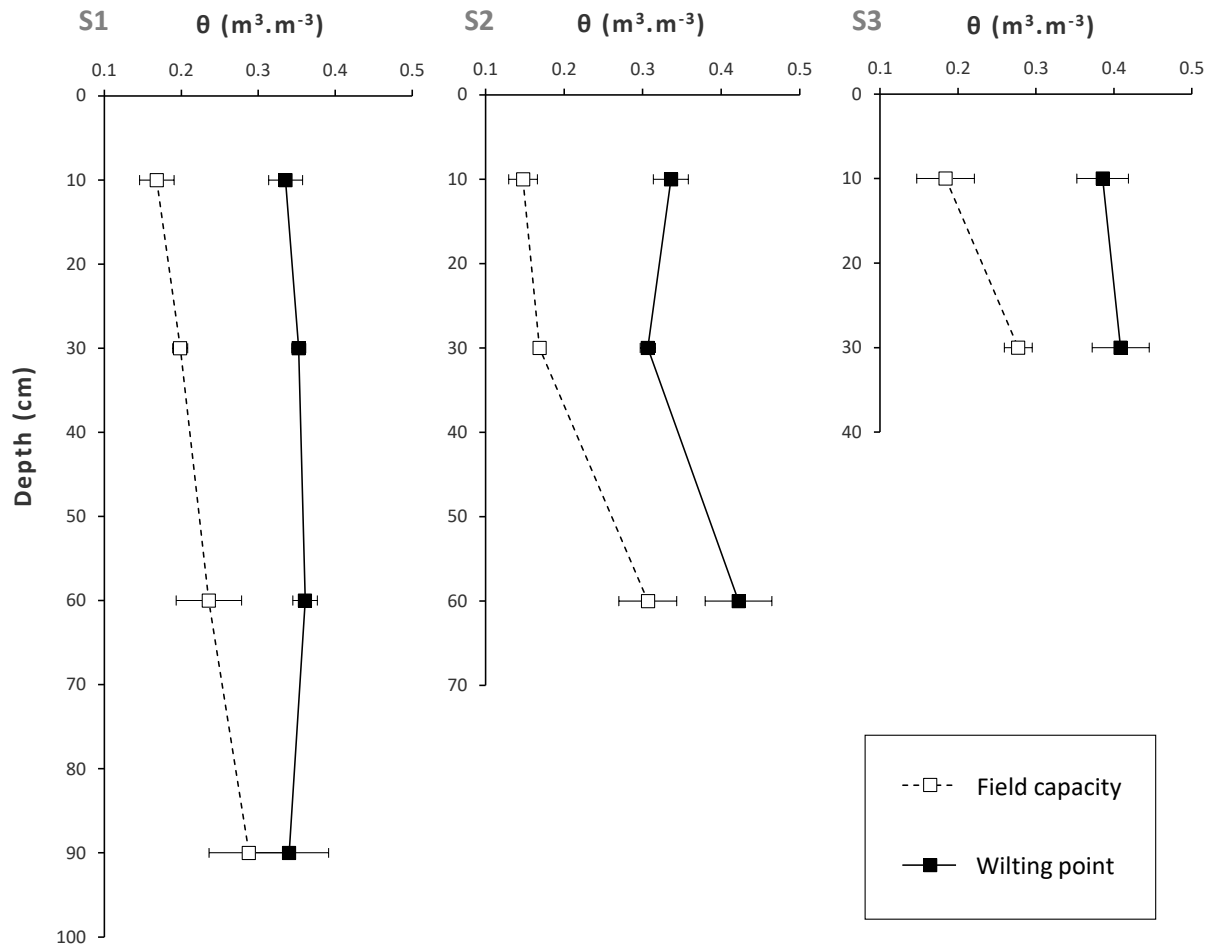


Figure S 2. Volumetric water content (θ) at field capacity (FC) and the permanent wilting point (WP), deduced from the retention curves at different depths in the three Montiers soils. S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol.

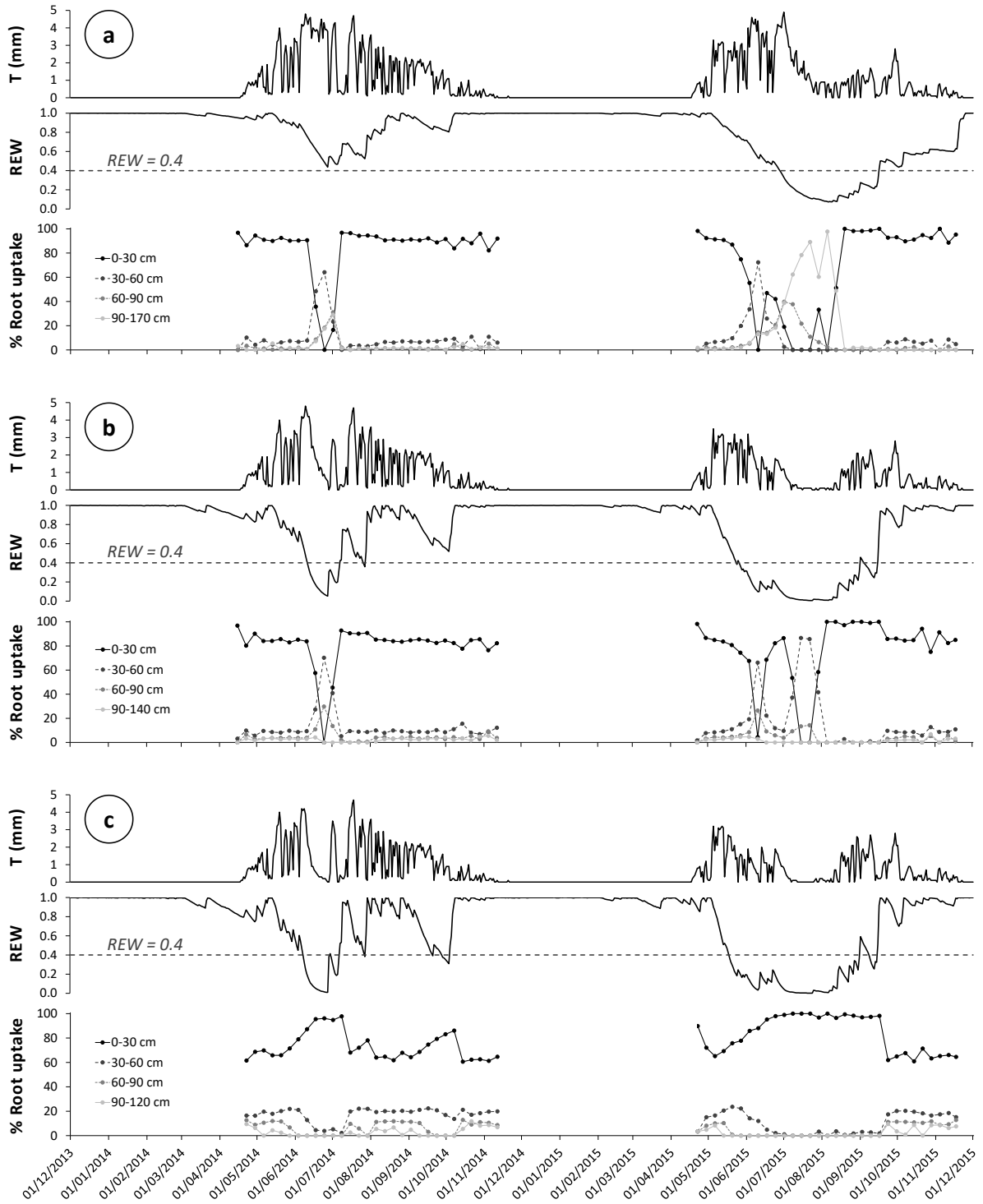


Figure S 3. Time-course of daily trees transpiration (T), relative extractible water in the soil profile (REW) and root uptake distribution (%RU) in 2014-2015 in (a) plot S1 (Dystric Cambisol), (b) plot S2 (Eutric Cambisol) and (c) plot S3 (Rendzic Leptosol).

References (ARTICLE I)

- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660-684.
- André, F., Jonard, M., Ponette, Q., 2008. Influence of species and rain event characteristics on stemflow volume in a temperate mixed oak-beech stand. *Hydrological Processes* 22, 4455-4466.
- Aussenac, G., 1970. Action du couvert forestier sur la distribution au sol des précipitations. *Annales des Sciences Forestières* 27, 383-399.
- Bellot, J., Àvila, A., Rodrigo, A., 1999. Throughfall and Stemflow. 137, 209-222.
- Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P., Rock, J., 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 473-482.
- Bolte, A., Czajkowski, T., Kompa, T., 2007. The north-eastern distribution range of European beech a review. *Forestry* 80, 413-429.
- Bouten, W., Heimovaara, T.J., Tiktak, A., 1992. Spatial patterns of throughfall and soil water dynamics in a Douglas fir stand. *Water Resources Research* 28, 3227-3233.
- Bréda, N., Granier, A., Barataud, F., Moyne, C., 1995. Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil* 172, 17-27.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., Dreyer, E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63, 625-644.
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583-595.
- Cheib, A., Badeau, V., Boe, J., Chuine, I., Delire, C., Dufrene, E., Francois, C., Gritti, E.S., Legay, M., Page, C., Thuiller, W., Viovy, N., Leadley, P., 2012. Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology letters* 15, 533-544.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grunwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T., Valentini, R., 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529-533.
- Decourt, N., 1973. Production primaire, production utile : méthodes d'évaluation, indices de productivité. *Annales des Sciences Forestières* 30, 219-237.
- Estrada-Medina, H., Graham, R.C., Allen, M.F., Jiménez-Osornio, J.J., Robles-Casolco, S., 2012. The importance of limestone bedrock and dissolution karst features on tree root distribution in northern Yucatán, México. *Plant and Soil* 362, 37-50.
- Fang, J., Lechowicz, M.J., 2006. Climatic limits for the present distribution of beech (*Fagus L.*) species in the world. *Journal of Biogeography* 33, 1804-1819.

- FAO, 2016. World reference base for soil resources 2014. In, World Soil Resources Report 106, FAO, Rome.
- Fernández-Martínez, M., Vicca, S., Janssens, I.A., Sardans, J., Luysaert, S., Campioli, M., Chapin Iii, F.S., Ciais, P., Malhi, Y., Obersteiner, M., Papale, D., Piao, S.L., Reichstein, M., Rodà, F., Peñuelas, J., 2014. Nutrient availability as the key regulator of global forest carbon balance. *Nature Climate Change* 4, 471-476.
- Fransen, B., de Kroon, H., Berendse, F., 1998. Root morphological plasticity and nutrient acquisition of perennial grass species from habitats of different nutrient availability. *Oecologia* 115, 351-358.
- Gale, M.R., Grigal, D.F., 1987. Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Canadian Journal of Forest Research* 17, 829-834.
- Genet, A., Wernsdörfer, H., Jonard, M., Pretzsch, H., Rauch, M., Ponette, Q., Nys, C., Legout, A., Ranger, J., Vallet, P., Saint-André, L., 2011. Ontogeny partly explains the apparent heterogeneity of published biomass equations for *Fagus sylvatica* in central Europe. *Forest Ecology and Management* 261, 1188-1202.
- Geßler, A., Keitel, C., Kreuzwieser, J., Matyssek, R., Seiler, W., Rennenberg, H., 2006. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21, 1-11.
- Goisser, M., Zang, U., Matzner, E., Borken, W., Häberle, K.-H., Matyssek, R., 2013. Growth of juvenile beech (*Fagus sylvatica* L.) upon transplant into a wind-opened spruce stand of heterogeneous light and water conditions. *Forest Ecology and Management* 310, 110-119.
- Göransson, H., Ingerslev, M., Wallander, H., 2008. The vertical distribution of N and K uptake in relation to root distribution and root uptake capacity in mature *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* and *Picea abies* stands. *Plant and Soil* 306, 129-137.
- Granier, A., Biron, P., Lemoine, D., 2000a. Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 100, 291-308.
- Granier, A., Bréda, N., Biron, P., Villetta, S., 1999. A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling* 116, 269-283.
- Granier, A., Loustau, D., Bréda, N., 2000b. A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. *Annals of Forest Science* 57, 755-765.
- Granier, A., Reichstein, M., Bréda, N., Janssens, I.A., Falge, E., Ciais, P., Grünwald, T., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Facini, O., Grassi, G., Heinesch, B., Ilvesniemi, H., Keronen, P., Knohl, A., Köstner, B., Lagergren, F., Lindroth, A., Longdoz, B., Loustau, D., Mateus, J., Montagnani, L., Nys, C., Moors, E., Papale, D., Peiffer, M., Pilegaard, K., Pita, G., Pumpanen, J., Rambal, S., Rebmann, C., Rodrigues, A., Seufert, G., Tenhunen, J., Vesala, T., Wang, Q., 2007. Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 143, 123-145.
- Henry, M., Picard, N., Trotta, C., Manlay, R., Valentini, R., Bernoux, M., Saint-André, L., 2011. Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. *Silva Fennica* 45.
- Hentschel, R., Hommel, R., Poschenrieder, W., Grote, R., Holst, J., Biernath, C., Gessler, A., Priesack, E., 2015. Stomatal conductance and intrinsic water use efficiency in the drought year 2003: a case study of European beech. *Trees* 30, 153-174.
- Hlásny, T., Mátyás, C., Seidl, R., Kulla, L., Merganičová, K., Trombik, J., Dobor, L., Barcza, Z., Konôpka, B., 2014. Climate change increases the drought risk in Central European forests: What are the options for adaptation? *Forestry Journal* 60.

- Huang, M., Zettl, J.D., Barbour, S.L., Elshorbagy, A., Si, B.C., 2013. The impact of soil moisture availability on forest growth indices for variably layered coarse-textured soils. *Ecohydrology* 6, 214-227.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jackson, R.B., Manwaring, J.H., Caldwell, M.M., 1990. Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment. *Nature* 344, 58-60.
- Jackson, R.B., Moore, L.A., Hoffmann, W.A., Pockman, W.T., Linder, C.R., 1999. Ecosystem rooting depth determined with caves and DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96, 11387-11392.
- Jamagne, M., 2011. *Grands paysages pédologiques de France*.
- Knutzen, F., Meier, I.C., Leuschner, C., 2015. Does reduced precipitation trigger physiological and morphological drought adaptations in European beech (*Fagus sylvatica* L.)? Comparing provenances across a precipitation gradient. *Tree Physiol* 35, 949-963.
- Köcher, P., Gebauer, T., Horna, V., Leuschner, C., 2009. Leaf water status and stem xylem flux in relation to soil drought in five temperate broad-leaved tree species with contrasting water use strategies. *Annals of Forest Science* 66, 101-101.
- Kramer, K., Degen, B., Buschbom, J., Hickler, T., Thuiller, W., Sykes, M.T., de Winter, W., 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change—Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259, 2213-2222.
- Lebourgeois, F., Granier, A., Breda, N., Ulrich, E., 2006. Premières observations phénologiques des peuplements du réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (Renecofor). *Revue Forestière Française*, 407.
- Lebourgeois, F., Bréda, N., Ulrich, E., Granier, A., 2005. Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees* 19, 385-401.
- Lewis, D.C., Burgoyne, R.H., 1964. The Relationship between oak tree roots and groundwater in fractured rock as determined by tritium tracing. *Journal of Geophysical Research* 69, 2579-2588.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698-709.
- Medlyn, B.E., Duursma, R.A., Zeppel, M.J.B., 2011. Forest productivity under climate change: a checklist for evaluating model studies. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2, 332-355.
- Meehl, G.A., Tebaldi, C., 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* 305, 994-997.
- Moore, G.W., Bond, B.J., Jones, J.A., 2011. A comparison of annual transpiration and productivity in monoculture and mixed-species Douglas-fir and red alder stands. *Forest Ecology and Management* 262, 2263-2270.

- Mun, H.T., 1988. Comparisons of primary production and nutrients absorption by a *Miscanthus sinensis* community in different soils. *Plant and Soil* 112, 143-149.
- Neilson, R.P., King, G.A., Koerper, G., 1992. Toward a rule-based biome model. *Landscape Ecology* 7, 27-43.
- Oishi, A.C., Oren, R., Novick, K.A., Palmroth, S., Katul, G.G., 2010. Interannual Invariability of Forest Evapotranspiration and Its Consequence to Water Flow Downstream. *Ecosystems* 13, 421-436.
- Oren, R., Ewers, B.E., Todd, P., Phillips, N., Katul, G., 1998. Water Balance Delineates the Soil Layer in Which Moisture Affects Canopy Conductance. *Ecological Applications* 8, 990-1002.
- Penman, H.L., 1948. Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 193, 120-145.
- Picard, N., Henry, M., Mortier, F., Trotta, C., Saint-André, L., 2012. Using Bayesian Model Averaging to Predict Tree Aboveground Biomass in Tropical Moist Forests. *Forest Science* 58, 15-23.
- Piedallu, C., Gégout, J.-C., Bruand, A., Seynave, I., 2011. Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands. *Geoderma* 160, 355-366.
- Power, S.A., 1994. Temporal Trends in Twig Growth of *Fagus sylvatica* L. and their Relationships with Environmental Factors. *Forestry* 67, 13-30.
- Robinson, D., 1996. Resource Capture by Localized Root Proliferation: Why Do Plants Bother? *Annals of Botany* 77, 179-186.
- Rosling, A., Landeweert, R., Lindahl, B.D., Larsson, K.H., Kuyper, T.W., Taylor, A.F.S., Finlay, R.D., 2003. Vertical distribution of ectomycorrhizal fungal taxa in a podzol soil profile. *New Phytologist* 159, 775-783.
- Rowell, D.P., Jones, R.G., 2006. Causes and uncertainty of future summer drying over Europe. *Climate Dynamics* 27, 281-299.
- Saint-André, L., M'Bou, A.T., Mabiála, A., Mouvondy, W., Jourdan, C., Rroupsard, O., Deleporte, P., Hamel, O., Nouvellon, Y., 2005. Age-related equations for above- and below-ground biomass of a *Eucalyptus* hybrid in Congo. *Forest Ecology and Management* 205, 199-214.
- Sala, O.E., Parton, W.J., Joyce, L.A., Lauenroth, W.K., 1988. Primary Production of the Central Grassland Region of the United States. *Ecology* 69, 40-45.
- Sampson, D.A., Allen, H.L., 1999. Regional influences of soil available water-holding capacity and climate, and leaf area index on simulated loblolly pine productivity. *Forest Ecology and Management* 124, 1-12.
- Schar, C., Vidale, P.L., Luthi, D., Frei, C., Haberli, C., Liniger, M.A., Appenzeller, C., 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427, 332-336.
- Schipka, F., Heimann, J., Leuschner, C., 2005. Regional variation in canopy transpiration of Central European beech forests. *Oecologia* 143, 260-270.
- Schwärzel, K., Feger, K.-H., Häntzschel, J., Menzer, A., Spank, U., Clausnitzer, F., Köstner, B., Bernhofer, C., 2009a. A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* 258, 2163-2174.
- Schwärzel, K., Menzer, A., Clausnitzer, F., Spank, U., Häntzschel, J., Grünwald, T., Köstner, B., Bernhofer, C., Feger, K.-H., 2009b. Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (Saxony, Germany). *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1994-2006.

- Seynave, I., Gégout, J.-C., Hervé, J.-C., Dhôte, J.-F., 2008. Is the spatial distribution of European beech (*Fagus sylvatica*L.) limited by its potential height growth? *Journal of Biogeography* 35, 1851-1862.
- Tarp, P., Helles, F., Holten-Andersen, P., Bo Larsen, J., Strange, N., 2000. Modelling near-natural silvicultural regimes for beech – an economic sensitivity analysis. *Forest Ecology and Management* 130, 187-198.
- Tetegán, M., Nicoullaud, B., Baize, D., Bouthier, A., Cousin, I., 2011. The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: Proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma* 165, 40-49.
- Turpault, M.-P., Nys, C., Calvaruso, C., 2009. Rhizosphere impact on the dissolution of test minerals in a forest ecosystem. *Geoderma* 153, 147-154.
- Zwieniecki, M.A., Newton, M., 1995. Roots growing in rock fissures: Their morphological adaptation. *Plant and Soil* 172, 181-187.

L'article I en quelques points...

- Le bilan hydrique est un facteur majeur de la productivité des peuplements forestiers.
- L'impact du type de sol sur le bilan hydrique et la croissance des hêtres a été évalué, sur 4 années aux conditions climatiques contrastées.
- Un sol profond limoneux, un sol intermédiaire et un sol caillouteux superficiel ont été comparés.
- Le cycle de l'eau est fortement contrôlé par le type de sol via la réserve utile et la distribution des racines.
- La transpiration des arbres est le facteur de contrôle principal de la production de biomasse du peuplement.
- Un enjeu significatif pour les sylviculteurs pourrait être l'adaptation de la gestion des forêts à l'échelle de la parcelle forestière (délimitée selon le type de sol), plutôt qu'à l'échelle régionale (basée sur les prévisions climatiques).

Chapitre 5

Bilan de l'écosystème hors sol

5. Bilan de l'écosystème hors sol

Ce chapitre présente les flux mensuels et annuels des éléments au-dessus du sol dans les trois stations de Montiers: précipitations atmosphériques, pluviolessivats et écoulements de tronc. L'effet de la canopée sur les flux des éléments est traité en détail et fait l'objet de l'Article II (5.2).

5.1. Les flux d'éléments hors sol

5.1.1. Les concentrations en éléments dans les solutions récoltées hors sol

5.1.1.1. Le pH des précipitations et des solutions sous couvert

Les solutions des dépôts atmosphériques humides à Montiers présentent des valeurs de pH variant entre 3.9 et 7.7 entre janvier 2012 et décembre 2015, avec une moyenne de $\text{pH}_{\text{BD}} = 5.5 \pm 0.5$ (Figure 60 et Figure 62). Les valeurs de pH_{BD} sont, de manière générale, plus basses à la fin de l'automne et en hiver que le reste de l'année.

Au cours de la période étudiée, les valeurs de pH des pluviolessivats varient entre 4.5 et 7.1 (les trois stations confondues). Les valeurs annuelles moyennes de pH_{TF} sont égales à 5.7 ± 0.4 dans S1 et 5.9 ± 0.3 dans S2 et S3 (Figure 62). Aucune différence marquée n'a été mise en évidence entre les pH des pluviolessivats des trois stations (Figure 60) ; les corrélations inter-stations sont bonnes ($0.55 < R^2 < 0.85$). Lorsque le pH de la pluie incidente descend en dessous de ~ 6 , les pluviolessivats présentent des valeurs de pH globalement supérieures à celles des dépôts atmosphériques, tandis qu'ils sont plus acides que ceux-ci le reste de l'année (lorsque pH_{BD} est supérieur à ~ 6).

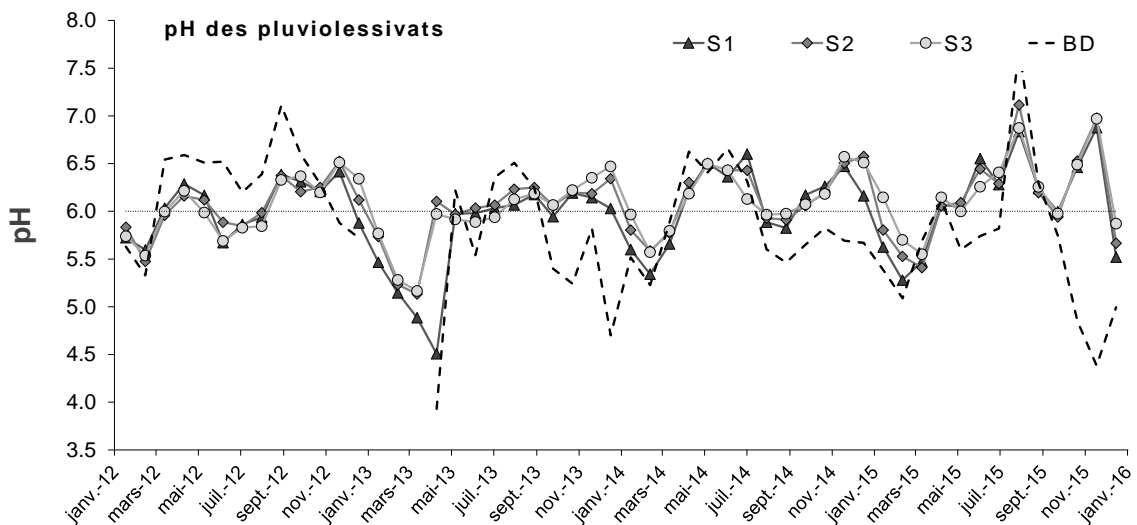


Figure 60 – Comparaison des valeurs de pH mensuelles du dépôt atmosphérique humide (*bulk deposition* ; BD) et des pluviolessivats dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.

Les valeurs de pH des écoulements de tronc des trois stations sont moins bien corrélées que celles des pluviollessivats (Figure 61) et sont, en moyenne, plus élevées que celles-ci (Figure 62); les moyennes annuelles de pH_{SF} sont égales à 6.1 ± 0.3 (S1), 6.3 ± 0.2 (S2) et 6.4 ± 0.2 (S3).

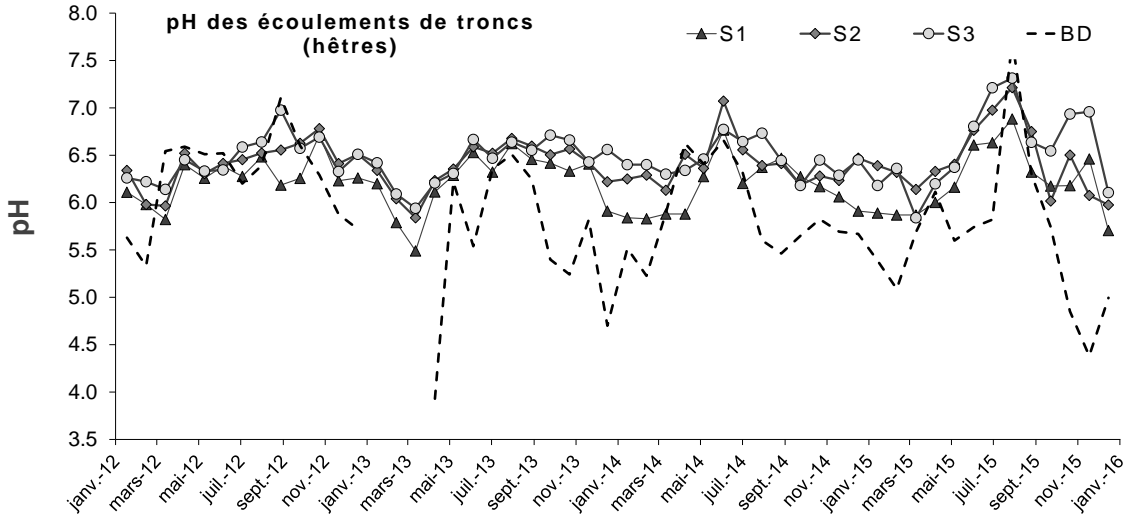


Figure 61 – Comparaison des valeurs de pH mensuelles du dépôt atmosphérique humide (*bulk deposition* ; BD) et des écoulements de tronc (prélevés sur les hêtres) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.

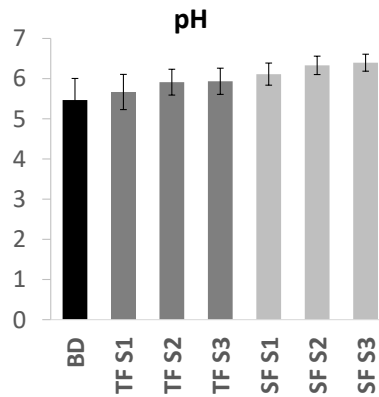


Figure 62 – Valeurs de pH moyennes des solutions de dépôt atmosphérique humide (*bulk deposition* ; BD), de pluviollessivat (*throughfall* ; TF) et des écoulements de tronc (*stemflow* ; SF) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).

5.1.1.2. Les teneurs en éléments dans les solutions hors sol

Aucune relation significative n'a été mise en évidence entre les volumes des précipitations et les concentrations des éléments analysés dans les dépôts atmosphériques. Les cations les plus concentrés dans les dépôts humides sont Ca^{2+} ($[\text{Ca}^{2+}]_{\text{moy}} = 0.73 \text{ mg.L}^{-1}$) et Na^+ ($[\text{Na}^+]_{\text{moy}} = 0.49 \text{ mg.L}^{-1}$), suivis de K^+ et Mg^{2+} , tandis que les anions dominants sont NO_3^- ($[\text{NO}_3^-]_{\text{moy}} = 2.12 \text{ mg.L}^{-1}$), SO_4^{2-} ($[\text{SO}_4^{2-}]_{\text{moy}} = 0.94 \text{ mg.L}^{-1}$) et Cl^- ($[\text{Cl}^-]_{\text{moy}} = 0.81 \text{ mg.L}^{-1}$).

Les pluviollessivats de Montiers présentent des concentrations moyennes en COD, K, Mg, Si, P, Ca, Na, Cl, Fe, Al et Mn globalement plus élevées que les dépôts humides hors couvert (Figure 64). Les cations dominants dans les pluviollessivats des trois stations de Montiers sont K^+ , Ca^{2+} et Na^+ et les anions dominants sont NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} (par ordre décroissant des concentrations). Au sein d'une même station, d'après les comparaisons des échantillons des 12 gouttières suite aux prélèvements individuels, la variabilité spatiale de la chimie des pluviollessivats est relativement élevée. Par exemple, les coefficients de variation dépassent parfois 50 % en ce qui concerne les teneurs en K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} .

La comparaison des écoulements de tronc avec les pluviollessivats met en évidence des concentrations en K^+ et en COD significativement plus élevées dans les solutions des écoulements de tronc tout au long de l'année à l'exception du mois de novembre (Figure 63) ; ceci a été observé dans les trois stations de Montiers.

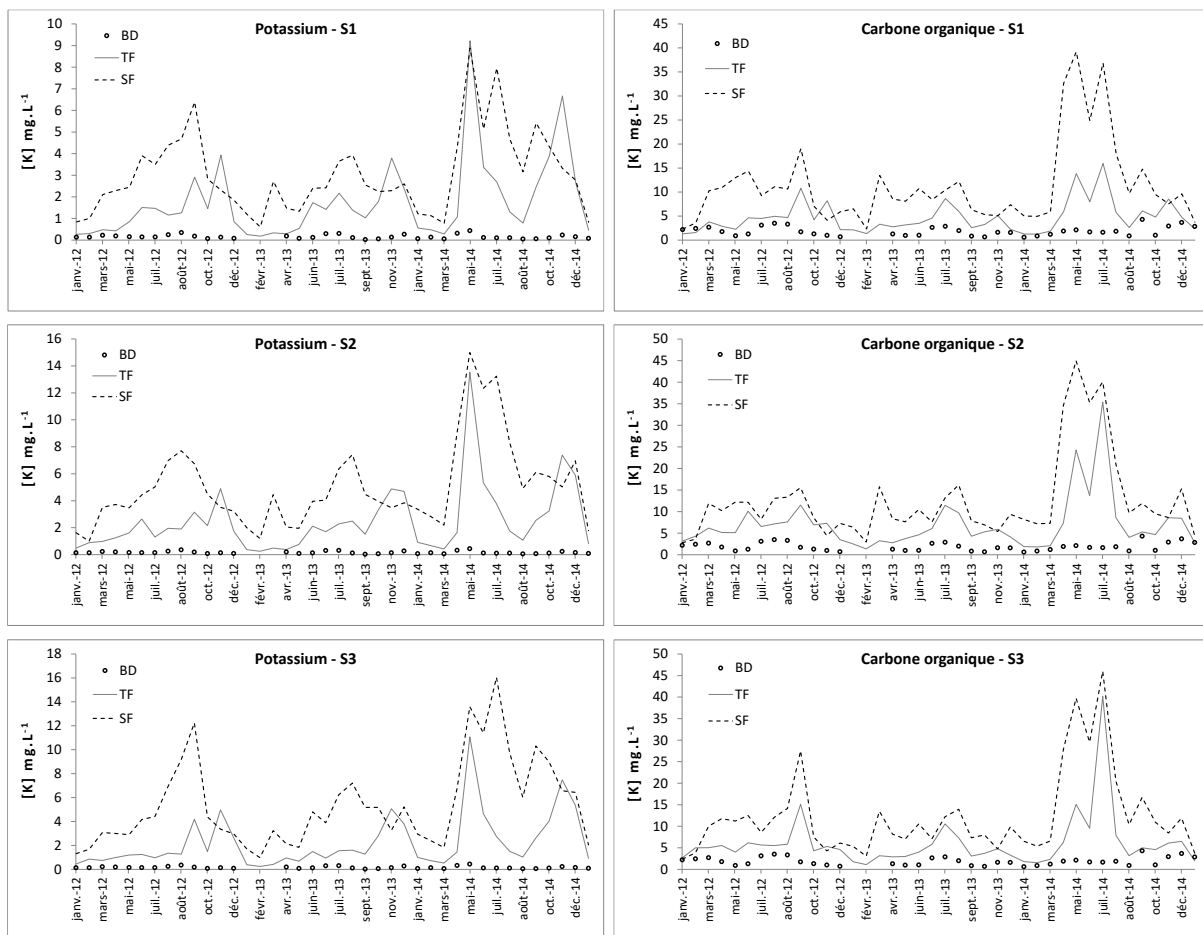


Figure 63 – Comparaison des teneurs mensuelles en K et COD dans les précipitations (*bulk deposition* ; BD), les pluviollessivats (*throughfall* ; TF) et les écoulements de tronc (*stemflow* ; SF) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol) de janvier 2012 à décembre 2014.

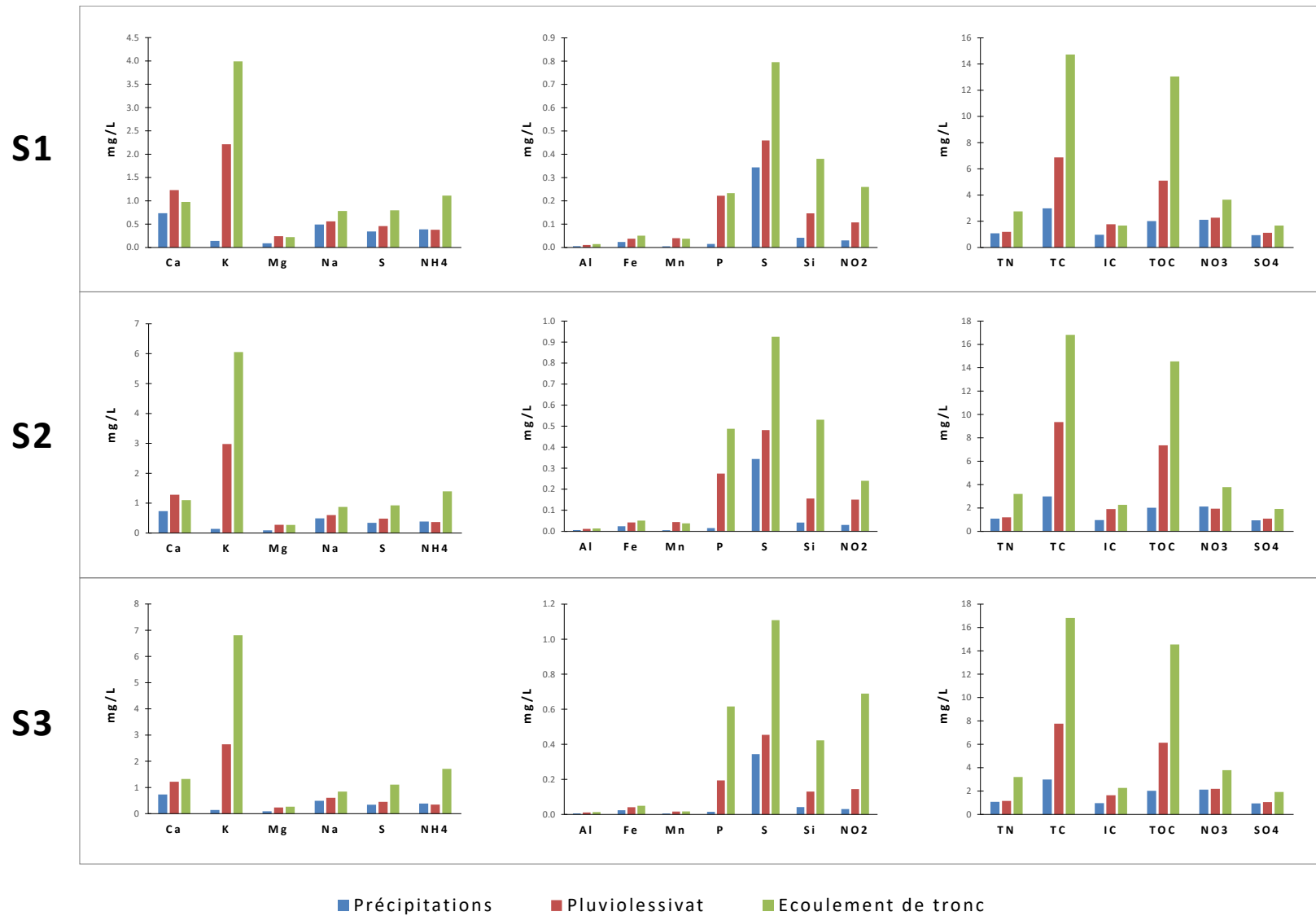


Figure 64 – Moyenne des concentrations en éléments dans les solutions hors sol (précipitations, pluiolessivats et écoulements de tronc) dans les trois stations de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

5.1.2. Les flux des éléments hors sol

5.1.2.1. Les dépôts atmosphériques

a) Les flux des éléments entrant dans l'écosystème par voie atmosphérique

Les flux atmosphériques en solution (BD) de Na, Cl et Mg au cours de l'année 2012 sont bien corrélés (Na/Cl : $R^2 = 0.97$; Na/Mg : $R^2 = 0.9$) et particulièrement élevés entre décembre et mi-mars. Les taux de dépôt de Na atteignent des valeurs supérieures à $70 \text{ mg.m}^{-2} \cdot 28\text{j}^{-1}$ en hiver (Figure 65), alors que le flux BD_{Na} moyen est de $37.5 \text{ mg.m}^{-2} \cdot 28\text{j}^{-1}$. Au contraire, Ca est davantage déposé sur la forêt de Montiers entre mars-avril et août-septembre ($> 50 \text{ mg.m}^{-2} \cdot 28\text{j}^{-1}$) et présente les taux de dépôt les plus faibles en automne et en hiver (Figure 65). L'évolution temporelle des dépôts humides de Na, Cl, Ca et K est présentée sur la Figure 65. Comme indiqué sur la Figure 66, on note une assez bonne corrélation ($R^2 = 0.7$) entre le dépôt humide de Ca et le dépôt particulaire total (particules dont le diamètre est égal ou supérieur à $0.45 \mu\text{m}$; données issues de la thèse de Lequy, 2012).

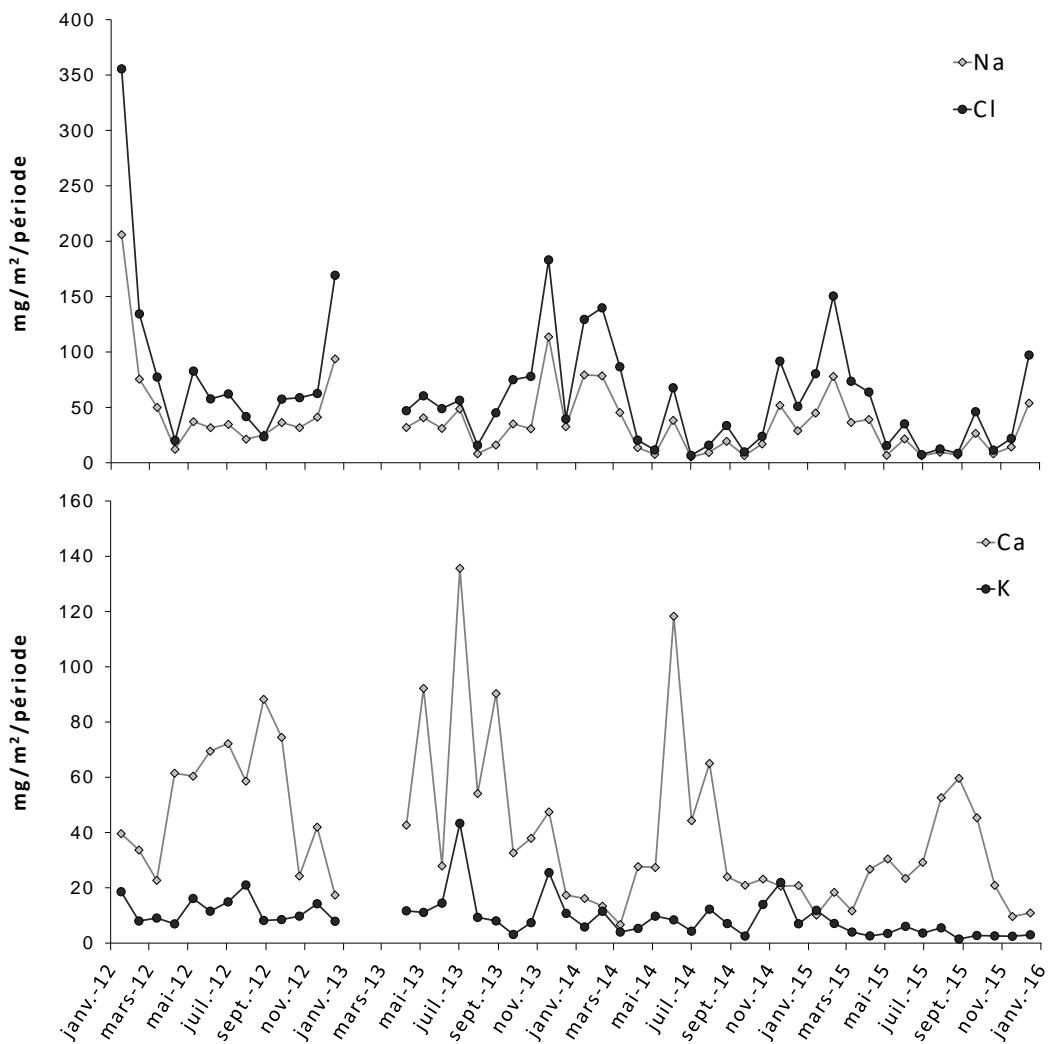


Figure 65 – Evolution mensuelle des dépôts atmosphériques humides (BD) de Na et Cl (en haut) et de Ca et K (en bas), prélevés sur la tour à flux du site de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015.

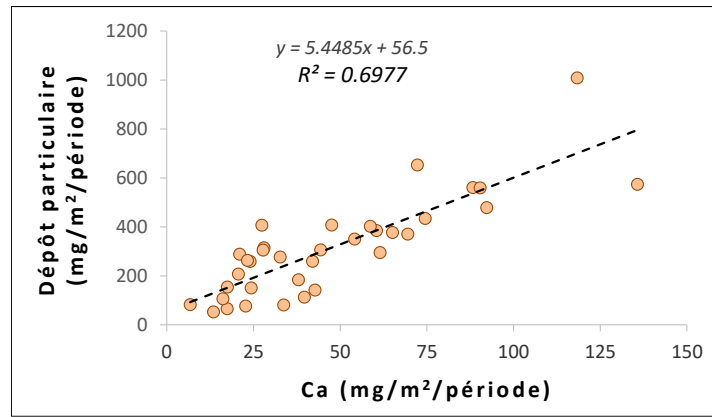


Figure 66 – Relation entre les dépôts humides de Ca et les dépôts des particules > 0,45 µm sur le site de Montiers.

Les flux de SO₄ et de NO₃ présentent une bonne corrélation (R² = 0.7 ; Figure 67). Les variations mensuelles de leurs dépôts sur la forêt de Montiers sont présentées sur la Figure 68.

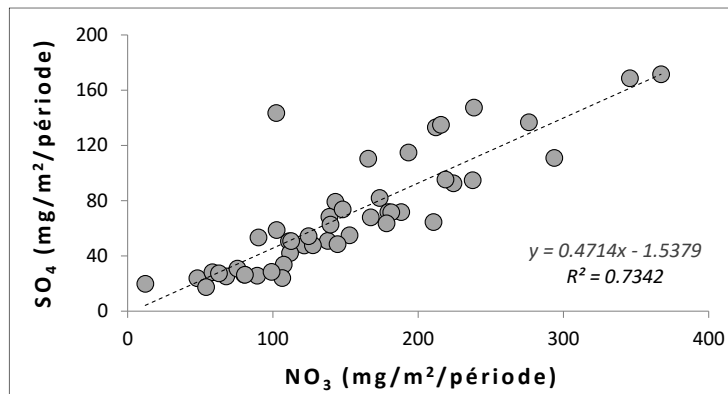


Figure 67 – Relation entre les apports atmosphériques humides de NO₃ et SO₄ sur le site de Montiers.

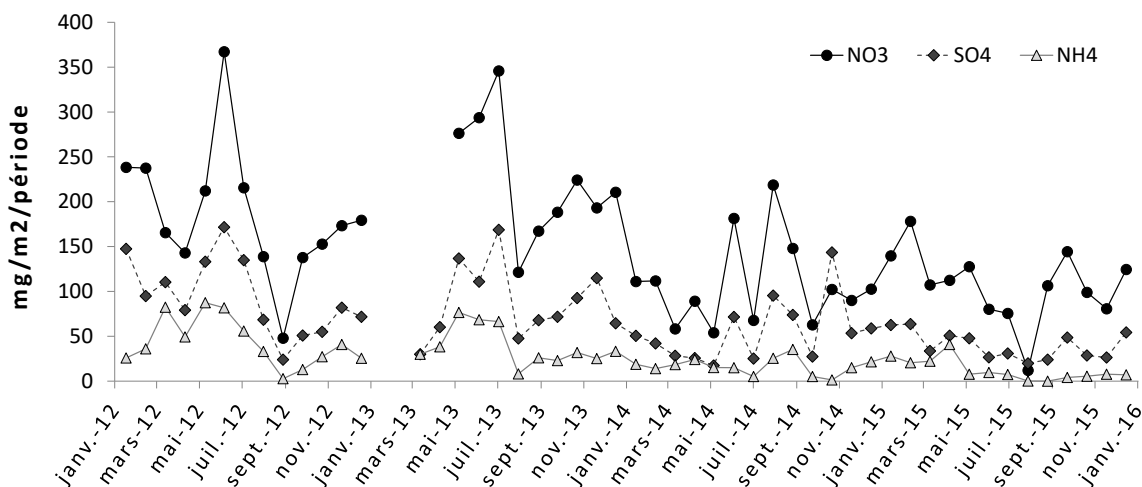


Figure 68 – Evolution mensuelle des dépôts humides (en mg.m⁻².période⁻¹) de SO₄, NO₃, et NH₄ sur le site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015.

La Figure 69 décrit les variations mensuelles des dépôts atmosphériques en solution de Mg, P, Si, Al, Fe, Mn, DOC et IC.

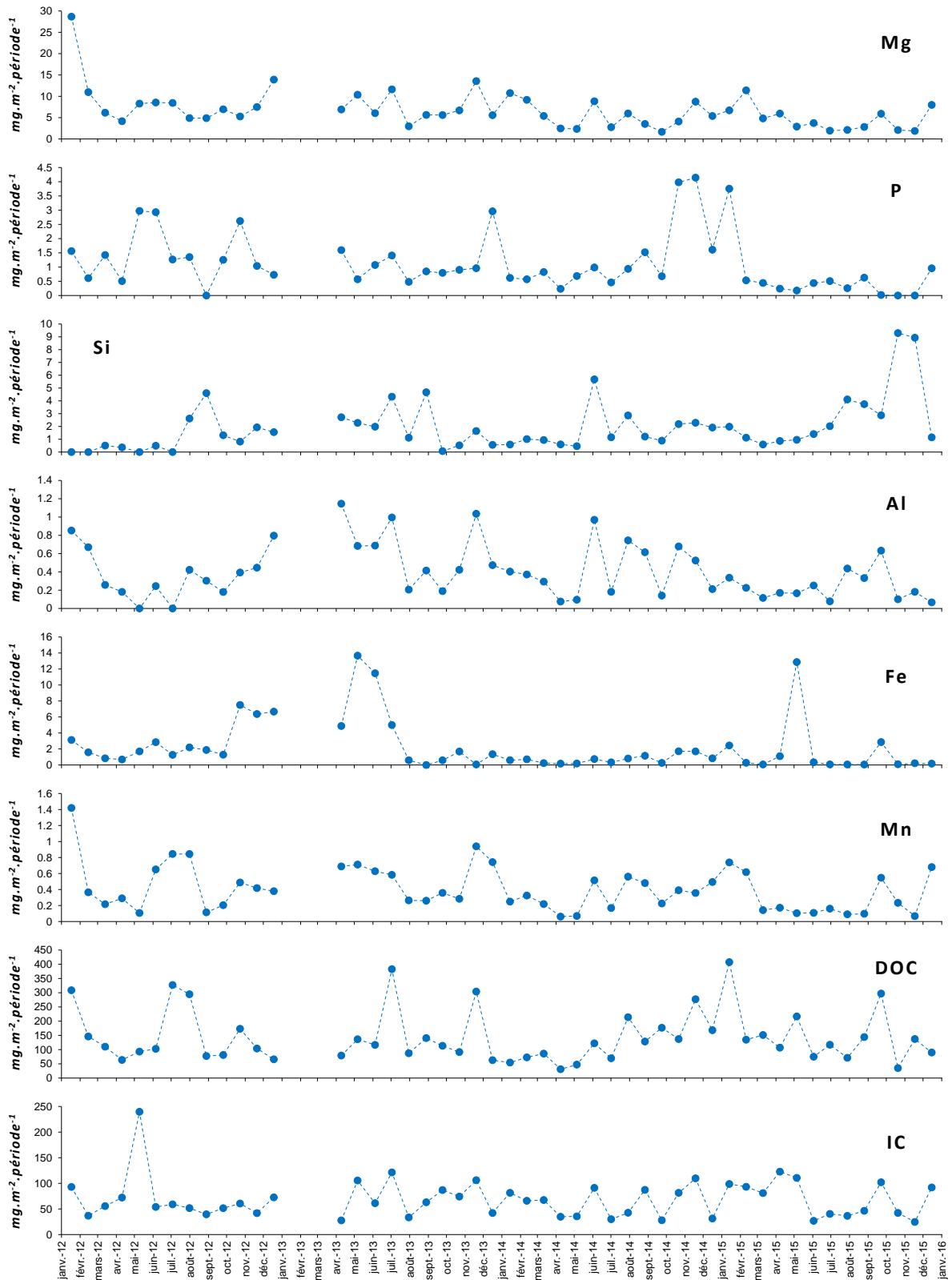


Figure 69 – Flux mensuels des dépôts atmosphériques en solution (en $\text{mg}\cdot\text{mm}^2\cdot\text{période}^{-1}$) de Mg, P, Si, Al, Fe, Mn, DOC et IC sur le site de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015.

b) Détermination de la proportion marine des apports atmosphériques

Les dépôts secs de Na et Cl à Montiers sont très bien corrélés ($R^2 = 0.97$; Figure 72) et Na a été utilisé comme traceur de l'origine marine selon la méthode décrite dans la partie 2.3.3.2 de ce manuscrit. La part des apports atmosphériques de Ca, K, Mg et SO_4 attribués aux dépôts d'aérosols d'origine marine est indiquée en noir sur la Figure 70. Mg dévoile une origine marine marquée (entre 20 et 100 % des apports totaux). A l'opposé, Ca, K et SO_4 sont principalement d'origine terrestre, leur part marine représentant en moyenne respectivement 9 %, 20 % et 7 % de leurs apports totaux.

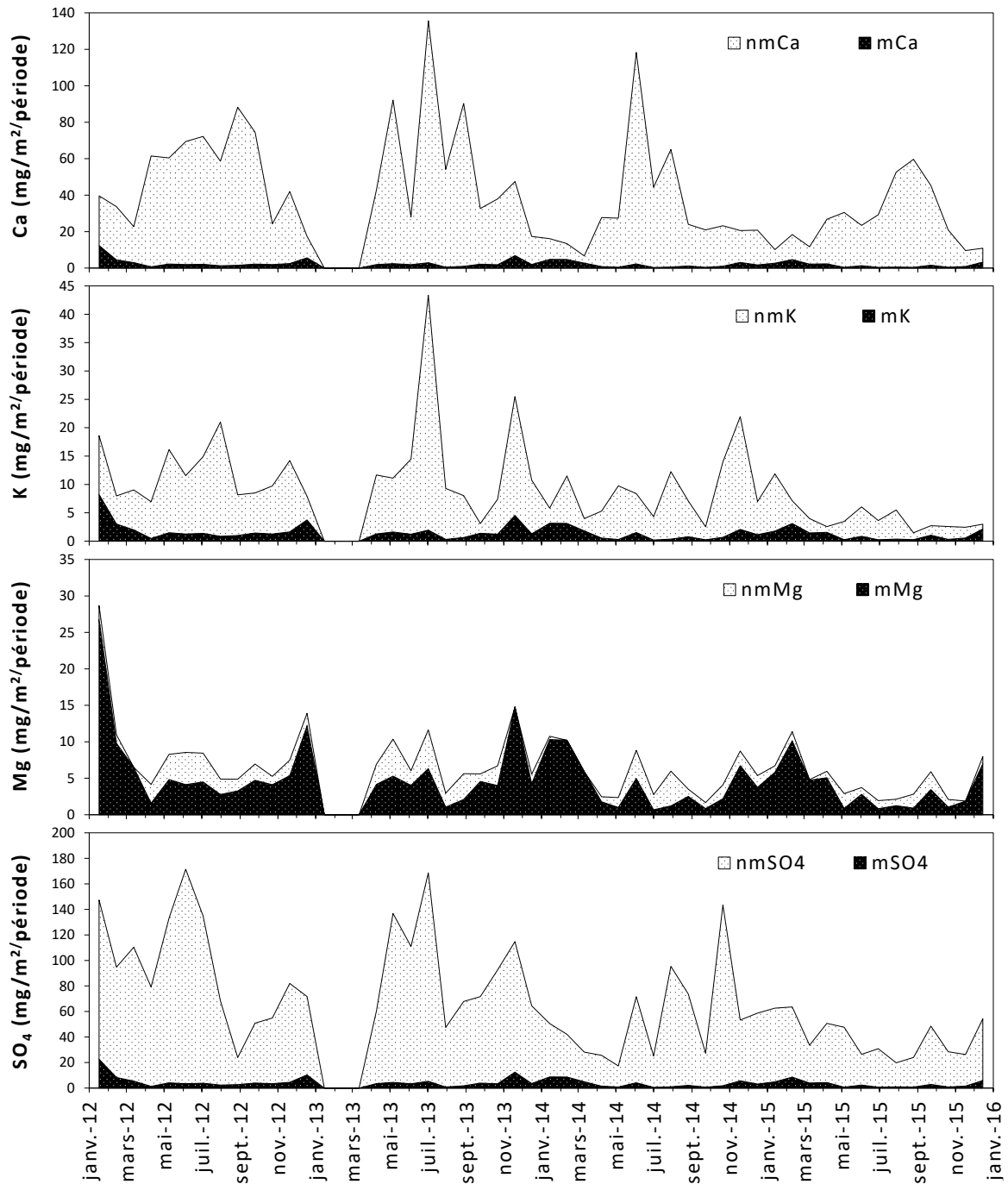


Figure 70 – Estimation des proportions marines (m) et non marines (nm) des dépôts humides de Ca, K, Mg et SO_4 .

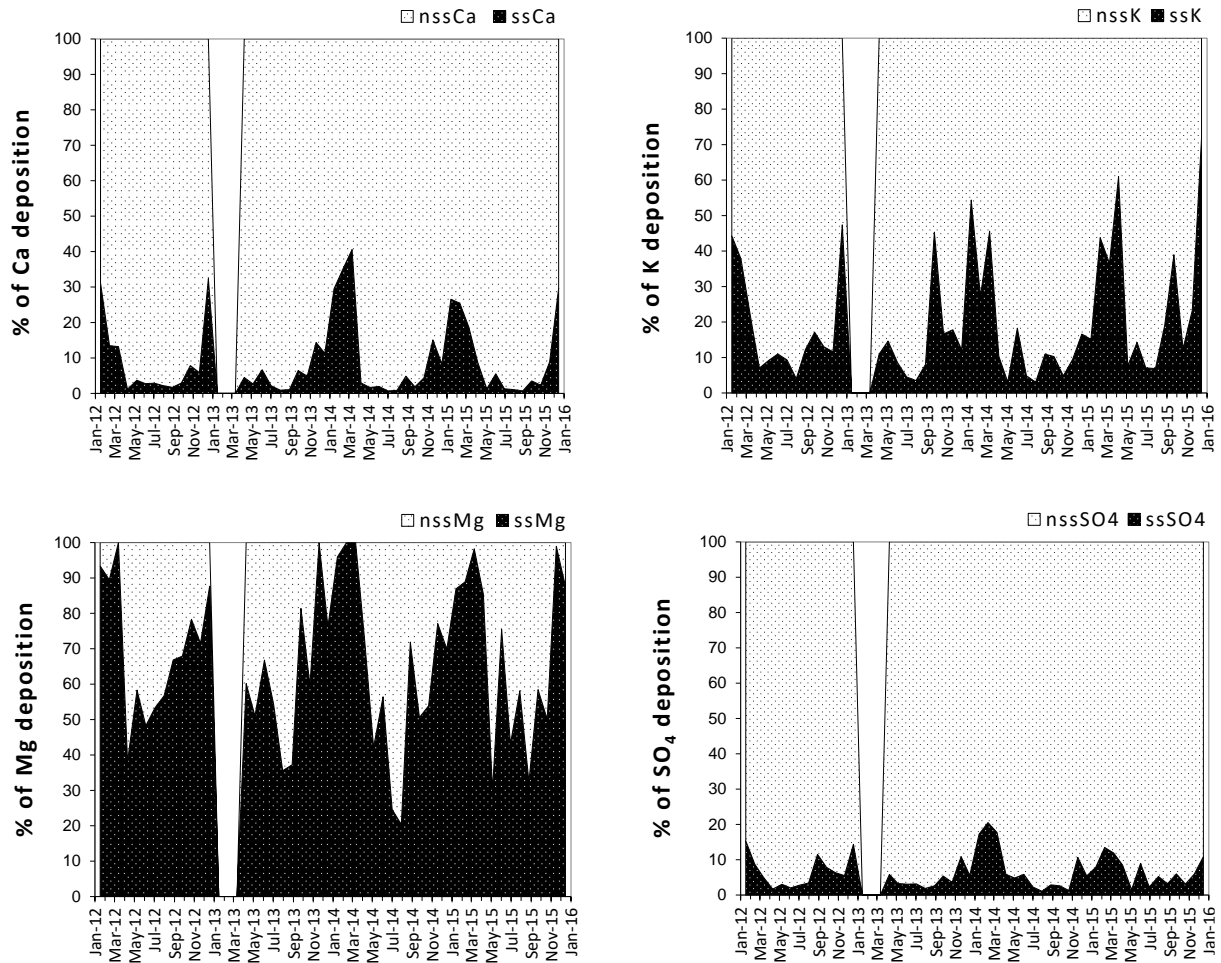


Figure 71 – Estimation des proportions marines (ss) et non marines (nss) des apports atmosphériques de Ca, K, Mg et SO₄, exprimées en pourcentage du dépôt humide total sur le site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015.

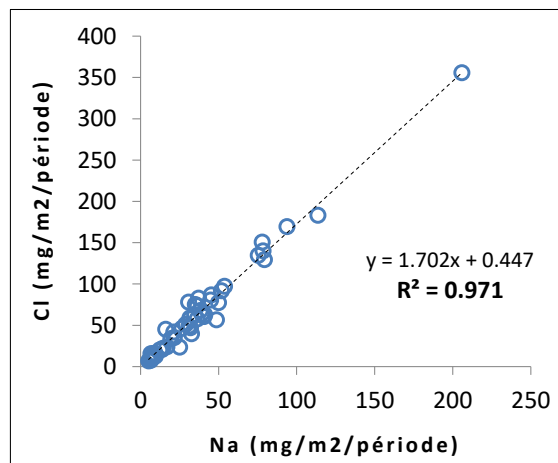


Figure 72 – Relation entre les dépôts atmosphériques en solution mensuels de Na et Cl sur le site expérimental de Montiers (de janvier 2012 à décembre 2015).

La comparaison des dépôts marins de Ca, K, Mg et SO₄ dévoile une corrélation entre *nmCa* et *nmMg* ($R^2 = 0.66$; Figure 73), tandis que les apports atmosphériques totaux de Ca et de Mg ne sont pas corrélés.

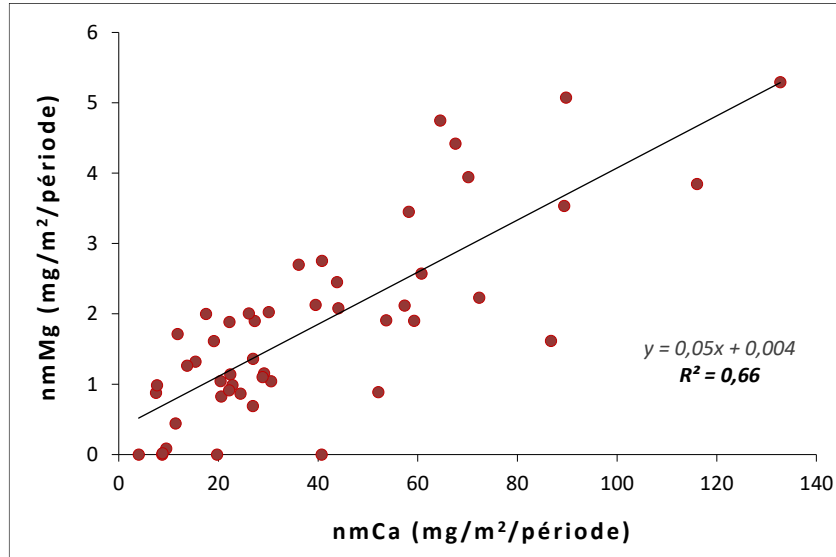
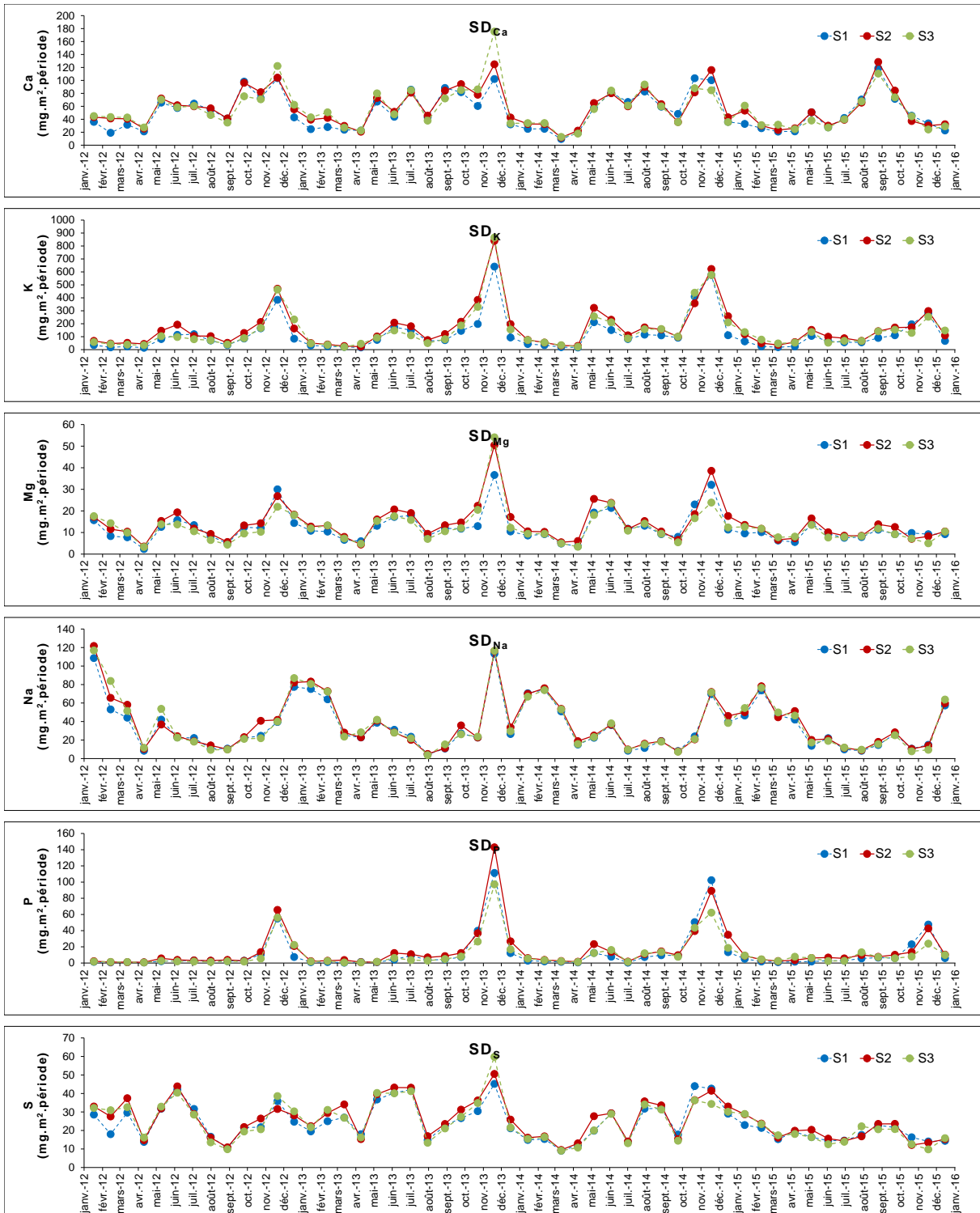


Figure 73 – Relation entre les dépôts humides des parts non marines de Ca et Mg sur le site expérimental de Montiers (sur la période janvier 2012 – décembre 2015).

5.1.2.2. Les flux sous couvert

a) Les flux des éléments sous couvert

L'évolution mensuelle des flux des éléments sous couvert (somme des pluviollessivats et des écoulements de tronc) dans les trois stations de Montiers est présentée sur la Figure 74.



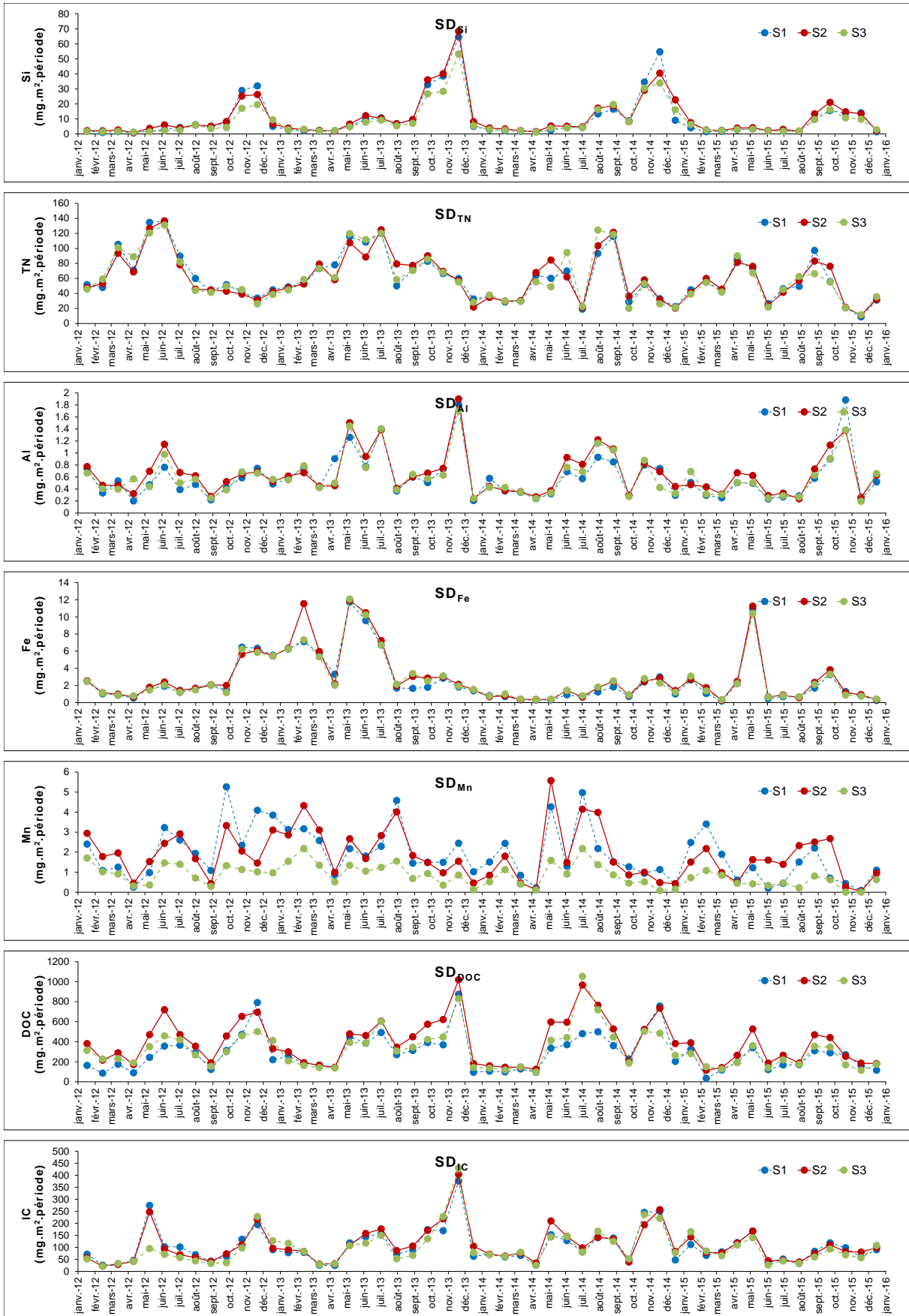
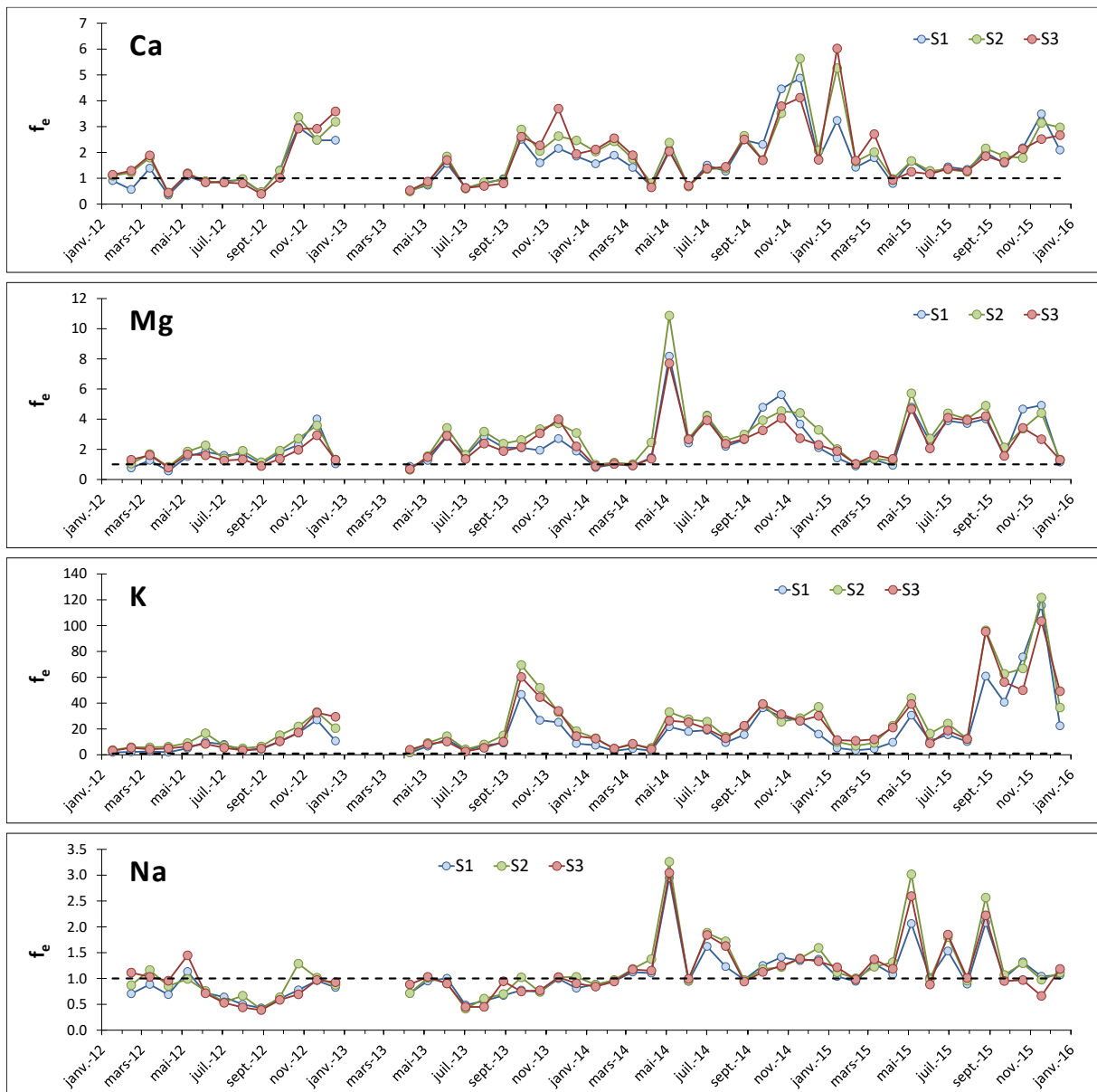


Figure 74 – Flux mensuels des apports au sol (pluiolessivat + écoulement de tronc), en $\text{mg.m}^2.\text{période}^{-1}$ dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.

Les facteurs d'enrichissement f_e mensuels (Figure 75), lesquels expriment le rapport entre les flux sous couvert (SD) et les flux hors couvert, montrent que les flux SD de K, Mn et Si sont significativement plus élevés que BD tout au long de la période étudiée (janvier 2012 – décembre 2015) dans les trois stations de Montiers. Le potassium présente des taux d'enrichissement importants (Tableau 13) avec des valeurs maximales (pics) en novembre (Figure 76). Notons que le pic de pluviolessivat net en automne est également observé pour Ca, Mg, P et Si dans les trois stations. Aucune différence marquée entre les stations n'est mise en évidence en ce qui concerne les tendances globales des facteurs d'enrichissement. Cependant le taux d'enrichissement d'un même élément peut varier selon la station considérée ; en particulier SD_{Mn} est moins enrichi dans S3 que dans les deux autres stations (Figure 76).



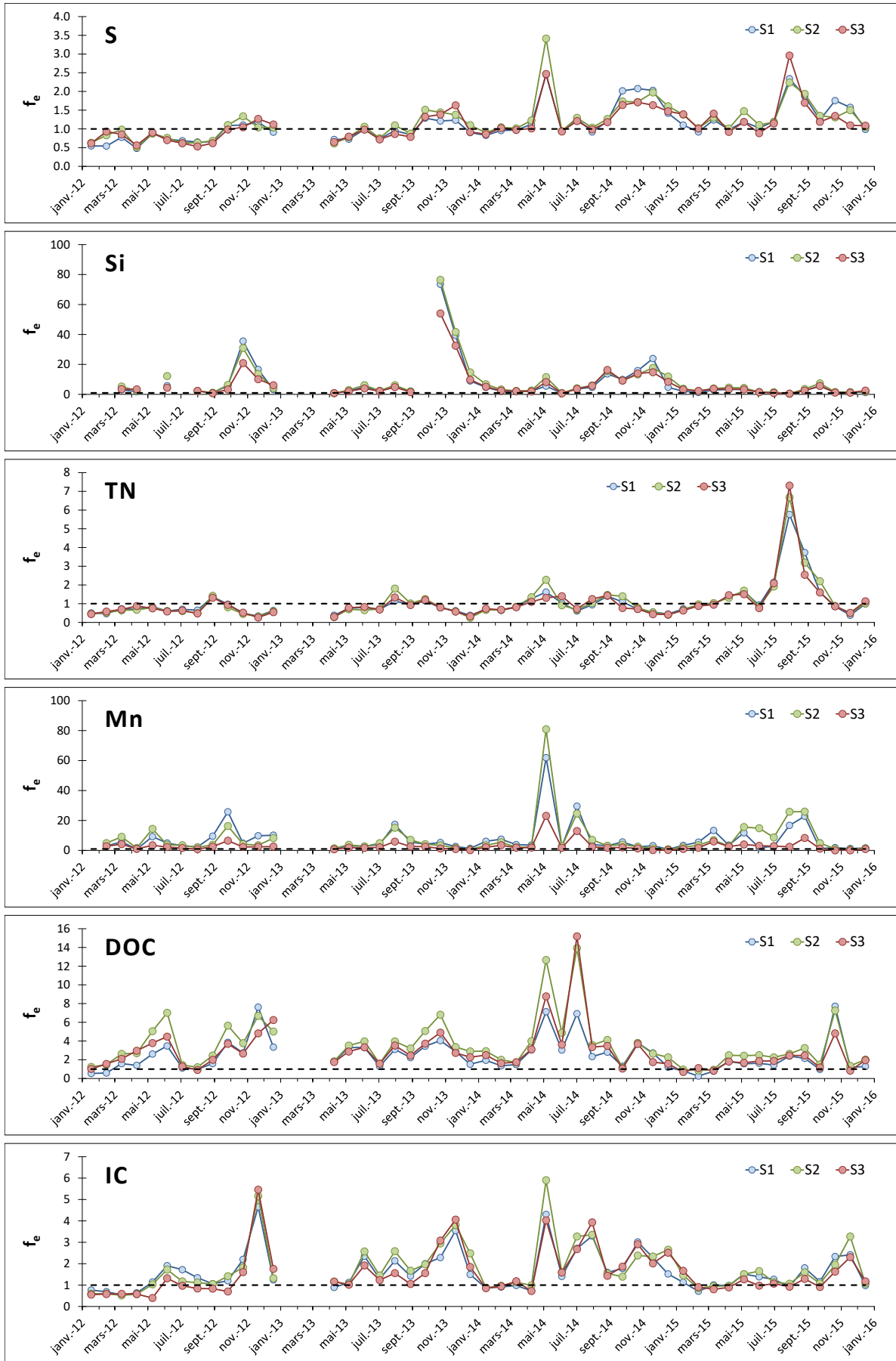


Figure 75 – Evolution mensuelle des facteurs d'enrichissement (f_e) dans les trois stations du site de Montiers.

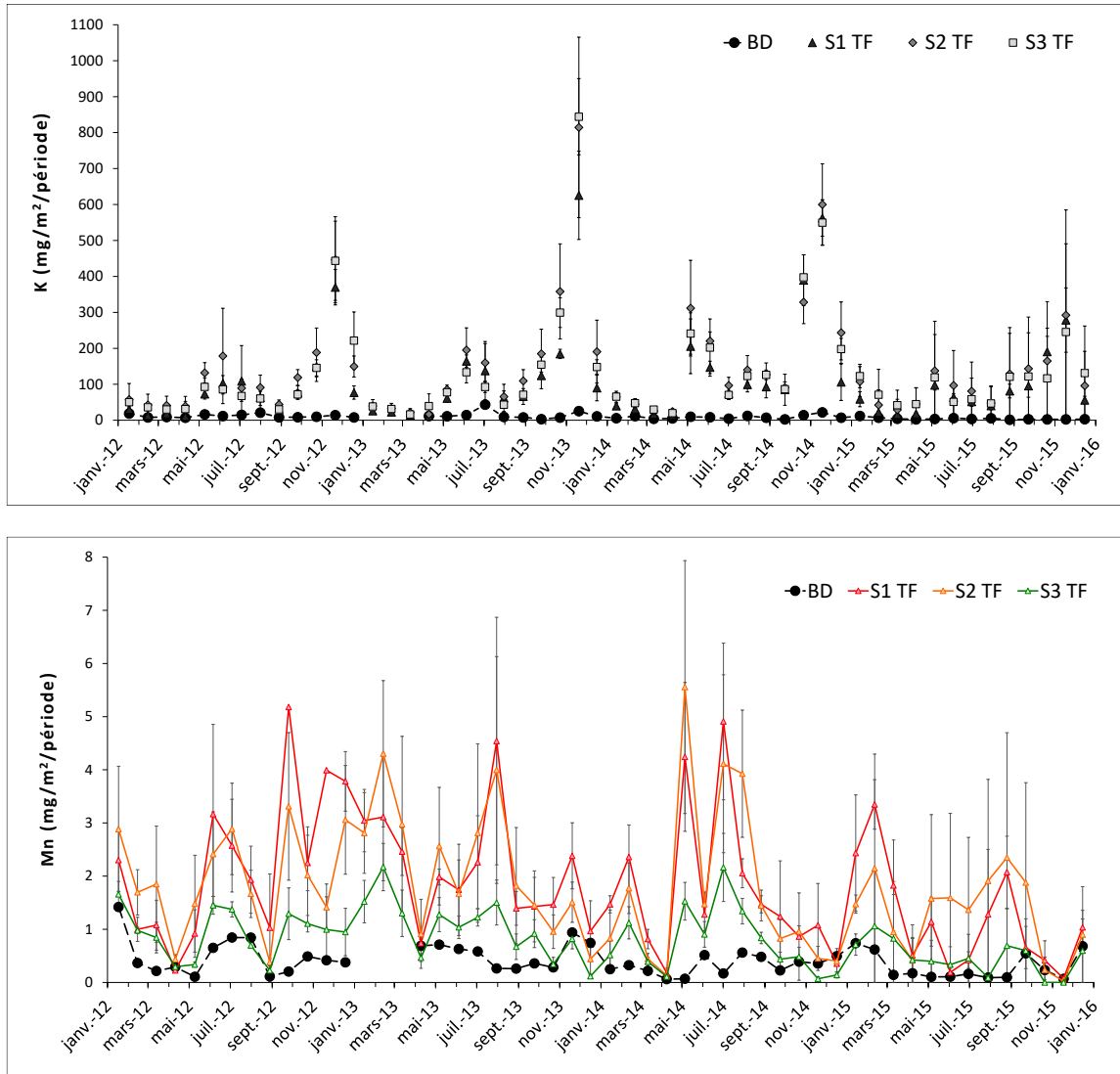


Figure 76 - Flux mensuels des précipitations (BD) et des pluivolessivats (TF) de K (en haut) et Mn (en bas) dans les trois stations de Montiers de janvier 2012 à décembre 2016. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Tableau 13 – Facteurs d'enrichissement (f_e) moyens dans les trois stations de Montiers.

Soil type	Period	Average enrichment factor (TF+SF / BD)							
		Flux ratio (no unit)							
		Ca	Mg	K	Na	Cl	P	NO3	
S1	Brunisol - Alocrisol	Growing season	1.55 ± 0.9	2.92 ± 1.6	20.1 ± 18	1.08 ± 0.6	1.63 ± 1.0	21.1 ± 64	1.11 ± 1.6
		Leaf fall	3.24 ± 1.2	3.83 ± 0.9	48.5 ± 45	1.09 ± 0.2	2.51 ± 1.3	64.5 ± 47	0.09 ± 0.1
		Dormancy	1.45 ± 0.8	1.15 ± 0.4	6.44 ± 6	0.97 ± 0.2	1.20 ± 0.3	3.58 ± 3	0.72 ± 0.2
S2	Calcisol - Brunisol	Growing season	1.57 ± 0.8	3.23 ± 1.9	27.2 ± 23	1.20 ± 0.7	1.49 ± 1.0	34.3 ± 108	1.02 ± 1.4
		Leaf fall	3.47 ± 1.5	4.03 ± 0.4	54.0 ± 45	1.10 ± 0.2	2.37 ± 1.3	77.9 ± 65	0.10 ± 0.1
		Dormancy	1.92 ± 1.2	1.53 ± 0.8	12.7 ± 11	1.08 ± 0.2	1.42 ± 0.5	7.90 ± 8	0.61 ± 0.3
S3	Rendisol	Growing season	1.49 ± 0.8	2.71 ± 1.5	23.4 ± 22	1.12 ± 0.7	1.41 ± 1.0	22.6 ± 63	1.16 ± 1.9
		Leaf fall	3.31 ± 0.7	3.08 ± 0.6	49.1 ± 36	1.01 ± 0.3	2.05 ± 0.7	56.8 ± 43	0.13 ± 0.1
		Dormancy	1.98 ± 1.3	1.35 ± 0.5	13.6 ± 12	1.07 ± 0.2	1.37 ± 0.3	8.03 ± 9	0.66 ± 0.3

Soil type	Period	NH4	Si	SO4	TOC	Fe	Al	Mn	
		S1	Brunisol - Alocrisol						
S1	Brunisol - Alocrisol	Growing season	5.75 ± 23.4	26.5 ± 93	1.03 ± 0.4	2.94 ± 1.8	3.71 ± 6.7	2.46 ± 3.4	9.64 ± 13
		Leaf fall	0.16 ± 0.07	20.4 ± 16	1.18 ± 0.4	3.60 ± 2.8	8.88 ± 13.4	1.53 ± 0.2	4.21 ± 4
		Dormancy	0.61 ± 0.37	2.94 ± 2	0.84 ± 0.2	1.46 ± 0.8	1.40 ± 0.9	1.79 ± 1.7	4.47 ± 4
S2	Calcisol - Brunisol	Growing season	8.69 ± 37.1	29.0 ± 102	0.96 ± 0.4	4.31 ± 3.1	4.45 ± 8.8	2.65 ± 2.5	11.1 ± 16
		Leaf fall	0.18 ± 0.11	18.6 ± 17	1.09 ± 0.4	3.51 ± 2.3	10.2 ± 15.8	1.53 ± 0.2	1.78 ± 1
		Dormancy	0.50 ± 0.36	4.71 ± 4	0.86 ± 0.2	2.23 ± 1.1	1.76 ± 1.5	2.08 ± 2.2	3.54 ± 3
S3	Rendisol	Growing season	8.28 ± 36.6	21.6 ± 75	0.92 ± 0.4	3.45 ± 2.8	4.16 ± 7.9	2.41 ± 2.5	3.75 ± 5
		Leaf fall	0.14 ± 0.02	14.6 ± 13	1.16 ± 0.3	2.53 ± 1.7	9.15 ± 14.5	1.26 ± 0.4	0.90 ± 1
		Dormancy	0.54 ± 0.36	3.92 ± 2	0.84 ± 0.2	2.05 ± 1.3	1.77 ± 1.4	2.06 ± 2.2	2.08 ± 2

La comparaison des flux annuels des éléments sous couvert et hors couvert montre que certains éléments sont durablement, à l'échelle annuelle, enrichis (K, Ca, Mg, Mn, Al, Si, DOC) ou appauvris (NO_3 , NH_4) sous l'influence du passage à travers la canopée (Figure 77). Les flux de Na ne semblent pas être affectés significativement par la canopée. L'enrichissement annuel de SD diffère entre les trois 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 76). En ce concerne les nutriments essentiels, l'enrichissement de SD suit la relation $\text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$ (Figure 77 et Tableau 13).

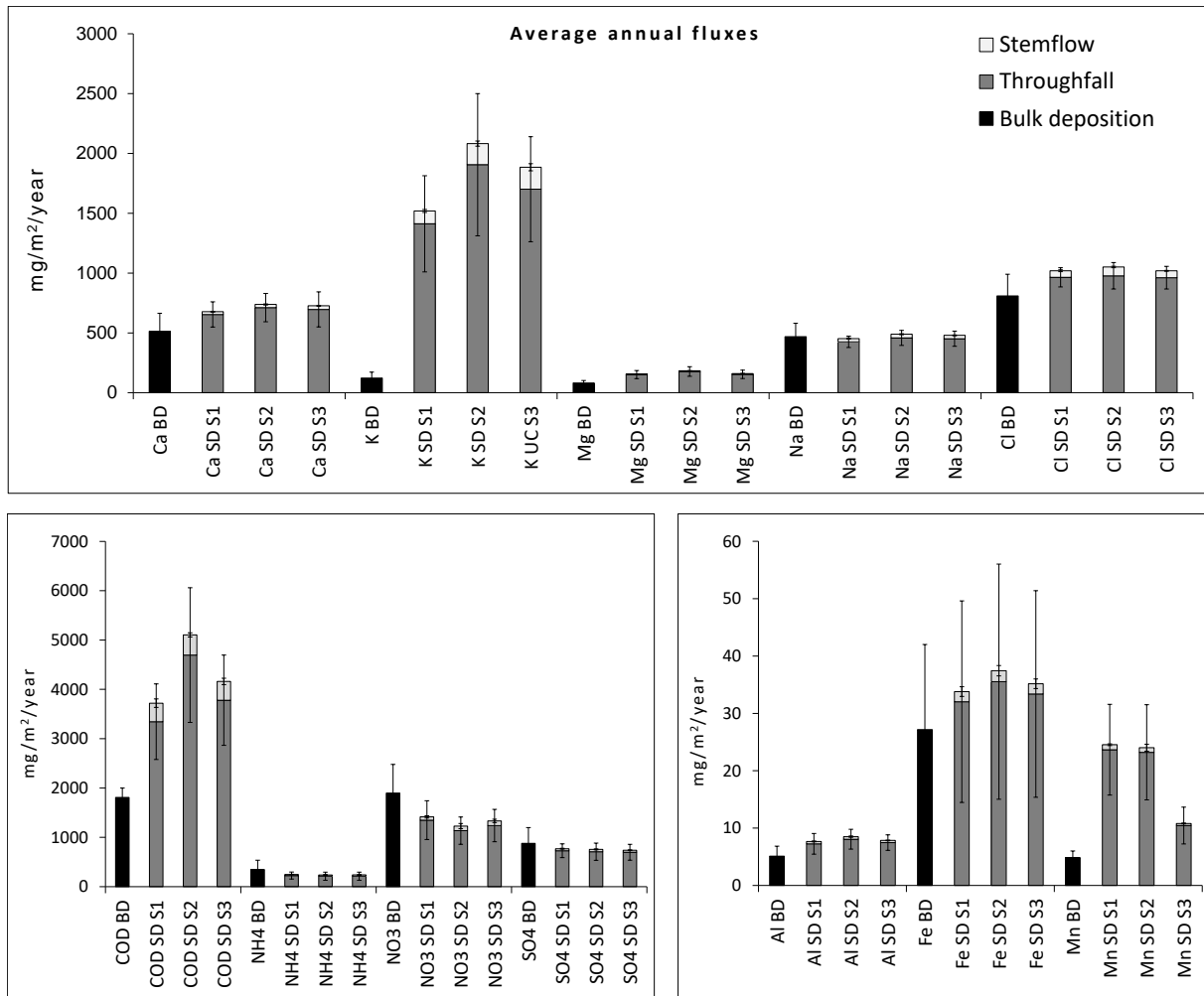


Figure 77 – Flux annuels (moyenne sur la période 2012 - 2015) de Ca, K, Mg, Na, Cl, COD, NH_4 , NO_3 , SO_4 , Al, Fe et Mn hors couvert (BD) et sous couvert (SD: pluviollessivats TF + écoulements de tronc SF), exprimés en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{période}^{-1}$ dans les trois stations de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).

b) Application du modèle de l'effet de la canopée (CBM)

Les rapports entre les flux hors couvert et sous couvert de Na, le traceur utilisé pour le modèle CBM (*Canopy Budget Model* ; décrit dans la partie 2.3.3.1 de ce manuscrit), sont présentés sur la Figure 78.

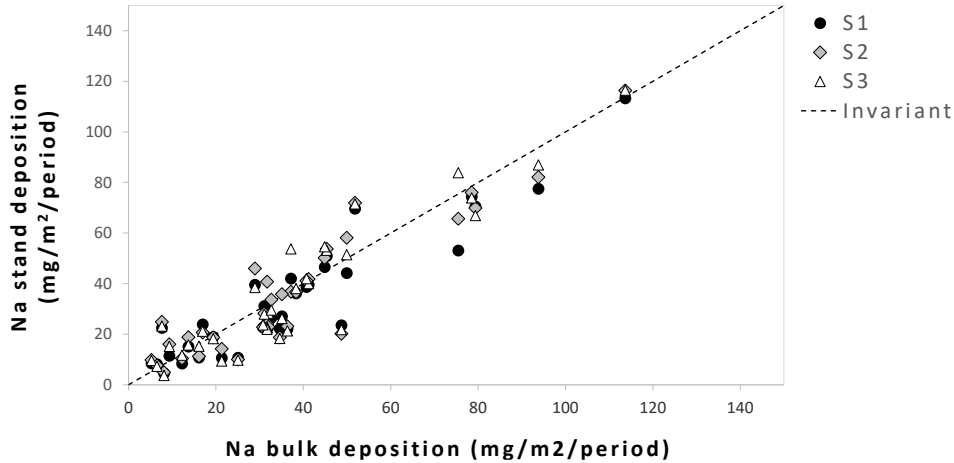


Figure 78 – Relation entre les flux mensuels des apports atmosphériques en solution (*bulk deposition*) de Na et les flux mensuels des apports au sol (*stand deposition*) de Na dans les trois stations du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Selon le modèle CBM, l'augmentation des flux par effet canopée à Montiers serait principalement attribuable au phénomène de récréation, représentant > 73 % du pluviollessivat net (NTF) pour Ca, > 79 % du NTF pour Mg et > 98 % du NTF pour K (Tableau 14). La contribution du lessivage des dépôts secs (DS) serait donc négligeable pour K et faible pour Ca et Mg. Le modèle CBM indique un dépôt sec de K, Mg et Ca plus faible dans la station S1 que dans S2 et S3 ($DS_{S3} \geq DS_{S2} > DS_{S1}$) et un échange de la canopée plus important dans S2 que dans S1 et S3.

Tableau 14 – Flux annuels de Ca, K et Mg mesurés pour les dépôts humides BD et les apports au sol SD (pluviollessivats + écoulements de tronc) et estimés par le modèle CBM pour les dépôts secs et l'échange de la canopée (récréation).

		Ca	K	Mg
		<i>kg.ha⁻¹.an⁻¹</i>		
Dépôt humide (BD)		5.9	1.4	1.1
Dépôt sec (CBM)	S1	0.3	0.07	0.04
	S2	0.6	0.18	0.11
	S3	0.7	0.18	0.13
Récréation (CBM)	S1	1.9	12	0.62
	S2	2.4	18	0.77
	S3	2.1	15	0.51
Apport au sol (SD)	S1	8.1	14	1.8
	S2	8.9	20	2.0
	S3	8.7	17	1.7

c) Contribution des écoulements de tronc aux flux sous couvert

La contribution des écoulements de tronc (SF) aux flux des éléments sous couvert (SD) est plus ou moins importante selon les éléments considérés : le rapport SF/SD varie entre $< 4\%$ pour Mg, Ca et Mn, et $\geq 10\%$ pour Si et NH_4 .

Les contributions des écoulements de tronc aux flux annuels (2012-2015) sous couvert des éléments étudiés sont présentées sur les graphiques de la Figure 79.

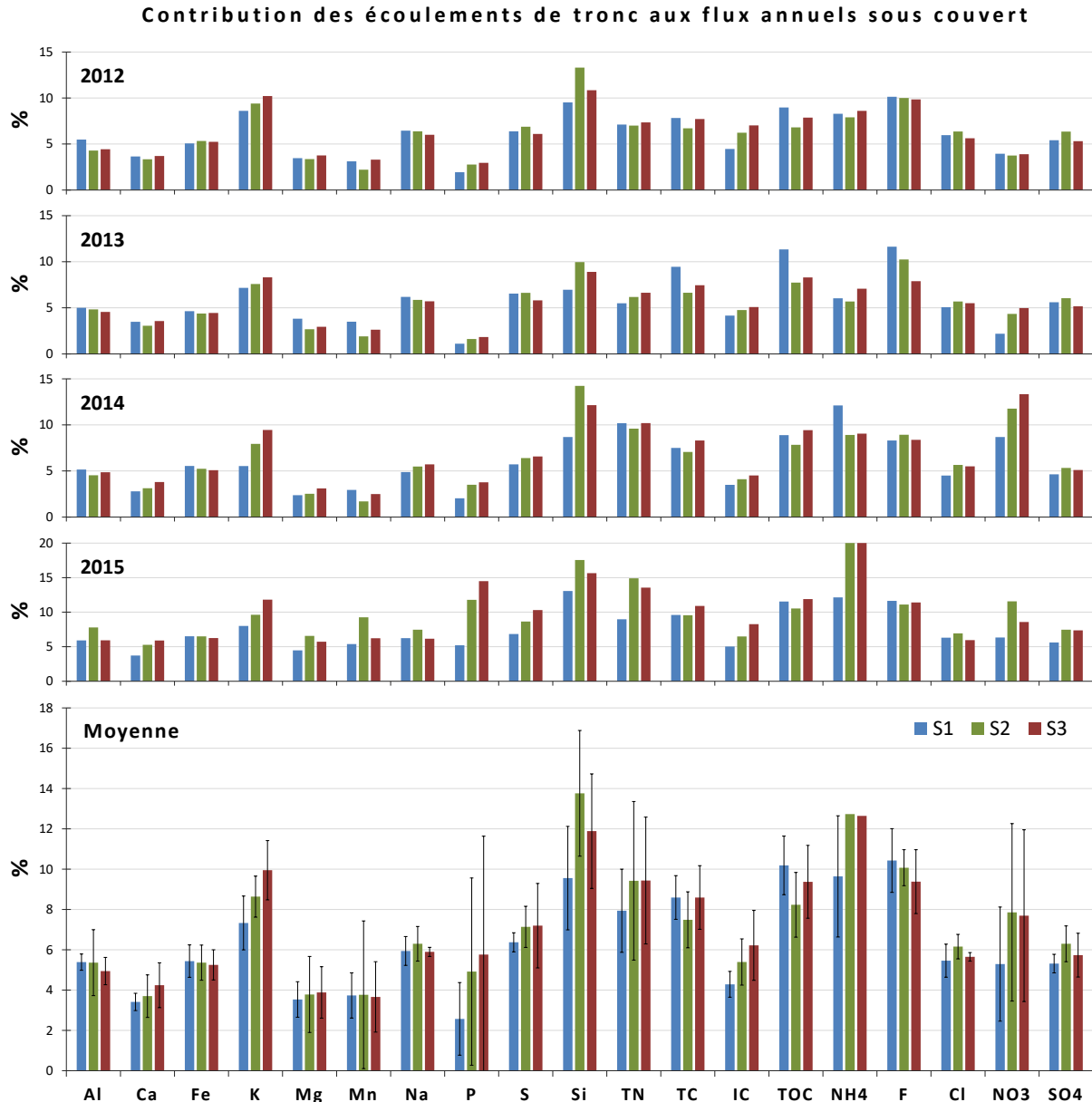


Figure 79 – Contribution (en %) des écoulements de tronc aux flux annuels des éléments sous couvert (pluiolessivat + écoulement de tronc) en 2012, 2013, 2014, 2015 et moyennée sur la période 2012-2015, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).

5.1.2.3. Bilan des flux des éléments hors sol

Le bilan des principaux flux des éléments mesurés hors sol dans les trois stations de Montiers en 2012, 2013, 2014 et 2015 est détaillé dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 15 – Bilan annuel (2012) des flux des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

2012		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH ₄	F	Cl	NO ₂	NO ₃	SO ₄	PO ₄	H ⁺
		<i>kg.ha⁻¹.an⁻¹</i>																					
Dépôt humide (BD)		0.047	6.6	0.38	1.5	0.97	0.05	5.31	0.18	4.3	0.14	14	28.7	9.3	19.5	5.6	0.09	9.2	0.3	24.1	12.2	0.7	1.21E-05
Echange de la canopée (EC)	S1	0.016 <i>0.000</i>	0.4 <i>1.3</i>	-0.05 <i>0.001</i>	10.8 <i>3.0</i>	0.61 <i>0.39</i>	0.25 <i>0.12</i>	-0.45 <i>0.27</i>	0.75 <i>0.41</i>	-1.05 <i>0.30</i>	0.84 <i>0.28</i>	-4.84 <i>0.99</i>	20.6 <i>7.1</i>	3.15 <i>2.15</i>	17.4 <i>5.1</i>	-2.28 <i>0.52</i>	-0.02 <i>0.01</i>	1.50 <i>0.79</i>	-0.21 <i>0.04</i>	-9.8 <i>2.0</i>	-4.00 <i>0.78</i>	1.02 <i>1.11</i>	-1.88E-06 <i>2.27E-06</i>
	S2	0.031 <i>0.015</i>	1.2 <i>1.2</i>	-0.041 <i>0.033</i>	16.3 <i>5.1</i>	0.79 <i>0.24</i>	0.21 <i>0.08</i>	0.16 <i>0.29</i>	1.10 <i>0.26</i>	-0.79 <i>0.42</i>	0.85 <i>0.37</i>	-5.46 <i>0.97</i>	36.8 <i>17.3</i>	2.24 <i>0.81</i>	34.5 <i>16.7</i>	-2.63 <i>0.57</i>	-0.02 <i>0.01</i>	1.89 <i>1.05</i>	-0.23 <i>0.04</i>	-12.3 <i>0.7</i>	-4.26 <i>0.74</i>	2.14 <i>1.23</i>	-3.28E-06 <i>1.61E-06</i>
	S3	0.023 <i>0.002</i>	1.0 <i>1.3</i>	-0.056 <i>0.010</i>	13.7 <i>1.9</i>	0.56 <i>0.21</i>	0.07 <i>0.02</i>	0.16 <i>0.46</i>	0.83 <i>0.44</i>	-0.85 <i>0.19</i>	0.58 <i>0.07</i>	-5.23 <i>0.64</i>	23.5 <i>3.0</i>	0.08 <i>1.02</i>	23.4 <i>2.9</i>	-2.42 <i>0.49</i>	-0.03 <i>0.00</i>	1.90 <i>0.87</i>	-0.16 <i>0.03</i>	-10.9 <i>0.8</i>	-4.06 <i>0.48</i>	0.96 <i>0.76</i>	-2.60E-06 <i>8.30E-07</i>
Pluiolessivats (TF)	S1	0.060 <i>0.000</i>	6.8 <i>1.3</i>	0.31 <i>0.002</i>	11.3 <i>3.0</i>	1.53 <i>0.39</i>	0.29 <i>0.12</i>	4.55 <i>0.30</i>	0.91 <i>0.41</i>	3.06 <i>0.31</i>	0.89 <i>0.29</i>	8.47 <i>1.06</i>	45.4 <i>7.0</i>	11.87 <i>2.11</i>	33.6 <i>4.9</i>	3.05 <i>0.54</i>	0.06 <i>0.01</i>	10.0 <i>0.8</i>	0.12 <i>0.05</i>	13.7 <i>2.0</i>	7.8 <i>0.8</i>	1.72 <i>1.11</i>	9.92E-06 <i>2.26E-06</i>
	S2	0.075 <i>0.015</i>	7.5 <i>1.2</i>	0.32 <i>0.03</i>	16.2 <i>5.0</i>	1.71 <i>0.24</i>	0.25 <i>0.08</i>	5.13 <i>0.27</i>	1.24 <i>0.26</i>	3.28 <i>0.41</i>	0.86 <i>0.36</i>	7.91 <i>0.94</i>	61.1 <i>17.2</i>	10.80 <i>0.83</i>	50.3 <i>16.6</i>	2.73 <i>0.56</i>	0.07 <i>0.01</i>	10.4 <i>1.0</i>	0.07 <i>0.04</i>	11.3 <i>0.8</i>	7.5 <i>0.7</i>	2.81 <i>1.23</i>	8.58E-06 <i>1.62E-06</i>
	S3	0.068 <i>0.002</i>	7.3 <i>1.3</i>	0.31 <i>0.01</i>	13.7 <i>1.8</i>	1.48 <i>0.21</i>	0.12 <i>0.02</i>	5.15 <i>0.46</i>	0.98 <i>0.44</i>	3.25 <i>0.19</i>	0.64 <i>0.07</i>	8.10 <i>0.67</i>	48.2 <i>3.1</i>	8.70 <i>1.00</i>	39.5 <i>3.0</i>	2.91 <i>0.51</i>	0.06 <i>0.00</i>	10.5 <i>0.9</i>	0.11 <i>0.03</i>	12.7 <i>0.8</i>	7.7 <i>0.5</i>	1.63 <i>0.76</i>	9.29E-06 <i>8.29E-07</i>
Ecoulements de tronc (SF)	S1	0.003 <i>0.0004</i>	0.3 <i>0.03</i>	0.017 <i>0.002</i>	1.1 <i>0.1</i>	0.05 <i>0.005</i>	0.009 <i>0.001</i>	0.31 <i>0.03</i>	0.018 <i>0.002</i>	0.21 <i>0.02</i>	0.09 <i>0.01</i>	0.65 <i>0.07</i>	3.9 <i>0.4</i>	0.55 <i>0.06</i>	3.3 <i>0.3</i>	0.28 <i>0.03</i>	0.01 <i>0.00</i>	0.64 <i>0.05</i>	0.016 <i>0.002</i>	0.56 <i>0.06</i>	0.45 <i>0.04</i>	0.016 <i>0.002</i>	2.74E-07 <i>2.57E-08</i>
	S2	0.003 <i>0.0002</i>	0.3 <i>0.02</i>	0.018 <i>0.001</i>	1.7 <i>0.1</i>	0.06 <i>0.004</i>	0.006 <i>0.000</i>	0.35 <i>0.02</i>	0.035 <i>0.002</i>	0.24 <i>0.01</i>	0.13 <i>0.01</i>	0.60 <i>0.03</i>	4.4 <i>0.3</i>	0.72 <i>0.04</i>	3.7 <i>0.2</i>	0.23 <i>0.01</i>	0.01 <i>0.00</i>	0.70 <i>0.05</i>	0.045 <i>0.003</i>	0.44 <i>0.03</i>	0.51 <i>0.03</i>	0.044 <i>0.002</i>	2.16E-07 <i>1.33E-08</i>
	S3	0.003 <i>0.0001</i>	0.3 <i>0.01</i>	0.017 <i>0.001</i>	1.6 <i>0.1</i>	0.06 <i>0.003</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.33 <i>0.01</i>	0.030 <i>0.001</i>	0.21 <i>0.01</i>	0.08 <i>0.00</i>	0.64 <i>0.03</i>	4.0 <i>0.2</i>	0.66 <i>0.03</i>	3.4 <i>0.2</i>	0.27 <i>0.01</i>	0.01 <i>0.00</i>	0.62 <i>0.03</i>	0.069 <i>0.004</i>	0.51 <i>0.03</i>	0.43 <i>0.02</i>	0.040 <i>0.002</i>	1.82E-07 <i>7.94E-09</i>
Apport au sol (SD)	S1	0.064 <i>0.000</i>	7.1 <i>1.3</i>	0.33 <i>0.001</i>	12.3 <i>3.0</i>	1.58 <i>0.39</i>	0.30 <i>0.12</i>	4.87 <i>0.27</i>	0.93 <i>0.41</i>	3.27 <i>0.30</i>	0.98 <i>0.28</i>	9.12 <i>0.99</i>	49.3 <i>7.1</i>	12.42 <i>2.15</i>	36.9 <i>5.1</i>	3.33 <i>0.52</i>	0.07 <i>0.01</i>	10.7 <i>0.8</i>	0.14 <i>0.04</i>	14.3 <i>2.0</i>	8.2 <i>0.8</i>	1.74 <i>1.11</i>	1.02E-05 <i>2.27E-06</i>
	S2	0.078 <i>0.015</i>	7.8 <i>1.2</i>	0.34 <i>0.03</i>	17.9 <i>5.1</i>	1.77 <i>0.24</i>	0.26 <i>0.08</i>	5.48 <i>0.29</i>	1.28 <i>0.26</i>	3.52 <i>0.42</i>	0.99 <i>0.37</i>	8.51 <i>0.97</i>	65.5 <i>17.3</i>	11.52 <i>0.81</i>	54.0 <i>16.7</i>	2.97 <i>0.57</i>	0.07 <i>0.01</i>	11.1 <i>1.0</i>	0.12 <i>0.04</i>	11.8 <i>0.7</i>	8.0 <i>0.7</i>	2.85 <i>1.23</i>	8.79E-06 <i>1.61E-06</i>
	S3	0.071 <i>0.002</i>	7.6 <i>1.3</i>	0.32 <i>0.010</i>	15.2 <i>1.9</i>	1.54 <i>0.21</i>	0.13 <i>0.02</i>	5.48 <i>0.46</i>	1.01 <i>0.44</i>	3.46 <i>0.19</i>	0.72 <i>0.07</i>	8.74 <i>0.64</i>	52.2 <i>3.0</i>	9.36 <i>1.02</i>	42.9 <i>2.9</i>	3.18 <i>0.49</i>	0.06 <i>0.00</i>	11.1 <i>0.9</i>	0.18 <i>0.03</i>	13.2 <i>0.8</i>	8.2 <i>0.5</i>	1.67 <i>0.76</i>	9.48E-06 <i>8.30E-07</i>

Tableau 16 - Bilan annuel (2013) des flux des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

2013		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH ₄	F	Cl	NO ₂	NO ₃	SO ₄	PO ₄	H ⁺
		<i>kg.ha⁻¹.an⁻¹</i>																					
Dépôt humide (BD)		0.07	6.1	0.41	1.7	1.0	0.06	5.9	0.14	3.7	0.22	12.6	26.6	9.4	17.3	4.5	0.06	10.1	0.2	23.9	10.6	0.03	3.86E-05
Echange de la canopée (EC)	S1	0.030	0.89	0.21	15.5	0.74	0.22	-1.06	1.84	0.04	1.69	-3.01	32.9	6.3	26.6	-1.69	-0.003	0.24	0.001	-5.13	-1.29	5.0	1.18E-07
		<i>0.012</i>	<i>1.00</i>	<i>0.04</i>	<i>3.3</i>	<i>0.32</i>	<i>0.04</i>	<i>0.13</i>	<i>0.76</i>	<i>0.26</i>	<i>0.51</i>	<i>0.71</i>	<i>7.1</i>	<i>2.2</i>	<i>4.9</i>	<i>0.41</i>	<i>0.005</i>	<i>0.78</i>	<i>0.08</i>	<i>1.48</i>	<i>0.59</i>	<i>2.1</i>	<i>6.24E-06</i>
	S2	0.033	1.92	0.29	23.0	1.21	0.23	-0.71	2.55	0.46	1.87	-3.08	50.7	8.3	38.1	-1.52	0.005	0.13	0.07	-8.93	-0.79	6.4	-1.92E-05
		<i>0.019</i>	<i>1.10</i>	<i>0.08</i>	<i>7.1</i>	<i>0.37</i>	<i>0.11</i>	<i>0.38</i>	<i>0.68</i>	<i>0.58</i>	<i>0.57</i>	<i>0.94</i>	<i>21.5</i>	<i>1.6</i>	<i>12.9</i>	<i>0.52</i>	<i>0.010</i>	<i>0.95</i>	<i>0.06</i>	<i>0.30</i>	<i>1.25</i>	<i>2.0</i>	<i>2.07E-06</i>
	S3	0.027	2.31	0.24	20.0	1.02	0.07	-0.80	1.60	0.30	1.36	-3.06	34.9	6.9	28.0	-1.54	0.002	-0.26	0.05	-7.19	-1.17	4.0	-1.98E-05
		<i>0.007</i>	<i>1.93</i>	<i>0.01</i>	<i>1.4</i>	<i>0.31</i>	<i>0.02</i>	<i>0.33</i>	<i>0.52</i>	<i>0.23</i>	<i>0.20</i>	<i>0.56</i>	<i>2.5</i>	<i>1.6</i>	<i>2.1</i>	<i>0.39</i>	<i>0.014</i>	<i>0.75</i>	<i>0.09</i>	<i>1.39</i>	<i>0.46</i>	<i>1.4</i>	<i>3.90E-06</i>
Pluiolessivats (TF)	S1	0.098	6.8	0.59	15.9	1.68	0.28	4.56	1.95	3.45	1.78	9.1	53.9	15.0	38.9	2.62	0.054	9.8	0.15	18.4	8.8	5.0	3.82E-05
		<i>0.011</i>	<i>1.0</i>	<i>0.04</i>	<i>3.3</i>	<i>0.32</i>	<i>0.04</i>	<i>0.15</i>	<i>0.76</i>	<i>0.28</i>	<i>0.52</i>	<i>0.8</i>	<i>6.8</i>	<i>2.2</i>	<i>4.6</i>	<i>0.42</i>	<i>0.006</i>	<i>0.8</i>	<i>0.08</i>	<i>1.5</i>	<i>0.6</i>	<i>2.1</i>	<i>6.23E-06</i>
	S2	0.101	7.8	0.67	22.7	2.16	0.28	4.91	2.65	3.84	1.88	9.0	72.2	16.8	51.1	2.79	0.062	9.6	0.23	14.3	9.2	6.4	1.92E-05
		<i>0.019</i>	<i>1.1</i>	<i>0.08</i>	<i>7.0</i>	<i>0.37</i>	<i>0.11</i>	<i>0.36</i>	<i>0.68</i>	<i>0.57</i>	<i>0.56</i>	<i>0.9</i>	<i>21.4</i>	<i>1.6</i>	<i>12.8</i>	<i>0.51</i>	<i>0.010</i>	<i>0.9</i>	<i>0.05</i>	<i>0.3</i>	<i>1.2</i>	<i>1.9</i>	<i>2.09E-06</i>
	S3	0.096	8.2	0.62	19.9	1.96	0.13	4.83	1.71	3.73	1.44	8.9	56.9	15.4	41.6	2.73	0.061	9.3	0.20	15.9	8.9	4.0	1.86E-05
		<i>0.007</i>	<i>1.9</i>	<i>0.01</i>	<i>1.3</i>	<i>0.30</i>	<i>0.02</i>	<i>0.32</i>	<i>0.52</i>	<i>0.22</i>	<i>0.19</i>	<i>0.6</i>	<i>2.5</i>	<i>1.5</i>	<i>2.2</i>	<i>0.40</i>	<i>0.014</i>	<i>0.7</i>	<i>0.09</i>	<i>1.4</i>	<i>0.4</i>	<i>1.4</i>	<i>3.90E-06</i>
Écoulements de tronc (SF)	S1	0.005	0.25	0.029	1.23	0.067	0.010	0.30	0.022	0.24	0.13	0.53	5.6	0.65	4.98	0.17	0.007	0.52	0.05	0.41	0.52	0.02	4.79E-07
		<i>0.001</i>	<i>0.03</i>	<i>0.003</i>	<i>0.13</i>	<i>0.007</i>	<i>0.001</i>	<i>0.03</i>	<i>0.002</i>	<i>0.03</i>	<i>0.01</i>	<i>0.06</i>	<i>0.6</i>	<i>0.07</i>	<i>0.53</i>	<i>0.02</i>	<i>0.001</i>	<i>0.05</i>	<i>0.01</i>	<i>0.04</i>	<i>0.05</i>	<i>0.00</i>	<i>4.56E-08</i>
	S2	0.005	0.25	0.031	1.87	0.059	0.005	0.31	0.043	0.27	0.21	0.59	5.1	0.84	4.29	0.17	0.007	0.58	0.04	0.65	0.59	0.06	2.59E-07
		<i>0.0003</i>	<i>0.01</i>	<i>0.002</i>	<i>0.11</i>	<i>0.003</i>	<i>0.000</i>	<i>0.02</i>	<i>0.002</i>	<i>0.02</i>	<i>0.01</i>	<i>0.03</i>	<i>0.3</i>	<i>0.05</i>	<i>0.25</i>	<i>0.01</i>	<i>0.000</i>	<i>0.04</i>	<i>0.00</i>	<i>0.04</i>	<i>0.03</i>	<i>0.00</i>	<i>1.59E-08</i>
	S3	0.005	0.30	0.029	1.80	0.060	0.004	0.29	0.032	0.23	0.14	0.64	4.6	0.83	3.76	0.21	0.005	0.54	0.05	0.83	0.49	0.03	2.19E-07
		<i>0.0002</i>	<i>0.01</i>	<i>0.001</i>	<i>0.09</i>	<i>0.003</i>	<i>0.000</i>	<i>0.01</i>	<i>0.002</i>	<i>0.01</i>	<i>0.01</i>	<i>0.03</i>	<i>0.2</i>	<i>0.04</i>	<i>0.18</i>	<i>0.01</i>	<i>0.000</i>	<i>0.02</i>	<i>0.00</i>	<i>0.04</i>	<i>0.02</i>	<i>0.00</i>	<i>9.51E-09</i>
Apport au sol (SD)	S1	0.103	7.0	0.62	17.1	1.74	0.29	4.86	1.97	3.70	1.91	9.6	59.6	15.7	43.9	2.78	0.062	10.3	0.20	18.8	9.3	5.1	3.87E-05
		<i>0.012</i>	<i>1.0</i>	<i>0.04</i>	<i>3.3</i>	<i>0.32</i>	<i>0.04</i>	<i>0.13</i>	<i>0.76</i>	<i>0.26</i>	<i>0.51</i>	<i>0.7</i>	<i>7.1</i>	<i>2.2</i>	<i>4.9</i>	<i>0.41</i>	<i>0.005</i>	<i>0.8</i>	<i>0.08</i>	<i>1.5</i>	<i>0.6</i>	<i>2.1</i>	<i>6.24E-06</i>
	S2	0.106	8.1	0.70	24.6	2.22	0.29	5.21	2.69	4.12	2.09	9.5	77.3	17.7	55.4	2.96	0.069	10.2	0.27	15.0	9.8	6.4	1.94E-05
		<i>0.019</i>	<i>1.1</i>	<i>0.08</i>	<i>7.1</i>	<i>0.37</i>	<i>0.11</i>	<i>0.38</i>	<i>0.68</i>	<i>0.58</i>	<i>0.57</i>	<i>0.9</i>	<i>21.5</i>	<i>1.6</i>	<i>12.9</i>	<i>0.52</i>	<i>0.010</i>	<i>1.0</i>	<i>0.06</i>	<i>0.3</i>	<i>1.3</i>	<i>2.0</i>	<i>2.07E-06</i>
	S3	0.101	8.5	0.65	21.7	2.02	0.14	5.12	1.74	3.96	1.58	9.6	61.5	16.2	45.3	2.94	0.067	9.8	0.25	16.7	9.4	4.0	1.88E-05
		<i>0.007</i>	<i>1.9</i>	<i>0.01</i>	<i>1.4</i>	<i>0.31</i>	<i>0.02</i>	<i>0.33</i>	<i>0.52</i>	<i>0.23</i>	<i>0.20</i>	<i>0.6</i>	<i>2.5</i>	<i>1.6</i>	<i>2.1</i>	<i>0.39</i>	<i>0.014</i>	<i>0.8</i>	<i>0.09</i>	<i>1.4</i>	<i>0.5</i>	<i>1.4</i>	<i>3.90E-06</i>

Tableau 17 - Bilan annuel (2014) des flux des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique.
S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

2014		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH ₄	F	Cl	NO ₂	NO ₃	SO ₄	PO ₄	H ⁺
		<i>kg.ha⁻¹.an⁻¹</i>																					
Dépôt humide (BD)		0.053	4.3	0.09	1.14	0.71	0.04	4.0	0.17	2.4	0.22	7.1	23.7	7.9	15.8	2.14	0.04	6.9	0.18	14.0	7.1	0.08	2.33E-05
Echange de la canopée (EC)	S1	0.017 <i>0.004</i>	2.86 <i>1.07</i>	0.05 <i>0.02</i>	18.6 <i>1.8</i>	1.04 <i>0.23</i>	0.19 <i>0.01</i>	0.49 <i>0.37</i>	2.03 <i>0.04</i>	0.75 <i>0.15</i>	1.34 <i>0.33</i>	-0.58 <i>0.31</i>	32.7 <i>7.8</i>	6.7 <i>1.5</i>	26.0 <i>6.3</i>	-0.06 <i>0.29</i>	0.009 <i>0.002</i>	3.58 <i>0.57</i>	-0.02 <i>0.01</i>	-4.8 <i>1.0</i>	0.55 <i>0.15</i>	4.9 <i>0.2</i>	-1.24E-05 <i>1.68E-06</i>
	S2	0.028 <i>0.012</i>	3.06 <i>1.02</i>	0.07 <i>0.04</i>	24.0 <i>4.9</i>	1.29 <i>0.12</i>	0.19 <i>0.07</i>	0.70 <i>0.55</i>	2.34 <i>0.53</i>	0.85 <i>0.34</i>	1.41 <i>0.39</i>	-0.09 <i>1.06</i>	50.5 <i>11.0</i>	7.6 <i>0.7</i>	42.9 <i>10.5</i>	-0.04 <i>0.19</i>	0.009 <i>0.006</i>	3.81 <i>1.42</i>	0.03 <i>0.13</i>	-5.8 <i>0.8</i>	0.11 <i>0.57</i>	5.8 <i>1.5</i>	-1.52E-05 <i>1.11E-06</i>
	S3	0.021 <i>0.003</i>	2.69 <i>1.08</i>	0.07 <i>0.01</i>	22.7 <i>3.5</i>	0.90 <i>0.16</i>	0.06 <i>0.01</i>	0.52 <i>0.39</i>	1.83 <i>0.05</i>	0.58 <i>0.06</i>	1.23 <i>0.13</i>	-0.29 <i>0.41</i>	41.3 <i>8.8</i>	7.0 <i>0.7</i>	34.3 <i>8.2</i>	-0.20 <i>0.08</i>	0.004 <i>0.004</i>	3.33 <i>0.94</i>	-0.03 <i>0.03</i>	-5.3 <i>0.5</i>	-0.34 <i>0.07</i>	4.2 <i>0.3</i>	-1.59E-05 <i>8.44E-07</i>
Pluiolessivats (TF)	S1	0.067 <i>0.003</i>	6.94 <i>1.07</i>	0.13 <i>0.02</i>	18.6 <i>1.9</i>	1.71 <i>0.23</i>	0.22 <i>0.01</i>	4.28 <i>0.39</i>	2.16 <i>0.05</i>	2.93 <i>0.16</i>	1.42 <i>0.33</i>	5.9 <i>0.4</i>	52.2 <i>7.6</i>	14.0 <i>1.5</i>	38.1 <i>6.1</i>	1.83 <i>0.31</i>	0.045 <i>0.002</i>	10.0 <i>0.6</i>	0.14 <i>0.01</i>	8.3 <i>1.0</i>	7.3 <i>0.2</i>	4.9 <i>0.2</i>	1.07E-05 <i>1.67E-06</i>
	S2	0.077 <i>0.012</i>	7.11 <i>1.03</i>	0.16 <i>0.04</i>	23.2 <i>4.8</i>	1.95 <i>0.12</i>	0.22 <i>0.07</i>	4.45 <i>0.54</i>	2.43 <i>0.52</i>	3.01 <i>0.32</i>	1.39 <i>0.37</i>	6.3 <i>1.0</i>	68.9 <i>10.7</i>	14.8 <i>0.6</i>	54.1 <i>10.3</i>	1.91 <i>0.18</i>	0.045 <i>0.006</i>	10.1 <i>1.4</i>	0.17 <i>0.13</i>	7.2 <i>0.8</i>	6.8 <i>0.5</i>	5.7 <i>1.4</i>	8.02E-06 <i>1.12E-06</i>
	S3	0.070 <i>0.004</i>	6.71 <i>1.07</i>	0.16 <i>0.01</i>	21.6 <i>3.6</i>	1.56 <i>0.16</i>	0.10 <i>0.01</i>	4.27 <i>0.39</i>	1.93 <i>0.05</i>	2.75 <i>0.06</i>	1.27 <i>0.12</i>	6.1 <i>0.4</i>	59.6 <i>8.9</i>	14.2 <i>0.7</i>	45.4 <i>8.3</i>	1.76 <i>0.08</i>	0.041 <i>0.004</i>	9.7 <i>0.9</i>	0.11 <i>0.03</i>	7.5 <i>0.5</i>	6.4 <i>0.1</i>	4.1 <i>0.3</i>	7.37E-06 <i>8.50E-07</i>
Écoulements de tronc (SF)	S1	0.004 <i>0.0004</i>	0.20 <i>0.02</i>	0.008 <i>0.001</i>	1.09 <i>0.12</i>	0.04 <i>0.00</i>	0.007 <i>0.001</i>	0.22 <i>0.02</i>	0.04 <i>0.005</i>	0.18 <i>0.02</i>	0.14 <i>0.01</i>	0.67 <i>0.07</i>	4.2 <i>0.4</i>	0.51 <i>0.05</i>	3.72 <i>0.39</i>	0.25 <i>0.03</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.47 <i>0.05</i>	0.021 <i>0.002</i>	0.79 <i>0.08</i>	0.36 <i>0.04</i>	0.08 <i>0.01</i>	1.86E-07 <i>3.04E-08</i>
	S2	0.004 <i>0.0002</i>	0.23 <i>0.01</i>	0.009 <i>0.001</i>	2.00 <i>0.12</i>	0.05 <i>0.00</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.26 <i>0.02</i>	0.09 <i>0.01</i>	0.21 <i>0.01</i>	0.23 <i>0.01</i>	0.67 <i>0.04</i>	5.2 <i>0.3</i>	0.64 <i>0.04</i>	4.60 <i>0.29</i>	0.19 <i>0.01</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.60 <i>0.03</i>	0.031 <i>0.002</i>	0.96 <i>0.06</i>	0.39 <i>0.02</i>	0.18 <i>0.01</i>	7.56E-08 <i>1.01E-08</i>
	S3	0.004 <i>0.0001</i>	0.26 <i>0.01</i>	0.008 <i>0.000</i>	2.25 <i>0.09</i>	0.05 <i>0.00</i>	0.003 <i>0.000</i>	0.26 <i>0.01</i>	0.08 <i>0.003</i>	0.19 <i>0.01</i>	0.18 <i>0.01</i>	0.70 <i>0.03</i>	5.4 <i>0.2</i>	0.67 <i>0.03</i>	4.73 <i>0.19</i>	0.18 <i>0.01</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.56 <i>0.03</i>	0.032 <i>0.001</i>	1.16 <i>0.05</i>	0.35 <i>0.01</i>	0.15 <i>0.01</i>	5.30E-08 <i>5.62E-09</i>
Apport au sol (SD)	S1	0.070 <i>0.004</i>	7.14 <i>1.07</i>	0.14 <i>0.02</i>	19.7 <i>1.8</i>	1.76 <i>0.23</i>	0.23 <i>0.01</i>	4.50 <i>0.37</i>	2.20 <i>0.04</i>	3.11 <i>0.15</i>	1.56 <i>0.33</i>	6.5 <i>0.3</i>	56.4 <i>7.8</i>	14.5 <i>1.5</i>	41.9 <i>6.3</i>	2.08 <i>0.29</i>	0.049 <i>0.002</i>	10.5 <i>0.6</i>	0.16 <i>0.01</i>	9.1 <i>1.0</i>	7.7 <i>0.1</i>	5.0 <i>0.2</i>	1.08E-05 <i>1.68E-06</i>
	S2	0.081 <i>0.012</i>	7.34 <i>1.02</i>	0.16 <i>0.04</i>	25.2 <i>4.9</i>	2.00 <i>0.12</i>	0.23 <i>0.07</i>	4.71 <i>0.55</i>	2.52 <i>0.53</i>	3.22 <i>0.34</i>	1.62 <i>0.39</i>	7.0 <i>1.1</i>	74.2 <i>11.0</i>	15.5 <i>0.7</i>	58.7 <i>10.5</i>	2.10 <i>0.19</i>	0.049 <i>0.006</i>	10.7 <i>1.4</i>	0.20 <i>0.13</i>	8.2 <i>0.8</i>	7.2 <i>0.6</i>	5.9 <i>1.5</i>	8.10E-06 <i>1.11E-06</i>
	S3	0.074 <i>0.003</i>	6.97 <i>1.08</i>	0.17 <i>0.01</i>	23.8 <i>3.5</i>	1.61 <i>0.16</i>	0.10 <i>0.01</i>	4.53 <i>0.39</i>	2.00 <i>0.05</i>	2.94 <i>0.06</i>	1.45 <i>0.13</i>	6.8 <i>0.4</i>	65.0 <i>8.8</i>	14.8 <i>0.7</i>	50.2 <i>8.2</i>	1.94 <i>0.08</i>	0.044 <i>0.004</i>	10.2 <i>0.9</i>	0.14 <i>0.03</i>	8.7 <i>0.5</i>	6.8 <i>0.1</i>	4.3 <i>0.3</i>	7.42E-06 <i>8.44E-07</i>

Tableau 18 - Bilan annuel (2015) des flux des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique.
S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.

2015		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH ₄	F	Cl	NO ₂	NO ₃	SO ₄	PO ₄	H ⁺
		<i>kg.ha⁻¹.an⁻¹</i>																					
Dépôt humide (BD)		0.031	3.5	0.21	0.56	0.60	0.04	3.5	0.08	1.86	0.39	4.7	29.0	9.2	19.8	1.60	0.02	6.2	0.20	13.9	5.2	0.09	4.96E-05
Echange de la canopée (EC)	S1	0.039 <i>0.018</i>	2.35 <i>0.63</i>	0.06 <i>0.01</i>	11.1 <i>0.7</i>	0.59 <i>0.12</i>	0.13 <i>0.03</i>	0.35 <i>0.34</i>	1.04 <i>0.29</i>	0.45 <i>0.12</i>	0.35 <i>0.03</i>	1.67 <i>0.35</i>	8.3 <i>1.7</i>	2.02 <i>0.37</i>	6.3 <i>1.4</i>	0.11 <i>0.08</i>	0.04 <i>0.01</i>	3.11 <i>0.48</i>	0.54 <i>0.20</i>	0.56 <i>1.39</i>	0.43 <i>0.21</i>	2.50 <i>1.05</i>	-3.48E-05 <i>4.02E-06</i>
	S2	0.044 <i>0.007</i>	2.82 <i>1.05</i>	0.09 <i>0.02</i>	15.1 <i>1.6</i>	0.75 <i>0.09</i>	0.15 <i>0.06</i>	0.64 <i>0.54</i>	1.24 <i>0.23</i>	0.58 <i>0.29</i>	0.53 <i>0.16</i>	1.78 <i>0.57</i>	18.7 <i>6.0</i>	2.42 <i>0.75</i>	16.2 <i>6.1</i>	-0.16 <i>0.18</i>	0.05 <i>0.03</i>	3.48 <i>1.23</i>	0.35 <i>0.20</i>	0.28 <i>0.57</i>	0.10 <i>0.52</i>	2.60 <i>0.40</i>	-3.78E-05 <i>1.71E-06</i>
	S3	0.038 <i>0.003</i>	2.54 <i>0.63</i>	0.06 <i>0.01</i>	14.1 <i>1.6</i>	0.61 <i>0.08</i>	0.03 <i>0.00</i>	0.55 <i>0.39</i>	0.96 <i>0.22</i>	0.47 <i>0.10</i>	0.33 <i>0.05</i>	1.40 <i>0.19</i>	9.6 <i>2.2</i>	1.36 <i>0.96</i>	8.2 <i>2.6</i>	-0.14 <i>0.25</i>	0.04 <i>0.01</i>	3.43 <i>1.03</i>	0.54 <i>0.19</i>	0.83 <i>0.93</i>	0.04 <i>0.25</i>	1.84 <i>0.53</i>	-4.12E-05 <i>1.16E-06</i>
Pluiolessivats (TF)	S1	0.066 <i>0.018</i>	5.62 <i>0.64</i>	0.24 <i>0.01</i>	10.7 <i>0.6</i>	1.14 <i>0.12</i>	0.15 <i>0.03</i>	3.63 <i>0.36</i>	1.06 <i>0.29</i>	2.15 <i>0.13</i>	0.64 <i>0.03</i>	5.82 <i>0.38</i>	33.7 <i>1.6</i>	10.6 <i>0.3</i>	23.1 <i>1.4</i>	1.50 <i>0.08</i>	0.05 <i>0.01</i>	8.8 <i>0.5</i>	0.67 <i>0.21</i>	13.5 <i>1.5</i>	5.28 <i>0.22</i>	2.46 <i>1.04</i>	1.45E-05 <i>4.00E-06</i>
	S2	0.069 <i>0.007</i>	5.98 <i>1.05</i>	0.27 <i>0.02</i>	14.1 <i>1.5</i>	1.26 <i>0.09</i>	0.17 <i>0.06</i>	3.86 <i>0.52</i>	1.17 <i>0.22</i>	2.23 <i>0.28</i>	0.76 <i>0.15</i>	5.54 <i>0.51</i>	43.1 <i>5.8</i>	10.8 <i>0.8</i>	32.3 <i>6.0</i>	1.03 <i>0.16</i>	0.06 <i>0.03</i>	9.1 <i>1.2</i>	0.50 <i>0.20</i>	12.5 <i>0.5</i>	4.88 <i>0.50</i>	2.27 <i>0.37</i>	1.17E-05 <i>1.72E-06</i>
	S3	0.065 <i>0.003</i>	5.67 <i>0.62</i>	0.25 <i>0.01</i>	12.9 <i>1.6</i>	1.14 <i>0.08</i>	0.06 <i>0.00</i>	3.82 <i>0.40</i>	0.88 <i>0.22</i>	2.09 <i>0.10</i>	0.61 <i>0.05</i>	5.30 <i>0.22</i>	34.4 <i>2.3</i>	9.7 <i>0.9</i>	24.7 <i>2.7</i>	1.08 <i>0.25</i>	0.05 <i>0.01</i>	9.1 <i>1.0</i>	0.58 <i>0.20</i>	13.4 <i>1.0</i>	4.82 <i>0.24</i>	1.63 <i>0.52</i>	8.23E-06 <i>1.17E-06</i>
Écoulements de tronc (SF)	S1	0.004 <i>0.0004</i>	0.22 <i>0.02</i>	0.017 <i>0.002</i>	0.93 <i>0.08</i>	0.053 <i>0.005</i>	0.009 <i>0.001</i>	0.24 <i>0.02</i>	0.06 <i>0.00</i>	0.16 <i>0.01</i>	0.10 <i>0.01</i>	0.57 <i>0.05</i>	3.58 <i>0.32</i>	0.56 <i>0.05</i>	3.02 <i>0.26</i>	0.21 <i>0.02</i>	0.006 <i>0.001</i>	0.59 <i>0.05</i>	0.07 <i>0.01</i>	0.91 <i>0.08</i>	0.31 <i>0.03</i>	0.14 <i>0.01</i>	3.36E-07 <i>3.33E-08</i>
	S2	0.006 <i>0.0004</i>	0.33 <i>0.02</i>	0.019 <i>0.001</i>	1.50 <i>0.10</i>	0.089 <i>0.006</i>	0.017 <i>0.001</i>	0.31 <i>0.02</i>	0.16 <i>0.01</i>	0.21 <i>0.01</i>	0.16 <i>0.01</i>	0.97 <i>0.07</i>	4.55 <i>0.30</i>	0.75 <i>0.05</i>	3.80 <i>0.25</i>	0.41 <i>0.03</i>	0.007 <i>0.000</i>	0.67 <i>0.04</i>	0.05 <i>0.00</i>	1.64 <i>0.11</i>	0.39 <i>0.03</i>	0.43 <i>0.03</i>	2.17E-07 <i>1.59E-08</i>
	S3	0.004 <i>0.0001</i>	0.36 <i>0.01</i>	0.017 <i>0.001</i>	1.73 <i>0.06</i>	0.069 <i>0.003</i>	0.004 <i>0.000</i>	0.25 <i>0.01</i>	0.15 <i>0.01</i>	0.24 <i>0.01</i>	0.11 <i>0.00</i>	0.83 <i>0.03</i>	4.21 <i>0.15</i>	0.87 <i>0.03</i>	3.34 <i>0.12</i>	0.38 <i>0.01</i>	0.006 <i>0.000</i>	0.58 <i>0.02</i>	0.16 <i>0.01</i>	1.26 <i>0.04</i>	0.38 <i>0.01</i>	0.30 <i>0.01</i>	1.83E-07 <i>8.31E-09</i>
Apport au sol (SD)	S1	0.070 <i>0.018</i>	5.84 <i>0.63</i>	0.26 <i>0.01</i>	11.6 <i>0.7</i>	1.19 <i>0.12</i>	0.16 <i>0.03</i>	3.87 <i>0.34</i>	1.12 <i>0.29</i>	2.31 <i>0.12</i>	0.74 <i>0.03</i>	6.40 <i>0.35</i>	37.3 <i>1.7</i>	11.2 <i>0.4</i>	26.1 <i>1.4</i>	1.71 <i>0.08</i>	0.05 <i>0.01</i>	9.4 <i>0.5</i>	0.74 <i>0.20</i>	14.4 <i>1.4</i>	5.59 <i>0.21</i>	2.60 <i>1.05</i>	1.49E-05 <i>4.02E-06</i>
	S2	0.075 <i>0.007</i>	6.31 <i>1.05</i>	0.29 <i>0.02</i>	15.6 <i>1.6</i>	1.35 <i>0.09</i>	0.19 <i>0.06</i>	4.17 <i>0.54</i>	1.32 <i>0.23</i>	2.44 <i>0.29</i>	0.92 <i>0.16</i>	6.51 <i>0.57</i>	47.7 <i>6.0</i>	11.6 <i>0.7</i>	36.1 <i>6.1</i>	1.44 <i>0.18</i>	0.07 <i>0.03</i>	9.7 <i>1.2</i>	0.55 <i>0.20</i>	14.2 <i>0.6</i>	5.27 <i>0.52</i>	2.69 <i>0.40</i>	1.19E-05 <i>1.71E-06</i>
	S3	0.069 <i>0.003</i>	6.03 <i>0.63</i>	0.27 <i>0.01</i>	14.6 <i>1.6</i>	1.21 <i>0.08</i>	0.07 <i>0.00</i>	4.07 <i>0.39</i>	1.04 <i>0.22</i>	2.32 <i>0.10</i>	0.72 <i>0.05</i>	6.13 <i>0.19</i>	38.6 <i>2.2</i>	10.5 <i>1.0</i>	28.1 <i>2.6</i>	1.46 <i>0.25</i>	0.05 <i>0.01</i>	9.7 <i>1.0</i>	0.74 <i>0.19</i>	14.7 <i>0.9</i>	5.21 <i>0.25</i>	1.93 <i>0.53</i>	8.41E-06 <i>1.16E-06</i>

5.2. Article II : Influence de la canopée sur les cycles biogéochimiques dans un écosystème forestier développé sur différents types de sols

Cet article reprend les résultats sur les flux des éléments au-dessus du sol exposés dans les sections précédentes du manuscrit et porte en particulier sur l'effet de la canopée sur les cycles biogéochimiques dans les trois stations expérimentales de Montiers sur la période janvier 2012 – décembre 2014. En plus des flux des éléments en solution, l'article II traite également le bilan à l'état solide des éléments au niveau de la feuille de l'arbre, avant et après la chute des litières. Ainsi les flux en solution sont comparés à l'évolution du compartiment solide pour établir le bilan annuel total des éléments dans la canopée du peuplement sur les trois sols de Montiers.

Influence of the canopy on biogeochemical cycling in a forest ecosystem developed on different soil types

Gil Kirchen^a, Paul-Olivier Redon^b, Marie-Pierre Turpault^{a,*}

^aUR 1138, INRA "Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers", Centre INRA de Nancy, 54280 Champenoux, France

^bAndra, R&D Division, Centre de Meuse/Haute-Marne, 55290 Bure, France

* Corresponding author. Tel.: +33 383394075

E-mail address: turpault@nancy.inra.fr (M.-P. Turpault)

Il est prévu que cet article sera soumis pour publication dans la revue BIOGEOCHEMISTRY.

Abstract

The forest canopy is a complex interface between the atmosphere, the biosphere and the lithosphere, exerting a strong influence on the biogeochemical cycling of elements in terrestrial ecosystems. At the canopy level elements are (i) intercepted from the atmosphere, (ii) assimilated and/or released, (iii) eventually transferred to the soil. In parallel, transfers of elements occur between the plant and the lithosphere as uptake from the soil solutions and restitution through litter recycling. By affecting the foliar composition of trees, soil properties may influence internal recycling processes. Our objectives were to (i) evaluate the impact of the canopy on aboveground water and element fluxes in a beech stand by assessing the canopy input-output budget, and (ii) investigate whether soil type may control or influence the canopy effect under equivalent climate and homogeneous stand conditions. The experimental site of Montiers corresponds to three plots of contrasting soils (Rendzic Leptosol, Eutric Cambisol and Dystric Cambisol) under an equivalent beech stand (same age, same management). Each plot was equipped with throughfall gutters and stemflow collars to sample the aboveground solutions on a monthly scale; bulk precipitation was collected atop a flux tower. Fallen leaves were collected in litter bags and fresh leaves were sampled from the trees. Foliar translocation fluxes were estimated via a coupled liquid – solid approach. Dry interception deposition in the canopy was not significant for dissolved elements. Most element fluxes were increased by the canopy effect through foliar leaching. The enrichment dynamics of K, P, Mg and Si followed the same pattern over the three years, highlighting periods of strong foliar exchange activity. Nitrogen was assimilated by the leaves. Soil influence on aboveground fluxes was limited apart from Mn foliar leaching fluxes, which increased with a decrease in soil pH. Translocation occurred between the leaves and surviving tissues in autumn.

Key words

Canopy effect / Dry deposition / Foliar leaching / Leaf translocation / Soil type / Beech

Highlights

- We evaluated the impact of the beech canopy on element fluxes on contrasting soils.
- There was no evidence of atmospheric dry deposition in the studied rural site.
- The foliar leaching dynamics of K, P, Mg and Si followed the same annual pattern.
- K, P and S were resorbed, while Ca and Mg were accreted during senescence.
- The soil type influenced Mn foliar leaching and Ca, Mn and K translocation.

Abbreviations

BD – Bulk deposition

DD – Dry interception deposition

TF – Throughfall

SF – Stemflow

SD – Stand deposition

f_e – enrichment factor

CE – Canopy exchange

CE_S – Canopy exchange during senescence

LB_S – Leaf budget during senescence

1. Introduction

Plants largely influence the biogeochemical cycles of elements in terrestrial ecosystems (Berner and Berner, 2012). Conceptual models for element cycling in forest ecosystems generally define three major components of the cycle (Ranger and Turpault, 1999): (i) the geochemical cycle, which encompasses inputs and outputs from the ecosystem, i.e., atmospheric deposition, the weathering of soil minerals, biomass exportation and soil water drainage, (ii) the biological cycle, which involves soil-plant relationships and (iii) the biochemical cycle, which consists of internal translocations within the vegetation. As forest ecosystems generally grow on chemically poor soils, the chemical fertility of these ecosystems relies largely on the internal recycling of mineral elements via root uptake, foliar leaching, translocation between tree components, litter fall and litter decomposition. In temperate forests, the recycling of nutrients from dead organic matter is the major direct source of soluble nutrients for plant uptake (Chapin, 1991). Hence, the long-term sustainability of most French forest ecosystems is strongly dependent on a well-balanced and undisturbed soil-tree system. However, the actual European dynamic of decreasing atmospheric deposition following restrictions on anthropogenic emissions (Verstraeten et al., 2012) and increasing demand for bio-energy leading to intensified forest practices (Bostedt et al., 2015) might disrupt the biological cycle and lead to nutrient depletion in poor soils over the long term (Wall, 2012). Under these circumstances, nutrient shortages may constrain plant productivity and eventually force plants to develop conservation strategies to limit these losses.

The forest canopy is a complex interface between the atmosphere, the biosphere and the lithosphere, where water and element fluxes are impacted. Many studies have shown that the chemistry of wet deposition may be considerably altered during its passage through forest canopies (Bredemeier, 1989; Eaisalou et al., 2013; Gandois et al., 2010; Lindberg et al., 1986; Lovett and Lindberg, 1984; Talkner et al., 2010; Van Stan and Pypker, 2015). The resulting stand deposition (SD) may be enriched or depleted in certain ions depending on the ion reactivity and the nature of the canopy. SD consists of atmospheric wet deposition that is (1) enriched with dry deposition previously scavenged by the canopy and (2) further depleted or enriched by canopy assimilation or leaching ('canopy exchange'). It is important to differentiate these two sources of enrichment because dry deposition represents an external input to the ecosystem, while foliar leaching is an internal transfer resulting in nutrient losses from the foliage pool (Duchesne et al., 2001). Generally, ions that are not considered as nutrients for tree growth (e.g., Na and Cl) are expected to behave conservatively in tree canopies; the situation is clearly different for major nutrients: an important part of the atmospheric inorganic N deposition may be retained within the canopy (Pelster et al., 2009), while Ca, Mg and K are generally enriched in SD through internal foliar leaching or from the washing off of dry deposition from the canopy. The contribution of foliar leaching has frequently been found to be very important for K in forested sites (Draaijers et al., 1997; Kopáček et al., 2009). It has been shown that exchange processes in the canopy depend on the physiology and ion status of the trees and on the ion permeability of the leaves (Talkner et al., 2010); they can result from passive diffusion between the water layer covering the leaves and the apoplast or from ion exchange at specific cuticular exchange sites (Draaijers et al., 1994). Higher foliar leaching of ions during the period of senescence has often been reported (André et al., 2008b; Cronan and Reiners, 1983). Nutrient resorption from leaves is also an important component of nutrient cycling dynamics (Duchesne et al., 2001; Helmisaari, 1992; Lal et al., 2001a;

Niinemets and Tamm, 2005; Parraga-Aguado et al., 2014; Vergutz et al., 2012). This process plays a primary role in nutrient conservation strategies for deciduous trees, as elements following this pathway are not lost through litter fall (Duchesne et al., 2001; Miller et al., 1979; Vergutz et al., 2012). The initial nutrient demands of emerging leaves may be met, to a large extent, by the pools of nutrients withdrawn earlier from senescing leaves (Lal et al., 2001b). Intensive field measurements are necessary to accurately quantify interactions taking place in the tree canopy.

Under equivalent climatic conditions and constant vegetation cover, the type of soil has a key role in biogeochemical cycling (Fichter et al., 1998). Indeed, by the nature of its physical, chemical, mineralogical and biological properties, the soil compartment has a strong influence on water and element cycling within the forest ecosystem. A priori, the impact of soils should be of major importance in belowground water and weathering fluxes. However, it is quite complicated to anticipate the influence of soil type on other fluxes and on the geochemical balance of the ecosystem. By affecting the foliar composition of trees, soil properties may influence the canopy exchange processes (Nordén, 1991). Several studies have linked foliar leaching, assimilation and/or translocation to soil nutrient availability. In three mixed deciduous forests, Nordén (1991) observed that K, Ca, Mg and NH_4 throughfall fluxes increased from poor to rich sites, while Mn throughfall fluxes decreased from poor to rich sites. Previous studies have shown that resorption may be important in nutrient-poor sites (Miller et al., 1979; Stachurski and Zimka, 1975; Vergutz et al., 2012) and may thus be an important mechanism in minimizing nutrient losses. Duchesne et al. (2001) observed in a northern hardwood forest that the relatively high Mg and Ca resorption rates were consistent with the soil Ca and Mg availability. However, only a few studies have considered foliar resorption at the stand level in natural ecosystems, and global relationships remain difficult to identify because of a lack of available data, especially for essential cations (Vergutz et al., 2012).

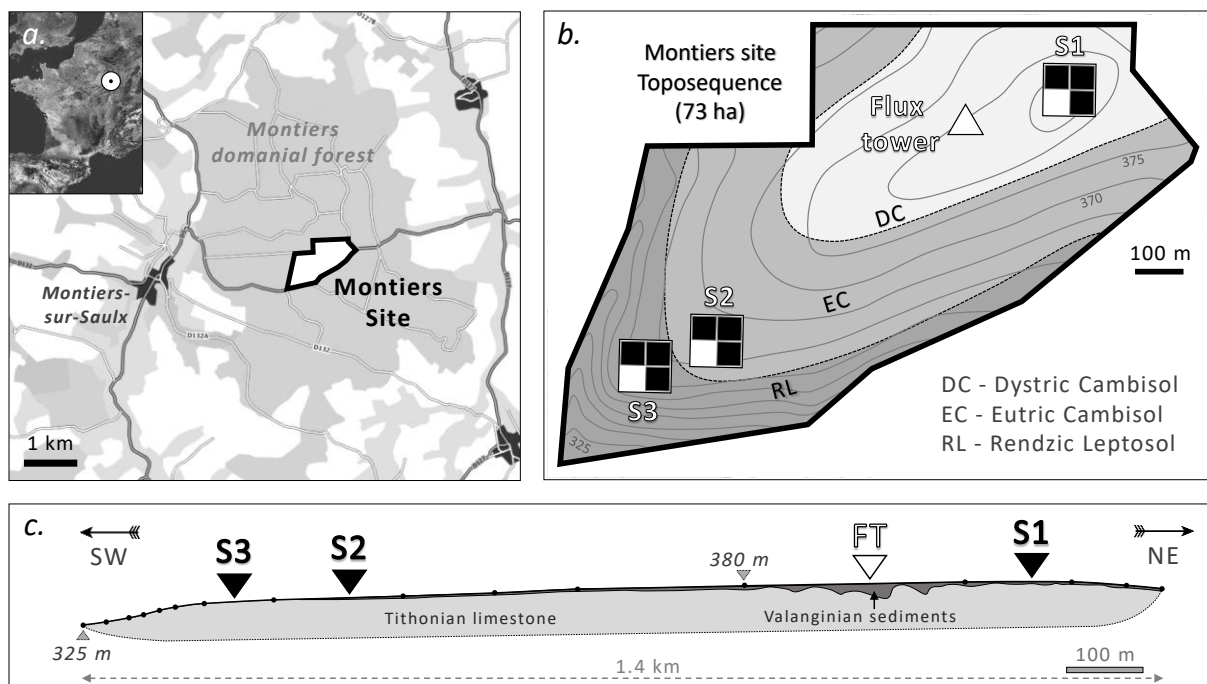
The aim of this study is to (i) evaluate the impact of the canopy on aboveground water and element fluxes in a deciduous stand and differentiate the respective contributions of dry deposition, foliar leaching and canopy uptake to the internal cycling, (ii) determine the effects of the canopy on the seasonal dynamics of major elements, (iii) assess a canopy input-output budget during the period of senescence, including translocation between the leaves and surviving tissues, and (iv) investigate whether and to what extent soil chemical properties control or influence the canopy effect and internal recycling processes. In accordance with these objectives, this study was carried out in a homogeneous beech stand that has developed on three contrasting soil types that are representative of the most common forest soils in France. The experimental site of Montiers is particularly suited for the present study, as it was already used by Lequy et al. (2014) to quantify the impact of the canopy on the atmospheric dust deposition. Over three years (2012-2014), atmospheric bulk deposition, throughfall and stemflow solutions were monitored on a monthly timescale, and leaves were sampled before and after leaf fall during the period of senescence.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was carried out in the Montiers beech forest experimental site (hereafter called the Montiers site), which was established in 2011 and has been jointly managed since that time by ANDRA (French National Radioactive Waste Management Agency) and INRA-BEF (French National Institute for Agricultural Research – Biogeochemical Cycles in Forest Ecosystems Research Unit; <https://www6.nancy.inra.fr/bef>) within the context of the Meuse/Haute-Marne Perennial Observatory of the Environment (OPE; <http://www.andra.fr/ope>). This site belongs to the networks of SOERE F-ORE-T (System of Observation and Experimentation for Environmental Research; <http://www.gip-ecofor.org/f-ore-t/index.php>), AnaEE France (Analysis and Experimentation on Ecosystems; <http://www.anaee-s.fr/>) and ICOS (Integrated Carbon Observation System; www.icos-infrastructure.eu). It was designed to test the effects of soil type on biogeochemical cycling in forest ecosystems.

Fig. 1. Presentation of the Montiers beech forest experimental site: (a) Location in the north-east of France and site delimitation in the Montiers domanial forest. (b) Layout of the experimental plots and the flux tower in the Montiers site; soil type delimitations and contour lines along the toposequence. (c) Geology of the Montiers site (the dots represent the contour lines for every 5 meters; S1, S2 and S3 = experimental plots; FT = flux tower).



The Montiers site is located in north-eastern France (Fig. 1a) in the Meuse department (48° 31' 54" N, 5° 16' 08" E), where the climate is semi-continental with cold and wet winters and relatively dry and warm summers. The mean annual precipitation is 1100 mm, and the mean annual temperature is 12.6°C with monthly averages from 4.4 to 21.2°C (Météo-France). The domanial forest of Montiers

(Fig. 1b) was initially chosen because it presents, over a restricted surface area with the same climatic conditions, a great diversity of soils representative of the region, from acidic and deep soils to calcic and superficial soils, on which a mature and homogeneous beech forest stand (same age, species and forest management) grows. The study site covers a toposequence of approximately 73 ha stretched between altitudes of 340 and 386 m (Fig. 1c) in the middle of the forested area.

The geology of the Montiers site consists of two overlapping soil parent materials, an underlying Tithonian limestone surmounted by heterogeneous acidic Valanginian sediments. The calcareous bedrock contains mainly calcium carbonate and a small amount of clay minerals (~ 3.4 %). The surmounting detrital sediments are complex, as they result from various depositions. They are composed of silt, clay, coarse sand and iron oxide nodules.

	Depth	Clay	Silt	Sand	pH _{water}	CEC	S/CEC	N _{tot}	C _{org}	K _{ex.}	Ca _{ex.}	Mg _{ex.}	Mn _{ex.}	
	cm	g.kg ⁻¹				cmol+.kg ⁻¹	%	g.kg ⁻¹		cmol+.kg ⁻¹				
S1 Dystric Cambisol	0-5	255	441	306	4.9	6.7	64.2	2.6	39.3	0.25	4.1	0.5	0.4	
		<i>25</i>	<i>41</i>	<i>56</i>		<i>3.0</i>	<i>23.4</i>	<i>0.7</i>	<i>12.5</i>	<i>0.07</i>	<i>3.5</i>	<i>0.2</i>	<i>0.2</i>	
	5-15	245	438	315	4.8	4.2	35.0	1.6	25.1	0.11	1.6	0.2	0.2	
		<i>26</i>	<i>46</i>	<i>64</i>		<i>2.2</i>	<i>20.9</i>	<i>0.4</i>	<i>9.5</i>	<i>0.04</i>	<i>2.6</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	
	15-30	268	441	285	4.8	3.5	25.9	1.0	15.1	0.07	0.7	0.1	0.2	
		<i>28</i>	<i>52</i>	<i>74</i>		<i>0.9</i>	<i>14.1</i>	<i>0.3</i>	<i>5.4</i>	<i>0.02</i>	<i>0.7</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	
	30-45	306	412	280	4.9	4.3	36.2	0.6	8.6	0.08	1.2	0.3	0.2	
		<i>65</i>	<i>72</i>	<i>80</i>		<i>1.6</i>	<i>15.8</i>	<i>0.1</i>	<i>2.7</i>	<i>0.03</i>	<i>0.6</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	
	45-60	355	355	307	5.1	5.7	55.1	0.4	5.8	0.10	2.6	0.8	0.1	
		<i>100</i>	<i>76</i>	<i>88</i>		<i>2.6</i>	<i>21.9</i>	<i>0.1</i>	<i>1.4</i>	<i>0.03</i>	<i>1.6</i>	<i>0.6</i>	<i>0.0</i>	
	S2 Eutric Cambisol	0-5	242	385	373	5.4	10.1	83.3	2.6	41.9	0.31	7.6	0.8	0.4
			<i>52</i>	<i>29</i>	<i>60</i>		<i>5.4</i>	<i>14.2</i>	<i>0.6</i>	<i>15.2</i>	<i>0.10</i>	<i>5.4</i>	<i>0.3</i>	<i>0.1</i>
5-15		241	390	369	5.2	7.8	59.1	1.6	26.3	0.14	5.1	0.4	0.3	
		<i>65</i>	<i>29</i>	<i>69</i>		<i>7.3</i>	<i>23.6</i>	<i>0.9</i>	<i>16.5</i>	<i>0.07</i>	<i>7.7</i>	<i>0.3</i>	<i>0.1</i>	
15-30		294	370	337	5.3	7.7	60.9	1.1	15.7	0.15	4.8	0.3	0.3	
		<i>83</i>	<i>40</i>	<i>66</i>		<i>3.9</i>	<i>23.3</i>	<i>0.4</i>	<i>7.5</i>	<i>0.06</i>	<i>4.3</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	
30-45		420	294	285	5.3	13.2	68.4	0.9	9.9	0.20	9.5	0.6	0.2	
		<i>141</i>	<i>74</i>	<i>84</i>		<i>6.9</i>	<i>27.2</i>	<i>0.4</i>	<i>4.9</i>	<i>0.08</i>	<i>8.2</i>	<i>0.3</i>	<i>0.0</i>	
45-60		523	239	238	5.4	17.8	75.6	0.7	6.4	0.26	13.3	0.8	0.1	
		<i>136</i>	<i>74</i>	<i>88</i>		<i>8.8</i>	<i>17.4</i>	<i>0.2</i>	<i>2.4</i>	<i>0.07</i>	<i>10.5</i>	<i>0.4</i>	<i>0.1</i>	
S3 Rendzic Leptosol		0-5	449	350	160	5.7	24.9	97.8	4.2	63.1	0.47	22.6	1.5	0.3
			<i>80</i>	<i>80</i>	<i>54</i>		<i>8.3</i>	<i>5.4</i>	<i>0.9</i>	<i>15.5</i>	<i>0.11</i>	<i>8.7</i>	<i>0.4</i>	<i>0.1</i>
	5-15	430	338	181	5.7	20.0	94.2	2.9	41.2	0.26	17.9	0.9	0.2	
		<i>82</i>	<i>91</i>	<i>59</i>		<i>7.9</i>	<i>6.6</i>	<i>0.8</i>	<i>13.4</i>	<i>0.09</i>	<i>8.1</i>	<i>0.3</i>	<i>0.1</i>	
	15-30	516	246	166	6.0	23.2	99.3	1.9	24.4	0.22	22.5	0.5	0.1	
		<i>81</i>	<i>88</i>	<i>67</i>		<i>6.4</i>	<i>5.3</i>	<i>0.4</i>	<i>5.6</i>	<i>0.04</i>	<i>7.3</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	

Table 1

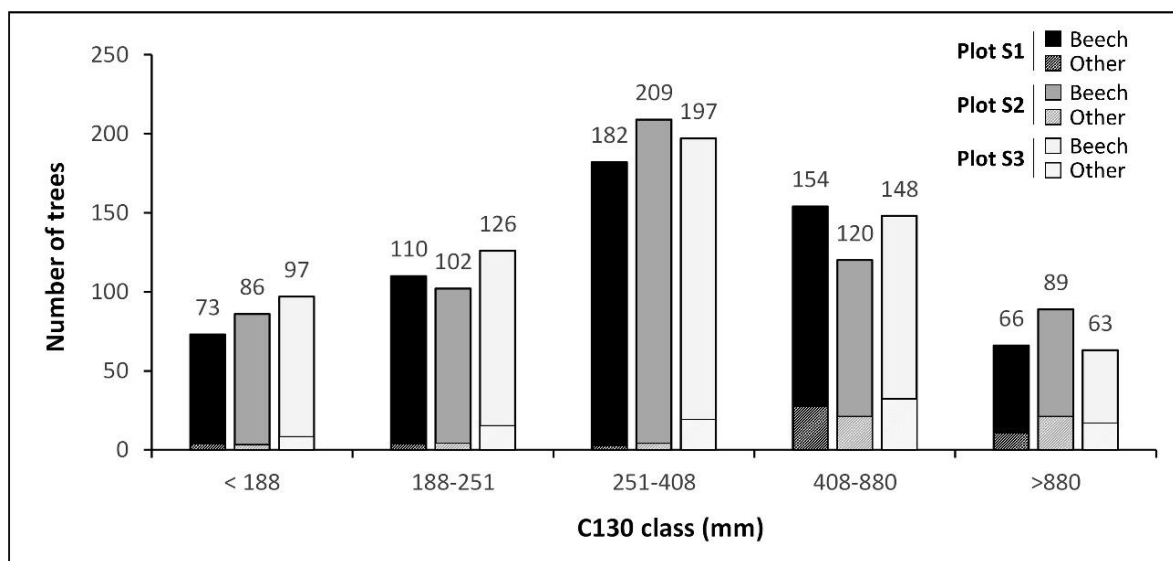
Physicochemical properties of the three studied soils in the Montiers site (plot S1 – Dystric Cambisol; plot S2 – Eutric Cambisol; plot S3 – Rendzic Leptosol). Are presented the mean values for bulk density, textural distribution (clay, silt and sand), soil water pH, cation exchange capacity (CEC), base-cation saturation ratio (S/CEC, with S = sum of base cations), total N, organic C, exchangeable K, Ca and Mn. Standard deviation values are given in italic.

The soil properties vary along the toposequence in relation with the thickness of the sediment layer. According to the World Reference Base for Soil Resources (FAO, 2016), the soil types range from

Rendzic Leptosol and Eutric Cambisol in the lower part to Dystric Cambisol at the top of the hillslope (Fig. 1c). Table 1 presents some physicochemical properties of the three soils, measured along 27 profiles for each soil type (from 0 to 60 cm depth). The Dystric Cambisol has formed on the Valanginian sediment layer to a depth of 2 m on average and is slightly acidic ($\text{pH}_w < 5$ in the upper soil layers). The cationic exchange capacity (CEC) is $< 6.7 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ in the rooting zone (0-60 cm), and the effective base saturation ranges between 30 and 64 %, with Ca^{2+} and Al^{3+} being the dominant cations. The Eutric Cambisol is intermediate between the Dystric Cambisol and the Rendzic Leptosol, having formed on a shallower sediment layer. The soil water pH is relatively constant in the soil profile ($5.2 < \text{pH}_w < 5.3$), and the CEC varies between 7.6 and 17.2 cmolc.kg^{-1} . The effective base saturation ranges between 59 and 83 %, with Ca^{2+} being the dominant cation throughout the profile. The Rendzic Leptosol is situated directly on top of the Portlandian limestone and presents a thin profile, as the calcareous rock appears at 15-30 cm. The soil water pH increases with depth from 5.7 to 6.8, and the CEC ranges between 20 and 29 cmolc.kg^{-1} . The effective base saturation is > 94 %, with Ca^{2+} representing almost all of the exchangeable pool. The carbon-to-nitrogen ratio is comparable in the three soils, ranging between 9.7 and 16.2 (Table 1). The *humus* type changes from eutrophic mull in the Rendzic Leptosol to acidic mull in the Dystric Cambisol.

The Montiers site has been monitored since January 2012 to quantify the input (atmospheric deposition) and output (net uptake and drainage) fluxes of major and minor elements. Three long-term experimental plots of 0.75 ha each were installed along the Montiers toposequence on each of the studied soil types (Fig. 1c): plot S1 (Dystric Cambisol), plot S2 (Eutric Cambisol) and plot S3 (Rendzic Leptosol). Each plot is subdivided into three replicates of 2500 m^2 . All nine replicates are equipped with the same monitoring devices designed for the sampling of aboveground and soil solutions, litter fall and standing biomass. A 45 m high flux tower was installed at the site to sample atmospheric deposits (Fig. 1c). The toposequence has a low slope (42.5 m.km^{-1}) with a southwest exposure. The three study plots are located on flatter segments where the slope is almost inexistent.

Fig S. 1. Distribution of trees in five circumference (C130) classes in the three Montiers experimental plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol) and beech proportion in each class (other species: maple, whitebeam, ash tree, oak, hornbeam and wildcherry).



The studied forest is a managed beech stand. The area has been covered by deciduous forest since at least the beginning of the 19th century. The stand is composed of 89 % beech (*Fagus sylvatica*), 6 % maple (*Acer pseudoplatanus*) and 5 % other deciduous species: whitebeam (*Sorbus torminalis*), ash (*Fraxinus excelsior*), oak (*Quercus robur*), hornbeam (*Carpinus betulus*) and wild cherry (*Prunus avium*). The stem circumferences at a height of 1.30 m (C130) were measured in 2011 for all trees in each plot and were classified into 5 classes (Fig. S.1). The distribution of trees in the C130 classes were very similar in the three plots ($0.77 < R^2 < 0.94$). The average age of the trees was 45 ± 7 (S1), 54 ± 3 (S2) and 57 ± 12 (S3) years, and the dominant height of the beeches was 26.8 ± 2.2 m. The annual leaf area index (LAI; leaf area in $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) was 8.87 in S1, 9.55 in S2 and 8.64 in S3 (Bernard Longdoz, personal communication). From 2012 to 2014, leaf shedding occurred in November, and leaf emergence was observed in late April or early May. The Montiers forest is surrounded by agricultural land, deciduous forest and small villages (Fig. 1b). The nearest city with more than 20,000 inhabitants is approximately 27 km to the northwest, and there are no industrial areas in the surroundings of the experimental site.

2.2. Sample procedure and sample treatment

2.2.1. Bulk precipitation, throughfall and stemflow sampling

Bulk deposition (BD), throughfall (TF) and stemflow (SF) solution samples were collected every 28 days from January 2012 to January 2015 in the three plots. The BD was collected on top of the flux tower at a height of 45 m above the ground with four funnel-type polyethylene collectors (0.22 m^2 opening) connected to storage containers (20 L). These devices were replaced in January 2014 with three new collectors (0.24 m^2) connected to larger containers (50 L). The BD could not be sampled in January and February 2012 because of weather conditions. The precipitation amounts (P) and weather data were obtained from a Météo-France (French National Weather Institute) weather station located in Biencourt-sur-Orge (Meuse, France) at a distance of 4.3 km from the Montiers site. The TF was sampled in each plot using 12 throughfall gutters placed 1.2 m above the forest ground. Each gutter consisted of a polyethylene funnel-type collector (19.8 cm x 197.8 cm; 0.39 m^2 opening) connected to an underground storage container (120 L). To minimize contamination with organic material, a mesh filter was placed inside the funnel. The SF was collected from 18 trees of different sizes using flexible polyethylene collars attached horizontally to the stem at a height of 1.50 m and connected to polyethylene storage containers (120, 150 or 310 L); these trees were chosen to cover most of the range of trunk circumferences (C130) in each plot. In winter, the SF was collected from 6 trees in each plot and drained into underground storage containers (120 L). All underground containers were located in closed cellars (> 2.5 m under the forest floor level), which were thermally insulated and completely protected from sunlight.

For each sample type described above, the volumes in all storage containers were noted. Then, a composite sample representative of each plot replicate was made for the BD, TF and SF for analysis. After sampling, within 2 days of arrival, the composite samples were filtered with $0.45 \mu\text{m}$ filters (Millipore cellulose acetate) and stored at 4°C . The analysis was carried out over the course of the two weeks following the sampling. To quantify the spatial variability of TF, the solutions in all collectors were sampled and analyzed separately one or two times per year.

2.2.2. Foliar pool and litter leaves

Fresh leaves were sampled from four trees in each plot in August of each year by rifle shooting to determine the foliar pool. Litter leaves were sampled several times between the end of August and the beginning of December each year and in each plot using 18 randomly distributed litter traps; the sampling interval during autumn was approximately 15 days to avoid the ageing and degradation of leaves in the litter. The litter traps had a collecting surface of 0.34 m² with a mesh screen bottom and were placed 30 cm above the forest floor. For each sampling event and every plot replicate, composite samples of August leaves and litter leaves were composed for analysis.

All vegetation samples were oven-dried at 65°C and weighed and were then milled and digested with 50 % nitric acid (Multiwave 3000).

2.3. Chemical analysis of solutions and leaves

BD, TF and SF samples were analyzed for Ca, Mg, K, P, S, Al, Fe, Mn, Na by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry (700 Series ICP-OES, AGILENT TECHNOLOGIES) and NH₄ by colorimetry (San⁺⁺, SKALAR). NO₂, NO₃, Cl, SO₄, PO₄ and F were quantified by ion chromatography (ICS-2100, DIONEX). Dissolved organic carbon (DOC), total carbon (TC) and total N (TN) were determined with a TOC analyzer (TOC-L, SHIMADZU). The pH was measured with a pH-meter (DL70 ES, METTLER).

Leaf samples were analyzed for Ca, Mg, K, P, S, Al, Fe, Mn, Na (700 Series ICP-OES, AGILENT TECHNOLOGIES), total C and total N (CHN analyser, THERMO QUEST). All analyses were tested against certified standards. The value of the measurement uncertainty was at most 10 %.

2.4. Budget calculations

Water and element fluxes in the forest ecosystem are defined in Fig. 2.

2.4.1. Bulk deposition, throughfall and stemflow

Monthly bulk deposition, throughfall and stemflow fluxes were calculated by multiplying the mean element concentration in the solution by the measured (BD and TF) or calculated (SF) water fluxes.

To transform the SF volumes to water depth (mm), the stem circumference at the height of 1.30 m (C130) was assumed to be the main variable explaining the inter-individual SF volume variability within a species (André et al., 2008a). Thus, all trees in each plot were separated into several C130 classes (Fig S. 1), and the correlation between the SF volume and the C130 was verified for all sampling periods. Using the trend line equation, a mean monthly SF volume (V) was then assigned to each C130 class. The SF at the plot scale for a given C130 class is given by the following equation:

$$SF_{C,p} = V_{C,p} \cdot \left(\frac{N_C}{A}\right) \quad (\text{Eq. 1})$$

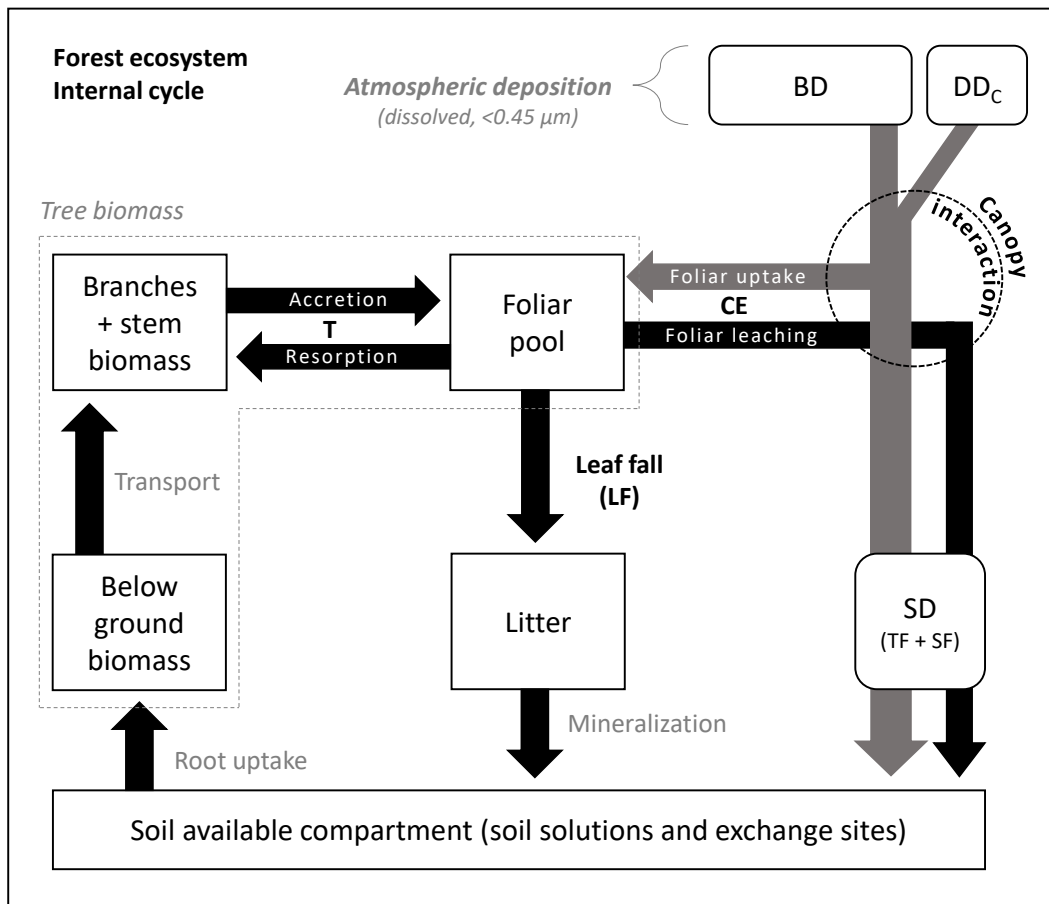
where c is the C130 class, p is the sampling period, V_c is the SF volume per tree in the given C130 class, N_c is the number of trees in the given C130 class and A is the plot area.

The total SF at the plot scale was obtained by summing the SF fluxes of all C130 classes. The SF element fluxes were then calculated in each plot by multiplying the SF water fluxes by the concentrations of elements in the SF solutions for each sampling period.

The stand deposition (SD) was determined as the sum of TF and SF.

The monthly element fluxes were summed over calendar years to compute the annual fluxes. The solutions and fluxes were also compared at the scale of the main phenological periods, which were defined from daily aerial photos of the forest canopy: the leafed period between April-May and the end of October, the main period of litter fall at the end of the growing season in November and the leafless period between December and the beginning of April.

Fig. 2. Schematic representation of the internal cycling of elements in a forest ecosystem. The main compartments (or pools) of the ecosystem are represented by the square boxes. The atmospheric input (BD = bulk deposition; DD = dry interception deposition) and the fluxes between the different compartments are given by the arrows, with SD = stand deposition, TF = throughfall, SF = stemflow, CE = canopy exchange and T = translocation between leaves and surviving tissues. The fluxes contributing to the biological cycle are represented by black arrows. The dotted circle indicates where the atmospheric deposition interacts with the canopy ('canopy effect').



2.4.2. Canopy effect

Bulk deposition (BD) represents the sum of the atmospheric wet deposition and dry deposition due to gravitational sedimentation in the bulk collectors between two rain events. As shown in Fig. 2, SD is the sum of BD, dry interception deposition (DD) and canopy exchange (CE); the latter consists of foliar leaching ($CE > 0$) and canopy uptake ($CE < 0$). The net stand deposition, which expresses the result of canopy interactions, was calculated for all elements as follows:

$$Net\ SD = SD - BD = DD + CE \quad (\text{Eq. 2})$$

The enrichment factor (f_e) was used to compare the levels of enrichment (when $f_e > 1$) or depletion (when $f_e < 1$) among elements:

$$f_e = \frac{SD}{BD} \quad (\text{Eq. 3})$$

2.4.3. Estimation of dry deposition in the canopy

The dry deposition of fine particles and gases in the canopy (DD), also called interception deposition, was estimated using the Canopy Budget Model developed by Ulrich (1983) and extended by Draaijers et al. (1996).

The CE was assumed to be negligible for Na (tracer ion), and the dry deposition of Na was computed as follows:

$$DD_{Na} = SD_{Na} - BD_{Na} \quad (\text{Eq. 4})$$

The dry deposition of Ca, Mg and K was then estimated using the Na dry deposition factor:

$$DD_X = \left(\frac{DD_{Na}}{BD_{Na}} \right) \cdot BD_X \quad (\text{Eq. 5})$$

where DD_X is the dry deposition and BD_X is the atmospheric bulk deposition of cation X. In this model particles containing Ca, Mg and K are assumed to have the same mass median diameter as Na-containing particles (Thimonier et al., 2005).

2.4.4. Leaf budget during senescence and leaf fall

Leaf fall (LF) was calculated each autumn by multiplying the mean concentration of a given element in litter leaves (in g.kg^{-1}) by the mean litter leaf dry mass (in g.ha^{-1}). The same calculation was conducted for August leaves to determine the foliar pool (FP_A), correcting for the loss in leaf mass through litter breakdown by applying a mass loss percentage of 21.6 % proposed by Vergutz et al. (2012) from a meta-analysis for deciduous woody angiosperms.

The period of senescence was considered to occur between the beginning of September and the end of November. The leaf budget during senescence (LB_S) was defined as the difference between the foliar pool and litter fall and is the consequence of canopy exchange (CE_S) and foliar translocation (T_S) during the senescence period (Fig. 2):

$$LB_S = FP_A - LF = CE_S + T_S \quad (\text{Eq. 6})$$

When $LB_S < CE_S$, T is defined as translocation from stems to leaves (accretion):

$$T_S = |LB_S| + CE_S \quad (\text{Eq. 7})$$

When $LB_S > CE_S$, T is defined as translocation from leaves to stems (resorption):

$$T_S = LB_S - CE_S \quad (\text{Eq. 8})$$

2.4.5. Statistical analysis

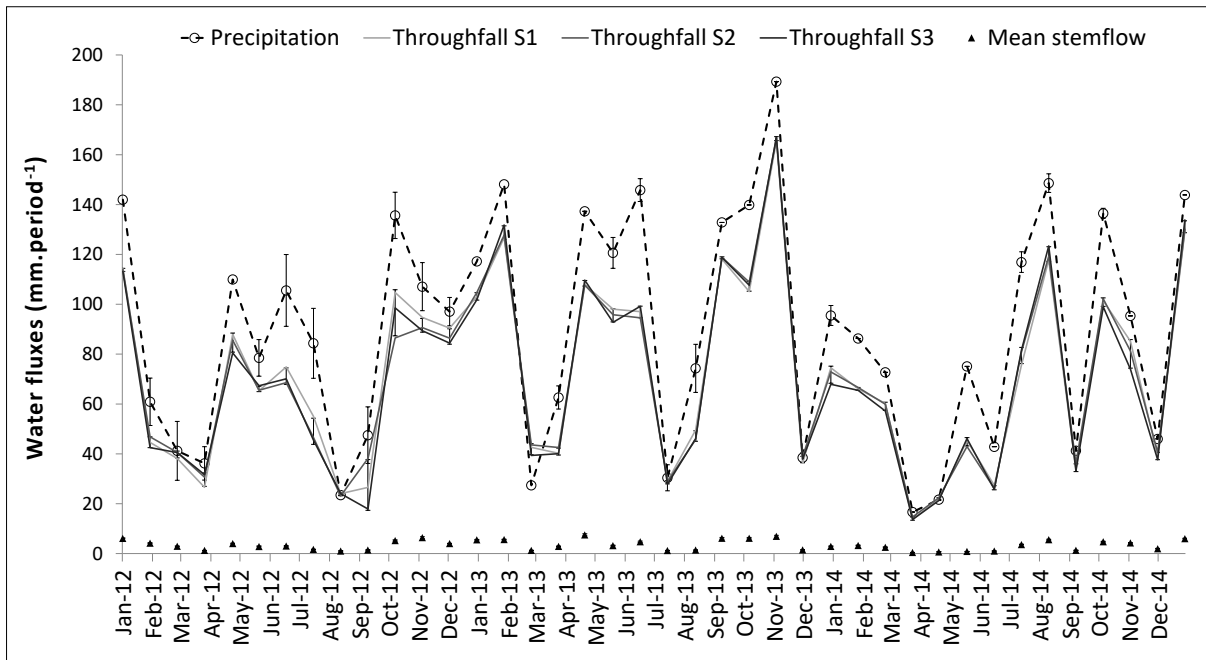
Standard statistical calculations were performed in Microsoft-Excel 2013, including means, standard deviations, coefficients of variation and confidence intervals. We used the R version 3.3.1 statistical software (R Development Core Team, 2016) and specifically the R package nlme (Pinheiro et al., 2017) to test the effect of soil type on annual element fluxes by means of a mixed linear analysis of variance (ANOVA) with soil type, year and their interaction as fixed effects. Significance of differences in foliar element content between August leaves and litter leaves and between plots was tested by the Student's t-test. Confidence intervals were established at the 0.05 probability level for all statistical tests.

3. Results

3.1. Water fluxes

Between January 2012 and January 2015 the mean annual total precipitation of 1143 mm was partitioned into 79.5 ± 0.8 % throughfall (TF), 4.1 ± 0.7 % stemflow (SF) and 16.4 ± 0.5 % interception. The precipitation (P) differed among the three studied years (Fig. 3), with 2013 being particularly wet ($P = 1364.3$ mm) and 2014 being the driest year ($P = 995.2$ mm). During the leafed and leafless periods, the canopy intercepted an average of 11 % and 22 % of the incident precipitation, respectively. The water precipitation and stand deposition were well-correlated in the three plots ($0.91 < R^2 < 0.93$), with minima occurring at the end of winter and in summer and maxima occurring at the beginning of autumn (Fig. 3). Under the canopy, the average TF water amounts were almost the same among the three plots at the monthly scale ($0.98 < R^2 < 0.99$); the spatial variability among the 36 throughfall gutters was relatively low ($c_v = 16 \pm 6$ %). The modelling of the SF water fluxes gave similar values for the three plots ($0.63 < R^2 < 0.91$), and SF was correlated with TF ($0.63 < R^2 < 0.77$).

Fig. 3. Mean monthly values of precipitation, throughfall and stemflow (water fluxes in mm per period of 28 days) over the studied period (January 2012 – January 2014) in the three Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). Precipitation amounts were issued from the Météo-France weather station of Biencourt-sur-Orge. Standard deviations for rainfall were calculated by taking into account the differences in volumes among the collectors positioned on top of the flux tower.



3.2. Bulk deposition, throughfall and stemflow solutions

The bulk deposition (BD) solutions had pH values varying between 3.9 and 7.1 over the studied period, with an average pH of 5.3. The pH values were generally lower in late autumn and in winter than during the rest of the year. The TF solutions presented pH values ranging between 4.5 and 6.6 (average pH = 6). No significant differences in the pH_{TF} were found among the three plots at the monthly scale ($0.55 < R^2 < 0.86$), except in April 2013 when the pH was much lower in plot S1 than in S2 and S3 ($\Delta\text{pH} = 1.5$). As shown in Fig. 4, when the pH_{BD} was below ~ 6.1 , the pH_{TF} was globally higher than pH_{BD} , whereas the pH_{TF} was globally lower than the pH_{BD} when $\text{pH}_{\text{BD}} > 6.1$. The BD, TF and SF solutions were more acidic during the leafless period than during the leafed period (Fig. 5o). The relationship $[\text{H}^+]_{\text{BD}} < [\text{H}^+]_{\text{TF}} < [\text{H}^+]_{\text{SF}}$ was highlighted during the leafed and leafless periods. $[\text{H}^+]$ was higher in the SF in plot S1 than in S2 and S3 during the leafed period and both in TF and SF during the leafless period.

There was no strong relationship between the amount of precipitation and the concentrations of elements in the BD solutions (data not shown). The dominant cations in the BD were Na (mean concentration = 0.51 mg.L^{-1}) and Ca (0.72 mg.L^{-1}), followed by K and Mg, whereas the dominant anions were NO_3 (2.5 mg.L^{-1}), SO_4 (1.01 mg.L^{-1}) and Cl (0.85 mg.L^{-1}). In the TF, the dominant cations were K, Ca and Na, while the dominant anions were NO_3 , Cl and SO_4 , in decreasing order of concentration. Within the same plot, the spatial variability in the TF chemistry was relatively high; e.g., the coefficient of variation sometimes exceeded 50 % for K, Ca and Mg.

The K, Mg, Si, P, IC, DOC, Al and Mn concentrations were higher in the TF and SF than in the BD in all three plots and over the entire year, except for IC during the leafless period (Fig. 5). [Ca] was higher in the TF than in the BD only during the main litter fall period. [K] and [DOC] were higher in the SF than in the TF during the leafed and leafless periods. [Ca] in the BD and TF as well as [K] in the TF and SF were globally higher during the leafed period than in absence of leaves. Alternatively, [Na] and [Cl] were highest during the leafless periods. The K, P and Si concentrations in the TF were particularly high

during the main litter fall period; they were 2.4, 5.6 and 2.6 times higher, respectively, during this period than during the leafed period. In contrast, the lowest concentration values were measured for Ca, Mg, S and Mn in SF and for NO_3 , NH_4 and Mn in TF during the main litter fall period. $[\text{Mn}]_{\text{TF}}$, $[\text{NO}_3]_{\text{SF}}$ and $[\text{NH}_4]_{\text{SF}}$ were highest during the leafed period, while $[\text{P}]_{\text{SF}}$ was lowest during the leafless period. The mean $[\text{Mn}]_{\text{TF}}$ and $[\text{Mn}]_{\text{SF}}$ values were higher in plot S1 than in plot S3; no other significant differences were found among the plots in regard to TF and SF chemistry.

Fig. 4. Mean monthly pH values in atmospheric bulk deposition (BD) and throughfall (TF) over the studied period (January 2012 – January 2014) in the three Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). The shaded horizontal line marks the approximate pH limit above which pH_{BD} tends to be higher than pH_{TF} and under which pH_{BD} tends to be lower than pH_{TF} .

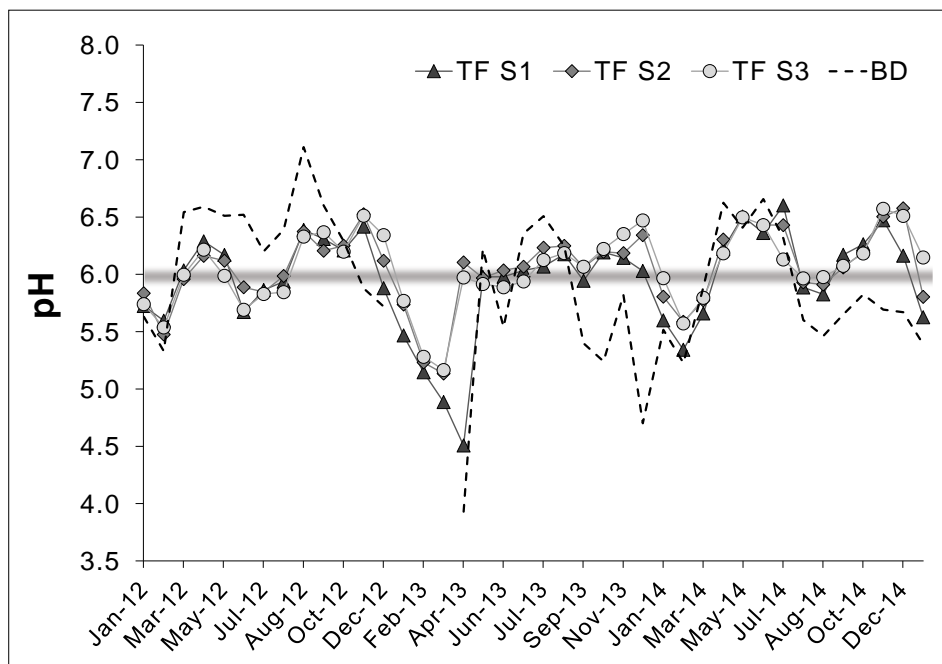
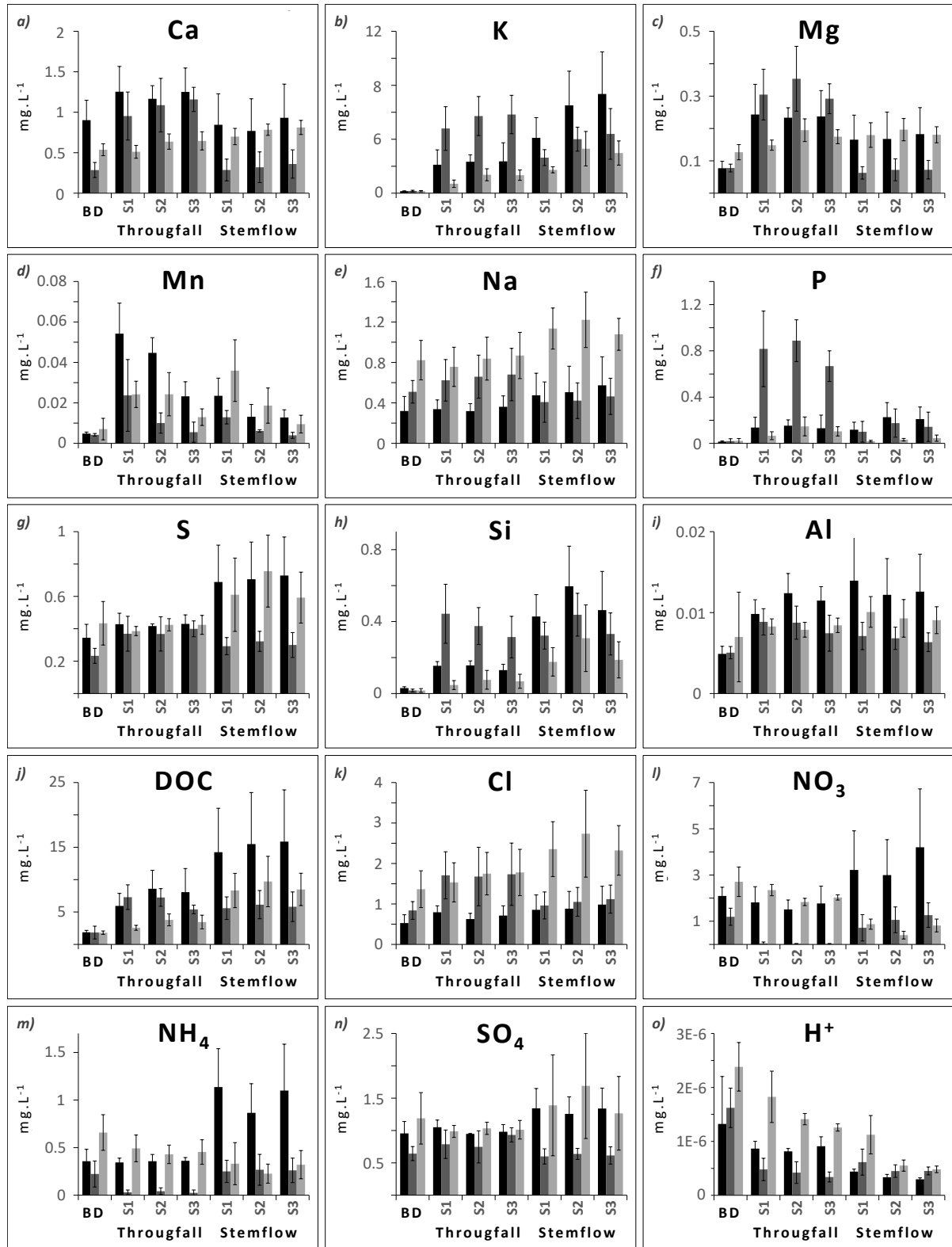


Fig. 5. Mean annual ion concentrations (mg.L⁻¹) in bulk deposition (BD), throughfall and stemflow solutions during the leafed period (May – October; represented by the black bars), main litter fall (November; dark grey bars) and the leafless period (December – April; light grey bars) in the three Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). These annual values were calculated by averaging the three studied years (2012 – 2014). Error bars represent standard deviation.



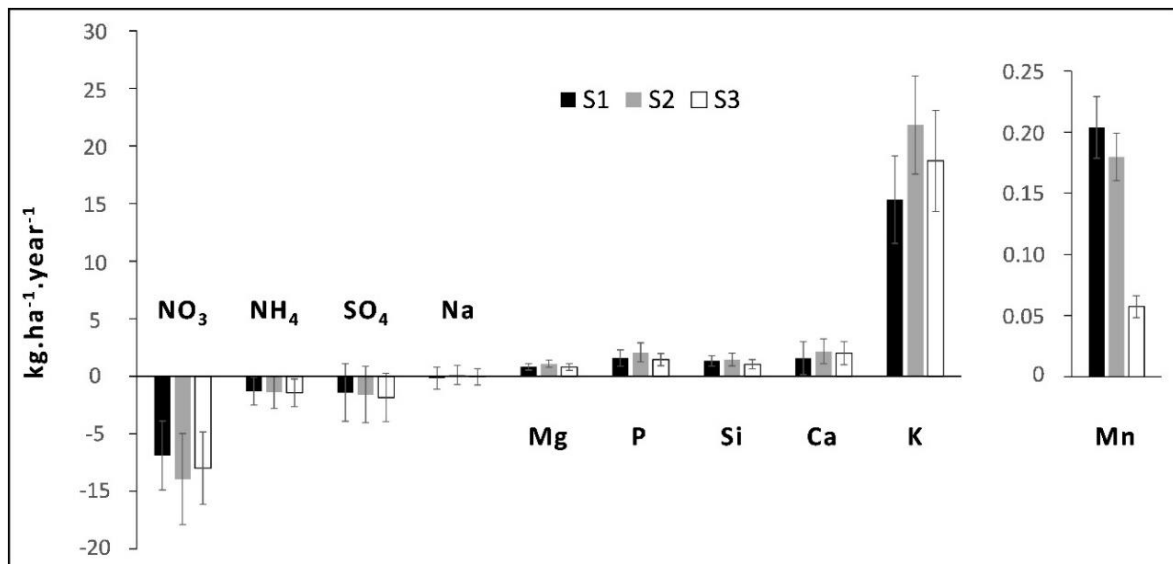
■ Leafed ■ Main litter fall ■ Leafless

3.3. Annual element fluxes and phenological periods

Over the studied period, the mean annual BD was higher than $15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ for NO_3 and DOC and ranged between 4 and $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ for SO_4 , IC, Cl, Ca, Na, and NH_4 ; it was $1.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ for K, $0.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ for Mg and less than $0.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ for Fe, Si, P, Al and Mn. The annual SD was highest for DOC ($> 40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), followed by K, IC, NO_3 and Cl ($> 10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) in all three plots; for SO_4 , Ca and Na, it was $\geq 5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. The inter-plot comparison showed that the SD of K, Mg, P and DOC was higher in S2 than in S1 and S3, whereas the SD_{Ca} was lowest in S1, and the SD_{Mn} was lowest in S3. The contribution of the SF to the SD was dependent on the considered element; it varied between $< 3\%$ for P, Mn and H^+ and $> 10\%$ for Si. The SF/SD ratio was highest for Si, K, DOC and F, and it was lowest for P, Mn, H^+ , Mg and Ca.

The comparison between the BD and SD at the annual scale highlighted that for most elements (K, Ca, Mg, Mn, Al, Si, Fe, Cl and DOC), there was an enrichment in the SD flux compared to the incident atmospheric deposition (Table 2 and Fig S. 2). The greatest enrichment rates were measured for K (mean $f_e = 14.2$), P (11.7) and Si (7.8), followed by Mn, DOC and Mg, in descending order. For IC, Al, Ca, Fe and Cl, the increase in SD was less than two times. In contrast, a distinct decrease in the SD occurred for H^+ ions (mean $f_e = 0.63$) as well as for NO_3 (0.64), NH_4 (0.68) and SO_4 (0.86). Regarding Na, the SD was not different than the BD at the annual scale in the three plots.

Fig S. 2. Annual net stand deposition (measured difference between stand deposition and atmospheric bulk deposition), in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, for Ca, K, Mg, Na, P, Si, NO_3 , NH_4 , SO_4 and Mn in the three Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). These are mean annual values calculated by averaging the three studied years (2012–2014). Error bars represent standard deviation.



There were no significant differences among the three plots in regard to general SD enrichment or impoverishment tendencies. However, for some elements, the enrichment rate was dependent on the given plot; in particular, $f_e(\text{K})$ followed the pattern $\text{S2} \geq \text{S3} \geq \text{S1}$, while $f_e(\text{Mn})$ followed the relationship $\text{S1} \geq \text{S2} > \text{S3}$. For most elements CE was higher during the leafed period than during the leafless season (Table 2); the exceptions were Al, Ca, Na, Cl, NO_3 and SO_4 . The biggest difference between the leafed and leafless periods was observed for $f_e(\text{Si})$, which was up to 10 times higher in the presence of foliage,

followed by $f_e(\text{K})$, $f_e(\text{Mn})$ and $f_e(\text{P})$. The CE was particularly high during the main litter fall period for P, Fe and K, with f_e values 8.1 (P), 7.2 (Fe) and 1.7 (K) times higher, on average, in November than during the rest of the leafed period. In contrast, the SD of NO_3 and NH_4 was the most substantially impoverished during the main litter fall period ($f_e = 0.08$ and 0.2 , respectively).

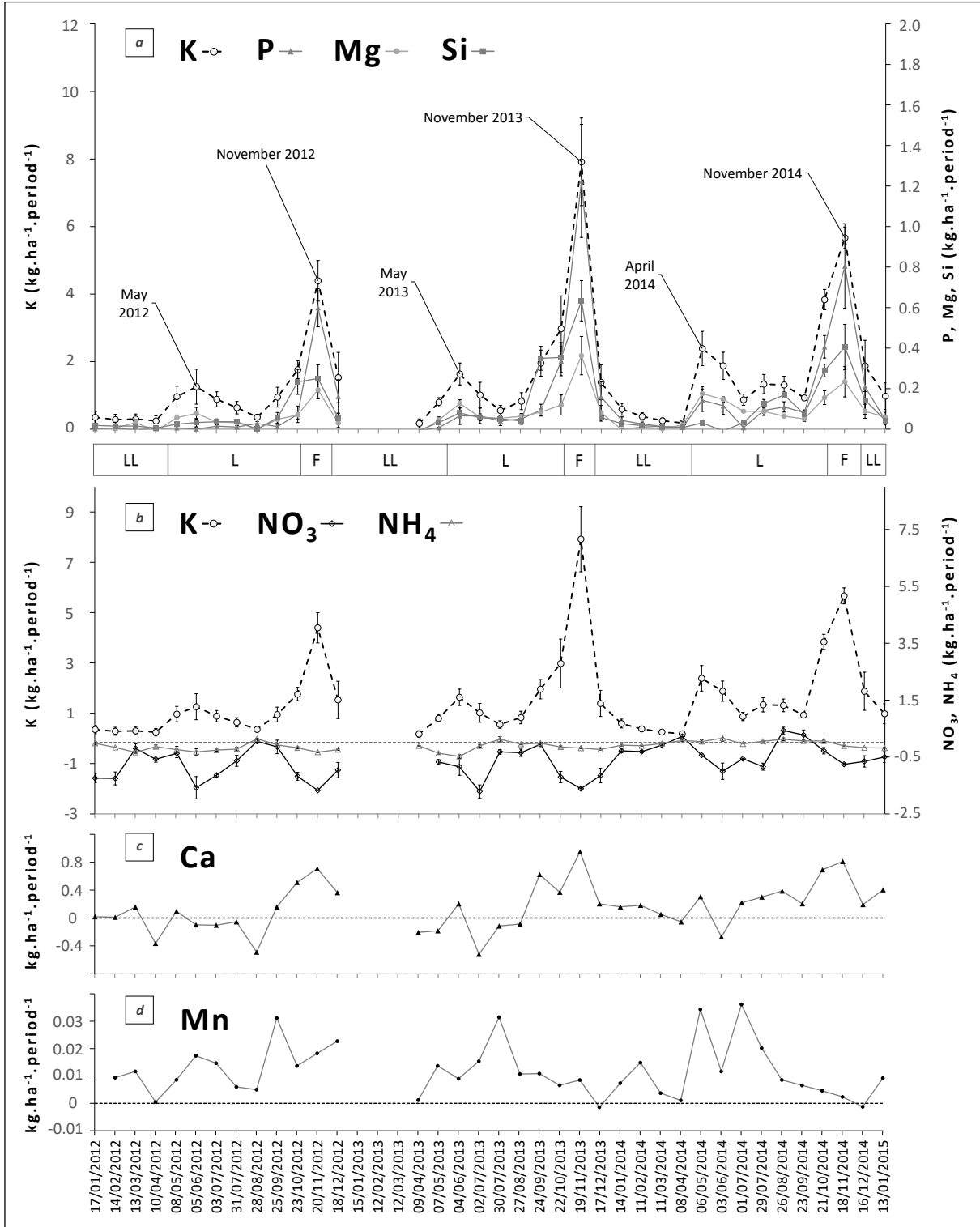
3.4. Seasonal dynamics

The monthly Na, Cl and Mg BD fluxes were strongly correlated (Na/Cl: $R^2 = 0.97$; Na/Mg: $R^2 = 0.89$) and were particularly high between December and mid-March (data not shown). Ca showed an opposite pattern, with the highest BD fluxes occurring between mid-March and September but low fluxes occurring in autumn and winter. The BD_K was moderately correlated with the BD_COD ($R^2 = 0.46$) at the monthly scale; furthermore, the BD_SO_4 and BD_NO_3 were positively correlated ($R^2 = 0.7$). Ca, K, SO_4 , NO_3 and DOC had in common an increase in BD at the beginning of spring that lasted until the beginning of summer or, in the case of Ca, until the end of summer.

For K, P, Mn, Si and COD, the SD fluxes were higher than those of the BD throughout the year in the three plots (Table 2 and Fig S. 2). This was also the case for Mg, except in winter, when the SD_Mg was sometimes lower than the BD_Mg . The SD_Ca was higher than the BD_Ca in autumn (September–November), but there was no clear trend the rest of the year. Except on rare occasions, the $\text{BD}_\text{NO}_3 > \text{SD}_\text{NO}_3$ during the entire studied period. The BD_Na and SD_Na showed a strong relationship in all three plots (mean $R^2 = 0.8$), with a regression line following a 1:1 slope (data not shown). There was also a correlation between the monthly SD and BD for Fe, Na, Cl, SO_4 and NH_4 ($R^2 > 0.5$). We found correlations between the SD fluxes of K, Mg, P, Si, DOC ($0.5 < R^2 < 0.9$) and, to a lesser extent, Ca.

As illustrated in Fig. 6a, the enrichment dynamics of K, P, Mg and Si followed the same annual pattern throughout the study period, highlighting three distinct periods during the year: a moderate enrichment peak in April–May, a drop in enrichment in summer and a particularly pronounced enrichment peak in November. The correlation was strong between the enrichment rates of K and Mg ($R^2 = 0.89$), K and P ($R^2 = 0.94$), and K and Si ($R^2 = 0.8$) in the three plots. The net SD peaks of K, Mg, P and Si in November were 1.6 to 2 times higher in 2013 compared to 2012 and 2014. The K enrichment peak was 3.6 times higher on average in November than in May–June. The SD impoverishment of NO_3 and, to a lesser extent, NH_4 followed the same relative annual dynamic as the enrichment of K, P, Mg and Si (Fig. 6b). However, unlike the enrichment peaks, there was no relative difference between the impoverishment peaks of May–June and November. No such annual enrichment dynamics were found for the other elements; in particular, the net SD of Ca and Mn followed no obvious trend during the studied period (Fig. 6c and Fig. 6d).

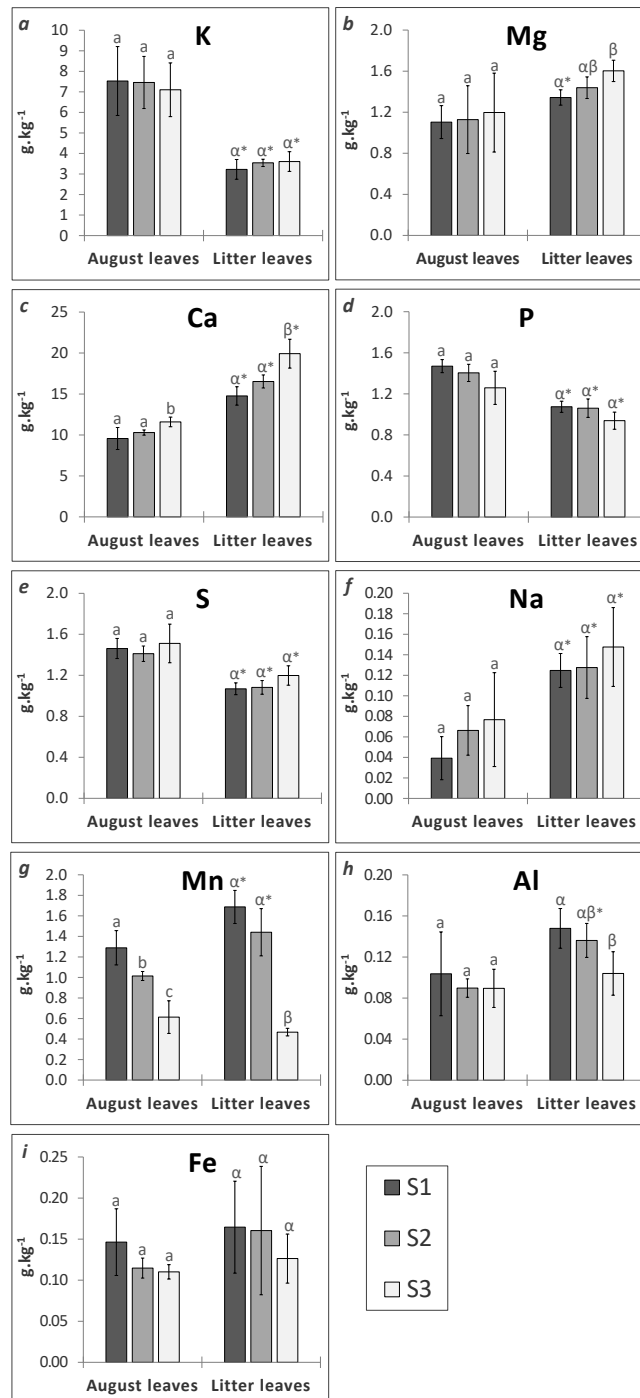
Fig. 6. Net stand deposition (measured difference between stand deposition and atmospheric bulk deposition), in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ per period of 28 days, for (a) K, P, Mg, Si, (b) NO_3 , NH_4 , (c) Ca and (d) Mn in the Montiers site. These are mean monthly values calculated by averaging the three experimental plots (S1, S2 and S3) over the studied period (January 2012 – January 2014). Error bars represent standard deviation. LL = leafless period (December – April), L = leafed period (May – October), F = main litter fall (November).



3.5. Leaf balance

The dominant elements in the August leaves were Ca (mean concentration = 10.5 g.kg⁻¹) and K (7.4 g.kg⁻¹), followed by Mg (1.14 g.kg⁻¹); the other measured elements (Mn, Fe, Al, Na) were lower than 1 g.kg⁻¹. The mean P and S concentrations in the August leaves were 1.38 and 1.46 g.kg⁻¹, respectively.

Fig. 7. Average K, Mg, Ca, P, S, Na, Mn, Al and Fe concentrations (in g.kg⁻¹) in August leaves and autumnal litter leaves (end August – end December) in the three Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). Standard deviations were calculated by comparing the three studied years (2012 – 2014). Latin and greek letters indicate significant differences (t-test; p<0.05) between plots; asterisks (*) indicate significant differences between August leaves and litter leaves in a given plot.



The comparison between the August leaves and litter leaves highlighted changes in the mean concentrations of most elements (Fig. 7). The litter leaves were impoverished in K, P and S and were enriched in Ca and Na compared to the August leaves in all three plots. The most significant impoverishment was observed for K, which was 2.1 times less concentrated on average in the litter leaves (Fig. 7a). [Ca] was 1.6 times higher on average in the litter leaves than in the August leaves (Fig. 7c). Al and Mn were enriched in the litter leaves in plots S1 and S2 (Fig. 7g-h); in plot S3, however, [Al] did not differ between the August and litter leaves, and [Mn] was slightly impoverished in the litter leaves.

In the August leaves, [Ca] was higher in plot S3 than in S2 and S1. In the litter leaves, [Ca], and to a lesser extent, [Mg], increased from plot S1 to plot S3; in contrast, [Al] decreased in the order $S1 \geq S2 > S3$. [P] was slightly higher in S1 than in S3 in both the August and litter leaves. [Mn] was distinctly higher in plots S1 and S2 than in S3; it was 2 times (August leaves) and 3.6 times (litter leaves) higher in plot S1 compared to plot S3. The K, S, Na and Fe concentrations did not differ among the three plots in either the August leaves or the litter leaves.

4. Discussion

4.1. Dry deposition contribution

In the three studied plots, the dry deposition (DD) of the tracer ion Na was close to zero at the annual scale (Table 2), and a lower SD_{Na} than BD_{Na} was measured for some sampling periods. In comparison, most authors have described positive values of DD_{Na} in forest ecosystems (Draaijers et al., 1997; Staelens et al., 2008). However, de Vries et al. (1999) also highlighted annual f_e values for Na that were less than 1 in almost 25 % of 144 plots; they assumed this to be due to measurement inadequacies, considering it unlikely that Na could interact with the forest canopy. Furthermore, within the framework of the *French Permanent Plot Network* for the Monitoring of Forest Ecosystems (RENECOFOR), three plots out of 27 showed negative annual Na net SD between 1993 and 1996 (Ulrich et al., 1998). One of these plots was situated in a beech forest and all three plots were located in non-industrial areas. Thus, our observation of an absence of DD was not an exception in France. Although other tracer ions such as Cl and Ca have also rarely been used, Na is the most commonly accepted tracer ion for estimating DD (Bredemeier, 1989; Draaijers et al., 1996; Staelens et al., 2008). The use of Na in the Canopy Budget Model requires that it is neither leached nor assimilated by the canopy. However, some exchange of Na in the canopy has occasionally been reported, e.g., Na leaching beneath a beech canopy during the period of leaf emergence (Staelens et al., 2007). If ions are exchanged within the canopy, seasonal differences in the ratio of SD to BD (f_e) can be observed (Talkner et al., 2010). For Na, f_e differed among the sampling dates (data not shown) but did not differ among seasons (Table 2). In contrast, for K, Ca, Mg, P, Si, Mn, Al, Fe, IC and DOC, f_e was much higher in summer and/or autumn than during the rest of the year. This indicates that Na did not interact with the canopy and was a suitable tracer; for all other ions, CE was assumed. Thus, according to the Canopy Budget Model described in 2.4.3, we must assume that the contribution of DD to the net SD was negligible during the studied period in the site area, which could be partly due to the remoteness of the site from industrial zones.

As there was no indication of DD in the three plots, it becomes apparent that the measured differences between SD and BD were to a major extent the result of CE. In comparison, Adriaenssens et al. (2012) calculated DD_{Ca} and DD_{Mg} values that were higher than or similar to those of foliar leaching in a beech forest in northern Belgium. This was also found by other authors (Draaijers et al., 1997; Hofhansl et al., 2011; Staelens et al., 2008). Because the BD and SD solutions were filtered at $0.45 \mu\text{m}$ before analysis, the dust particles were not included in the measured element fluxes. However, Lequy et al. (2014) studied the contribution of dust deposition at the Montiers site and highlighted the occurrence of dry deposition for particles larger than $0.45 \mu\text{m}$. This indicates that the canopy did intercept dust particles between two successive rain events in this area, but did not intercept additional gas particles in sufficient quantities to be measurable through the Na tracing method.

4.2. Leaf physiology and canopy exchange

The canopy exchange of H^+ was found to be dependent on the pH_{BD} ; proton consumption occurred only when the pH_{BD} was under a certain limit, around $pH \sim 6$ (Fig. 4). A similar tendency was observed by Thimonier et al. (2008). The net consumption of protons by the forest canopy can be attributed to base cation buffering processes and ion exchange (Gandois et al., 2010; Lindberg et al., 1986; Staelens et al., 2008; Ulrich, 1983). The increase in acidity in the BD may enhance leaf permeability and thus favour ion exchange and H^+ buffering (Filoso et al., 1999). In the three plots, the proton consumption and leaching of base cations were highest during the main litter fall period, possibly indicating enhanced ion exchange processes during senescence.

We found an annual SD_{DOC} that was 2.5 to 3.4 times higher than the BD_{DOC} . Pelster et al. (2009) measured a DOC enrichment of the same amplitude in a Canadian upland deciduous forest. DOC concentrations are always higher in TF than in BD (Fillion et al., 1999) as a result of foliar leaching (Qualls et al., 2000), as well as microbiological and herbivore activity in the phyllosphere (Michalzik and Stadler, 2005). The results show that the net SD peaks in November for K, Mg, Ca, S, P, Si and Cl, confirming that CE is particularly important from senescent leaves (André et al., 2008b; Ulrich, 1983). It has been shown that the foliar cell structure disintegrates during senescence with macromolecules being broken down to smaller molecules that are easily transported (Thomas and Stoddart, 1980). As a consequence, most of the mobile nutrients in cells are transported from the yellowing leaves (Helmisaari, 1992). In all three plots, leaching of K was estimated to represent more than 98 % of the net SD. K often represents the dominant cation in TF (André et al., 2008b; Nordén, 1991); this was also true in our study. The average $f_e(K)$ ranged between 9.5 and 13.9; similar values were measured by Talkner et al. (2010) under beech trees ($6.3 < f_e < 10.4$) and by Draaijers et al. (1997) under Douglas firs ($f_e = 14$). K is mostly concentrated in the cytoplasm of cells at the leaf surface and is weakly retained by the structural tissues (Draaijers et al., 1997; Johnson-Maynard et al., 2005). Thus, K is easily washed out from canopy materials (Hofhansl et al., 2011). The mean annual $f_e(P)$ was between 8 and 11 in the three plots. In comparison, Nordén (1991) found $f_e(P)$ values ranging between 10 and 37 in mixed deciduous forests. Most throughfall studies report positive values of P net SD (Filoso et al., 1999; Kopáček et al., 2009; Parker, 1983; Talkner et al., 2010; Yawney et al., 1978), but a net canopy uptake of PO_4 can sometimes occur (Mayer and Ulrich, 1977). The annual Si enrichment was high ($6 < f_e < 8$) compared to the much lower value measured by Sommer et al. (2013) in a German beech stand ($f_e \sim 1.5$).

The annual net SD was negative for NO_3 and NH_4 (Table 2), indicating net canopy uptake of N. The SD was particularly impoverished in N during the main litter fall period. The ability of plants to directly take up nutrients by leaf tissues is well known and has been observed in field studies that calculated flux balances from TF measurements (Brumme et al., 1992; Draaijers et al., 1997; Talkner et al., 2010; Thimonier et al., 2005). Numerous other studies in temperate ecosystems have shown N uptake (Brumme et al., 1992; Pelster et al., 2009; Pryor and Barthelmie, 2005; Staelens et al., 2008). Pelster et al. (2009) asserts that uptake of inorganic N by the canopy tends to occur in areas with IN deposition $< 4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$, while IN leaching occurs in areas with higher IN deposition. Our results show that the net SD of NO_3 was negative despite high BD ($> 20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$). This indicates that N uptake may be an important component of the total N inputs to temperate forests and that throughfall studies must be viewed with caution when they are used to estimate the total N input. The uptake of N by the canopy may involve the direct uptake by tissues as well as the assimilation by epiphytes and microorganisms living on the plant surface and its transformation to organic N (Brumme et al., 1992; Ferm, 1993). The uptake of N is often correlated with a release of base cations and weak organic acids (Draaijers et al., 1997). In the present study, the foliar leaching of K, Mg, P, and Si was correlated with the canopy uptake of NO_3 throughout the three years (Fig. 6a). The periods of the most active CE for these solutes were in May-June and in autumn, especially in November. To the best of our knowledge, such an annual pattern for CE processes has not been described in the literature before. This pattern could indicate physiological changes of the leaf status during the year, favouring the CE of certain elements during periods of presumed higher leaf permeability. The other measured elements did not follow the same annual CE dynamics as K, Mg, P and Si; however, for almost all elements, foliar leaching occurred mainly from senescent leaves before leaf fall.

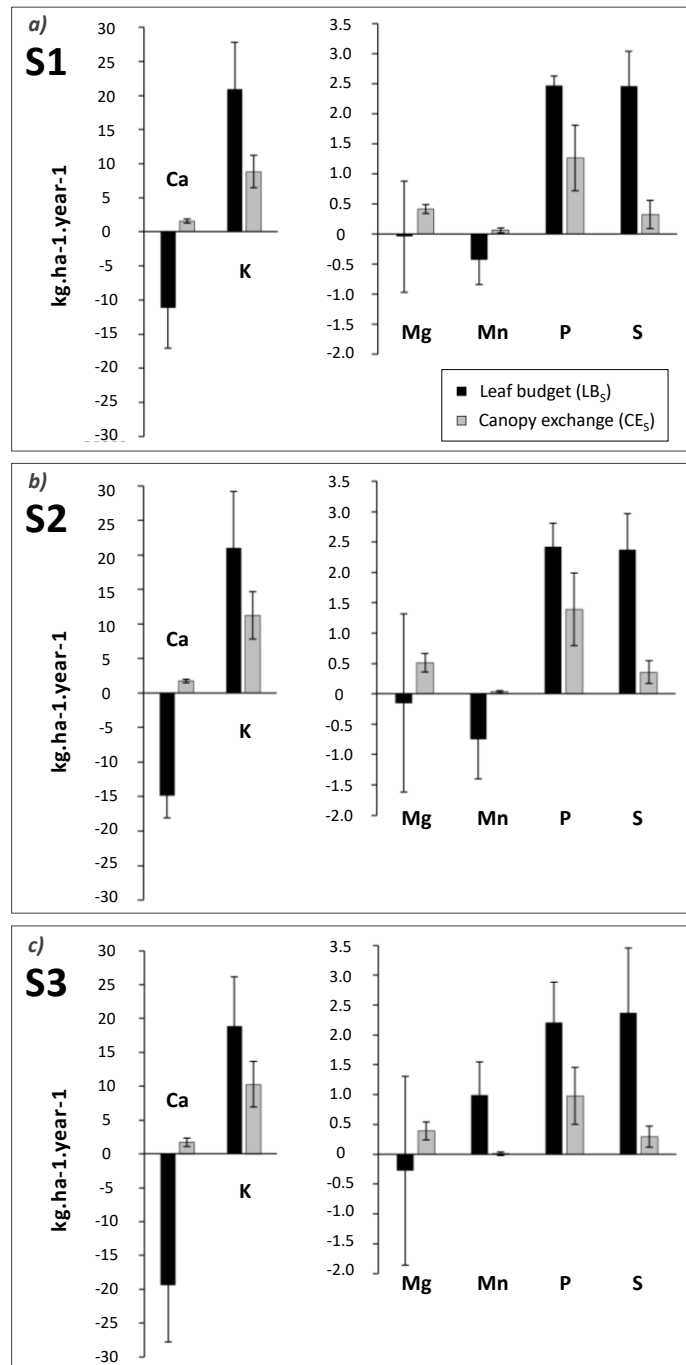
4.3. Canopy budget during senescence

The measured K, Ca, Mg, P and Mn concentrations in August leaves were relatively close to the mean values averaged over 6 beech plots in France given by Duquesnay et al. (2000). As Ca, Mg, Mn, Al, Fe and Na were more concentrated in the litter leaves than in August leaves (Fig. 7), the litter budget during senescence (LB_s) could not be directly compared to the CE_s of these elements. On the other hand, the LB_s was positive for K, P, and S; yet the loss of ions in litter leaves was always higher than the measured departure of these ions through leaching (Fig. 8). Previous studies have highlighted translocation from leaves to twigs shortly before leaf fall (Helmisaari, 1992; Niinemets and Tamm, 2005). This process involves the movement of organic and inorganic substances from senescing leaves and the ensuing transportation of these substances to surviving tissues (Killingbeck, 1986).

The comparison between LB_s and CE_s (Table 3 and Fig. 8) indicated that accretion occurred for Ca and Mg and that resorption occurred for K, P and S in all three plots. Helmisaari and Malkonen (1989) stated that, for cations that are very susceptible to foliar leaching, ignoring leaching losses may lead to an overestimate of translocation. In the present study, the CE of K, P and S accounted for 50.1 %, 51 % and 13.5 % of the removal from leaves during senescence (Table 3), respectively. These results indicate a higher contribution of CE to the leaf budget than observed by Duchesne et al. (2001), who found the foliar leaching of K and P to be, respectively, 2 and 27 times lower than foliar resorption in a Canadian hardwood forest, and Helmisaari (1992), who found that foliar leaching may account for 30 % of the total K removed from needles during senescence in a pine forest.

The assessment of the leaf budget during senescence (Fig S. 3) showed that Ca and Mg returned to the soil almost exclusively via leaf fall, whereas the contribution of foliar leaching was higher than leaf fall for P and almost equal to leaf fall for K (Table 3 and Fig S. 3). The particularly important contribution of foliar leaching to the internal K cycling, coupled to foliar resorption, indicate very efficient recycling for this nutrient; this might partly explain the optimal K foliar content and efficient tree growth in the three studied plots despite potassium-poor soils (Table 1).

Fig. 8. Average annual Ca, K, Mg, Mn, P and S leaf leaf budget (LB_s) and canopy exchange during senescence (CE_s; foliar leaching when positive; canopy uptake when negative) in kg.ha⁻¹ in the three Montiers plots: (a) Dystric Cambisol, (b) Eutric Cambisol, (c) Rendzic Leptosol. Standard deviations were calculated by comparing the three studied years (2012 – 2014).



Effet du type de sol sur le transfert de l'eau et les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers

		Water fluxes	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Cl	P	Si	IC	DOC	TN	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	H ⁺	
		mm.year ⁻¹	kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹																	
BD		1143 ± 195	0.06 ± 0.01	5.5 ± 1.4	0.29 ± 0.2	1.4 ± 0.3	0.9 ± 0.2	0.05 ± 0.01	4.9 ± 1.0	8.4 ± 1.8	0.2 ± 0.0	0.2 ± 0.0	8.5 ± 1.1	17 ± 2	10.9 ± 3.9	4.0 ± 1.9	20.1 ± 6.3	9.7 ± 2.9	2.3E-05 ± 1.3E-05	
TF	S1	916 ± 199	0.08 ± 0.02	6.9 ± 0.1	0.35 ± 0.2	15.3 ± 3.7	1.6 ± 0.1	0.26 ± 0.04 <u>a</u>	4.5 ± 0.2	10.0 ± 0.0	1.7 ± 0.7	1.4 ± 0.5	13.7 ± 1.8	37 ± 3	7.8 ± 1.8	2.5 ± 0.6	13.5 ± 5.1	8.0 ± 0.8	2.0E-05 ± 1.6E-05	
	S2	911 ± 201	0.08 ± 0.02	7.5 ± 0.4	0.38 ± 0.3	21.0 ± 3.8	1.9 ± 0.2	0.26 ± 0.03 <u>a</u>	4.9 ± 0.4	10.1 ± 0.4	2.2 ± 0.8	1.4 ± 0.5	14.3 ± 3.1	52 ± 1	7.7 ± 1.4	2.5 ± 0.5	11.0 ± 3.6	7.9 ± 1.3	1.2E-05 ± 6.2E-06	
	S3	898 ± 211	0.08 ± 0.02	7.4 ± 0.8	0.36 ± 0.2	18.5 ± 4.3	1.7 ± 0.3	0.12 ± 0.02 <u>b</u>	4.8 ± 0.5	9.8 ± 0.6	1.6 ± 0.5	1.1 ± 0.4	12.9 ± 3.7	42 ± 3	7.8 ± 1.5	2.5 ± 0.6	12.1 ± 4.3	7.7 ± 1.3	1.2E-05 ± 6.1E-06	
SF	S1	50 ± 13	0.005 ± 0.00	0.3 ± 0.1	0.02 ± 0.0	1.3 ± 0.2 <u>a</u>	0.1 ± 0.0	0.01 ± 0.00	0.3 ± 0.1	0.6 ± 0.1	0.0 ± 0.0 <u>b</u>	0.1 ± 0.0 <u>a</u>	0.7 ± 0.1	4.7 ± 0.8	0.7 ± 0.2	0.3 ± 0.1	0.7 ± 0.2	0.5 ± 0.1	3.7E-07 ± 1.5E-07	
	S2	52 ± 13	0.005 ± 0.00	0.3 ± 0.0	0.02 ± 0.0	2.1 ± 0.2 <u>b</u>	0.1 ± 0.0	0.01 ± 0.00	0.3 ± 0.0	0.7 ± 0.0	0.1 ± 0.0 <u>a</u>	0.2 ± 0.1 <u>b</u>	0.8 ± 0.1	4.8 ± 0.5	0.7 ± 0.0	0.2 ± 0.0	0.8 ± 0.3	0.6 ± 0.1	2.1E-07 ± 1.0E-07	
	S3	37 ± 15	0.003 ± 0.00	0.2 ± 0.1	0.02 ± 0.0	1.4 ± 0.2 <u>a</u>	0.0 ± 0.0	0.00 ± 0.00	0.3 ± 0.1	0.5 ± 0.1	0.0 ± 0.0 <u>ab</u>	0.1 ± 0.0 <u>a</u>	0.6 ± 0.2	3.1 ± 0.3	0.5 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.6 ± 0.1	0.3 ± 0.1	1.5E-07 ± 9.2E-08	
SD	S1	966 ± 209	0.08 ± 0.02	7.2 ± 0.0	0.37 ± 0.2	16.7 ± 3.6	1.7 ± 0.1	0.27 ± 0.04 <u>a</u>	4.8 ± 0.2	10.6 ± 0.2	1.7 ± 0.7	1.5 ± 0.5	14.4 ± 1.8	42 ± 4	8.6 ± 1.8	2.8 ± 0.7	14.2 ± 5.0	8.5 ± 0.9	2.0E-05 ± 1.6E-05	
	S2	963 ± 214	0.09 ± 0.02	7.8 ± 0.5	0.41 ± 0.3	23.1 ± 4.0	2.0 ± 0.2	0.26 ± 0.03 <u>a</u>	5.2 ± 0.4	10.8 ± 0.4	2.2 ± 0.8	1.6 ± 0.6	15.1 ± 3.2	57 ± 2	8.4 ± 1.4	2.7 ± 0.5	11.8 ± 3.5	8.4 ± 1.4	1.2E-05 ± 6.3E-06	
	S3	935 ± 221	0.08 ± 0.02	7.7 ± 0.8	0.38 ± 0.2	19.9 ± 4.1	1.7 ± 0.3	0.12 ± 0.02 <u>b</u>	5.0 ± 0.5	10.3 ± 0.7	1.6 ± 0.5	1.2 ± 0.5	13.4 ± 3.6	46 ± 3	8.3 ± 1.6	2.7 ± 0.7	12.7 ± 4.3	8.1 ± 1.4	1.2E-05 ± 6.2E-06	
CE	S1		0.02 ± 0.01	1.6 ± 1.4	0.08 ± 0.1	15.3 ± 3.8	0.8 ± 0.2	0.22 ± 0.03 <u>a</u>	-0.1 ± 0.8	2.3 ± 1.7	1.6 ± 0.7	1.3 ± 0.4	5.9 ± 2.2	25 ± 5	-2.4 ± 2.3	-1.2 ± 1.2	-5.8 ± 3.3	-1.2 ± 2.5	-3.4E-06 ± 6.4E-06	
	S2		0.03 ± 0.00	2.3 ± 1.1	0.12 ± 0.2	21.7 ± 4.1	1.1 ± 0.3	0.21 ± 0.02 <u>a</u>	0.3 ± 0.7	2.4 ± 1.8	2.1 ± 0.8	1.4 ± 0.5	6.6 ± 3.6	40 ± 4	-2.5 ± 2.9	-1.3 ± 1.4	-8.3 ± 3.9	-1.2 ± 2.6	-1.1E-05 ± 7.4E-06	
	S3		0.03 ± 0.00	2.1 ± 1.0	0.09 ± 0.2	18.5 ± 4.3	0.9 ± 0.3	0.07 ± 0.01 <u>b</u>	0.2 ± 0.6	2.0 ± 1.7	1.4 ± 0.5	1.0 ± 0.4	4.9 ± 4.2	29 ± 5	-2.7 ± 2.6	-1.3 ± 1.2	-7.3 ± 3.2	-1.6 ± 2.2	-1.1E-05 ± 8.0E-06	
		Enrichment factor (dimensionless)																		
f_e(L)	S1		1.9 ± 0.9	1.6 ± 1.1	1.6 ± 0.8	16.2 ± 13	2.8 ± 1.8	10.3 ± 14	1.0 ± 0.6	1.5 ± 1.0	8.2 ± 9.8	38.6 ± 121	2.1 ± 0.9	3.3 ± 1.7	1.0 ± 0.3	1.4 ± 1.5	0.7 ± 0.3	1.0 ± 0.4	1.5 ± 1.6	
	S2		2.3 ± 1.2	1.6 ± 1.0	1.9 ± 1.2	22.3 ± 18	3.1 ± 2.1	10.5 ± 17	1.1 ± 0.7	1.3 ± 0.9	11.2 ± 11	42.1 ± 132	2.1 ± 1.2	4.9 ± 3.5	1.0 ± 0.5	1.8 ± 2.6	0.6 ± 0.4	0.9 ± 0.4	1.3 ± 1.3	
	S3		2.0 ± 1.0	1.5 ± 1.0	1.8 ± 1.1	18.1 ± 16	2.6 ± 1.6	4.1 ± 5.6	1.0 ± 0.6	1.2 ± 0.9	7.9 ± 7.7	30.1 ± 94	1.8 ± 1.1	3.9 ± 3.3	0.9 ± 0.3	1.3 ± 1.4	0.7 ± 0.3	0.9 ± 0.3	1.5 ± 1.7	
f_e(F)	S1		1.7 ± 0.2	3.4 ± 1.7	12.0 ± 18	28.2 ± 0.7	3.7 ± 0.6	5.5 ± 3.8	1.2 ± 0.3	2.0 ± 0.5	70.8 ± 55	29.2 ± 14	3.7 ± 1.1	4.7 ± 2.6	0.6 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0	1.3 ± 0.5	0.3 ± 0.2	
	S2		1.7 ± 0.4	3.9 ± 1.9	14.0 ± 22	35.0 ± 3.8	4.3 ± 0.5	2.4 ± 1.2	1.3 ± 0.2	2.0 ± 0.5	89.3 ± 78	27.8 ± 19	4.2 ± 1.5	4.7 ± 2.3	0.5 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0	1.2 ± 0.5	0.3 ± 0.2	
	S3		1.4 ± 0.5	3.8 ± 0.8	12.2 ± 19	32.7 ± 4.9	3.4 ± 0.9	1.2 ± 1.1	1.2 ± 0.3	1.9 ± 0.4	61.2 ± 49	20.6 ± 14	4.0 ± 1.7	3.2 ± 1.5	0.4 ± 0.2	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	1.3 ± 0.2	0.2 ± 0.1	
f_e(LL)	S1		1.3 ± 0.8	1.5 ± 0.9	1.1 ± 0.4	5.8 ± 4.7	1.3 ± 0.5	4.2 ± 3.0	1.0 ± 0.2	1.2 ± 0.4	3.4 ± 3.1	3.6 ± 2.5	1.0 ± 0.4	1.7 ± 0.9	0.7 ± 0.3	0.6 ± 0.4	0.7 ± 0.3	0.9 ± 0.3	1.1 ± 1.0	
	S2		1.4 ± 1.0	2.1 ± 1.5	1.2 ± 0.5	11.7 ± 11	1.8 ± 1.0	3.7 ± 2.8	1.1 ± 0.3	1.5 ± 0.6	7.8 ± 9.0	5.8 ± 4.8	1.3 ± 0.8	2.6 ± 1.2	0.7 ± 0.3	0.5 ± 0.4	0.6 ± 0.3	0.9 ± 0.3	1.0 ± 1.2	
	S3		1.5 ± 1.0	2.1 ± 1.6	1.3 ± 0.5	11.1 ± 9.7	1.4 ± 0.6	1.9 ± 1.3	1.1 ± 0.2	1.4 ± 0.4	6.4 ± 8.2	4.5 ± 3.0	1.2 ± 0.7	2.3 ± 1.4	0.7 ± 0.2	0.5 ± 0.4	0.6 ± 0.3	0.9 ± 0.3	1.0 ± 1.2	

Table 2

Average annual bulk deposition (BD), throughfall (TF) and stemflow (SF) water fluxes (in mm.year⁻¹) and element fluxes (in kg.ha⁻¹.year⁻¹) in the tree studied Montiers plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol) between January 2012 and January 2015. Stand deposition (SD) is the sum of throughfall and stemflow. Canopy exchange (CE) is the difference between stand deposition and bulk deposition. Enrichment factors (f_e) indicate the ratio of SD to BD during the leafless period (LL; December – April), the leafed period (L; May – October), and main litter fall (F; November). Standard deviation values are given in italic. Significant differences (p<0.05; linear mixed-effects ANOVA model) in annual fluxes between plots are indicated by underlined letters. IC = inorganic carbon, DOC = dissolved organic carbon, TN = total nitrogen.

4.4. Soil type effect on canopy exchange and leaf translocation

It has been shown that concentrations of nutrients in adult beech leaves depend on soil- and site-specific factors (Bauer et al., 1997; Khanna et al., 2009). In the present study, the soil exchangeable pool was reflected in foliar concentrations before leaf fall for Mn and, to a lesser extent, Ca and Fe (Table 1 and Fig. 7), but not for Mg, K and Al.

The foliar leaching of Mn was more pronounced in plots S1 (Dystric Cambisol) and S2 (Eutric Cambisol) than in S3 (Rendzic Leptosol) by approximately three times (Table 2). The soil exchangeable Mn was similar in the soils of S1 and S2 but was lower in those of S3 (Table 1); the soil pH_{water} increased from S1 to S3. Augustin et al. (2005) states that the root uptake of Mn is controlled by its amount in the soil and by the soil pH. It is known that the mobility and availability of Mn to plants, as for all metal cations, is greater under acidic soil conditions (Millaleo et al., 2010; Piper, 2009; Tyler, 1976). A higher concentration of soluble Mn in the soil solution may lead to higher leaf contents and foliar leaching rates. The increase in Mn leaching with soil acidity has been highlighted by other authors (Nordén, 1991; Talkner et al., 2010). The difference in the soil pH_{water} between plots S1 and S2 ($\Delta\text{pH} \leq 0.48$) might not be enough to affect Mn bioavailability, explaining the same foliar leaching fluxes in plots S1 and S2.

Table 3

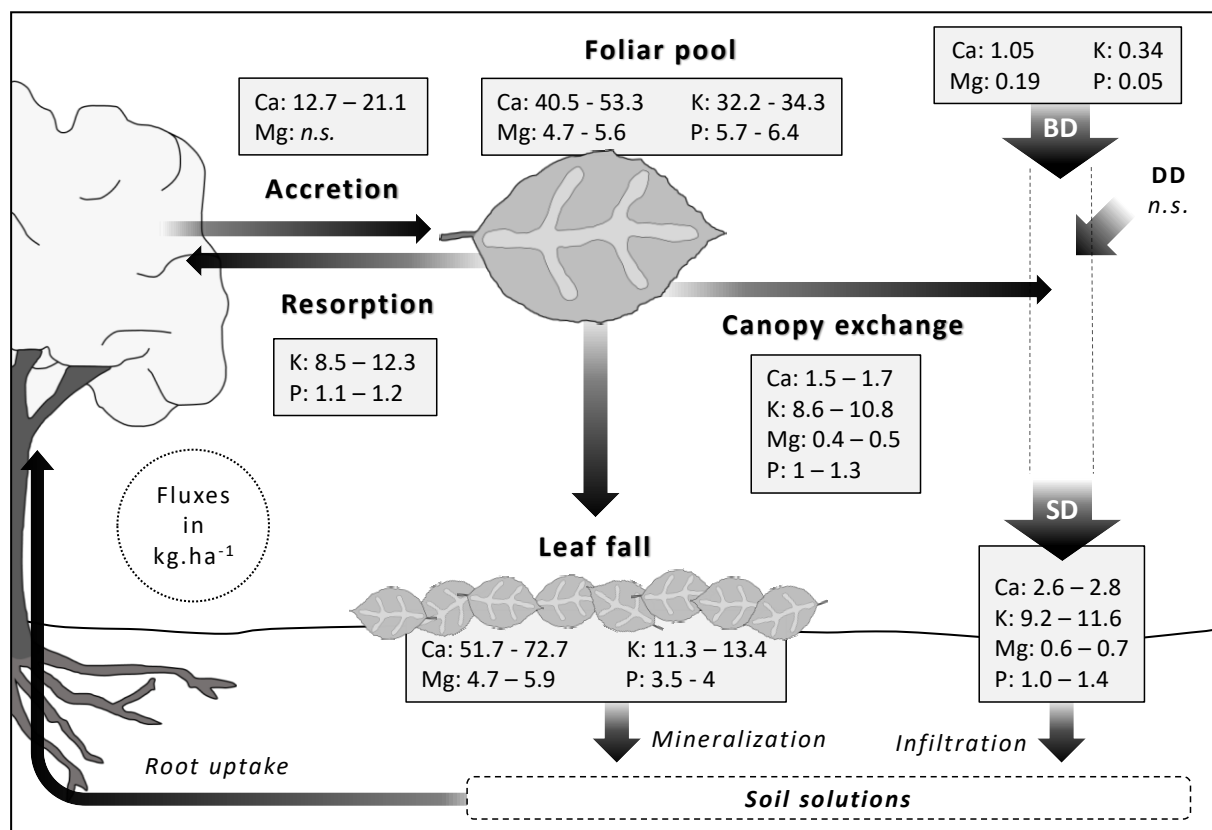
Canopy balance during senescence with the average foliar pool in August leaves, leaf fall, canopy exchange during senescence (CE_s), leaf balance (LB_s), foliar resorption and accretion fluxes in the three plots (S1 – Dystric Cambisol, S2 – Eutric Cambisol, S3 – Rendzic Leptosol). All values are expressed in kg.ha⁻¹. Standard deviation values are given in italic. n.s. = not significant.

		Ca	K	Mg	Mn	P	S
		kg.ha ⁻¹					
S1	Foliar pool (FP _A)	40.49 ± 5.60	32.21 ± 9.24	4.67 ± 0.74	5.47 ± 0.84	6.24 ± 0.61	6.20 ± 0.64
	Leaf fall (LF)	51.65 ± 0.44	11.32 ± 2.38	4.72 ± 0.50	5.91 ± 0.59	3.77 ± 0.48	3.74 ± 0.06
	Canopy exchange (CE _s)	1.49 ± 0.33	8.63 ± 2.31	0.40 ± 0.08	0.06 ± 0.04	1.24 ± 0.53	0.27 ± 0.23
	Leaf budget (LB _s)	-11.16 ± 5.90	20.90 ± 6.87	n.s.	-0.44 ± 0.40	2.46 ± 0.16	2.46 ± 0.58
	Resorption (T _s)	-	12.26	-	-	1.22	2.19
	Accretion (T _s)	12.65	-	0.44	0.49	-	-
S2	Foliar pool (FP _A)	46.67 ± 4.78	34.25 ± 9.53	5.21 ± 2.09	4.59 ± 0.28	6.39 ± 1.03	6.40 ± 0.67
	Leaf fall (LF)	61.57 ± 4.26	13.21 ± 1.59	5.37 ± 0.65	5.34 ± 0.59	3.97 ± 0.68	4.02 ± 0.25
	Canopy exchange (CE _s)	1.63 ± 0.19	10.75 ± 3.13	0.49 ± 0.13	0.03 ± 0.02	1.32 ± 0.56	0.29 ± 0.17
	Leaf budget (LB _s)	-14.90 ± 3.15	21.05 ± 8.16	n.s.	-0.75 ± 0.65	2.42 ± 0.38	2.37 ± 0.60
	Resorption (T _s)	-	10.30	-	-	1.10	2.08
	Accretion (T _s)	16.53	-	0.64	0.78	-	-
S3	Foliar pool (FP _A)	53.34 ± 9.27	32.27 ± 9.25	5.60 ± 2.44	2.72 ± 0.53	5.70 ± 1.31	6.78 ± 1.00
	Leaf fall (LF)	72.74 ± 1.19	13.43 ± 2.51	5.88 ± 0.61	1.72 ± 0.16	3.49 ± 0.63	4.42 ± 0.18
	Canopy exchange (CE _s)	1.67 ± 0.54	10.37 ± 3.31	0.38 ± 0.20	0.01 ± 0.01	0.97 ± 0.36	0.27 ± 0.16
	Leaf budget (LB _s)	-19.39 ± 8.38	18.84 ± 7.35	n.s.	0.99 ± 0.56	2.21 ± 0.68	2.37 ± 1.09
	Resorption (T _s)	-	8.47	-	0.98	1.24	2.09
	Accretion (T _s)	21.06	-	0.66	-	-	-

The CE of other elements did not differ significantly among the plots. Foliar leaching only slightly tended towards the order $S2 \geq S3 > S1$ for Mg, Ca and K. The soil exchangeable K, Ca and Mg pools increased from S1 to S3 (Table 1). According to Hofhansl et al. (2011) and Talkner et al. (2010), foliar leaching may depend on the nutritional status of the stand. The soil properties that are most likely to influence CE are soil pH, cation exchange capacity and base cation saturation (Talkner et al., 2010). Nordén (1991) observed base cation leaching rates that increased from under-saturated soils to saturated soils. However, in the present study, the soil exchange capacity and saturation in base cations were not the determinant factors in the regulation of foliar leaching.

When the pH_{BD} was particularly low in spring 2013, the pH_{TF} was lower in plot S1 than in S2 and S3 (Fig. 4). Apart from this period, there were no significant differences in the pH_{TF} among the three plots. Some studies have shown that the canopy exerts a buffering effect on incident precipitation solutions by decreasing their acidity through ion exchange, with protons being consumed by the leaf, while base cations are leached (Gandois et al., 2010; Nordén, 1991; Staelens et al., 2008); this buffering capacity might be all the more effective, as the soil is rich in base cations (Reuss and Johnson, 1986). In the present study, the canopy buffering effect was impacted by the low base saturation in S1 (Table 1) only when the pH_{BD} was below a certain threshold level (~ 4.5).

Fig S. 3. Schematic diagram representing Ca, Mg, K and P fluxes and stocks within the biological cycle during the period of senescence (August – December): Bulk deposition (BD), dry interception deposition (DD), stand deposition (SD), foliar pool in August leaves, translocation from twigs to leaves (accretion) and from leaves to twigs (resorption), foliar leaching (canopy exchange; CE_s) and leaf fall. All fluxes are expressed in $kg \cdot ha^{-1}$. The given range of values expresses the variability among the three plots. These are mean annual values calculated by averaging the three studied years (2012–2014). n.s. = not significant.



During the period of senescence, Ca was translocated from twigs to leaves in all three plots and the accretion flux increased from S1 to S3 (Table 3) with increasing soil exchangeable Ca (Table 1). This Ca enrichment in senescent leaves could reflect an evacuation mechanism as a consequence of excess Ca. Mn was accreted in plots S1 and S2 but resorbed in S3, indicating an influence of soil type on Mn translocation. K was resorbed from leaves to surviving tissues in all three plots, and the resorption flux decreased slightly from S1 to S3 with increasing soil exchangeable K (Table 1). K recycling through withdrawal from senescent leaves could be enhanced by lower K reserves in the soil.

5. Conclusion

From the ecosystem-based monitoring of solutions and vegetation over three years (2012 - 2014), this study highlighted element fluxes at the canopy level that are rarely quantified together in the same forest ecosystem. In the actual European dynamic of decreasing atmospheric deposition, the rural site of Montiers shows one of the first raised cases of absence of dry deposition of small particles (< 0.45 μm) in the canopy. This absence of interception deposition in the three studied plots simplified the interpretation of aboveground element fluxes and enabled the quantification of canopy exchange processes. The results demonstrate that the canopy effect was essentially due to foliar leaching, which occurred mostly during the period of senescence but also existed during the rest of the year. The quantification of canopy exchange coupled with the leaf balance assessment during autumn enabled the determination of element dynamics within the biological cycle in temperate beech forests. We showed very different dynamics for most of the studied elements. However, stoichiometric relations were observed between some elements when comparing the monthly net stand depositions; further investigation is needed to explain these relations. In particular, we highlighted a group of elements (K, Mg, Si and P) that followed a very similar annual dynamic with distinct periods of higher leachability observed each year of the study, expressing a close relationship in their behaviour within the biological cycle. The other studied elements had their own different annual dynamics. It might be interesting to assess the annual dynamics of minor elements as a comparison to those of major elements. The present study showed that the respective contributions of the different aboveground fluxes to the biological cycle were not consistent among the studied elements, implying contrasting behaviours and strategies within the beech forest ecosystem. The recycling of Ca and Mg was almost entirely linked to leaf fall in autumn, whereas K returned to the soil via canopy leaching and leaf fall in equal measure. K and P were strongly increased in stand deposition through canopy leaching and were also resorbed from the leaves to the tree during senescence, which indicates the particularly efficient and conservative biological recycling of these elements. It was also shown that Si foliar leaching fluxes played a significant role in the internal recycling of this element. The canopy effect of most of the studied elements was not significantly impacted by the soil type. Only Mn foliar leaching was strongly soil-dependent, as it increased with soil acidity. The leaching of nutrients did not reflect the soil exchangeable pool; however, the translocation of Ca and K during senescence was slightly soil-dependent. The soil type effect was lower than what might have been expected in regard to the marked difference among the exchangeable pools of the three studied soils. This study showed the key role of the forest canopy in water and element fluxes at the interface between the atmosphere, the biosphere and the lithosphere.

Acknowledgements

The authors would like to thank the technical staff of INRA-BEF and ANDRA for field sampling, and in particular Serge Didier as technical manager of the Montiers site. We are particularly grateful to Carine Cochet and Claire Pantigny for the numerous solutions analyses. We are also grateful to Météo-France for the communication of meteorological data and to Bernard Longdoz and Laura Heid (INRA-EEF) for the communication of LAI values. We thank ANDRA, INRA, GIP Ecofor and AnaEE France for the financial functioning of the Montiers site, and ANDRA for financing Gil Kirchen's doctoral thesis. We would like to acknowledge the National Forest Office (ONF) for welcoming us into the domanial forest of Montiers. Finally, we thank Christophe Calvaruso for his constructive conversations and helpful reviews that improved this manuscript.

References (ARTICLE II)

- Adriaenssens, S., Hansen, K., Staelens, J., Wuyts, K., De Schrijver, A., Baeten, L., Boeckx, P., Samson, R. and Verheyen, K. (2012) 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). *The Science of the total environment* 420, 168-182.
- André, F., Jonard, M. and Ponette, Q. (2008a) Influence of species and rain event characteristics on stemflow volume in a temperate mixed oak-beech stand. *Hydrological Processes* 22, 4455-4466.
- André, F., Jonard, M. and Ponette, Q. (2008b) Spatial and temporal patterns of throughfall chemistry within a temperate mixed oak-beech stand. *The Science of the total environment* 397, 215-228.
- Augustin, S., Stephanowitz, H., Wolff, B., Schröder, J. and Hoffmann, E. (2005) Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past. *European Journal of Forest Research* 124, 313-318.
- Bauer, G., Schulze, E.D. and Mund, M. (1997) Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology* 17, 777-786.
- Berner, E.K. and Berner, R.A. (2012) *Global Environment: Water, Air, and Geochemical Cycles - Second edition*. Princeton University Press.
- Bostedt, G., Mustonen, M. and Gong, P. (2015) Increasing forest biomass supply in northern Europe – countrywide estimates and economic perspectives. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1-9.
- Bredemeier, M. (1989) Forest Canopy Transformation of Atmospheric Deposition. 121-138.
- Brumme, R., Leimcke, U. and Matzner, E. (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, 273-279.
- Chapin, F.S. (1991) Effects of Multiple Environmental Stresses on Nutrient Availability and Use, in: William E. Winner, E.J.P., Jacques Roy (Ed.), *Response of plants to multiple stresses*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 67-88.
- Cronan, C.S. and Reiners, W.A. (1983) Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. *Oecologia* 59, 216-223.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Deelstra, H.D., Klap, J.M. and Vel, E.M. (1999) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe; technical report 1999. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., Spranger, T. and Wyers, G.P. (1996) The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmospheric Environment* 30, 3349-3361.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., van Leeuwen, N.F.M., Römer, F.G., te Winkel, B.H., Veltkamp, A.C., Vermeulen, A.T. and Wyers, G.P. (1997) The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmospheric Environment* 31, 387-397.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., van Leeuwen, N.F.M., Romer, F.G., te Winkel, B.H., Vermeulen, A.T., Wyers, G.P. and Hansen, K. (1994) A comparison of methods to estimate canopy exchange at

- the Speulder Forest. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Biltoven.
- Duchesne, L., Ouimet, R., Camiré, C. and Houle, D. (2001) Seasonal nutrient transfers by foliar resorption, leaching, and litter fall in a northern hardwood forest at Lake Clair Watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 333-344.
- Duquesnay, A., Dupouey, J.L., Clement, A., Ulrich, E. and Le Tacon, F. (2000) Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology* 20, 13-22.
- Eisalou, H.K., Şengönül, K., Gökbülak, F., Serengil, Y. and Uygur, B. (2013) 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.
- FAO (2016) World reference base for soil resources 2014, World Soil Resources Report 106, FAO, Rome.
- Ferm, M. (1993) Throughfall Measurements of Nitrogen and Sulphur Compounds. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 50, 29-43.
- Fichter, J., Dambrine, E., Turpault, M.P. and Ranger, J. (1998) Base cation supply in spruce and beech ecosystems of the Strengbach catchment (Vosges mountains, N-E France). *Water, Air, and Soil Pollution* 104, 125-148.
- Fillion, N., Probst, A. and Probst, J.L. (1999) Dissolved organic matter contribution to rain water, throughfall and soil solution chemistry. *Analisis* 27, 409-413.
- Filoso, S., Williams, M.R. and Melack, J.M. (1999) Composition and Deposition of Throughfall in a Flooded Forest Archipelago (Negro River, Brazil). *Biogeochemistry* 45, 169-195.
- Gandois, L., Tipping, E., Dumat, C. and Probst, A. (2010) Canopy influence on trace metal atmospheric inputs on forest ecosystems: Speciation in throughfall. *Atmospheric Environment* 44, 824-833.
- Helmisaari, H.-S. and Malkonen, E. (1989) Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three *Pinus sylvestris* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4, 13-28.
- Helmisaari, H.S. (1992) Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology* 10, 45-58.
- Hofhansl, F., Wanek, W., Drage, S., Huber, W., Weissenhofer, A. and Richter, A. (2011) Topography strongly affects atmospheric deposition and canopy exchange processes in different types of wet lowland rainforest, Southwest Costa Rica. *Biogeochemistry* 106, 371-396.
- Johnson-Maynard, J.L., Graham, R.C., Shouse, P.J. and Quideau, S.A. (2005) Base cation and silicon biogeochemistry under pine and scrub oak monocultures: implications for weathering rates. *Geoderma* 126, 353-365.
- Khanna, P.K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J. and Meiwes, K.J. (2009) Biomass and Element Content of Foliage and Aboveground Litterfall on the Three Long-Term Experimental Beech Sites: Dynamics and Significance. 208, 183-205.
- Killingbeck, K.T. (1986) The Terminological Jungle Revisited: Making a Case for Use of the Term Resorption. *Oikos* 46, 263.
- Kopáček, J., Turek, J., Hejzlar, J. and Šantrůčková, H. (2009) Canopy leaching of nutrients and metals in a mountain spruce forest. *Atmospheric Environment* 43, 5443-5453.
- Lal, C.B., Annapurna, C., Raghubanshi, A.S. and Singh, J.S. (2001a) Effect of leaf habit and soil type on nutrient resorption and conservation in woody species of a dry tropical environment. *Canadian Journal of Botany* 79, 1066-1075.

- Lal, C.B., Annapurna, C., Raghubanshi, A.S. and Singh, J.S. (2001b) Foliar demand and resource economy of nutrients in dry tropical forest species. *Journal of Vegetation Science* 12, 5-14.
- Lequy, E., Calvaruso, C., Conil, S. and Turpault, M.-P. (2014) Atmospheric particulate deposition in temperate deciduous forest ecosystems: Interactions with the canopy and nutrient inputs in two beech stands of Northeastern France. *Science of The Total Environment* 487, 206-215.
- Lindberg, S.E., Lovett, G.M., Richter, D.D. and Johnson, D.W. (1986) Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science* 231, 141-145.
- Lovett, G.M. and Lindberg, S.E. (1984) Dry Deposition and Canopy Exchange in a Mixed Oak Forest as Determined by Analysis of Throughfall. *The Journal of Applied Ecology* 21, 1013.
- Mayer, R. and Ulrich, B. (1977) Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds - its role in the element balance and effect on soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 7.
- Michalzik, B. and Stadler, B. (2005) Importance of canopy herbivores to dissolved and particulate organic matter fluxes to the forest floor. *Geoderma* 127, 227-236.
- Millaleo, R., Reyes- Diaz, M., Ivanov, A.G., Mora, M.L. and Alberdi, M. (2010) Manganese as Essential and Toxic Element for Plants: Transport, Accumulation and Resistance Mechanisms. *Journal of soil science and plant nutrition* 10, 470-481.
- Miller, H.G., Cooper, J.M., Miller, J.D. and Pauline, O.J.L. (1979) Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. *Canadian Journal of Forest Research* 9, 19-26.
- Niinemets, U. and Tamm, U. (2005) Species differences in timing of leaf fall and foliage chemistry modify nutrient resorption efficiency in deciduous temperate forest stands. *Tree Physiology* 25, 1001-1014.
- 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, 209-230.
- Parker, G.G. (1983) Throughfall and Stemflow in the Forest Nutrient Cycle. *Adv Ecol Res* 13, 57-133.
- Parraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., Gonzalez-Alcaraz, M.N. and Conesa, H.M. (2014) Metal(loid) allocation and nutrient retranslocation in *Pinus halepensis* trees growing on semiarid mine tailings. *The Science of the total environment* 485-486, 406-414.
- Pelster, D.E., Kolka, R.K. and Prepas, E.E. (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, 210-219.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. and R Core Team (2017). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Piper, C.S. (2009) The Availability of Manganese in the Soil. *The Journal of Agricultural Science* 21, 762.
- Pryor, S.C. and Barthelmie, R.J. (2005) Liquid and Chemical Fluxes in Precipitation, Throughfall and Stemflow: Observations from a Deciduous Forest and a Red Pine Plantation in the Midwestern U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution* 163, 203-227.
- Qualls, R.G., Haines, B.L., Swank, W.T. and Tyler, S.W. (2000) Soluble Organic and Inorganic Nutrient Fluxes in Clearcut and Mature Deciduous Forests. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1068.
- R Development Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ranger, J. and Turpault, M.-P. (1999) Input–output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 122, 139-154.

- Reuss, J.O. and Johnson, D.W. (1986) Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Springer-Verlag New York.
- Sommer, M., Jochheim, H., Höhn, A., Breuer, J., Zagorski, Z., Busse, J., Barkusky, D., Meier, K., Puppe, D., Wanner, M. and Kaczorek, D. (2013) Si cycling in a forest biogeosystem – the importance of transient state biogenic Si pools. *Biogeosciences* 10, 4991-5007.
- Stachurski, A. and Zimka, J.R. (1975) Methods of studying forest ecosystems: leaf area, leaf production and withdrawal of nutrients from leaves of trees. *Ekologia Polska*, 637–648.
- Staelens, J., De Schrijver, A. and Verheyen, K. (2007) Seasonal variation in throughfall and stemflow chemistry beneath a European beech (*Fagus sylvatica*) tree in relation to canopy phenology. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 1359-1372.
- Staelens, J., Houle, D., De Schrijver, A., Neiryck, J. and Verheyen, K. (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, 149-169.
- Talkner, U., Krämer, I., Hölscher, D. and Beese, F.O. (2010) Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity. *Plant and Soil* 336, 405-420.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P. and Rihm, B. (2005) Atmospheric Deposition on Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) Plots. *Environmental Monitoring and Assessment* 104, 81-118.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P. and Schleppi, P. (2008) Seasonality of the Na/Cl ratio in precipitation and implications of canopy leaching in validating chemical analyses of throughfall samples. *Atmospheric Environment* 42, 9106-9117.
- Thomas, H. and Stoddart, J.L. (1980) Leaf Senescence. *Annual Review of Plant Physiology* 31, 83-111.
- Tyler, G. (1976) Soil Factors Controlling Metal Ion Absorption in the Wood Anemone *Anemone nemorosa*. *Oikos* 27, 71.
- Ulrich, B. (1983) Interaction of Forest Canopies with Atmospheric Constituents: So₂, Alkali and Earth Alkali Cations and Chloride. 33-45.
- Ulrich, E., Lanier, M. and Combes, D. (1998) RENECOFOR - Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT) - Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996. Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques.
- Van Stan, J.T., 2nd and Pypker, T.G. (2015) A review and evaluation of forest canopy epiphyte roles in the partitioning and chemical alteration of precipitation. *The Science of the total environment* 536, 813-824.
- Vergutz, L., Manzoni, S., Porporato, A., Novais, R.F. and Jackson, R.B. (2012) Global resorption efficiencies and concentrations of carbon and nutrients in leaves of terrestrial plants. *Ecological Monographs* 82, 205-220.
- Verstraeten, A., Neiryck, J., Genouw, G., Cools, N., Roskams, P. and Hens, M. (2012) Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62, 50-63.
- Wall, A. (2012) Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecology and Management* 282, 175-184.
- Yawney, H.W., Leaf, A.L. and Leonard, R.E. (1978) Nutrient content of throughfall and stemflow in fertilized and irrigated *Pinus resinosa* ait. *Stands. Plant and Soil* 50, 433-445.

L'article II en quelques points...

- L'impact de la canopée des hêtres sur les flux des éléments a été évalué sur trois sols contrastés pendant la période 2012-2014.
- Aucun dépôt sec atmosphérique significatif n'a été mis en évidence sur ce site rural.
- Les flux de récréation foliaire des éléments K, P, Mg et Si suivent la même dynamique saisonnière.
- K, P et S sont résorbés par les feuilles, tandis que Ca et Mg sont accrétés par les feuilles durant la période de sénescence.
- Le type de sol influence les flux de récréation foliaire de Mn, et les flux de translocation foliaire de Ca, Mn et K.

5.3. Discussions sur les flux des éléments hors couvert

5.3.1. Les contributions marine, terrestre et anthropique aux apports atmosphériques

Les pics de concentration de Na et Cl dans les pluies incidentes en hiver indiquent probablement une influence marine particulièrement marquée à ce moment de l'année. Ceci a également été observé par Forgeard et al. (1980) dans le nord-ouest de la France et par André et al. (2008) dans les Ardennes belges. On peut supposer que les courants atmosphériques apportent davantage d'embruns marins sur le nord-ouest de la France en hiver. Ceci pourrait être partiellement dû à des vents plus rapides en hiver qu'en été (André et al., 2008 ; Adriaenssens et al., 2012). Notons que d'autres facteurs peuvent biaiser l'estimation des apports en Na et en Cl, tels que le salage des routes en hiver avec du NaCl (Thimonier et al., 2005). Le fait que les pics hivernaux de Na et Cl soient corrélés avec des pics de Mg, un autre composant majeur des aérosols marins (Lövsblad et al., 2000 ; Lequy, 2012), semblerait pourtant appuyer l'hypothèse des courants marins. Par ailleurs, le pic de Na est marqué en décembre 2012 bien qu'aucun salage n'ait été pratiqué dans les environs de Montiers cet hiver-là. Cette réflexion sur les dépôts de Na sur la forêt de Montiers est nécessaire, cet élément ayant été utilisé comme traceur pour deux modèles utilisés dans le cadre de cette étude (le modèle CBM et l'estimation des contributions marines).

L'étude des apports atmosphériques a permis de quantifier les flux entrants dans les écosystèmes des trois stations expérimentales 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. 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. Ceci confirme les observations de Lequy (2012) qui montrent que, dans le nord de la France, la période printemps-été présente les dépôts éoliens minéraux (issus de l'érosion de la croûte terrestre) les plus élevés. En ce qui concerne K, l'origine biogénique pourrait être marquée (Mahowald et al., 2008 ; Hofhansl et al., 2011), ce que semble confirmer la corrélation entre les dépôts de K et du carbone organique dissous à Montiers ; ceci expliquerait les apports en K plus élevés durant la saison de végétation.

La bonne corrélation entre les dépôts atmosphériques de SO_4 et de NO_3 peut témoigner de sources similaires ; or les oxydes d'azote et de soufre sont abondamment émis par les activités anthropiques – industrielles, urbaines et agricoles – (Dentener et al., 2006 ; Ranjit et al., 2006). Ainsi les prélèvements de dépôts humides présentant des teneurs élevées en NO_3 et en SO_4 indiquent probablement des périodes d'activité anthropique intense dans la région.

5.3.2. L'effet canopée et les flux sous couvert

Le passage des pluies incidentes à travers la phyllosphère entraîne une modification significative des flux des éléments vers le sol dans les trois 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 sous la canopée de K, Ca, Mg, Mn, Al, Si et DOC sont augmentés par rapport à leurs flux au-dessus de la canopée, tandis que les flux de NO_3 et NH_4 sont réduits. De nombreux auteurs ont étudié les processus pouvant être à l'origine de cette modification des flux par l'« effet canopée ».

La diminution des flux de NO_3 et de NH_4 sont probablement la conséquence de l'assimilation de ces formes azotées par les arbres (Brumme et al., 1992 ; Thimonier et al., 2005 ; Draaijers et al., 1997 ; Talkner et al., 2010). Brumme et al. (1992) et Hofhansl et al. (2011) affirment que le prélèvement de l'azote dans les dépôts secs par les feuilles constitue une composante importante des apports totaux de ce nutriment dans l'écosystème forestier. A Montiers, l'assimilation de NO_3 par la canopée concerne entre 25 et 35 % des apports atmosphériques en solution.

Cependant, pour la majorité des éléments, l'effet canopée a 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 qu'il est peu retenu par les tissus structuraux (Johnson-Maynard et al., 2005 ; Draaijers et al., 1997). K est donc très mobile et facilement récréé par la feuille (Hofhansl et al., 2011); en conséquence, il représente souvent le cation dominant dans les pluviollessivats (Nordén, 1991 ; André et al., 2008). Des taux d'enrichissement de K par effet canopée similaires à ceux de Montiers ($14 < f_e < 17.5$) ont été mesurés par Talkner et al. en 2010 (sous hêtraie ; $6.3 < f_e < 10.4$) et par Draaijers et al. en 1997 (sous plantation de Douglas ; $f_e = 14$). Ca et Mg peuvent également être récréés par les feuilles, mais sont moins mobiles que K (Draaijers et al., 1997 ; André et al., 2008). La mise en évidence d'une corrélation entre les pluviollessivats nets de Mg et de K pourrait indiquer l'existence d'une co-récrétion de ces deux éléments. Le comportement un peu différent de Ca par rapport à K et Mg pourrait être dû à ses apports par dépôt sec plus importants ou à l'immobilisation partielle de Ca sous forme d'oxalate de calcium (Krieger et al., 2017).

Les pics de pluviollessivat net (NTF) 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 ; Ulrich, 1983).

L'enrichissement de K, Ca et Mg peut également être dû au lessivage des dépôts secs (Ulrich, 1983), mais selon le modèle du bilan de la canopée (CBM), cet apport est minoritaire à Montiers vis-à-vis de l'échange de la canopée (CE). La contribution des dépôts secs au NTF la plus importante est observée 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.

L'effet canopée contribue de manière significative au recyclage interne des macronutriments essentiels K, Ca et Mg, par le biais de la composante CE du pluviollessivat net. En effet, cette contribution s'ajoute au flux lié à la chute de litière pour compléter le cycle biologique (Hofhansl et al., 2011). La composante DD de NTF ne peut pas être prise en compte dans le cycle biologique, puisqu'il

s'agit d'un apport externe (cycle géochimique). Or le type de sol ne peut exercer un impact direct que sur le cycle interne. Dans cette optique, l'utilisation du modèle CBM est intéressante puisqu'elle permet d'estimer la contribution de la composante CE aux flux sous couvert. L'application du modèle indique une récréation de K, Mg et Ca par la canopée plus importante dans la station S2 que dans les stations S1 et S3 et une récréation de Mn particulièrement faible dans la station S3. Ces résultats pourraient refléter l'impact du sol, lequel est discuté dans la section suivante.

Notons que le modèle CBM indique des dépôts secs plus élevés pour S2 et S3 que pour S1. Hofhansl et al. (2011) indique que le dépôt sec a tendance à augmenter avec l'altitude en raison d'une meilleure exposition aux masses d'air chargées en aérosols. Or les résultats du modèle CBM montrent une tendance contraire à Montiers, S1 se situant à une altitude plus élevée que les stations S2 et S3.

Il faut néanmoins préciser que l'application du modèle CBM sur le site de Montiers est discutable car le pluviollessivat net annuel de Na (NTF_{Na}), permettant de tracer les dépôts secs (DD), est négatif (en 2012-2013) ou très faible (en 2014-2015). En comparaison, Talkner et al. (2010) a calculé des dépôts secs annuels de Na représentant 77 à 139 % des dépôts humides sur une hêtraie en Allemagne. Ainsi, pour que le modèle puisse être appliqué à Montiers, il a fallu supposer une absence de dépôt sec sur la canopée lors des mois de l'année présentant des flux de NTF_{Na} négatifs. Ceci pourrait expliquer les faibles contributions de DD au pluviollessivat net de Mg et Ca estimées par le modèle. Notons qu'Adriaenssens et al. (2012) ont mesuré des dépôts secs supérieurs pour Ca et similaires pour Mg à leur flux de récréation au niveau d'une canopée de hêtre dans le nord de la Belgique. D'autres auteurs ont également estimé des valeurs de DD égales ou supérieures à CE pour Ca et Mg (Draaijers et al., 1997 ; Staelens et al., 2008).

Concernant la variabilité spatiale des flux des éléments dans les pluviollessivats, Thimonier et al. (2005) affirment qu'elle peut être élevée à l'échelle de la placette forestière. C'est le cas à Montiers et cette variabilité, mise en évidence par la comparaison des solutions des gouttières individuelles, devrait impérativement être prise en compte dans le cadre d'une étude plus poussée des flux sous couvert.

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 préférentiels à l'échelle de la placette a montré qu'ils représentent une part non négligeable des flux minéraux sous couvert (SD) ; ainsi entre 7 et 10 % des flux SD de K et entre 3.4 et 4.2 % des flux SD de Ca et Mg sont apportés au sol via les écoulements de tronc. Cette contribution a certainement une grande importance au sein de l'écosystème forestier compte tenu que ces nutriments sont directement apportés à la sphère racinaire (Johnson et Lehmann, 2006), rechargeant ainsi le pool nutritif des arbres. Le potassium est l'élément le plus concerné par cet écoulement préférentiel vers la rhizosphère, 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 et Lehmann, 2006 ; André et al., 2008). 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.

5.3.3. L'empreinte de la nature du sol sur les flux hors sol

L'étude des flux des éléments sous couvert a montré une grande similitude entre les trois 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 trois stations. Des différences non négligeables ont néanmoins été mises en évidence en ce qui concerne les pluviollessivats nets de certains éléments (en particulier Mn et K), 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 et al. (2010) ajoutent 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 la partie 3.2 de ce manuscrit*). Il est connu que la mobilité et la biodisponibilité de Mn sont plus élevées en milieu acide (Talkner et al., 2010). Selon Augustin (2005), le prélèvement racinaire de Mn est contrôlé par sa teneur dans le sol (laquelle est dépendante de la roche-mère) et par le pH du sol. Après être prélevé, Mn est transloqué vers tous les organes de l'arbre (Augustin, 2005). Certains auteurs ont relevé des taux de récréation augmentant avec l'acidité du sol (Talkner et al., 2010 ; Nordén, 1991). On peut affirmer que les peuplements des stations S2 et surtout S1 ($\text{pH}_{\text{eau}(S1)} \leq 5$ dans les 60 premiers cm du sol) sont davantage enclins à prélever cet élément dans le sol et à le récréer par les feuilles. Le fait que la récréation de Mn soit équivalente dans les stations S1 et S2, 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.

Certaines études ont montré que la canopée exerce un effet tampon vis-à-vis des pluies incidentes, en réduisant leur acidité par un processus d'échange d'ions ; les protons H^+ sont consommés par les feuilles en échange des cations basiques K, Ca et Mg, lesquels sont lessivés de la phyllosphère (Nordén, 1991 ; Gandois et al., 2010). Il en résulte une diminution du pH des pluviollessivats. Cet effet tampon serait d'autant plus efficace que le sol forestier est riche en bases échangeables (Reuss et Johnson, 1986). A Montiers, aucune différence notable n'a néanmoins été mise en évidence entre les valeurs de pH des pluviollessivats des trois stations. Ici les différences de taux de saturation du sol ne semblent donc pas influencer significativement l'effet tampon de la canopée. Les pluviollessivats des trois stations de Montiers présentent des pH plus faibles que les pluies incidentes de mi-mars à novembre 2012 ; cette augmentation de l'acidité malgré l'effet tampon supposé pourrait être mise sur le compte du lessivage d'acides organiques faibles (Pelster et al., 2009). Lorsque les apports atmosphériques humides sont particulièrement acides ($\text{pH} < 6$), les pluviollessivats ont néanmoins des valeurs de pH plus élevées que les pluies, indiquant un effet tampon marqué de la canopée. Une tendance semblable a été également observée par Thimonier et al. (2008). L'augmentation de l'acidité des pluies incidentes pourrait augmenter la perméabilité des feuilles et

donc l'échange cationique à l'origine de l'effet tampon (Filoso, 1999). Cette augmentation du pH affecte de la même façon les trois stations.

La récrétion de K, Ca et Mg par la phyllosphère est susceptible de dépendre de l'état nutritionnel du peuplement (Hohansl, 2011). 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). Ainsi des prélèvements racinaires importants pourraient aboutir à des flux de récrétion élevés. 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 trois nutriments ne suivent pas la relation $S1 < S2 < S3$. En effet, les valeurs les plus élevées sont mesurées dans la station S2. Les différences entre les stations sont particulièrement marquées en ce qui concerne les flux du pluviolessivat net de K ($S1 < S3 < S2$). Ici le taux de saturation du sol n'est donc pas le facteur déterminant régulant l'intensité de la récrétion par la canopée. Les propriétés chimiques du sol pourraient ne pas être reflétées par les teneurs en ions dans les feuilles (Talkner et al., 2010). A Montiers, le peuplement de la station S2 pourrait être caractérisé par un optimum de croissance vis-à-vis des deux autres stations, la réserve en nutriments étant supposée limitante dans le sol de S1 et la réserve hydrique étant supposée limitante dans S3. Cet optimum de croissance pourrait expliquer les flux de récrétion plus importants dans S2.

Chapitre 6

Chimie des solutions du sol

6. Chimie des solutions du sol

6.1. Le pH et les concentrations en éléments des solutions de sol

6.1.1. Le pH des solutions dans la litière et le sol

Le pH de l'eau percolant à travers la litière (*forest floor* ; FF) augmente sensiblement par rapport à celui des pluiolessivats (*throughfall* ; TF) en période de végétation dans les trois stations ($0.1 < \Delta_{\text{moy}} \text{pH} < 0.35$) ; la différence entre pH_{TF} et pH_{FF} est plus importante en période de dormance dans S1 et S3 ($\Delta_{\text{moy}} \text{pH} \approx 1$; Figure 80). A -10 cm, le pH moyen de l'eau gravitaire du sol diminue dans S1 ($\text{pH}_{\text{FF}} = 6.3$; $\text{pH}_{-10} = 5.1$) et ne varie pas significativement dans S2 ($\text{pH}_{\text{FF}} = 6.1$; $\text{pH}_{-10} = 5.7$) et dans S3 ($\text{pH}_{\text{FF}} = 6.5$; $\text{pH}_{-10} = 6.4$). Ensuite le pH moyen de l'eau libre augmente globalement avec la profondeur jusqu'à $\text{pH}_{-90} = 5.4$ dans S1 et $\text{pH}_{-60} = 7.6$ dans S3, et reste constant dans S2 jusqu'à $\text{pH}_{-60} = 5.7$.

Dans l'eau liée perçue par les bougies poreuses, le pH moyen est plus élevé que dans l'eau libre dans les trois stations (Figure 80) et augmente avec la profondeur de $\text{pH}_{-10} = 5.5$ à $\text{pH}_{-120} = 6.7$ dans S1, de $\text{pH}_{-10} = 6$ à $\text{pH}_{-60} = 7.3$ dans S2 et de $\text{pH}_{-10} = 6.8$ à $\text{pH}_{-30} = 8$ dans S3.

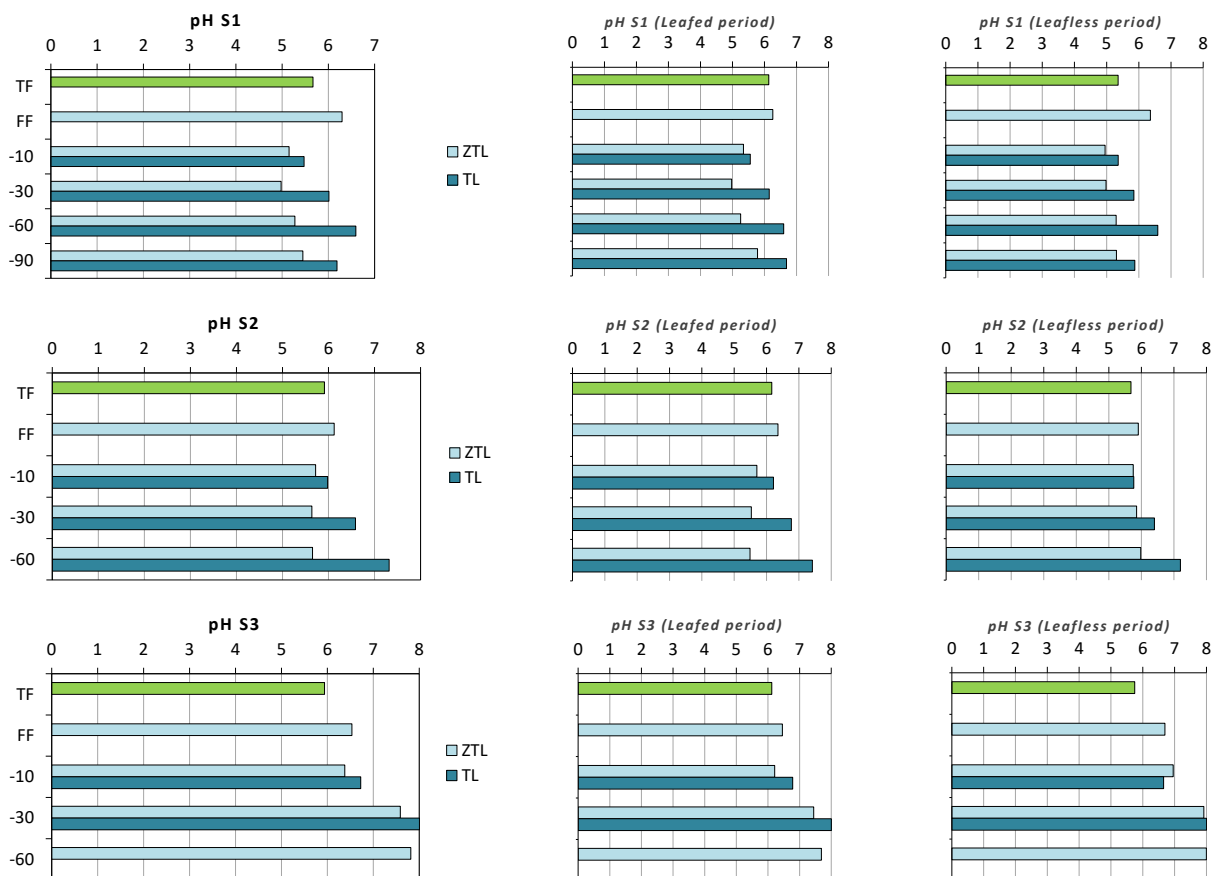


Figure 80 – Moyennes annuelles des valeurs de pH des pluiolessivats (TF), de l'eau drainée sous la litière (FF) et des solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations de Montiers.

6.1.2. Les concentrations en éléments dans les eaux liées et gravitaires

Les moyennes des concentrations dans les solutions liées et libres du sol, pour l'ensemble des éléments étudiés et à toutes les profondeurs, sont présentées dans l'Annexe 9.

Quelle que soit la profondeur de sol considérée, les teneurs en Ca dans les eaux liées (TL) et libres (ZTL) du sol augmentent le long de la toposéquence de S1 à S3 ; au sein d'une même station, elles augmentent avec la profondeur. Ainsi, en moyenne, les concentrations en Ca dans TL s'étendent entre 1.05 ± 0.2 (-10 cm) et 3.2 ± 0.3 mg.L⁻¹ (-120 cm) dans S1, entre 2.1 ± 0.5 (-10 cm) et 17 ± 5 mg.L⁻¹ (-60 cm) dans S2 et entre 7.3 ± 2.5 (-10 cm) et 39 ± 5.4 mg.L⁻¹ (-30 cm) dans S3. Le rapport $[Ca]_{TL}/[Ca]_{ZTL}$ augmente avec la profondeur dans S1 et S2. Les teneurs en Ca les plus élevées sont relevées dans les solutions captées par les lysimètres installés au milieu des cailloux calcaires.

Les teneurs en K sont plus élevées dans l'eau percolant à travers la litière (FF) que dans tous les autres compartiments analysés dans les trois stations (Figure 81); en moyenne, $[K]_{FF}$ est égal à 5.2 ± 2.8 mg.L⁻¹ dans S1 ($[K]_{FF}/[K]_{TF} = f_e = 2.3$), 4.6 ± 2.2 mg.L⁻¹ dans S2 ($f_e = 1.5$) et 4.4 ± 1.7 mg.L⁻¹ dans S3 ($f_e = 1.6$). 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 prélevées dans la litière et dans le sol 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 15) à toutes les profondeurs de sol et dans les trois stations (Figure 81).

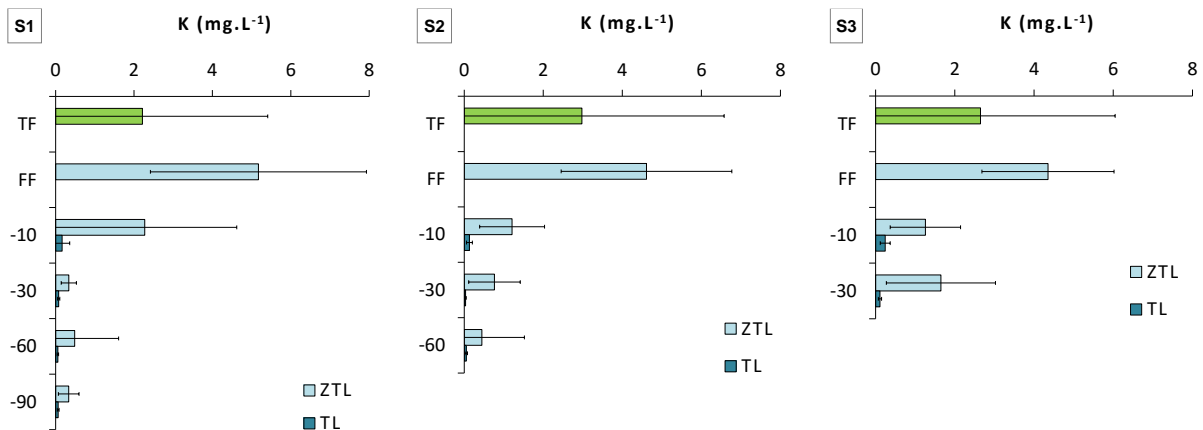


Figure 81 – Moyennes annuelles des teneurs en K (mg.L⁻¹) dans les pluviollessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

Concernant les teneurs en Mg, les différences entre les trois stations ne sont pas significatives sous la litière ($[Mg]_{FF} \approx 0.65$ mg.L⁻¹) et à -10 cm ($[Mg]_{-10} \approx 0.32 - 0.42$ mg.L⁻¹ dans ZTL et $0.18 - 0.24$ mg.L⁻¹ dans TL). A -30 cm, dans les eaux libres et liées, [Mg] est plus élevé dans S3 que dans S1 et S2. Au-delà de -30 cm, les teneurs en Mg augmentent pour atteindre 0.8 ± 0.1 mg.L⁻¹ à -90 cm dans S1 (TL), 0.5 ± 0.2 mg.L⁻¹ à -60 cm dans S2 (TL) et 1 ± 0.4 mg.L⁻¹ à -60 cm dans S3 (ZTL). Le rapport $[Mg]_{TL}/[Mg]_{ZTL}$ augmente avec la profondeur ; il est supérieur à 1 à partir de -30 cm dans S1 et à partir de -60 cm dans S2.

Les teneurs en Ca et Mg dans les solutions libres et liées du sol sont corrélées à toutes les profondeurs et dans les trois stations (0.5 ≤ R² ≤ 0.9 ; Figure 82), excepté à -60 cm dans TL_{S1}, à -10 cm et -30 cm dans TL_{S2}, et à -30 cm et -60 cm dans ZTL_{S2}.

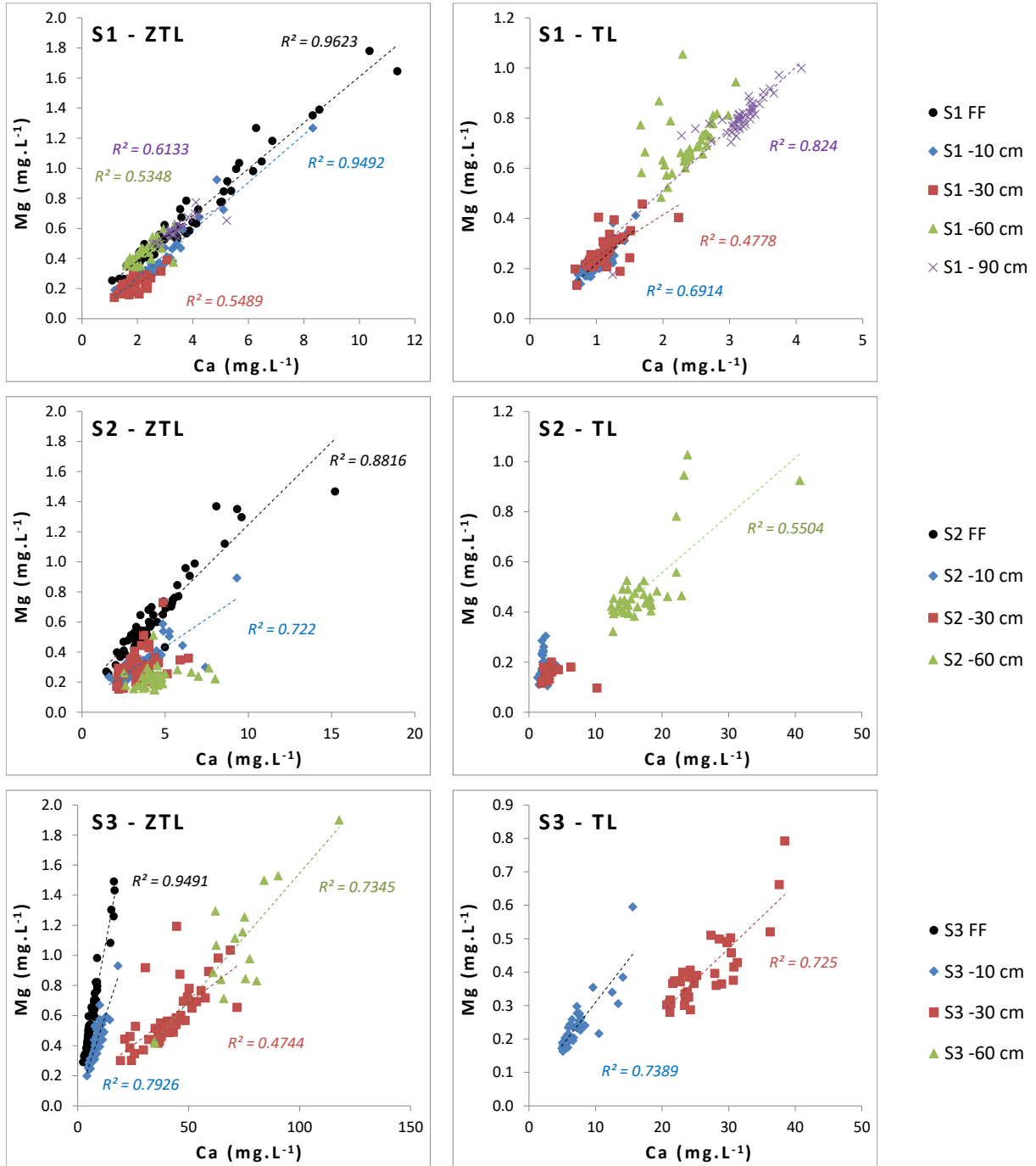


Figure 82 – Corrélation entre les teneurs en Ca et Mg (mg.L⁻¹) dans l'eau drainée sous la litière (FF) et dans les solutions libres (ZTL) et liées (TL) à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calcibrunisol ; S3, rendisol). Ne sont représentées que les courbes de tendance linéaires dont le coefficient de détermination (R²) est supérieur ou égal à 0.4.

Les teneurs en NO_3 sont très faibles dans les eaux liées vis-à-vis des eaux gravitaires. Dans ZTL, elles sont plus élevées en période de végétation que le reste de l'année à toutes les profondeurs (Figure 83). Dans S1 et S2, les teneurs en NO_3 diminuent avec la profondeur à partir de la litière dans ZTL et TL, excepté à -60 cm dans l'eau gravitaire de S2. Dans S3, les teneurs en NO_3 dans ZTL augmentent avec la profondeur de -10 cm ($\sim 1.7 \pm 2.6 \text{ mg.L}^{-1}$) à -60 cm ($\sim 19.3 \pm 34 \text{ mg.L}^{-1}$).

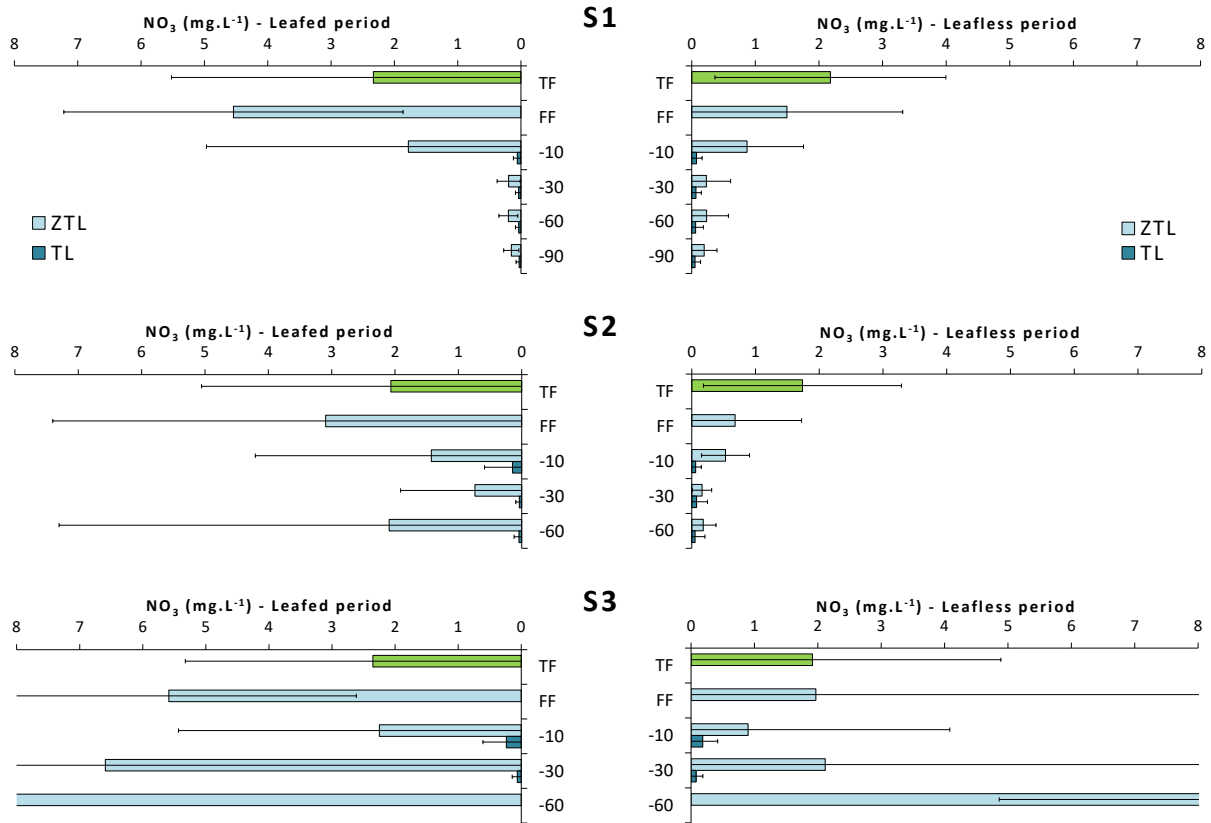


Figure 83 – Moyennes des teneurs en NO_3 (mg.L^{-1}) dans les pluviollessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la période de végétation (*leafed period* ; colonne de gauche) et en période de dormance (*leafless period* ; colonne de droite). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Concernant SO_4 dans les solutions du sol, la tendance est à l'opposé de NO_3 . Les concentrations en SO_4 augmentent en moyenne avec la profondeur dans S1 et S2 (Figure 84) ; dans S3, les concentrations de SO_4 diminuent de -10 cm à -30 cm. L'eau libre est plus concentrée en SO_4 que l'eau liée à toutes les profondeurs et dans les trois stations, excepté à -10 cm dans S1. Notons que les teneurs en SO_4 dans l'eau drainant la litière sont plus élevées dans S3 que dans les deux autres stations, en particulier durant la saison de végétation (Figure 84).

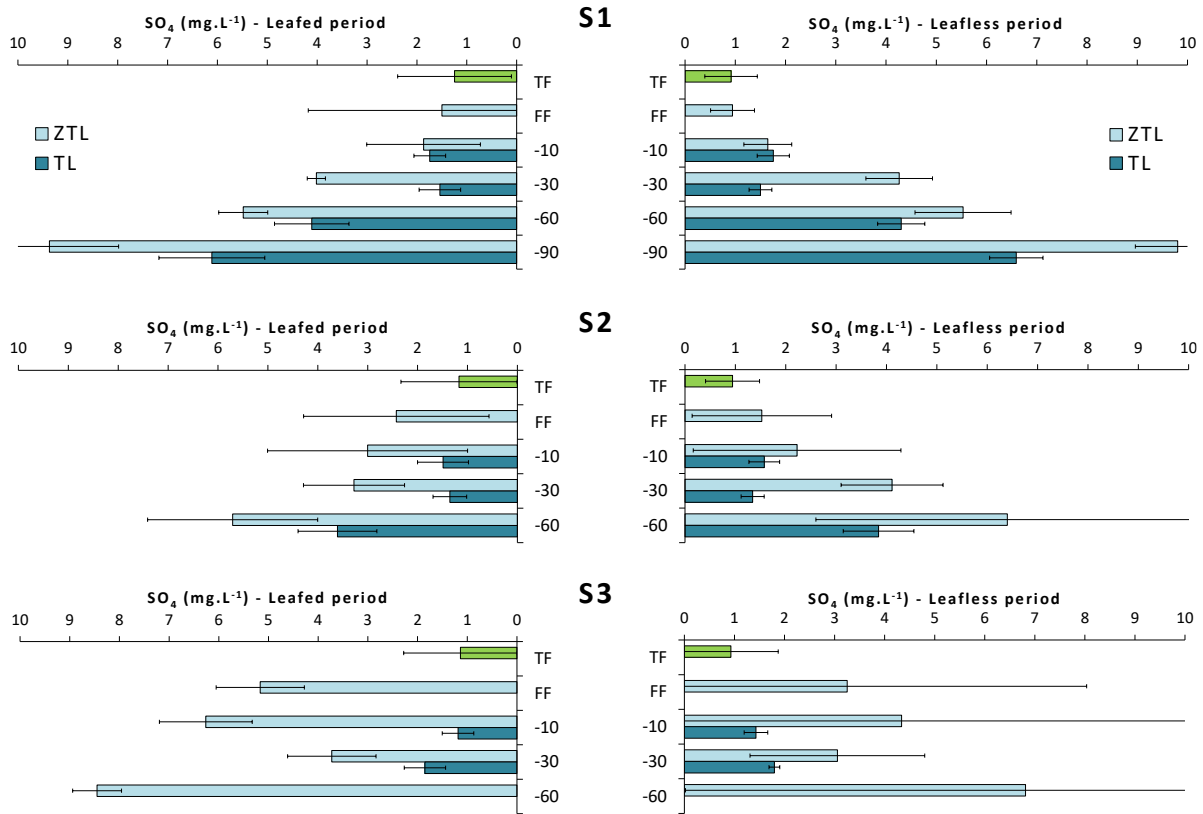


Figure 84 - Moyennes des teneurs en SO_4 (mg.L^{-1}) dans les pluiolessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la période de végétation (*leafed period* ; colonne de gauche) et en période de dormance (*leafless period* ; colonne de droite). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Les solutions gravitaires du sol sont beaucoup plus riches en P que les solutions liées à toutes les profondeurs et dans les trois stations ($\text{ZTL/TL} \approx 10$ en moyenne). Les teneurs en P dans ZTL sont élevées sous la litière (de 0.6 mg.L^{-1} dans S1 à 0.3 mg.L^{-1} dans S3) et diminuent fortement à -10 cm ($0.07 - 0.12 \text{ mg.L}^{-1}$). Dans S3, $[\text{P}]_{\text{ZTL}}$ réaugmente avec la profondeur à partir de -10 cm pour atteindre 0.3 mg.L^{-1} à -60 cm . $[\text{P}]_{\text{ZTL}}$ est généralement plus élevé en période de végétation qu'en période de dormance.

L'analyse des teneurs en Al et Fe dans les solutions liées montre que celles-ci ne diffèrent pas significativement entre les trois stations de Montiers. Les solutions liées sont plus pauvres en Al et en Fe que les eaux de drainage à toutes les profondeurs, quelle que soit la station. Dans l'eau gravitaire, les teneurs en Al et Fe sont plus élevées dans S2 que dans les deux autres stations. Une très bonne corrélation ($0.46 < R^2 < 0.97$) lie les concentrations en Al et Fe dans les eaux gravitaires des trois stations à toutes les profondeurs.

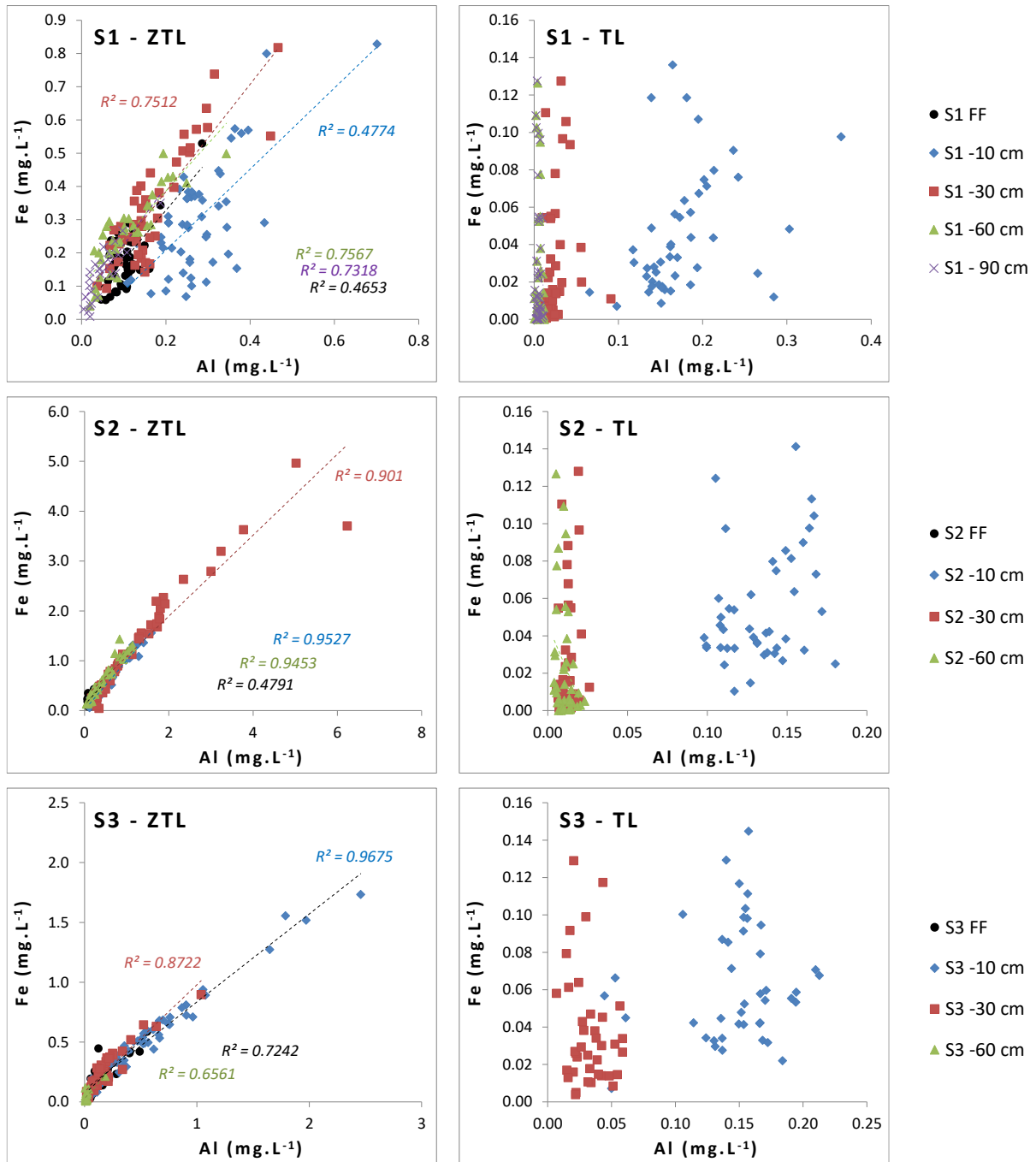


Figure 85 - Relation entre les teneurs en Fe et Al (mg.L⁻¹) dans l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions libres (ZTL) et liées ((TL) récoltées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations S1, S2 et S3. Ne sont représentées que les courbes de tendance linéaires dont le coefficient de détermination R² est supérieur ou égal à 0.4.

Les teneurs en Mn dans les solutions du sol diminuent de S1 à S3 ; ainsi les teneurs en Mn dans l'eau liée sont comprises entre 0.05 ± 0.03 mg.L⁻¹ (-10 cm) et 0.004 ± 0.002 mg.L⁻¹ (-90 cm) dans S1 et entre 0.003 ± 0.002 mg.L⁻¹ (-10 cm) et 0.001 ± 0.001 mg.L⁻¹ (-30 cm) dans S3. Le rapport $[Mn]_{TL} / [Mn]_{ZTL}$ diminue avec la profondeur.

Globalement, les concentrations moyennes en Al, Fe et Mn dans l'eau liée diminuent avec la profondeur dans les trois stations.

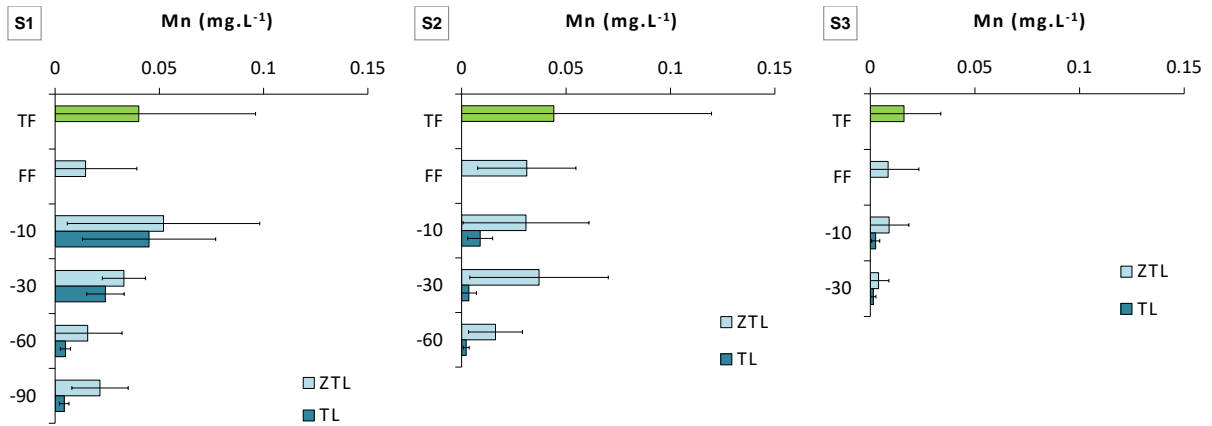


Figure 86 - Moyennes annuelles des teneurs en Mn (mg.L⁻¹) dans les pluiolessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol).

Les solutions captées par les bougies poreuses sont plus concentrées en Si que les eaux de drainage sur tout le profil de sol dans les trois stations et les teneurs en Si évoluent peu avec la profondeur. Notons que les teneurs en Si sont plus élevées en saison de végétation que le reste de l'année dans les eaux liées et libres à toutes les profondeurs (Figure 87).

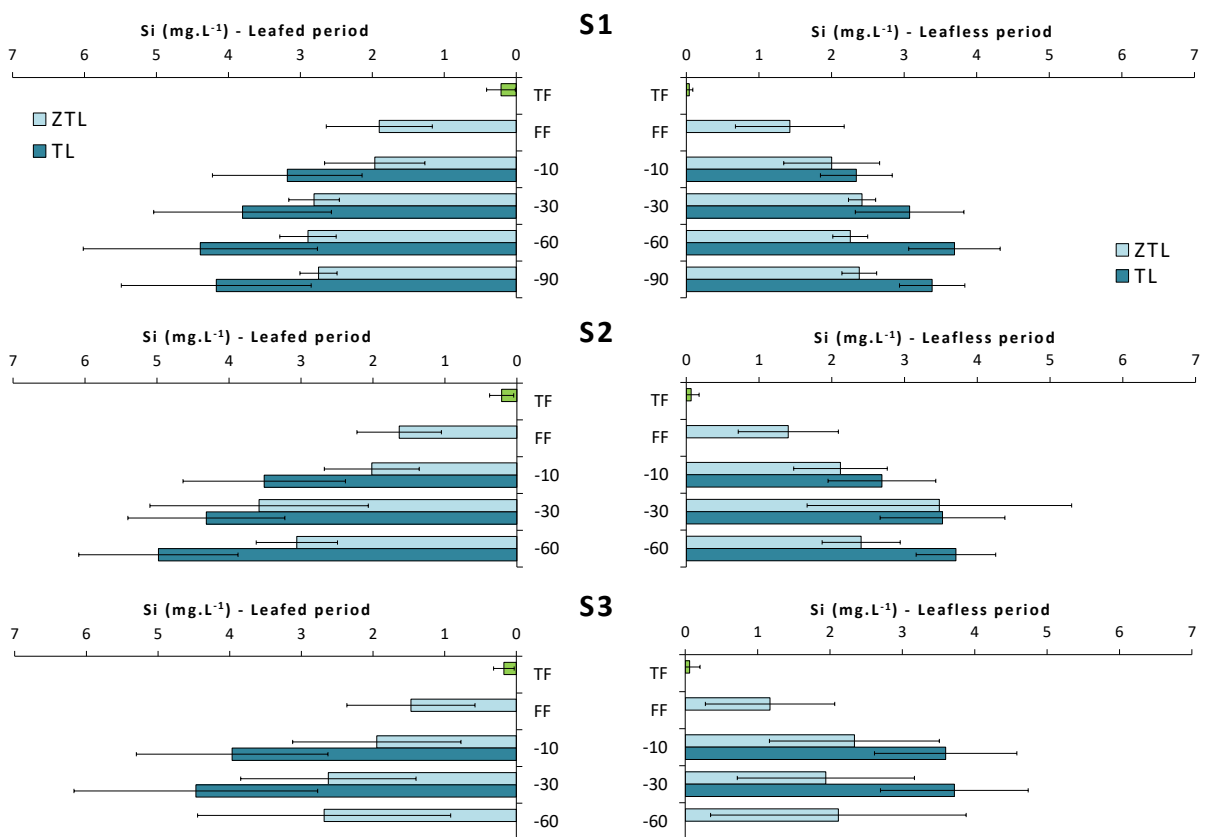


Figure 87 - Moyennes des teneurs en Si (mg.L⁻¹) dans les pluiolessivats (TF), la solution de la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la période de végétation (*leafed period* ; colonne de gauche) et en période de dormance (*leafless period* ; colonne de droite). S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

Na est plus concentré dans les eaux liées que dans les eaux libres à toutes les profondeurs dans les trois stations. A partir de -10 cm, les concentrations en Na augmentent de manière relativement continue avec la profondeur ; ceci est valable autant pour les eaux libres que pour les eaux liées.

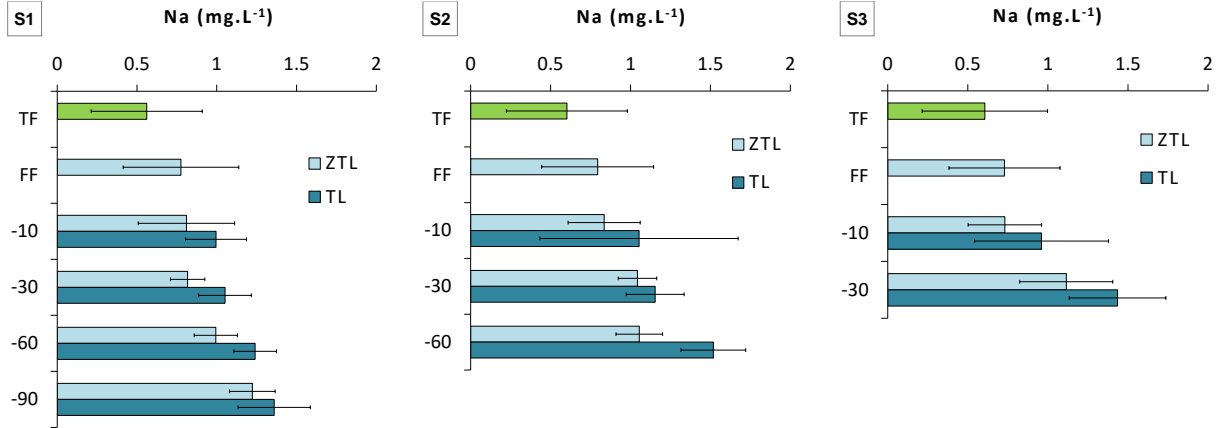


Figure 88 - Moyennes annuelles des teneurs en Na (mg.L⁻¹) dans les pluiolessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol).

6.1.3. Discussion : Chimie des solutions du sol

Le passage des éléments en solution à travers la litière des sols de Montiers modifie tous les paramètres chimiques étudiés ; cet effet de la litière sur la chimie des solutions est plus marqué que l'effet de la canopée vis-à-vis des apports atmosphériques. Ainsi les teneurs en éléments sont significativement augmentées sous la litière par rapport aux pluviollessivats tout au long de la période d'étude (janvier 2012-décembre 2015) dans les trois stations pour Ca, K, Mg, Na, Si, P, Fe, Al, F, COD, NO₃ (uniquement en période de végétation) et SO₄ (sauf dans S1). La litière exerce également un certain effet tampon vis-à-vis des pluviollessivats, dont témoigne l'augmentation du pH moyen ($\Delta\text{pH} \approx 0.6$ dans S1 et S2 ; $\Delta\text{pH} \approx 0.2$ dans S2). Eissalou et al. (2013) ont fait des observations similaires sous une hêtraie : une augmentation des concentrations en K, Ca, Mg, Na, Al et Fe, attribuée 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 récrétion, ainsi qu'une neutralisation de l'acidité des pluviollessivats ($\text{pH}_{\text{TF}} = 5.79$ et $\text{pH}_{\text{FF}} = 6.15$). Quant à l'augmentation du pH, elle est attribuée au processus d'échange entre protons et cations basiques au niveau de la litière.

Dans le profil de sol, la chimie des solutions liées et libres est fortement modifiée dans les trois stations selon plusieurs facteurs. En particulier, les concentrations de la majorité des éléments analysés évoluent avec la profondeur, en augmentant (Ca, Mg, Na, SO₄) ou diminuant (Al, Mn, K, COD, NO₃) vers le bas du profil. Le pH moyen augmente avec la profondeur dans les trois stations. Au facteur profondeur s'ajoute le facteur saisonnier, certains éléments s'étant révélés plus abondants en saison de végétation (K, Mn, P, NO₃ en surface, Si et COD). Dans les solutions libres et liées des trois sols, la composition en anions est dominée par SO₄, NO₃ (uniquement en surface) et Cl, tandis que la composition en cations est dominée par Ca, K (uniquement en surface) et, dans une moindre mesure, Na.

Des différences parfois importantes ont été mises en évidence entre les solutions gravitaires (ZTL ; collectées par les lysimètres sans tension) et les solutions liées (TL ; captées par les bougies poreuses) : certains éléments sont plus concentrés dans l'eau gravitaire (K, P, Al, Fe, Mn, NO₃, COD) et d'autres dans l'eau liée (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. Une étude ayant pour objet la comparaison des lysimètres sans tension et des bougies poreuses a été réalisée par Ranger et al. (2001) dans un sol brun acide sous un peuplement de Douglas ; elle a montré que les différences de composition entre l'eau libre et l'eau liée résultent de l'intensité relative de trois processus : les apports externes, la production par minéralisation / réactions d'altération et le prélèvement par la végétation. En outre, Ranger et al. affirment que l'eau libre mobiliserait plutôt les éléments issus des pluviollessivats et de la minéralisation de la matière organique, tandis que l'eau liée reflèterait davantage les réactions d'altération et le pool nutritif des arbres. En appliquant ces principes à Montiers, certaines hypothèses peuvent être émises quant aux sources et aux puits d'éléments à l'origine de la chimie des différentes solutions. Les teneurs en Ca et Mg, ainsi que leur rapport TL/ZTL, augmentent avec la profondeur et sont corrélées ; on peut affirmer que l'origine est commune : l'altération du calcaire et des argiles de décarbonatation. Notons que leurs concentrations dans la litière sont plus élevées en saison de végétation, mais que cet effet saisonnier n'affecte pas les solutions du sol ; on peut en déduire que l'apport de Ca et Mg par minéralisation de la MO est mineur vis-à-vis de l'altération. 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 trois stations. Compte tenu des teneurs faibles en K dans l'eau liée des trois sols ($\leq 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ à partir de -30 cm), le potassium pourrait représenter le nutriment limitant pour la nutrition des arbres de Montiers. Le fait que la litière soit le compartiment le plus riche en K et que les concentrations en K soient plus élevées en saison de végétation indique que cet élément est majoritairement issu de la minéralisation de la litière ; à Montiers le potassium semble suivre un cycle relativement fermé entre l'arbre et le sol dans le but de valoriser au mieux son recyclage par le biais de la chute de litière et de la récrétion (laquelle est particulièrement élevée dans les trois stations) et de minimiser ses pertes par drainage. Le fort niveau de production de la forêt de Montiers (Calvaruso et al., 2017 ; Genet, 2010) témoigne que ce cycle couvre les besoins en potassium de la végétation en place. Ces résultats soulignent néanmoins l'existence d'un risque de carence nutritionnelle pour les arbres en cas d'exploitation forestière accentuée (p.ex. par l'exportation des rémanents).

Les teneurs en NO_3 , 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. L'abondance de NO_3 en saison de végétation confirme cette hypothèse. Les différences de pH entre les trois sols ne semblent pas affecter le processus de nitrification de manière notable. L'importance du mécanisme de nitrification pour le cycle de l'azote dans le sol a été soulignée par de nombreux auteurs (dont Ranger et al., 2001 et Reuss et Johnson, 1986). Deux hypothèses peuvent expliquer l'augmentation des teneurs en SO_4 avec la profondeur et sa prédominance dans l'eau liée : un phénomène de désorption (van der Heijden et al., 2013) ou une production par altération des minéraux sodiques.

Les corrélations entre Al et Fe dans les eaux gravitaires des trois stations indiquent probablement une source commune ; ces deux métaux pourraient provenir de la dissolution des nodules de fer présents en grande quantité dans le sédiment valanginien. Il peut être surprenant de ne pas observer de différence importante entre les solutions des trois stations concernant Al et Fe, compte tenu du fait que le sol de la station S1 s'est formé à partir du sédiment et qu'il est plus acide que les deux autres stations. Baba et Okazaki (1999) affirment 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 trois stations. On peut donc supposer 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. Il faut toutefois noter que les concentrations en Al sont plus élevées en surface (-10 cm) où le pH est moins élevé qu'en profondeur ; on peut supposer que l'Al dissout en surface ou apporté par la litière et les pluviocessivats est rapidement immobilisé lors de sa percolation. 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 récrétion accrue de Mn par la canopée dans les stations S1 et S2 (décrite dans la partie 5.3.3 de ce manuscrit).

La prépondérance marquée du silicium dans l'eau liée vis-à-vis de l'eau de drainage indique que les teneurs en Si sont dominées par l'altération des minéraux silicatés. Le silicium semble être un indicateur efficace de la signature minérale de l'eau liée. Les teneurs en Si étant plus élevées durant la saison de végétation dans les trois stations, on peut avancer l'hypothèse que l'altération minérale à Montiers est plus prononcée entre mi-avril et mi-novembre que le reste de l'année.

L'augmentation régulière de la concentration en Na dans l'eau liée et l'eau libre avec la profondeur dans les trois stations peut résulter de deux mécanismes : d'une part l'« effet concentration » - les teneurs en Na s'accroissant au fur et à mesure que l'eau du sol est pompée par les arbres dans le cas où ceux-ci ne prélèvent pas ou peu de Na (dans ce cas Na constituerait un bon traceur de l'effet concentration dans le sol) - et d'autre part l'éventuelle production de Na par altération de minéraux sodiques.

L'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 permet néanmoins de mettre en évidence les principaux mécanismes gouvernant la chimie des solutions du sol ; ainsi l'interprétation des résultats révèle que l'eau récoltée par les capteurs sans tension a une signature plutôt organique (notamment par le biais des phénomènes de minéralisation de la matière organique en surface) tandis que l'eau des bougies poreuses a une signature plutôt minérale (reflétant les processus d'altération).

La comparaison entre les trois stations de Montiers montre quelques différences notables concernant les teneurs de certains éléments dans les solutions du sol, indiquant un effet du type de sol sur la qualité chimique des eaux libres et liées. En particulier, les teneurs en Ca et en Mg augmentent de S1 à S3, tandis que les teneurs en Mn diminuent de S1 à S3. Pour d'autres éléments, dont NO_3 , SO_4 , Na, Cl et Si, les concentrations ne diffèrent pas significativement entre les stations.

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 deux 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 doivent être prises en compte dans le cadre du calcul des stocks échangeables des macronutriments.

L'acidité du sol, à partir d'un certain seuil, peut être accompagnée d'un risque d'inhibition de la croissance racinaire et du prélèvement des nutriments due à une augmentation des teneurs en H^+ et en Al^{3+} (Koch, 1993). Si l'acidité du sol augmente le long de la toposéquence de Montiers de S3 à S1, les analyses montrent que les teneurs en Al ne diffèrent pas entre les trois stations. Les différences de pH ne sont pas suffisantes à Montiers pour entraîner une toxicité liée à Al dans la station S1.

Le niveau de production de biomasse est élevé dans les trois stations de Montiers. Rappelons que le hêtre est une espèce capable de se développer sur une grande variété de sols, étant peu contrainte par l'acidité et le statut nutritionnel du sol (Bolte et al., 2007).

6.2. Les flux annuels de drainage des éléments

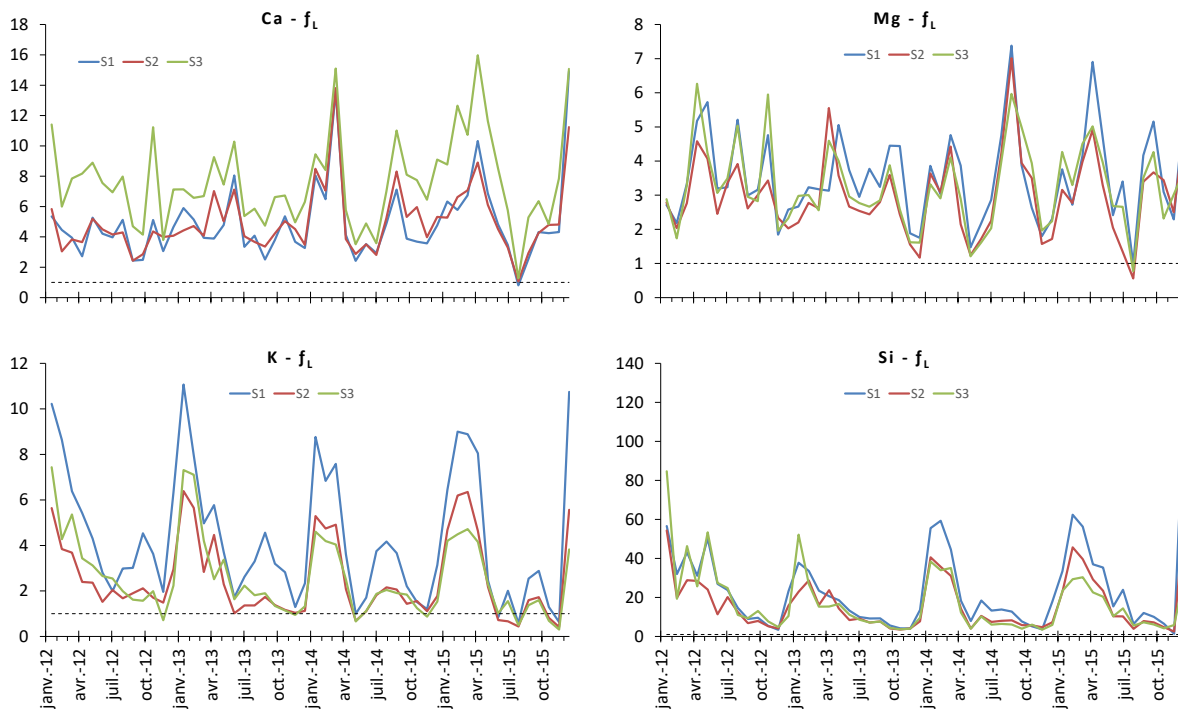
6.2.1. Bilan litière

La Figure 89 présente la dynamique du bilan des éléments au niveau de la litière. Sur toute la période d'étude (janvier 2012 – décembre 2015), le facteur d'enrichissement lié à l'effet de la litière (f_L) est très majoritairement supérieur à 1 pour tous les éléments (Ca, Mg, K, Si, Na, Cl, TOC, P, S), excepté pour N qui présente régulièrement des valeurs f_L inférieures à 1. Les trois sols confondus, S1, S2 et S3, présentent les facteurs d'enrichissement les plus élevés (f_L moyen > 10), tandis que Mn, Na et Cl présentent les valeurs d'enrichissement les plus faibles (f_L moyen < 2).

Les enrichissements de K et Si dans la solution de la litière suivent une dynamique saisonnière marquée (Figure 89), avec des pics de production en hiver (de mi-décembre à février-mars). Le pic d'enrichissement hivernal existe également pour P et TOC, de manière un peu moins prononcée.

Des corrélations sont mises en évidence entre les facteurs d'enrichissement de Ca et Mg ($0.8 < R^2 < 0.9$), Al et Fe ($0.7 < R^2 < 0.93$), et P et K ($0.5 < R^2 < 0.74$). L'enrichissement du carbone organique total (TOC) est corrélé avec celui de Si ($0.7 < R^2 < 0.86$), Ca ($0.67 < R^2 < 0.87$), Mg ($0.62 < R^2 < 0.73$) et S ($0.5 < R^2 < 0.74$). On note aussi les corrélations entre Ca / S ($R^2 \sim 0.8$), Mg / S ($0.5 < R^2 < 0.7$), S / Si ($R^2 \sim 0.6$), Ca / Si ($0.6 < R^2 < 0.7$), Mg / Si ($0.5 < R^2 < 0.6$), Fe / Si ($0.6 < R^2 < 0.8$) et Al / Si ($0.6 < R^2 < 0.7$).

La comparaison des trois stations (Figure 89) montre que les taux d'enrichissement dans la litière suivent la relation $S1 > S2 \approx S3$ pour K et P, la relation $S3 > S2 \approx S1$ pour Ca et la relation $S3 > S2 > S1$ pour SO_4 .



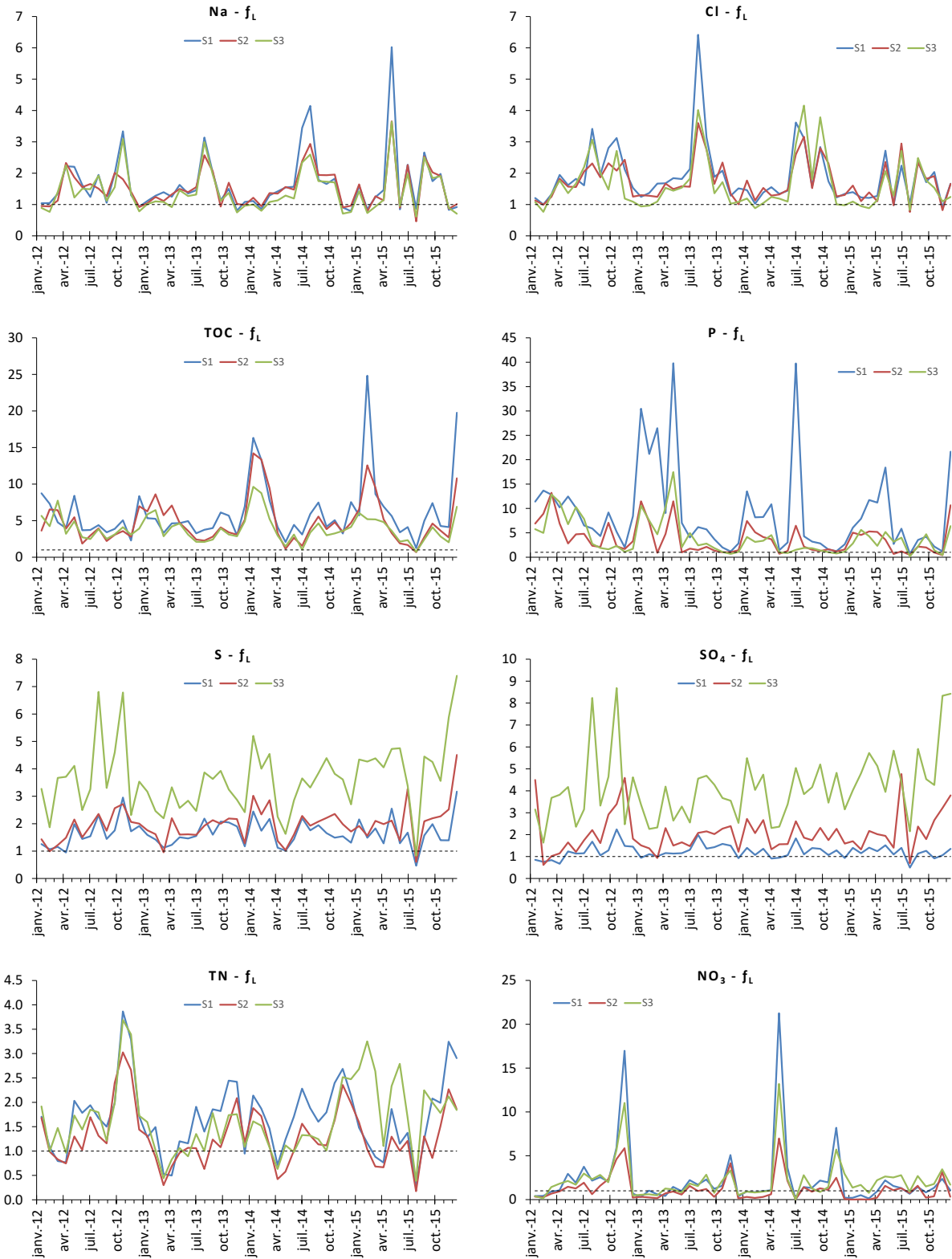


Figure 89 – Facteurs d’enrichissement des flux lors du passage par la litière (f_L), exprimant le rapport entre les flux d’apport au sol (SD) et le flux de drainage sous la litière (FF), dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.

6.2.2. Flux de drainage des éléments dans le profil de sol

Par couplage des concentrations en éléments dans les solutions du sol (modèle mixte eau libre – eau liée) avec les flux d'eau drainée modélisés (BILJOU©), les flux de drainage des éléments dans le sol ont été calculés aux échelles mensuelle (périodes de 28 jours) et annuelle. Les flux de drainage annuels en éléments (pour les années 2012, 2013, 2014 et 2015) dans les trois stations de Montiers sont présentés sur la Figure 90 (drainage à -10 cm), la Figure 91 (-30 cm), la Figure 92 (-60 cm) et la Figure 93 (-90 cm).

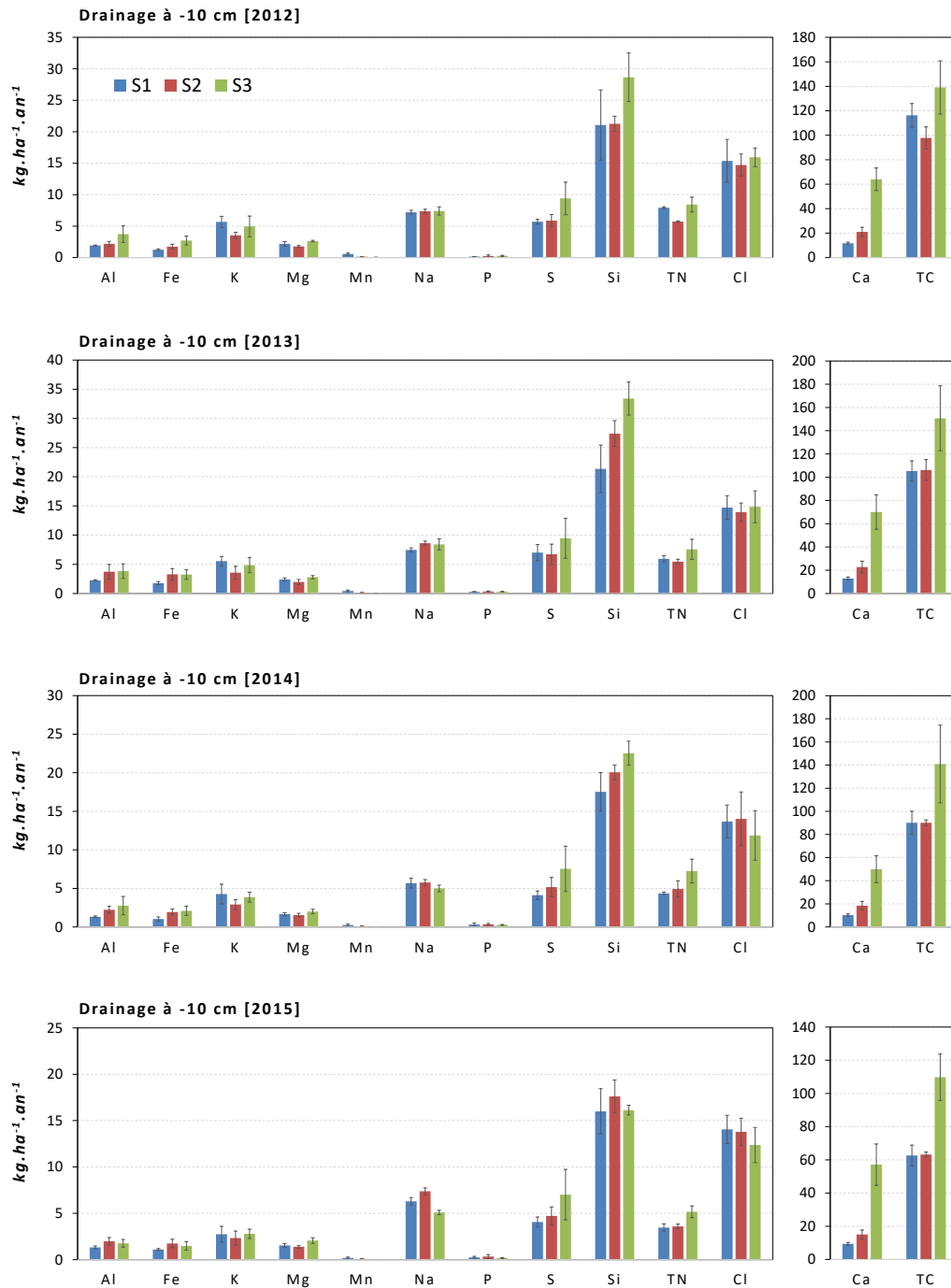


Figure 90 - Flux de drainage annuels des éléments (en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) dans le sol à 10 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les trois stations du site de Montiers (S1, aloctisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU©.

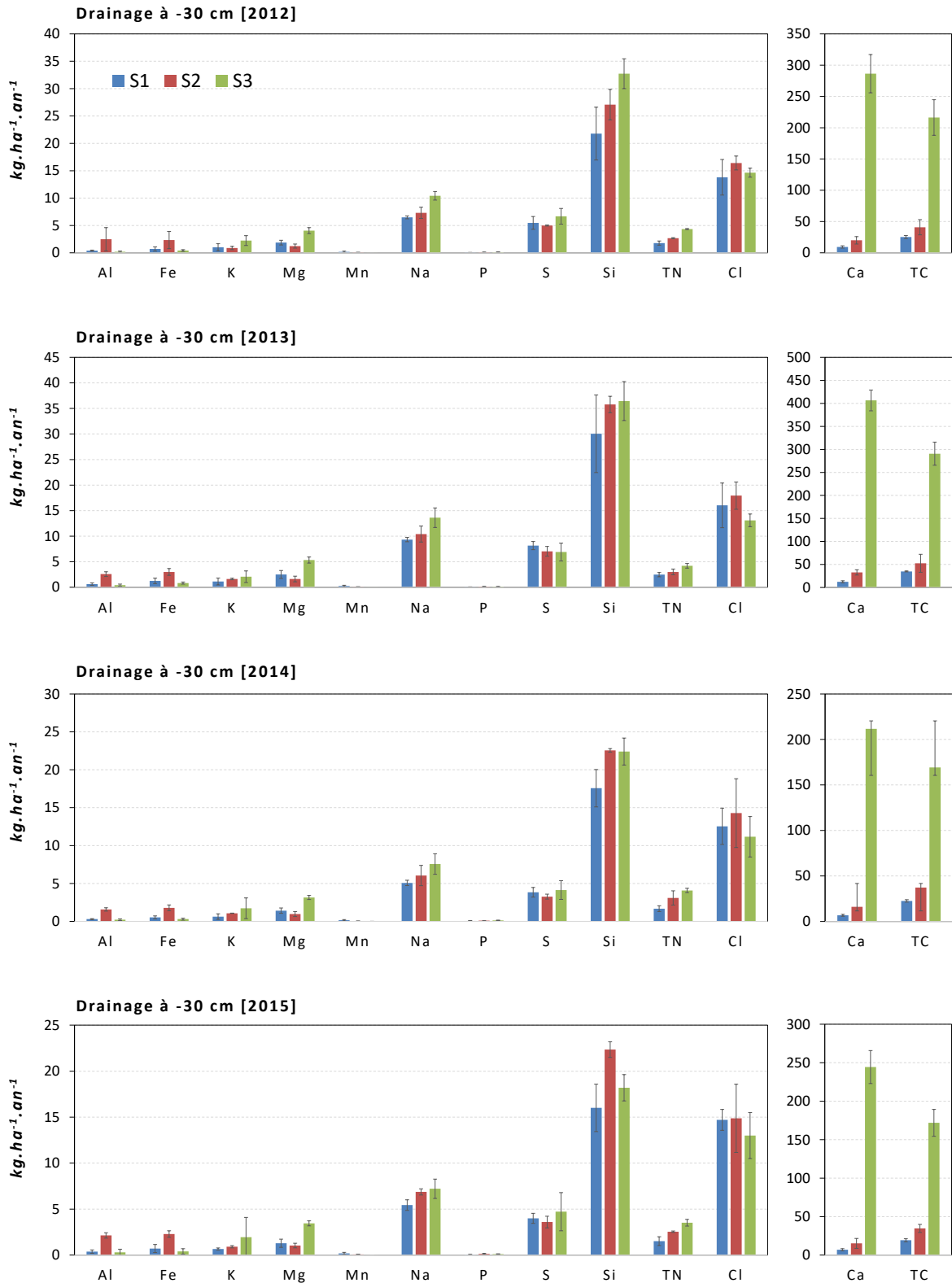


Figure 91 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) dans le sol à 30 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU®.

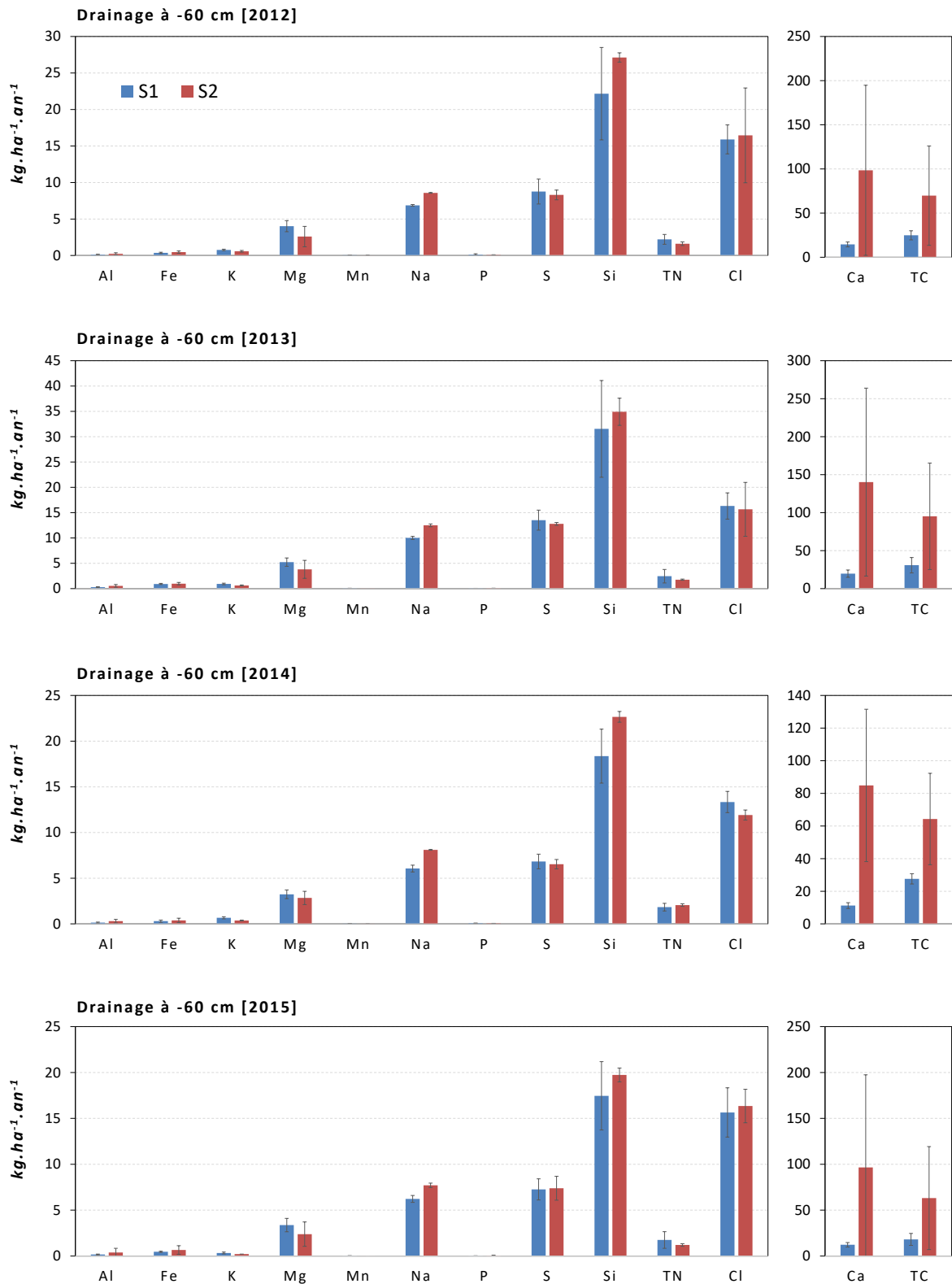


Figure 92 - Flux de drainage annuels des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) dans le sol à 60 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les stations S1 (alocrisol) et S2 (calci-brunisol) du site de Montiers en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU®.

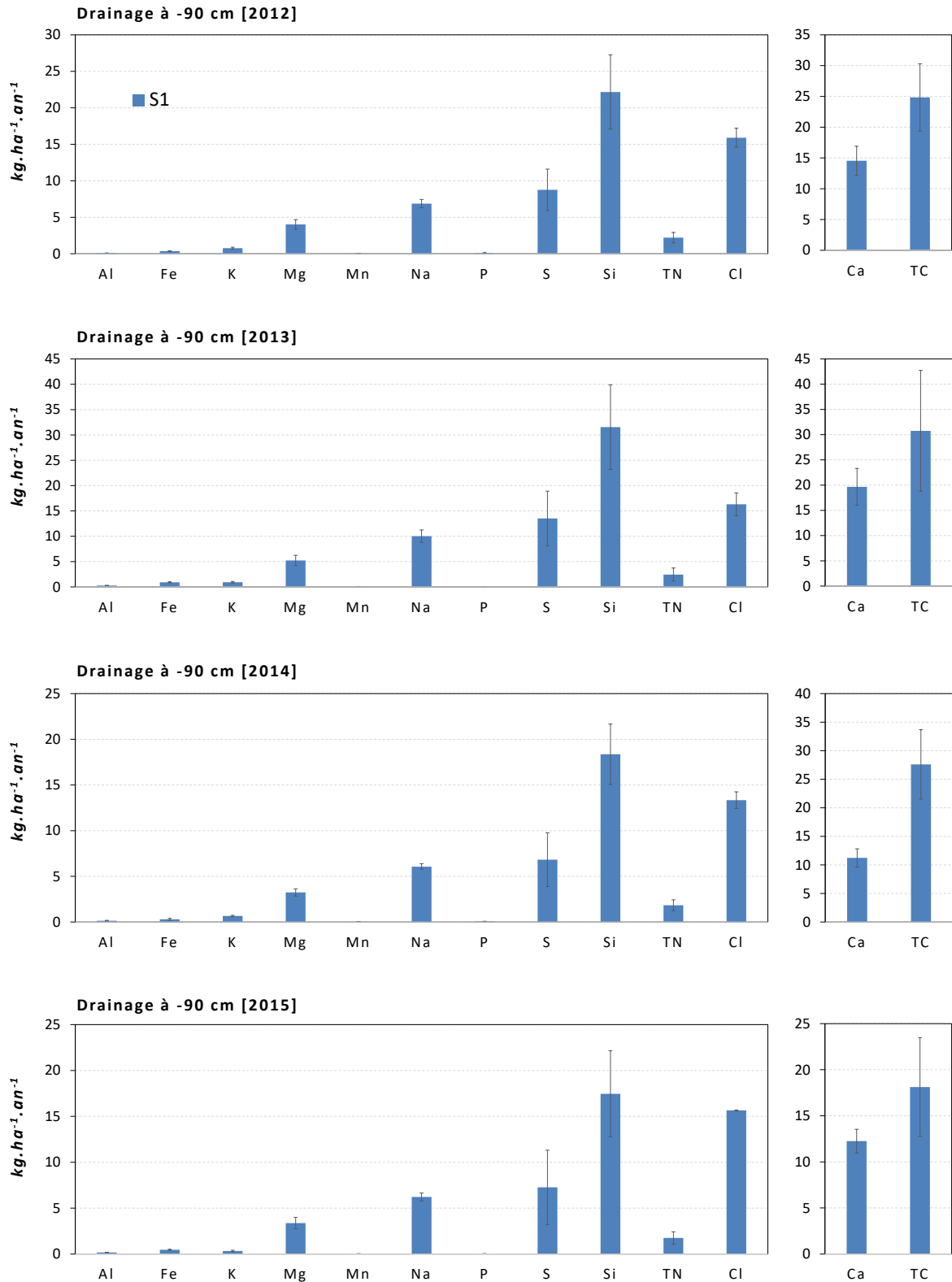


Figure 93 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) dans le sol à 90 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans la station S1 (alocrisol) du site de Montiers en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU®.

6.3. Article III : Les solutions du sol : Bilan entrées – sorties des éléments le long du profil de sol dans différents types de sols forestiers

Cet article porte sur les bilans entrées – sorties des éléments le long des trois profils de sol sur la période janvier 2012 – décembre 2015. Pour cela, l'article reprend les résultats du suivi des compositions chimiques des solutions libres et liées du sol présentés dans les sections précédentes de ce manuscrit. Un modèle de couplage des deux types de solutions (libre et liée) est mis en œuvre pour le calcul des flux de drainage des éléments et est discuté dans l'article. Les bilans de masse des éléments en solution à l'échelle de la couche de sol permettent d'identifier les principaux niveaux de production et de consommation majeurs dans les profils des sols du site de Montiers.

Soil solutions : Input – output balance of elements along the soil profile in different forest soil types

Gil Kirchen,¹ Christophe Calvaruso,^{1,2} Paul-Olivier Redon,³ Marie-Pierre Turpault^{1*}

¹UR 1138, INRA “Biogeochemistry of Forest Ecosystems”, Centre INRA de Nancy, 54280 Champenoux, France; ²EcoSustain, Environmental Engineering Office, Research and Development, 57330 Kanfen, France; ³Andra, R&D Division, Centre de Meuse/Haute-Marne, 55290 Bure, France

* Corresponding author; e-mail: turpault@nancy.inra.fr

Il est prévu que cet article sera soumis en 2018.

Abstract

The detailed study of soil solutions is of greatest interest to understand the dynamic and functioning of the forest ecosystem and particularly the forest soil. From our knowledge, no previous study has yet assessed the mass balances of dissolved elements per soil layer, for multiple elements and over several years in a temperate forest ecosystem. However it is important to highlight the dominant production and consumption mechanisms in each soil layer to understand the mechanisms underlying the total soil balance. The objective of this study is to measure and compare mass balances of elements per soil layer in three different soil types in a mature forest ecosystem in France over 4 years in order to identify the dominant element production sources and consumption sinks contributing to the resulting soil input-output balance.

Concentrations and annual fluxes of K, Na, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, N, S and P were measured in the precipitation input to the forest canopy, in precipitation beneath canopy, and in the seepage water below the humus layer and at different soil depths in a beech forest in North-East France. The drainage fluxes in the soil were calculated via a mixed model integrating gravitational (ZTL) and bound (TL) soil solutions. We found that the drainage fluxes of most elements were not significantly affected by the ZTL / TL repartition in the model. The humus layer and the different soil layers played a role of "source" or "sink" for the fluxes of the studied elements, so that their fluxes were changed variously. The dominant production and consumption mechanisms were the same regardless of the soil type, yet they appeared at different depths depending on the soil type. The seepage water below the forest floor was strongly enriched in elements as a result of organic decomposition and we showed that the release of Si, Ca, Mg and S in the forest floor solution was simultaneous in all soil types. In the soil layer between the forest floor and -10 cm, root uptake was dominant, resulting in a demineralization of the soil solutions and a negative mass balance for most elements in the three soils. Below -10 cm, we highlighted "source" mechanisms that depended on soil depth and bedrock apparition depth. We showed that, despite the decline of acid atmospheric deposition levels in France, S desorption still occurred below -30 cm. The mass balance method per soil layer enabled the highlighting of dominant "source" or "sink" tendencies at the annual scale along the soil profiles.

Key words

Soil layers, leaching, nutrient release, budget, multi-element, stoichiometry, soil type, seasonal dynamic, solubility

1. Introduction

Understanding the biogeochemical cycling of elements in forest ecosystems is essential to characterize the sustainability and impacts of different forest practices in order to optimize the management of soil, water and forest resources and biodiversity. Moreover, in the context of global change (decreasing atmospheric inputs, increasing biomass exportation, climate change), it is important to determine nutrient sources to the ecosystem and tree nutrition to better understand how forest ecosystems will respond to these changes over time. Soil solutions are the matrix mediating between the solid soil and the vegetation, and many biogeochemical processes are controlled by the quantity and quality of soil solutions, particularly through solute bioavailability for trees.

The mobilization of major and trace elements in soils begins with the leaching of the soil surface by throughfall and stemflow. The resulting soil solution transports elements originating from atmospheric deposition, litterfall decomposition and chemical weathering of soil minerals. It migrates through the soil and facilitates the transport of elements into deeper soil horizons. Therefore, the transport processes of these different components in soil solutions control nutrient availability for vegetation and the nutrient composition of surface waters. Beside the element input sources described above, the composition of soil solutions can be affected by various other processes such as root uptake, ion exchanges, desorption / adsorption on soil organic matter or clays and drainage (Ranger and Turpault, 1999; Berner et al., 2003; Gangloff et al., 2016)

The detailed study of soil solutions is of greatest interest to understand the dynamic and functioning of the forest ecosystem and particularly the forest soil (Ranger et al., 2001). Numerous papers have been published on soil solution chemistry, element fluxes with percolation water and on element budgets of terrestrial ecosystems over the last decades (Manderscheid and Matzner, 1995). In the element budget approach, element fluxes in the soil and element leaching are often obtained by coupling the water fluxes from a deterministic flow model to nutrient concentrations in soil water.

From our knowledge, no previous study has yet assessed the mass balances of dissolved elements per soil layer, for multiple elements and over several years in a temperate forest ecosystem. Most studies on soil solutions focused on the chemical quality of the percolation waters or on mass balances over the whole soil profile using the drainage water at the bottom of the rooting zone. Moreover, most published data concerning flux balances of dissolved elements are restricted to one or few of the major elements or plant nutrients (Heinrichs and Mayer, 1977). Usually these studies do not allow general conclusions to be drawn concerning the behavior of an element along the soil profile. However it is important to highlight the dominant production and consumption mechanisms in each soil layer to understand the mechanisms underlying the total soil balance.

In the literature, fluxes of dissolved element in the soil are usually assessed by using either the gravitational solutions (ZTL) or the bound solutions (TL) for the calculation of element fluxes. However, Legout et al. (2009) showed that preferential flow through rapid-mobile porosity, mainly collected by the zero-tension lysimeters, and slow transfers by convective flux through slow-mobile porosity, mainly collected by the ceramic cup lysimeters, coexist in the soils; their study using chloride tracing in an acidic soil under a beech forest indicated that that the quantity of solute transferred via the rapid-mobile porosity (mainly ZTL) was around 17% of the tracer mass applied. Moreover these solutions are

generally characterized by different chemical signatures (Ranger et al., 2001; Geibe et al., 2006; Swistock et al., 1990; Wang et al., 2012). Thus the use of only one type of soil solution may compromise the assessment of mass balances in the soil.

The principal objective of this research is to study and compare mass balances of elements per soil layer in three different soil types in a mature forest ecosystem in France over 4 years in order to identify the dominant element production sources and consumption sinks contributing to the resulting soil input-output balance. Secondly, we aim at testing the sensibility of a mixed ZTL-TL model in order to determine to what extent the use of ZTL or TL solutions solely may affect the calculation of mass balances along the soil profile. This study is integrated in a comprehensive investigation of the dissolved elements cycling in the Montiers beech forest.

2. Material and methods

2.1. Study site

The study was carried out in the Montiers beech forest experimental site, which is managed since 2011 jointly by ANDRA (French National Radioactive Waste Management Agency) and INRA-BEF (French National Institute for Agricultural Research). It was designed to test the effect of soil type on biogeochemical cycling (water and elements) in forest ecosystems. The Montiers site is located in northeastern France in the Meuse department (48° 31' 54" N, 5° 16' 08" E) where the climate is semi-continental. The annual mean precipitation is 1100 mm and the average temperature over the last ten years was 12.6°C (Météo-France). The state forest of Montiers was initially chosen because it presents, on a restricted surface area, a diversity of soils representative of the region, from acidic and deep soils to calcic and superficial soils, on which grows a mature and homogeneous beech forest stand (same age, species and forest management). The site covers a soil sequence of approximately 73 ha stretched between 340 and 386 m in altitude (Fig. 1) in the middle of the forested area. The study area has an overall mean slope of 4.25 % with southwest exposure.

The geology of the Montiers site consists of two overlapping soil parent materials, an underlying Tithonian limestone surmounted by acidic Valanginian detrital sediments. The calcareous bedrock contains mainly calcium carbonate and a small amount of clay minerals (~ 3.4 %). The calcareous stones in the regolith are surrounded by a weathered layer rich in clays due to decarbonation. The surmounting detrital sediments are complex (silt, clay, coarse sand and iron oxide nodules) as they result from various depositions and cross-stratifications. The soil properties vary along the soil sequence in relation with the thickness of the sediment layer. According to the World Reference Base for Soil Resources, the soil types range from Rendzic Leptosol and Eutric Cambisol on the lower part to Dystric Cambisol at the top of the hillslope (Fig. 1). Table 1 presents some physicochemical properties of the three soils. The total rock volume in each soil layer and the vertical root distribution were determined as described by Kirchen et al. (2017) and are presented on Fig. 2. The mean depth to the bedrock was 85 cm in the Eutric Cambisol and 45 cm in the Rendzic Leptosol.

The Dystric Cambisol (soil 1; S1) formed on the Valanginian sediment layer to a depth of 2 m on average and is slightly acidic ($\text{pH}_w < 5$ in the upper soil layers). The cationic exchange capacity (CEC) is $< 6.7 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ in the first 60 cm of the profile and the effective base saturation ranges between 26 and 64 % with Ca^{2+} and Al^{3+} being the dominant cations. Due to the complex sedimentary source material, the resulting soil is characterized by some textural and structural heterogeneity with sandy and clayey passages in the lower soil layers. The Eutric Cambisol (soil 2; S2) formed on a shallower sediment layer. The soil water pH is constant in the soil profile ($5.2 \leq \text{pH}_w \leq 5.4$) and the CEC varies between 7.7 and 17.8 cmolc.kg^{-1} ; the effective base saturation ranges between 59 and 83 % with Ca^{2+} being the dominant cation throughout the profile. The general observation of the soil profile indicated some variability in the depth to the calcareous bedrock. The Rendzic Leptosol (soil 3; S3) lies directly on top of the Portlandian limestone. The soil water pH increases with depth from 5.7 to 6 and the CEC ranges between 20 and 25 cmolc.kg^{-1} ; the effective base saturation is > 94 % with Ca^{2+} representing almost all of the exchangeable pool. The carbon-to-nitrogen ratio ranged between 9.7 and 16.2 in function of soil depth in the three soils. Humus type was eutrophic mull for the Rendzic Leptosol and acid mull for the Dystric Cambisol.

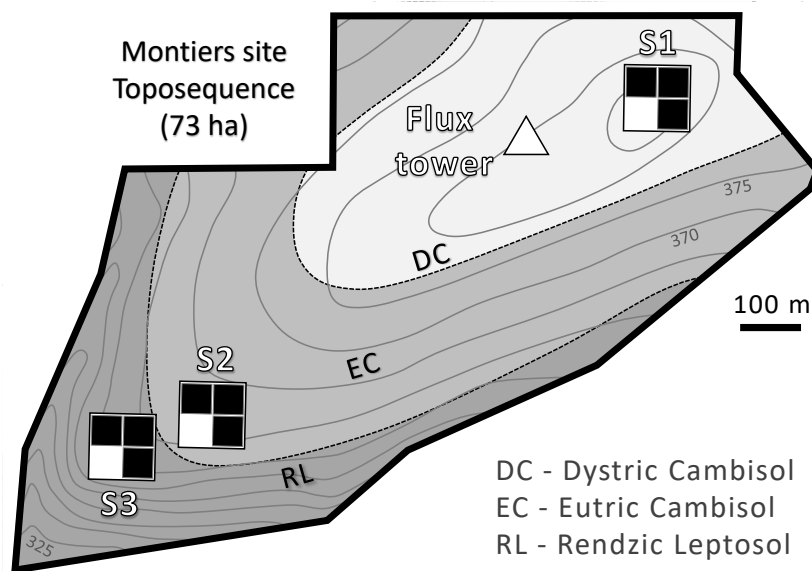


Fig. 1 - Layout of the experimental plots, soil type delimitations and contour lines along the toposequence in the Montiers beech forest experimental site. The grey lines represent the contour lines for every 5 meters. S1, S2 and S3 = experimental plots. FT = flux tower.

Three experimental plots were installed along the Montiers soil sequence on each of the studied soil types: plot S1 (Dystric Cambisol), plot S2 (Eutric Cambisol) and plot S3 (Rendzic Leptosol). Each experimental plot is subdivided into three replicates of 2500 m^2 (total plot surface: 0.75 ha). All nine replicates are equipped with the same monitoring devices designed for the sampling of aboveground and soil solutions, litterfall and tree compartments (stem wood, branches and leaves). The three plots are located on flatter segments of the study area where the slope is nearly equal to zero.

Table 1 - Physicochemical properties of the three studied soils in the Montiers site (plot S1 – Dystric Cambisol; plot S2 – Eutric Cambisol; plot S3 – Rendzic Leptosol). Are presented the mean values for bulk density, textural distribution (clay: <2 μm , fine silt: 2-20 μm , coarse silt: 20-50 μm , fine sand: 50-0.2 mm, coarse sand: 0.2-2 mm), total rock volume (RV), soil water holding capacity (SWHC), mass of fine roots (fR); soil water pH, organic matter content (OM), cation exchange capacity (CEC) and base-cation saturation ratio (S/CEC, with S = sum of base cations). Standard deviation values are given in italic.

	Depth	B. density	Clay	F. silt	C. silt	F. sand	C. sand	RV	SWHC	fR	pH _{water}	OM	CEC	S/CEC
	<i>cm</i>	<i>g.cm⁻³</i>		<i>g.kg⁻¹</i>			<i>%</i>	<i>mm</i>	<i>g.kg⁻¹</i>		<i>g.kg⁻¹</i>	<i>cmol+.kg⁻¹</i>	<i>%</i>	
S1 Dystric Cambisol	0-5	0.98	255	281	160	185	121	1.4	8.2	3.2	4.9	68	6.7	64
		<i>0.12</i>	<i>25</i>	<i>24</i>	<i>17</i>	<i>36</i>	<i>19</i>					<i>22</i>	<i>3.0</i>	<i>23</i>
	5-15	0.94	245	276	162	184	131	1.4	16.5	2.1	4.8	43	4.2	35
		<i>0.17</i>	<i>26</i>	<i>29</i>	<i>17</i>	<i>40</i>	<i>24</i>					<i>16</i>	<i>2.2</i>	<i>21</i>
	15-30	1.23	268	280	161	170	115	1.8	22.7	0.8	4.8	26	3.5	26
		<i>0.22</i>	<i>28</i>	<i>31</i>	<i>21</i>	<i>44</i>	<i>31</i>					<i>9</i>	<i>0.9</i>	<i>14</i>
	30-45	1.36	306	262	150	161	119	2.3	22.6	0.2	4.9	15	4.3	36
		<i>0.18</i>	<i>65</i>	<i>45</i>	<i>27</i>	<i>47</i>	<i>32</i>					<i>5</i>	<i>1.6</i>	<i>16</i>
	45-60	1.45	355	229	126	166	141	3.6	18.1	0.2	5.1	10	5.7	55
		<i>0.15</i>	<i>100</i>	<i>45</i>	<i>31</i>	<i>49</i>	<i>39</i>					<i>2</i>	<i>2.6</i>	<i>22</i>
S2 Eutric Cambisol	0-5	1.03	242	242	143	290	83	2.3	9.2	4.2	5.4	73	10.1	83
		<i>0.11</i>	<i>52</i>	<i>16</i>	<i>13</i>	<i>36</i>	<i>24</i>					<i>26</i>	<i>5.4</i>	<i>14</i>
	5-15	0.93	241	246	145	287	82	3.1	18.2	2.4	5.2	45	7.8	59
		<i>0.13</i>	<i>65</i>	<i>17</i>	<i>13</i>	<i>45</i>	<i>24</i>					<i>29</i>	<i>7.3</i>	<i>24</i>
	15-30	1.23	294	234	136	273	64	7.6	19.1	1.2	5.3	27	7.7	61
		<i>0.19</i>	<i>83</i>	<i>23</i>	<i>17</i>	<i>55</i>	<i>11</i>					<i>13</i>	<i>3.9</i>	<i>23</i>
	30-45	1.35	420	188	107	214	71	29.0	14.7	0.3	5.3	17	13.2	68
		<i>0.18</i>	<i>141</i>	<i>43</i>	<i>31</i>	<i>63</i>	<i>20</i>					<i>8</i>	<i>6.9</i>	<i>27</i>
	45-60	1.32	523	154	85	176	63	40.3	10.3	0.3	5.4	11	17.8	76
		<i>0.23</i>	<i>136</i>	<i>42</i>	<i>32</i>	<i>57</i>	<i>31</i>					<i>4</i>	<i>8.8</i>	<i>17</i>
S3 Rendzic Leptosol	0-5	0.88	449	227	123	119	41	2.3	9.8	5.3	5.7	109	24.9	98
		<i>0.14</i>	<i>80</i>	<i>54</i>	<i>26</i>	<i>39</i>	<i>15</i>					<i>27</i>	<i>8.3</i>	<i>5</i>
	5-15	0.98	430	224	114	123	59	4.9	19.2	3.2	5.7	71	20.0	94
		<i>0.12</i>	<i>82</i>	<i>56</i>	<i>36</i>	<i>37</i>	<i>21</i>					<i>23</i>	<i>7.9</i>	<i>7</i>
	15-30	1.06	516	169	77	102	63	36.4	12.5	1.5	6.0	42	23.2	99
		<i>0.22</i>	<i>81</i>	<i>50</i>	<i>38</i>	<i>42</i>	<i>24</i>					<i>10</i>	<i>6.4</i>	<i>5</i>

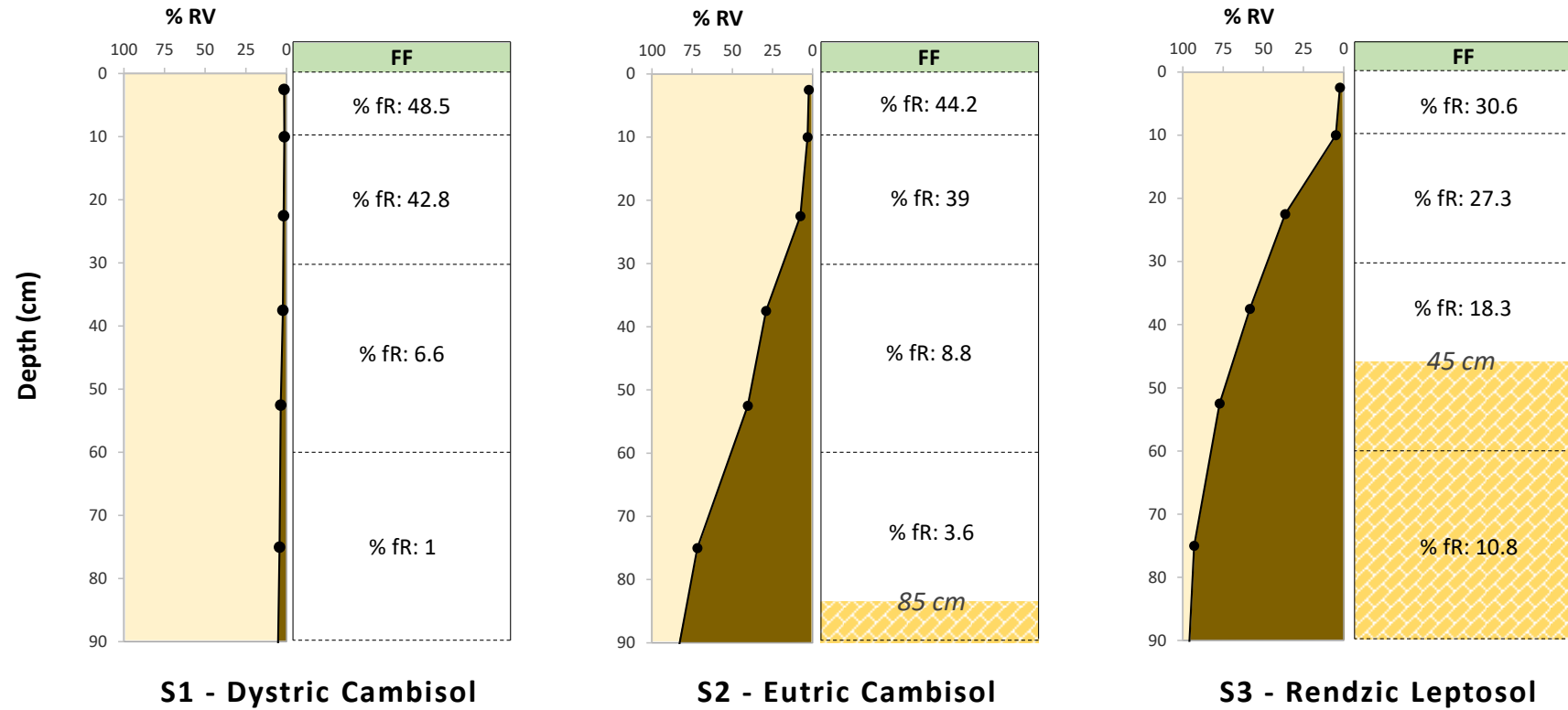


Fig. 2 – Physical description of the three Montiers soils: total rock volume (RV; expressed in % of total soil volume), distribution of fine roots along the soil profile (fR; expressed in %), mean depth to the calcareous bedrock.

The studied forest is a managed beech high forest. The area has been covered by deciduous forest since at least the beginning of the 19th century. The stand is composed of 89 % beech (*Fagus sylvatica*), 6 % maple (*Acer pseudoplatanus*) and 5 % other deciduous species: whitebeam (*Sorbus torminalis*), ash (*Fraxinus excelsior*), oak (*Quercus robur*), hornbeam (*Carpinus betulus*) and wildcherry (*Prunus avium*). Stem circumferences at a height of 1.30 m (C130) were measured in 2011 for all trees in each plot; the C130 distribution was very close in the three plots (data not shown). The average age of the trees was 45 ± 7 (S1), 54 ± 3 (S2) and 57 ± 12 (S3) years and the dominant height of the beeches was 26.8 ± 2.2 m.

2.2. Methods

2.2.1. Climatic data and solutions sampling on the field

Daily rainfall (P) was monitored by a Météo-France (French national weather service) weather station located in Biencourt-sur-Orge (Meuse, France, station #55051001) at a distance of 4.3 km from the Montiers site. Rainfall was also collected every 28 days on top of a flux tower settled close to plot S1 (45 m above the ground) with four funnel-type polyethylene collectors (0.22 m² opening) connected to storage containers (20 L). This device evolved in January 2014 to be replaced with three new collectors (0.24 m²) connected to larger containers (50 L). The precipitation amounts collected on the tower were compared to P on a monthly basis.

The flux tower was instrumented with micrometeorological and radiation sensors to measure wind speed (Wind Observer 2, Gill, Hampshire, UK), global radiation (CMP21, Kipp&Zonen, Delft, Netherlands), air temperature and relative air humidity (HMP155, Vaisala, Vantaa, Finland) at a daily basis. Potential evapotranspiration (PET) was calculated according to the Penman equation.

Under the canopy, throughfall and stemflow solutions were collected every 28 days from January 2012 to December 2016 in the three experimental plots. Throughfall (TF) was sampled in each plot with 12 gutters placed 1.2 m above the forest ground and covering in total 4.68 m². The throughfall gutters were distributed in such a way as to integrate the discontinuity of the forest canopy within the plot. Each gutter consisted of a polyethylene funnel-type collector (19.8 cm x 197.8 cm) connected to an underground storage container (120 L). For stemflow (SF) sampling, six trees (15 beeches and 3 trees of another species) of different sizes were selected in each plot. On these trees, SF was collected using flexible polyethylene collars attached horizontally to the stem at 1.50 m height and connected to polyethylene storage containers (120, 150 or 310 L). The trees were chosen so as to represent the different diameter classes in each plot. In winter, SF was collected from 6 trees in each plot and drained into underground storage containers (120 L) to avoid freezing.

In order to transform the SF volumes to water depth (mm), stem circumference at 1.30 m height (C130) was assumed to explain inter-individual stemflow volume variability within a species. Thus all trees in each plot were separated into several C130 classes and the correlation between the SF volume and the C130 was verified for all sampling period. Using the trend line equation, a mean monthly SF volume (V) was then assigned to each C130 class. SF at the plot scale for a given C130 class (in mm) is given by the following equation:

$$SF_z = V_z \cdot \left(\frac{N_z}{A}\right)$$

Where z is the C130 class, V_z is the mean stemflow volume per tree in the given C130 class (in L), N_x is the number of trees in the given C130 class and A is the plot area (in m^2).

Total SF at the plot scale was obtained by summing the SF fluxes of all C130 classes. Stand deposition (SD) was defined as the sum of TF and SF water fluxes.

Gravitational and bound soil solutions at different soil depths were collected every 28 days from January 2012 to December 2016 in the three experimental plots. Gravitational soil solutions (ZTL) were collected beneath the forest floor and at different soil depths: -10 and -30 cm (in S1, S2 and S3), -60 cm (S1 and S2) and -90 cm (S1), with large plate lysimeters (0.12 m^2 ; 9 repetitions per soil depth and per soil type) or thin rod-like lysimeters (0.07 m^2 ; in clusters of 8; 9 repetitions per soil depth and per soil type). These solutions were drained to underground storage containers located in closed cellars (> 2.5 m under the forest floor level), which were thermally insulated and completely protected from sunlight. To collect bound soil solutions (TL), ceramic cups were inserted in the soils at the same depths: -10 and -30 cm (in S1, S2 and S3), -60 cm (S1 and S2) and -90 cm (S1), with 12 repetitions per depth and per soil type. These ceramic cups were connected to an electric vacuum pump that maintained a constant depression between -0.5 and -0.6 bar. These bound soil solutions were forwarded to a cabin in each plot.

2.2.2. Solutions analysis

BD, TF, SF and soil solutions samples were analyzed for Ca, Mg, K, P, S, Al, Fe, Mn, Na by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry (700 Series ICP-OES, AGILENT TECHNOLOGIES) and NH_4 by colorimetry (San⁺⁺, SKALAR). NO_3 , Cl, SO_4 , PO_4 and F were quantified by ion chromatography (ICS-2100, DIONEX). Dissolved organic carbon (DOC), total carbon (TC) and total N (TN) were determined with a TOC analyzer (TOC-L, SHIMADZU). The pH was measured with a pH-meter (DL70 ES, METTLER).

2.2.3. Water balance model

The conceptual daily water balance model BILJOU©, which main aim is to quantify drought intensity in forest stands, was applied in the three experimental plots to assess the water fluxes and content. A detailed description of BILJOU© is given by Granier et al. (1999).

The model uses above-canopy daily measurements of global radiation, air temperature and humidity, wind speed and precipitation. Site-related parameters are: i) stand canopy phenological parameters: maximum LAI, dates of budburst and complete leaf fall; ii) soil compartment characteristics: SWHC, θ_{WP} , fine roots distribution, bulk and real density. The model calculates daily water fluxes: trees transpiration (from the Penman equation), rainfall interception, understorey plus soil evapotranspiration and water drainage at the bottom of each soil layer. Resulting day to day variations in extractable soil water content is calculated as follows:

$$\Delta EW = P - I_C - T - ET_U - D_W$$

With ΔEW the change in extractable soil water content (in mm) between two successive days, P the precipitation, I_C the canopy interception, T the trees transpiration, ET_U the sum of understory plus soil evapotranspiration and D_W the water drainage at the base of the rooting zone. All water fluxes are expressed in mm. T is subtracted from soil water content in the different rooted soil layers proportionally to the fine roots proportion.

The daily water drainage fluxes at the bottom of each soil layer corresponding to lysimeter installation depths (-10, -30, -60 and -90 cm) were summed over the month as to coincide with the solutions sampling campaigns.

2.2.4. Drainage fluxes and mass balance

Monthly bulk deposition, throughfall and stemflow fluxes were calculated by multiplying the mean element concentration in the solution by the measured (BD and TF) or calculated (SF) water fluxes.

We calculated the ZTL and TL drainage fluxes separately by multiplying the mean element concentration in the ZTL and TL solution, respectively, by the total water drainage modelled with BILJOU©.

Secondly, we implemented a mixed ZTL/TL model to measure drainage fluxes as a mix of ZTL and TL solutions, considered that real drainage fluxes in the soil are the sum of a rapid vertical transfer of gravitational water and a slow vertical transfer via bound water. The contribution of gravitational water to D was derived from the ratio between the water volumes intercepted by the surface of the zero-tension lysimeters and the modelled total water drainage (D_W). In the studied soils of Montiers the water volumes intercepted by the ZTL ranged between 11 and 42 % of D_W , which is coherent with the value of 17% found by Legout et al. (2009). Thus the modelled monthly elements drainage fluxes (D) were calculated at each depth as follows:

$$D(X) = D_G \times C(X)_G + D_B \times C(X)_B$$

With $D(X)$ the drainage flux of element X , D_G the water drainage via rapid gravitational transfer, $C(X)_G$ the concentration of element X in the gravitational soil solution collected by zero-tension lysimeters, D_B the water drainage via slow bound transfer, $C(X)_B$ the concentration of element X in the bound soil solution collected by ceramic cups.

All monthly element fluxes were summed over calendar years to compute the annual fluxes.

The element mass balance were calculated for the following soil layers, according to the installation depths of the lysimeters in the three plots: forest floor (FF), from the forest floor down to -10 cm (soil layer L1), between -10 and -30 cm (L2), between -30 and -60 cm (L3) and between -60 and -90 cm (L4). For each soil layer, the mass balance of elements was calculated as the difference between the drainage at the bottom of the layer and the drainage entering the layer:

$$MB(X) = D(X)_2 - D(X)_1$$

With $MB(X)$ the mass balance of a given element X in a given soil layer, $D(X)_1$ the incoming drainage flux of element X and $D(X)_2$ the drainage flux at the bottom of the soil layer.

2.2.5. Statistics

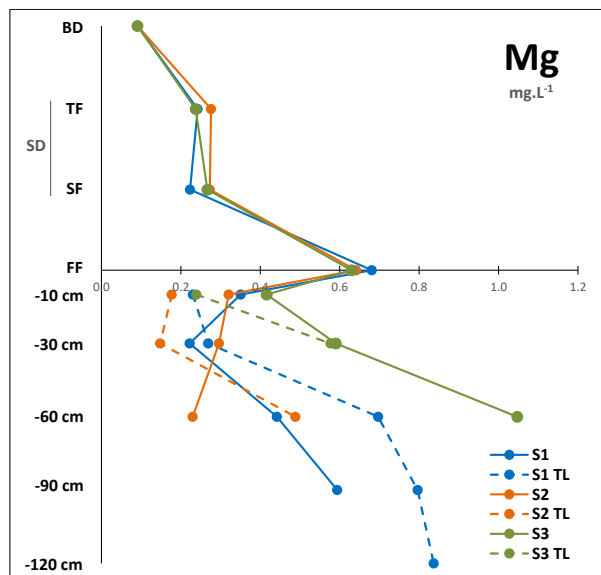
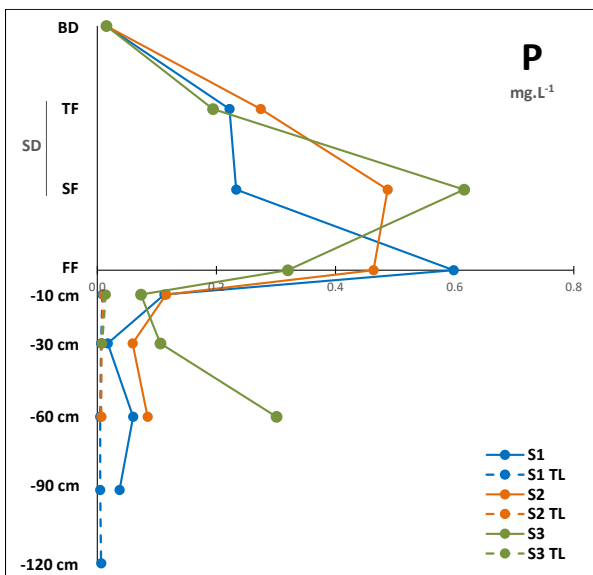
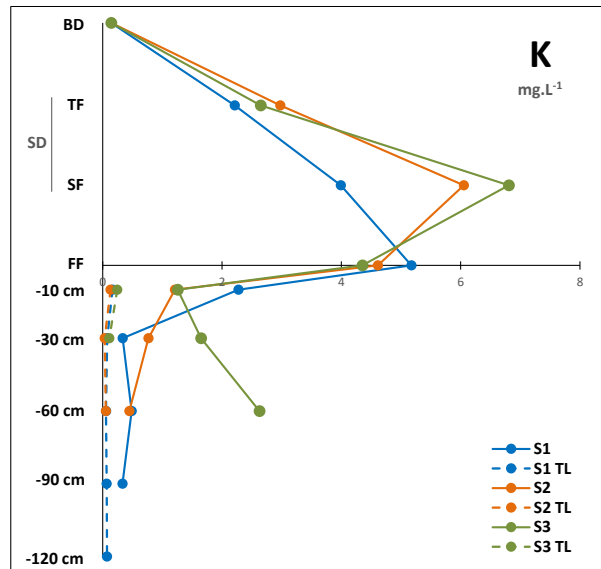
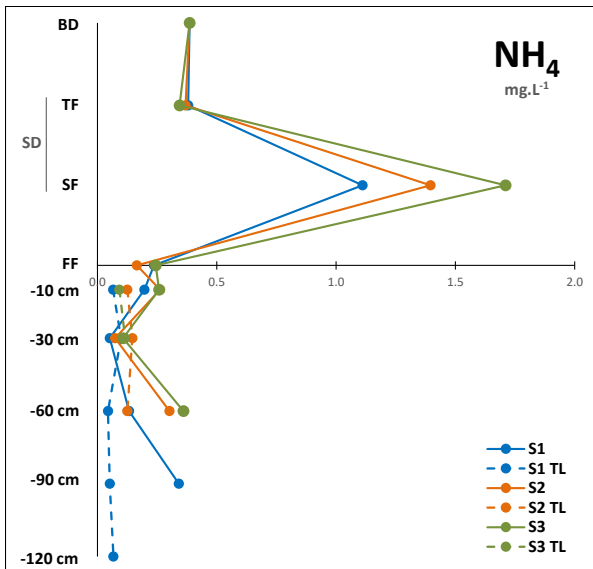
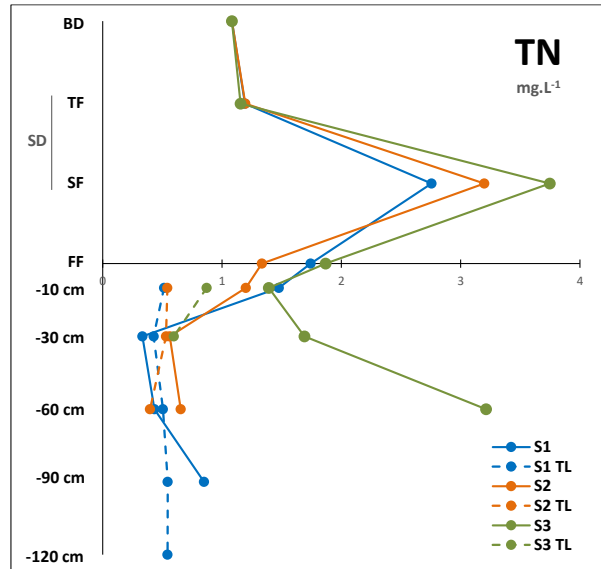
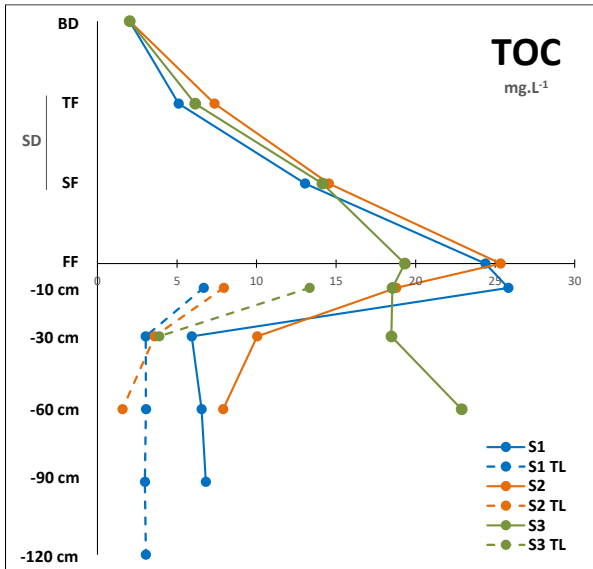
Standard statistical calculations were performed in Microsoft-Excel 2013, including means, standard deviations, coefficients of variation and confidence intervals. We used the R version 3.3.1 statistical software (R Development Core Team, 2016) and specifically the R package *n/me* (Pinheiro et al., 2017) to test the effect of soil type on annual element fluxes by means of a mixed linear analysis of variance (ANOVA) with soil type, year and their interaction as fixed effects. Significance of differences in element content between the gravitational and bound solutions and between plots was tested by the Student's t-test. Confidence intervals were established at the 0.05 probability level for all statistical tests.

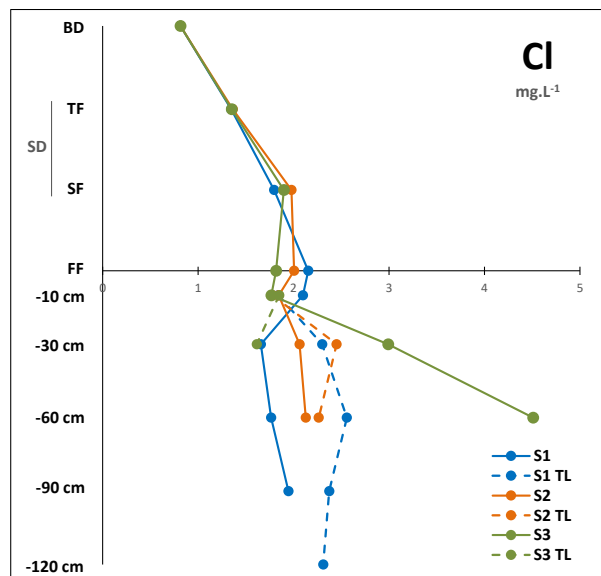
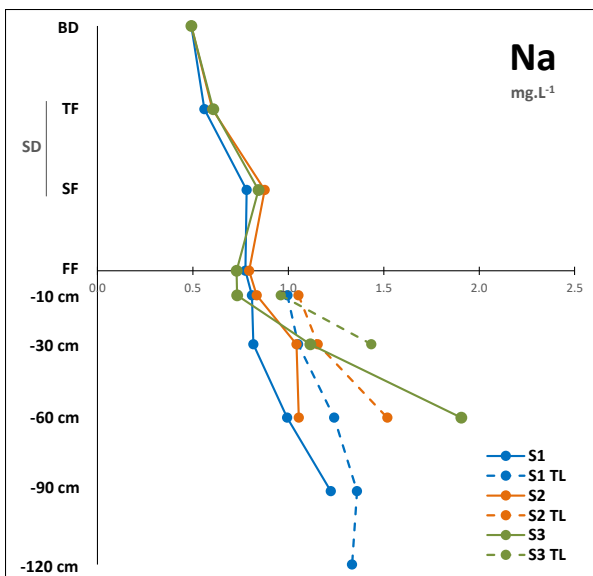
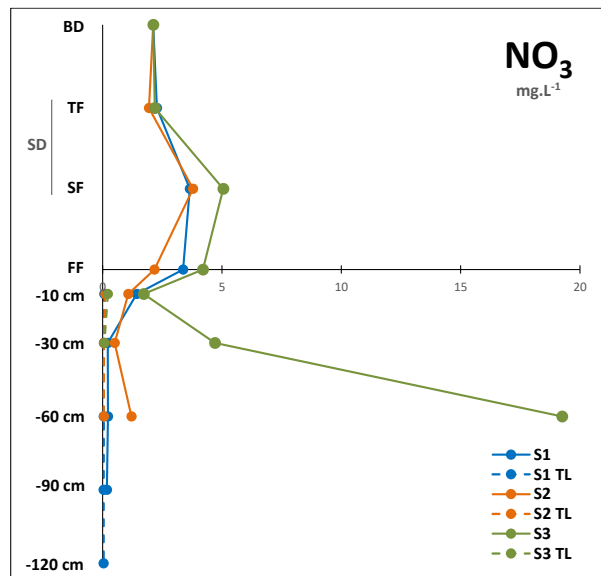
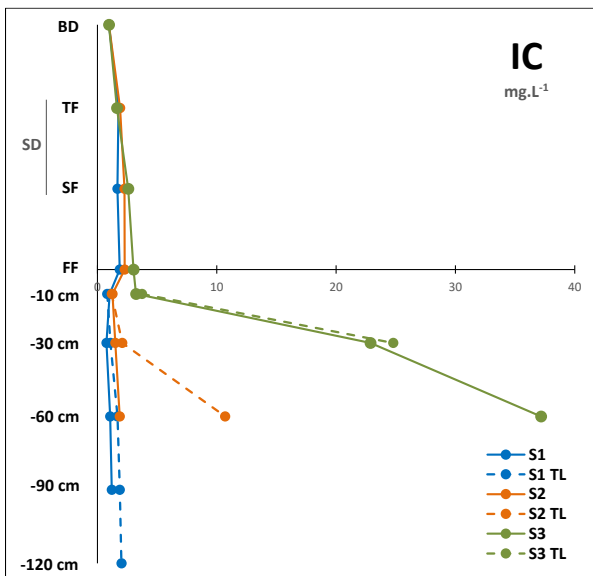
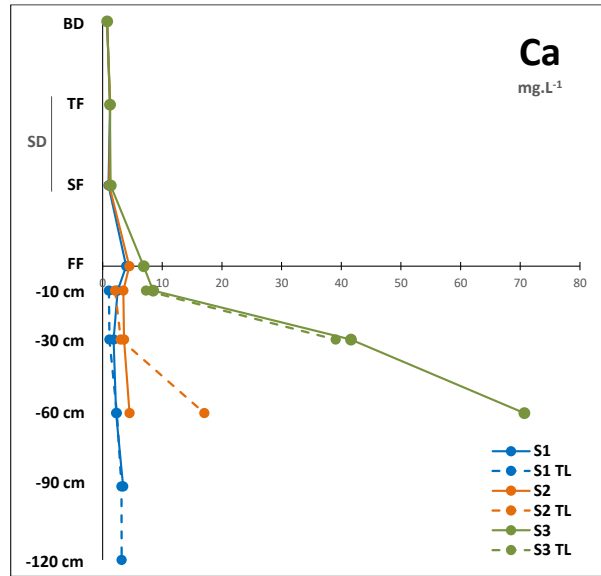
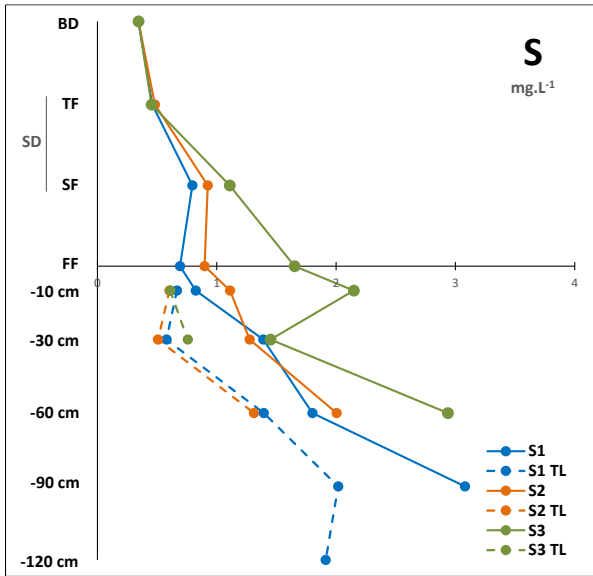
3. Results

3.1. Concentrations of elements in the stand deposition and the soil solutions

Over the studied period (2012-2016), the throughfall (TF) and stemflow (SF) solutions were most concentrated in DOC ($> 5 \text{ mg.L}^{-1}$) and K ($> 2 \text{ mg.L}^{-1}$), followed by IC, Cl, TN and Ca ($> 1 \text{ mg.L}^{-1}$) in the three plots (Fig. 3). The concentrations in TF and SF were $< 1 \text{ mg.L}^{-1}$ for Na, S, Mg, P and Si and $< 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ for Fe, Mn, Al and F. The pH values ranged between 5.6 and 6 in TF and between 6.1 and 6.4 in SF. The mean annual element contents and pH values in the aboveground solutions were close in the three plots, except for Mn, which was more concentrated in S1 and S2 than in S3 in both TF and SF (Fig. 3), and for K, NH_4 and P, which followed the relation $S1 < S2 < S3$ in SF. The mean annual amounts of Ca, IC, Mg, Al, Fe and Mn were very similar in TF and SF; all other measured elements were more concentrated in SF than in TF (Fig. 3).

The FF solutions were more concentrated than TF in K, P, Ca, NO_3 , Na, Cl and S (Fig. 3), and more concentrated than TF and SF in DOC, Ca, Mg, Si, Al and Fe. They were less concentrated than TF and SF in NH_4 and Mn. The amounts of IC did not change significantly between the SD solutions and the FF solutions. In the three studied soils, the FF solutions were richest in DOC ($> 19 \text{ mg.L}^{-1}$), Ca and K ($\geq 4 \text{ mg.L}^{-1}$), followed by IC, TN, Si and Cl ($> 1 \text{ mg.L}^{-1}$). They were poorest in Mg, P, S, Na, Al and Fe ($< 1 \text{ mg.L}^{-1}$) and in Mn and F ($< 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$). The mean annual content in the FF solutions followed the relation $S1 < S2 < S3$ for Ca, S and IC, the relation $S1 > S2 > S3$ for P and Si, and the relation $S1 \geq S2 > S3$ for DOC (Fig. 3).





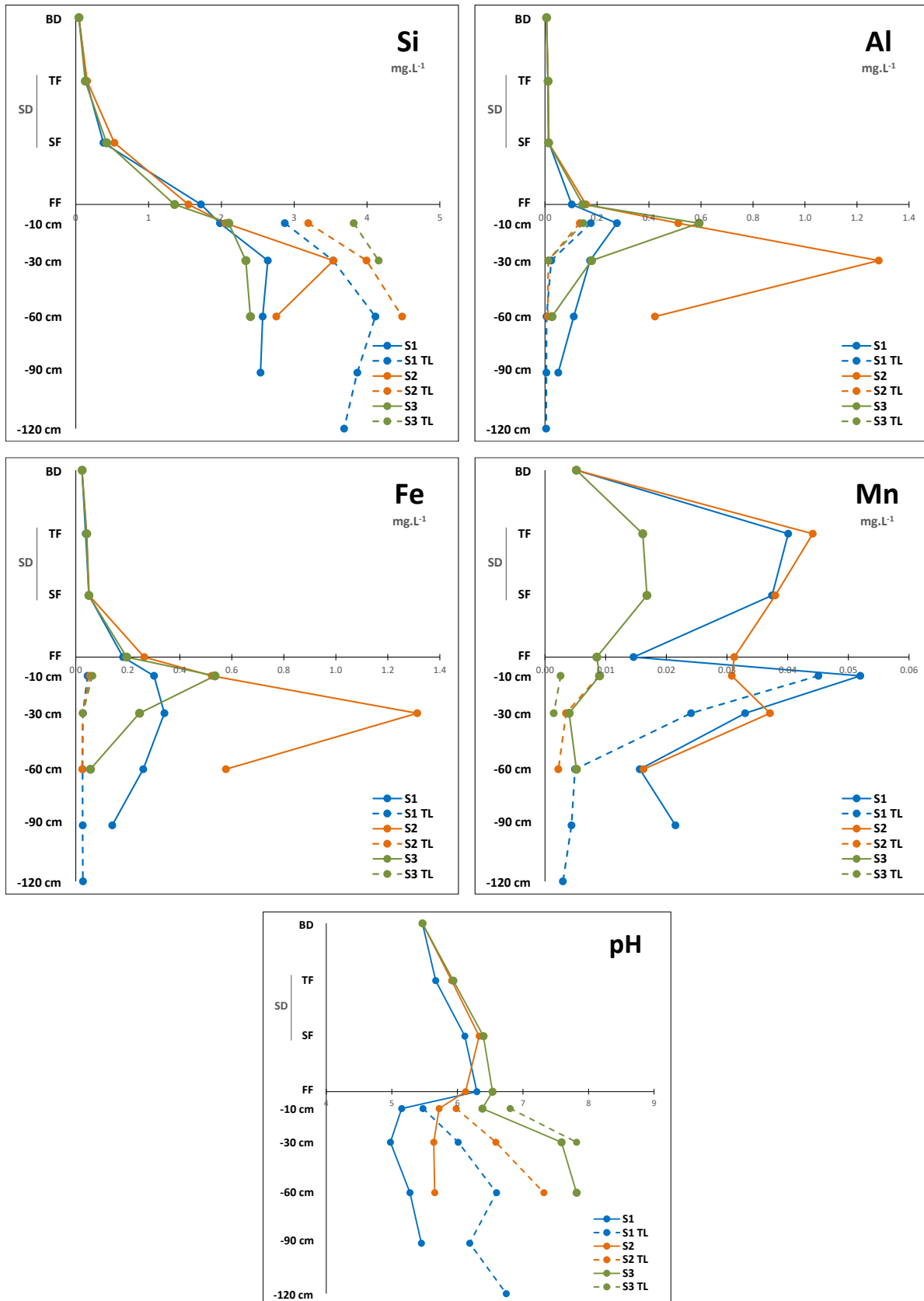


Fig. 3 – Mean concentrations of elements (in mg.L⁻¹) and pH values in the bulk deposition (BD), throughfall (TF), stemflow (SF), forest floor solutions (FF) and soil solutions at different soil depths (-10, -30, -60, -90 and -120 cm) in the three experimental plots of Montiers (S1 – Dystric Cambisol; S2 – Eutric Cambisol; S3 – Rendzic Leptosol)). TL = bound soil solutions. SD = stand deposition.

All three soils and all depths confounded, the gravitational solutions (ZTL) were most concentrated in Ca ($1.8\text{-}42 \text{ mg.L}^{-1}$), DOC ($6\text{-}26 \text{ mg.L}^{-1}$) and IC ($0.8\text{-}23 \text{ mg.L}^{-1}$), followed by Si and Cl ($1.7\text{-}3.5 \text{ mg.L}^{-1}$). The ZTL content was $> 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ for Al, Fe, K, Mg, Na, S and TN, $< 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ for P and $\leq 0.05 \text{ mg.L}^{-1}$ for Mn and F. The bound solutions (TL) were also most concentrated in Ca ($1\text{-}39 \text{ mg.L}^{-1}$), DOC ($1.6\text{-}13 \text{ mg.L}^{-1}$) and IC ($0.8\text{-}25 \text{ mg.L}^{-1}$). The TL content was $\geq 1 \text{ mg.L}^{-1}$ for Na, Si and Cl, $> 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ for Mg, S and TN, and $\geq 0.01 \text{ mg.L}^{-1}$ for Al, Fe, K and F; it was $\leq 0.05 \text{ mg.L}^{-1}$ for Mn and P. All soils and all depths confounded, the pH values ranged between 5 and 7.6 in the ZTL solutions and between 5.5 and 7.8 in the TL solutions.

Below the forest floor in the gravitational solutions, $[\text{DOC}]_{\text{ZTL}}$ remained constant in S3, while it decreased strongly at -30 cm in S1 and S2. The concentrations of K, P, Mg and NO_3 in the ZTL solutions decreased at -10 cm in the three soils (Fig. 3). In S1, $[\text{K}]_{\text{ZTL}}$ decreased further at -30 cm and then remained constant with depth. At -30 cm in S3, the content in the ZTL solutions increased strongly for IC, Ca, Mg, NO_3 , Na and Cl. In S1, $[\text{Mg}]_{\text{ZTL}}$ decreased at -30 cm, but re-increased from -60 cm on. $[\text{S}]_{\text{ZTL}}$ increased with depth in S1 and S2, while it decreased at -30 cm in S3. $[\text{Si}]_{\text{ZTL}}$ increased with depth up to -30 cm in the three soils. $[\text{Al}]_{\text{ZTL}}$ and $[\text{Fe}]_{\text{ZTL}}$ peaked at -10 cm in S3 and at -30 cm in S2, and then decreased with depth. $[\text{Mn}]_{\text{ZTL}}$ peaked at -10 cm in S1 and at -30 cm in S2, and then decreased with depth up to -60 cm. In the bound solutions, the content in Mg, S, Ca, IC and Na generally increased and the content in Mn and P generally decreased with depth in the three soils (Fig. 3). The content in DOC, K, NO_3 , Al and Fe decreased strongly at -30 cm, then remained generally constant with depth. $[\text{Si}]_{\text{TL}}$ increased up to -60 cm in the three soils and then decreased at -90 cm in S1. $[\text{NH}_4]_{\text{TL}}$ increased at -30 cm and then decreased at -60 cm. $[\text{Cl}]_{\text{TL}}$ increased in S1 and S2, but decreased in S3, at -30 cm.

The pH values in the gravitational solutions decreased at -30 cm in the three soils, then increased strongly at -30 cm in S3 and slowly below -30 cm in S1 (Fig. 3). In the bound solutions, the pH increased up to -30 cm in S3 and up to -60 cm in S1 and S2, but it then decreased at -90 cm in S1. Both in the ZTL and TL solutions, the pH followed the relation $\text{S3} > \text{S2} > \text{S1}$ at all depths.

The comparison between the gravitational solutions in the three soils showed that the ZTL content in DOC, IC, Ca, Mg P, NO_3 and Cl followed the relation $\text{S3} > \text{S2} \geq \text{S1}$ at -30 cm and, except for Mg, $\text{S2} \geq \text{S1}$ at -60 cm. $[\text{S}]_{\text{ZTL}}$ was higher in S3 than in S1 and S2 at -10 cm. $[\text{Al}]_{\text{ZTL}}$ and $[\text{Fe}]_{\text{ZTL}}$ were higher in S2 than in S1 and S3 at -30 cm and -60 cm. $[\text{Mn}]_{\text{ZTL}}$ followed the relation $\text{S1} > \text{S2} > \text{S3}$ at -10 cm and $\text{S1} \approx \text{S2} > \text{S3}$ at -30 cm. In the bound solutions, the content in IC, Ca, Si, P and Na followed the relation $\text{S3} > \text{S2} > \text{S1}$ at all depths; except Na at -10 cm. At -10 cm, the TL content in DOC, NO_3 and Fe also followed the relation $\text{S3} > \text{S2} > \text{S1}$. $[\text{Mg}]_{\text{TL}}$ and $[\text{K}]_{\text{TL}}$ generally followed the relation $\text{S3} > \text{S1} > \text{S2}$, $[\text{NH}_4]_{\text{TL}}$ followed the relation $\text{S2} > \text{S3} > \text{S1}$ and $[\text{Mn}]_{\text{TL}}$ followed the relation $\text{S1} > \text{S2} > \text{S3}$ at all depths. $[\text{Cl}]_{\text{TL}}$ was lower in S3 than in S1 and S2 at -30 cm.

3.2. Drainage fluxes of water and elements

The mean annual water flux entering the soil was $884 \pm 172 \text{ mm.yr}^{-1}$ in the three plots (Fig. 4). The annual water drainage in the soil modelled with BILJOU© decreased slowly with depth and was close in the three soils. It was $773 \pm 169 \text{ mm.yr}^{-1}$ at -10 cm depth, $682 \pm 166 \text{ mm.yr}^{-1}$ at -30 cm, $634 \pm 165 \text{ mm.yr}^{-1}$ at -60 cm (in S1 and S2) and $600 \pm 162 \text{ mm.yr}^{-1}$ at -90 cm (in S1).

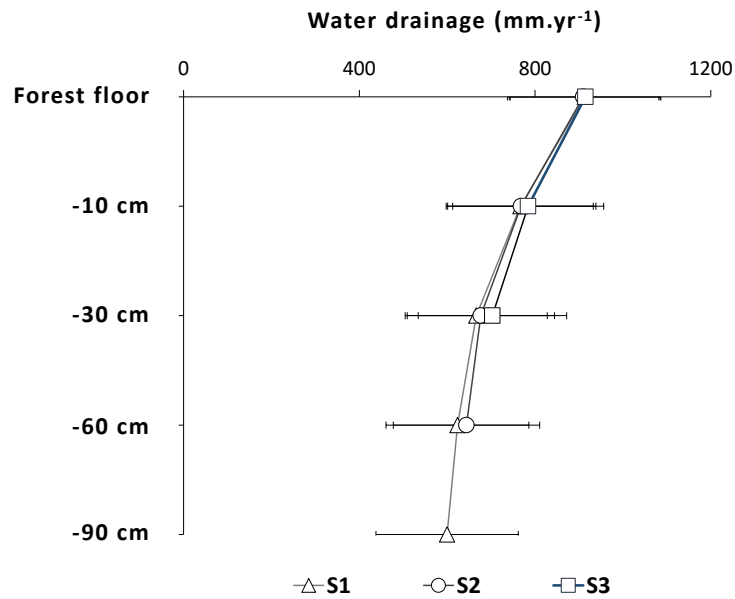


Fig. 4 – Annual water drainage fluxes (in mm.yr⁻¹) below the forest floor and at different soil depths in the three experimental plots of Montiers (S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol).

Over the studied period, the mean annual stand deposition (SD) was $> 30 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for DOC, $\geq 10 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for K, IC and Cl, $> 1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for TN, Ca, Na, S, Mg, P and Si, and $< 1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Fe, Mn and Al (Table 2). Annual SD was not significantly different between the three plots for most elements, except for Mn that followed the relation $S1 \approx S2 > S3$, K that followed the relation $S1 < S2 \approx S3$, and DOC, K and P, which were highest in S2.

The mean annual element fluxes below the forest floor (FF) in the three soils were highest for DOC ($> 150 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$). They were $\geq 10 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Ca, K, IC, NO_3 , Cl and Si (Table 2), and they were $\geq 1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for S, Na, Mg, P, Fe, NH_4 and Al. FF_{Mn} was $< 1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$. FF followed the relation $S1 \approx S2 < S3$ for Ca, S and IC (Table 2), and the relation $S2 \geq S1 > S3$ for Mn.

At all soil depths and all three soils confounded, the mean annual modelled drainage fluxes in the soil (D_M) ranged between $10\text{-}300 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Ca, $5\text{-}180 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for IC and $10\text{-}110 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for DOC (Table 2). They were comprised between $10\text{-}30 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Si and Cl, $1\text{-}10 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Na, S, TN and Mg, $0.1\text{-}5 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for NO_3 , K, Al and Fe, and $0.3\text{-}0.9 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for NH_4 . They were $< 0.4 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ for Mn and P.

The comparison between drainage fluxes calculated from gravitational solutions (D_{ZTL}) and from bound solutions (D_{TL}) at all depth in the three soils is presented in Table 2. D_{ZTL} and D_{TL} were not significantly different at all depth for Mg, Na and NH_4 . They were also not significantly different for Ca, IC and Cl at all depth, except at -60 cm in S2 for Ca and IC ($D_{\text{ZTL}} < D_{\text{TL}}$), and at -30 cm in S3 for Cl ($D_{\text{ZTL}} > D_{\text{TL}}$). D_{ZTL} was significantly higher than D_{TL} for Al, Fe, K, P, NO_3 , DOC and Mn in the three soils and at all depth (Table 2), except at -10 cm in S3 for DOC and at -10 and -30 cm in S1 for Mn. For S, D_{ZTL} was higher than D_{TL} at all depth in the three soils, but the difference was significant only at -10 cm in S3 and at -30 cm in S2. On the contrary, D_{ZTL} was significantly lower than D_{TL} for Si in the three soils and at all depth (Table 2).

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Cl	P	S	Si	IC	DOC	TN	NH4	NO3	
		kg.ha ⁻¹ .yr ⁻¹																
SD	S1	0.1 ± 0.02	6.4 ± 1.1	0.3 ± 0.2	15 ± 4	1.5 ± 0.3	0.24 ± 0.06	4.7 ± 0.5	10 ± 1	1.5 ± 0.6	3.0 ± 0.6	1.3 ± 0.5	13 ± 2	37 ± 9	7.8 ± 1.7	2.5 ± 0.8	14 ± 4	
	S2	0.1 ± 0.02	6.9 ± 1.2	0.4 ± 0.2	21 ± 5	1.8 ± 0.4	0.22 ± 0.05	5.0 ± 0.6	11 ± 1	1.9 ± 0.7	3.2 ± 0.7	1.4 ± 0.6	14 ± 3	50 ± 12	7.7 ± 1.3	2.3 ± 0.7	12 ± 2	
	S3	0.1 ± 0.01	7.2 ± 1.3	0.4 ± 0.2	20 ± 5	1.6 ± 0.3	0.11 ± 0.03	5.1 ± 0.8	11 ± 1	1.5 ± 0.5	3.2 ± 0.7	1.2 ± 0.5	13 ± 3	43 ± 11	8.0 ± 1.5	2.5 ± 0.8	13 ± 3	
FF	S1 ZTL	1.0 ± 0.5	28 ± 3	1.8 ± 1.1	41 ± 10	5.0 ± 0.5	0.08 ± 0.03	6.2 ± 1.3	16 ± 2	4.5 ± 1.4	5.1 ± 0.8	14 ± 2.7	17 ± 3	189 ± 30	13 ± 3	1.7 ± 0.9	20 ± 6	
	S2 ZTL	1.5 ± 0.5	33 ± 5	2.5 ± 1	38 ± 8	4.9 ± 0.8	0.23 ± 0.18	6.4 ± 0.7	16 ± 2	3.6 ± 0.9	6.2 ± 1	13 ± 4.2	19 ± 3	206 ± 69	9 ± 3	1.0 ± 0.8	10 ± 7	
	S3 ZTL	1.6 ± 0.8	51 ± 11	2.1 ± 1.1	36 ± 7	4.8 ± 1	0.05 ± 0.02	5.8 ± 1.1	14 ± 3	2.6 ± 0.8	11.4 ± 4.9	11 ± 1.4	27 ± 6	154 ± 34	12 ± 3	1.4 ± 0.8	22 ± 8	
-10 cm	S1	ZTL	2.2 ± 0.5	16 ± 3	2.9 ± 0.8	11 ± 3	2.1 ± 0.6	0.32 ± 0.15	5.4 ± 0.8	13 ± 1	0.6 ± 0.3	5.3 ± 1.5	14 ± 2.2	6.7 ± 1.3	158 ± 43	9.0 ± 4.2	1.2 ± 0.9	6.3 ± 4.4
		M	1.7 ± 0.4	11 ± 2	1.3 ± 0.4	4.6 ± 1.5	1.9 ± 0.4	0.36 ± 0.19	6.7 ± 0.8	14 ± 2	0.3 ± 0.1	5.2 ± 1.5	19 ± 4.1	6.2 ± 1.2	87 ± 22	5.4 ± 1.8	0.7 ± 0.3	2.7 ± 1.7
		TL	1.4 ± 0.6	8 ± 3	0.4 ± 0.2	1.0 ± 1	1.8 ± 0.5	0.38 ± 0.25	7.4 ± 1.3	15 ± 3	0.1 ± 0.03	5.2 ± 1.8	22 ± 5.6	5.9 ± 1.4	46 ± 19	3.3 ± 1.1	0.4 ± 0.2	0.5 ± 0.3
	S2	ZTL	4.9 ± 2	23 ± 6	5.0 ± 2.0	6.6 ± 1.8	2.1 ± 0.4	0.19 ± 0.07	6.0 ± 0.9	13 ± 2	0.7 ± 0.4	7.0 ± 1.5	16 ± 4.4	9.0 ± 2.3	120 ± 25	7.0 ± 2.1	1.3 ± 0.7	4.2 ± 1.3
		M	2.5 ± 1	19 ± 4	2.2 ± 0.9	3.1 ± 0.9	1.7 ± 0.3	0.11 ± 0.04	7.3 ± 1.1	14 ± 2	0.3 ± 0.1	5.6 ± 1.3	22 ± 4	8.8 ± 2	80 ± 17	4.9 ± 1	0.9 ± 0.2	2.2 ± 0.7
		TL	1.1 ± 0.4	17 ± 5	0.4 ± 0.2	0.9 ± 0.5	1.4 ± 0.3	0.06 ± 0.05	8.1 ± 1.6	15 ± 3	0.1 ± 0.02	4.8 ± 1.5	25 ± 4.8	8.7 ± 2.6	55 ± 14	3.6 ± 0.9	0.7 ± 0.2	0.9 ± 0.7
	S3	ZTL	5.6 ± 2.7	62 ± 15	5.0 ± 1.9	7.2 ± 2.5	3.0 ± 0.8	0.05 ± 0.02	5.4 ± 1.2	12 ± 3	0.4 ± 0.2	13.0 ± 5.6	16 ± 4.7	27 ± 9.1	117 ± 32	7.9 ± 3	1.2 ± 0.7	7.2 ± 2.9
		M	3.0 ± 1.3	60 ± 13	2.4 ± 0.9	4.1 ± 1.3	2.4 ± 0.4	0.03 ± 0.01	6.5 ± 1.6	14 ± 3	0.3 ± 0.1	8.4 ± 2.8	25 ± 7.1	27 ± 10.3	108 ± 34	7.1 ± 1.7	0.9 ± 0.3	4.2 ± 1.5
		TL	1.2 ± 0.7	59 ± 21	0.5 ± 0.3	1.9 ± 1.6	1.9 ± 0.8	0.02 ± 0.01	7.3 ± 2.1	15 ± 4	0.1 ± 0.04	5.0 ± 1.6	32 ± 9.9	27 ± 15.1	102 ± 41	6.5 ± 1.8	0.7 ± 0.2	2.0 ± 2.2
-30 cm	S1	ZTL	1.2 ± 0.5	12 ± 4.5	2.4 ± 1.5	2 ± 1.6	1.5 ± 0.4	0.20 ± 0.12	5.6 ± 1.4	11 ± 3	0.12 ± 0.05	9.1 ± 4.1	17 ± 4	5.1 ± 1.5	31 ± 7	1.9 ± 0.7	0.3 ± 0.2	1.2 ± 0.8
		M	0.4 ± 0.2	9 ± 2.7	0.8 ± 0.4	0.9 ± 0.5	1.8 ± 0.7	0.19 ± 0.11	6.6 ± 1.8	14 ± 3	0.06 ± 0.02	5.4 ± 1.9	21 ± 7	6.4 ± 1.8	18 ± 5	1.9 ± 0.5	0.4 ± 0.2	0.6 ± 0.3
		TL	0.2 ± 0.1	8 ± 2.4	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.2	1.9 ± 0.8	0.18 ± 0.12	6.9 ± 2	15 ± 4	0.04 ± 0.01	4.0 ± 1.7	23 ± 8.3	6.8 ± 2.1	14 ± 5	1.9 ± 0.5	0.5 ± 0.3	0.4 ± 0.2
	S2	ZTL	9.2 ± 5.6	23 ± 10	9.4 ± 4.9	4 ± 4	1.9 ± 0.5	0.19 ± 0.10	7.0 ± 2	14 ± 4	0.33 ± 0.14	8.9 ± 3.6	25 ± 9.1	10 ± 6	53 ± 23	2.6 ± 0.7	0.3 ± 0.2	1.6 ± 1.6
		M	1.6 ± 1	19 ± 8	1.8 ± 0.8	0.6 ± 0.2	1.2 ± 0.4	0.07 ± 0.03	7.5 ± 1.9	16 ± 3	0.10 ± 0.03	4.6 ± 1.6	25 ± 5.5	11 ± 4	29 ± 13	2.8 ± 0.4	0.6 ± 0.4	0.8 ± 0.8
		TL	0.1 ± 0.1	20 ± 9	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	1.0 ± 0.5	0.03 ± 0.01	7.7 ± 2.2	16 ± 5	0.05 ± 0.01	3.4 ± 1.1	27 ± 5.9	13 ± 4	21 ± 10	2.8 ± 0.6	0.7 ± 0.5	0.5 ± 0.5
	S3	ZTL	1.7 ± 1.5	311 ± 81.3	2.2 ± 1.6	10 ± 8	4.2 ± 0.8	0.02 ± 0.01	7.7 ± 2.2	18 ± 3	0.51 ± 0.33	8.5 ± 2.2	14 ± 3.5	180 ± 54	95 ± 48	7.1 ± 2.2	0.6 ± 0.3	15 ± 6
		M	0.3 ± 0.2	287 ± 80.3	0.5 ± 0.3	2.0 ± 1.3	4.0 ± 1	0.01 ± 0.00	9.7 ± 2.9	13 ± 2	0.12 ± 0.04	5.6 ± 1.9	27 ± 8.1	179 ± 51	33 ± 10	4.0 ± 0.4	0.7 ± 0.3	2.5 ± 0.8
		TL	0.1 ± 0.02	283 ± 83.6	0.2 ± 0.1	0.8 ± 0.5	4.0 ± 1	0.01 ± 0.00	10 ± 3.1	12 ± 2	0.06 ± 0.01	5.2 ± 2.1	29 ± 9	178 ± 53	24 ± 8	3.6 ± 0.4	0.7 ± 0.3	0.6 ± 0.6
-60 cm	S1	ZTL	0.7 ± 0.4	13 ± 3	1.6 ± 0.8	1.8 ± 0.8	2.6 ± 0.9	0.08 ± 0.03	6.1 ± 1.8	11 ± 2	0.21 ± 0.27	10.7 ± 4.5	15 ± 4.8	6.4 ± 1.6	32 ± 13	2.2 ± 1	0.6 ± 0.4	1.3 ± 0.6
		M	0.2 ± 0.1	14 ± 4	0.5 ± 0.3	0.7 ± 0.2	4.0 ± 1	0.04 ± 0.02	7.3 ± 1.7	15 ± 2	0.07 ± 0.06	9.1 ± 3	22 ± 7.9	9.2 ± 3	16 ± 5	2.1 ± 0.8	0.3 ± 0.1	0.6 ± 0.3
		TL	0.04 ± 0.02	15 ± 5	0.2 ± 0.2	0.3 ± 0.2	4.3 ± 1.1	0.03 ± 0.02	7.6 ± 1.7	16 ± 3	0.03 ± 0.01	8.6 ± 2.8	24 ± 9.8	10 ± 3	12 ± 7	2.0 ± 1	0.3 ± 0.1	0.4 ± 0.3
	S2	ZTL	2.8 ± 2.1	29 ± 13	3.8 ± 2.4	1.6 ± 1	1.4 ± 0.5	0.08 ± 0.03	6.9 ± 1.9	13 ± 2	0.30 ± 0.22	12.8 ± 3.7	17 ± 4.6	12 ± 6	41 ± 13	2.4 ± 0.7	0.5 ± 0.3	1.7 ± 0.8
		M	0.4 ± 0.3	104 ± 76	0.7 ± 0.3	0.5 ± 0.2	2.9 ± 1.2	0.02 ± 0.01	9.3 ± 2.1	15 ± 4	0.08 ± 0.02	8.7 ± 2.6	26 ± 6.2	64 ± 47	9 ± 4	1.7 ± 0.3	0.6 ± 0.4	0.6 ± 0.3
		TL	0.1 ± 0.02	114 ± 84	0.2 ± 0.1	0.3 ± 0.2	3.1 ± 1.3	0.01 ± 0.01	9.5 ± 2.1	15 ± 4	0.04 ± 0.01	8.2 ± 2.7	27 ± 6.6	71 ± 53	5 ± 4	1.6 ± 0.4	0.6 ± 0.5	0.4 ± 0.3
S3	ZTL	0.4 ± 0.3	20 ± 6	1.0 ± 0.7	1.6 ± 0.6	3.5 ± 1	0.12 ± 0.05	7.2 ± 2	12 ± 4	0.15 ± 0.13	18.2 ± 5.2	15 ± 4.5	6.5 ± 1.3	36 ± 10	3.8 ± 1.9	1.5 ± 1.3	1.0 ± 0.1	
	M	0.1 ± 0.04	21 ± 7	0.3 ± 0.2	0.5 ± 0.2	4.1 ± 1.4	0.03 ± 0.01	7.0 ± 2	12 ± 3	0.04 ± 0.02	13.3 ± 5.1	21 ± 7.2	11 ± 4	11 ± 4	1.9 ± 0.8	0.4 ± 0.1	0.4 ± 0.2	
	TL	0.03 ± 0.01	19 ± 7	0.2 ± 0.2	0.4 ± 0.2	4.7 ± 1.7	0.02 ± 0.01	7.6 ± 2.6	14 ± 5	0.03 ± 0.01	11.9 ± 4.6	21 ± 7.4	11 ± 4	8 ± 4	1.6 ± 0.7	0.3 ± 0.1	0.3 ± 0.2	

Table 2 - Annual elements fluxes (in kg.ha⁻¹.yr⁻¹) of stand deposition (SD; throughfall + stemflow), forest floor leaching (FF) and drainage at different soil depths (-10 cm, -30 cm, -60 cm and -90 cm) via the gravitational solutions (ZTL), the bound solutions (TL) and the modelled drainage fluxes (M) in the three experimental plots of Montiers (S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol).

3.3. Mass balance of elements along the soil profiles

The mean annual mass balance in the forest floor solution (MB_{FF}) was positive for all elements, except for NH_4 and Mn in the three soils and for NO_3 in S2 (Fig. 5 and Table A.1).

For DOC, MB_{FF} was $> 100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in all three soils but was lower in S3 than in S1 and S2 (Fig. 5). In the soil layers 1 and 2, $MB(\text{DOC})$ was negative (ranging between -46 and $-126 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) and the consumption was higher in S1 and S2 than in S3 in layer 1. In S1 and S2 the consumption of DOC decreased with depth and was close to zero in layers 3 and 4 (Fig. 5).

For K and P, MB_{FF} was positive ($> 16 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ and $1\text{-}3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively) and MB_{L1} was negative (~ -34 and $\sim -3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively) in the three soils. $MB_{FF}(\text{P})$ followed the relation $S1 > S2 > S3$ and $MB_{L1}(\text{P})$ followed the opposite relation $S1 < S2 < S3$. In layers 2, 3 and 4 the annual mass balance of K and P was close or equal to zero.

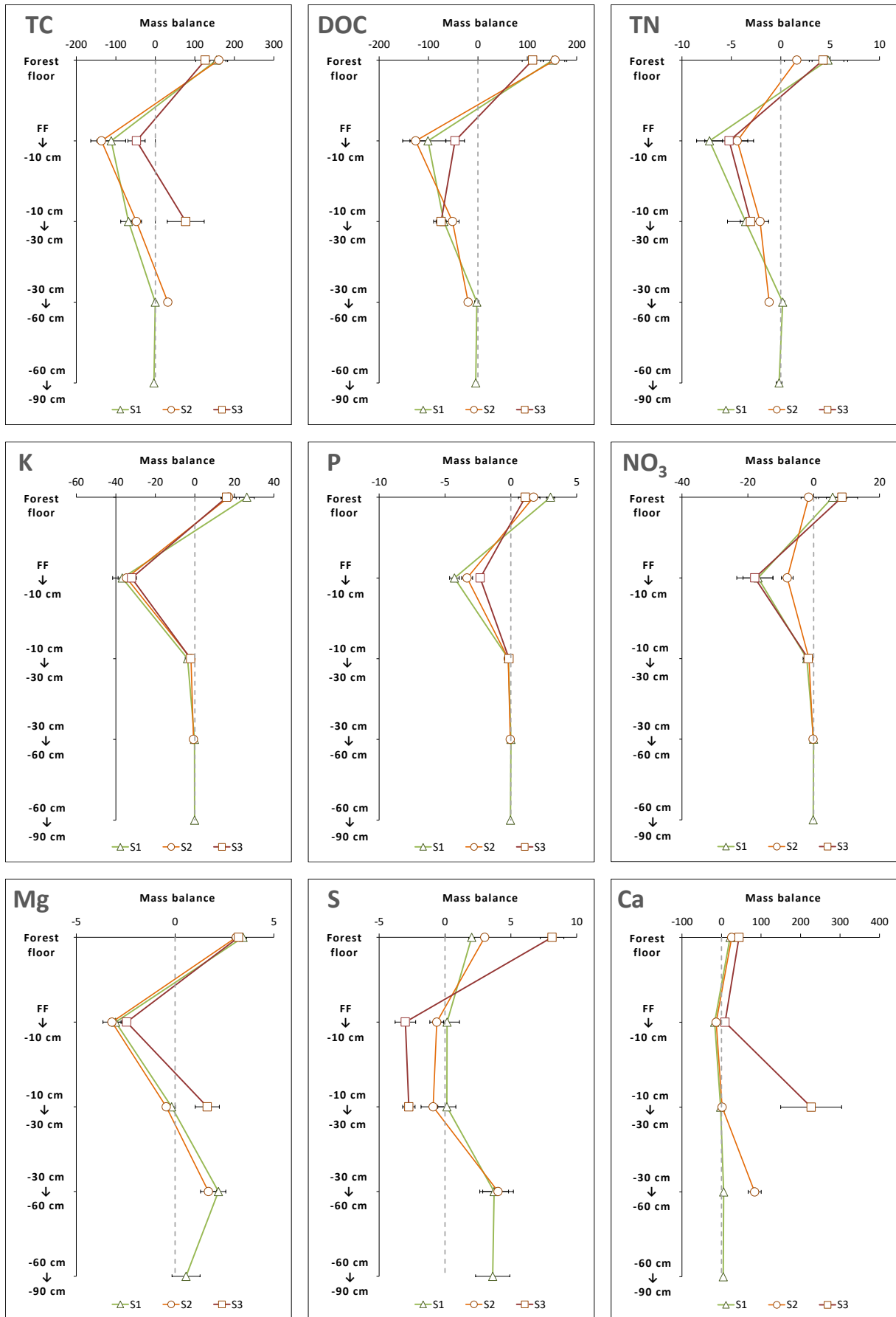
The evolution of $MB(\text{TN})$ along the soil profiles was similar to $MB(\text{DOC})$, the mass balance being positive in the forest floor and negative in the soil layers 1 and 2 (Fig. 5). $MB_{FF}(\text{NO}_3)$ was positive in S1 and S3 ($> 5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), but it was slightly negative in S2. $MB_{L1}(\text{NO}_3)$ was negative in the three soils and the consumption was twice as important in S1 and S3 as in S2. Below soil layer 1, $MB(\text{NO}_3)$ was close to zero. $MB(\text{NH}_4)$ was negative or close to zero at all depth in the three soils. The consumption of NH_4 generally decreased with depth; it was $\sim -1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in the forest floor and $\sim -0.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in layer 2. In soil layers 3 and 4, $MB(\text{NH}_4)$ was almost equal to zero.

For S, MB_{FF} was positive following the relation $S1 \leq S2 < S3$ (Fig. 5). In the underlying layers 1 and 2, $MB(\text{S})$ followed the opposite relation $S1 \geq S2 > S3$, with S being significantly consumed only in S3 ($\sim -3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). In layers 3 and 4, $MB(\text{S})$ was positive and the production of S was $\sim 4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in S1 and S2 (at both depth).

Mg was produced in the forest floor solution and consumed in layer 1 in similar amounts ($\sim 3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) in the three soils (Fig. 5). $MB(\text{Mg})$ was again positive in layer 2 in S3 and in layer 3 in both S1 and S2, also in similar amounts ($\sim 2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$).

Ca and IC were both produced in the forest floor solution in the three soils ($MB_{FF} > 20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ and $> 3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively) and consumed in layer 1 in S1 and S2 ($< -20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). There was a strong production of Ca and IC in the solution in the soil layer 2 of S3 (227 and $152 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively) and in layer 3 of S2 (84 and $52 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively). At all depth, the mean annual $MB(\text{Ca})$ followed the relation $S3 > S2 \geq S1$ (Fig. 5).

The mass balance of Na and Cl in the forest floor was positive in the three soils ($MB_{FF} \sim 1.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ and $\sim 4.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively) following the relation $S1 \approx S2 > S3$ (Fig. 5). The highest production of Na occurred in the soil layer 2 in S3 ($3.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). $MB(\text{Cl})$ was not significantly different than zero at all depth below the forest floor.



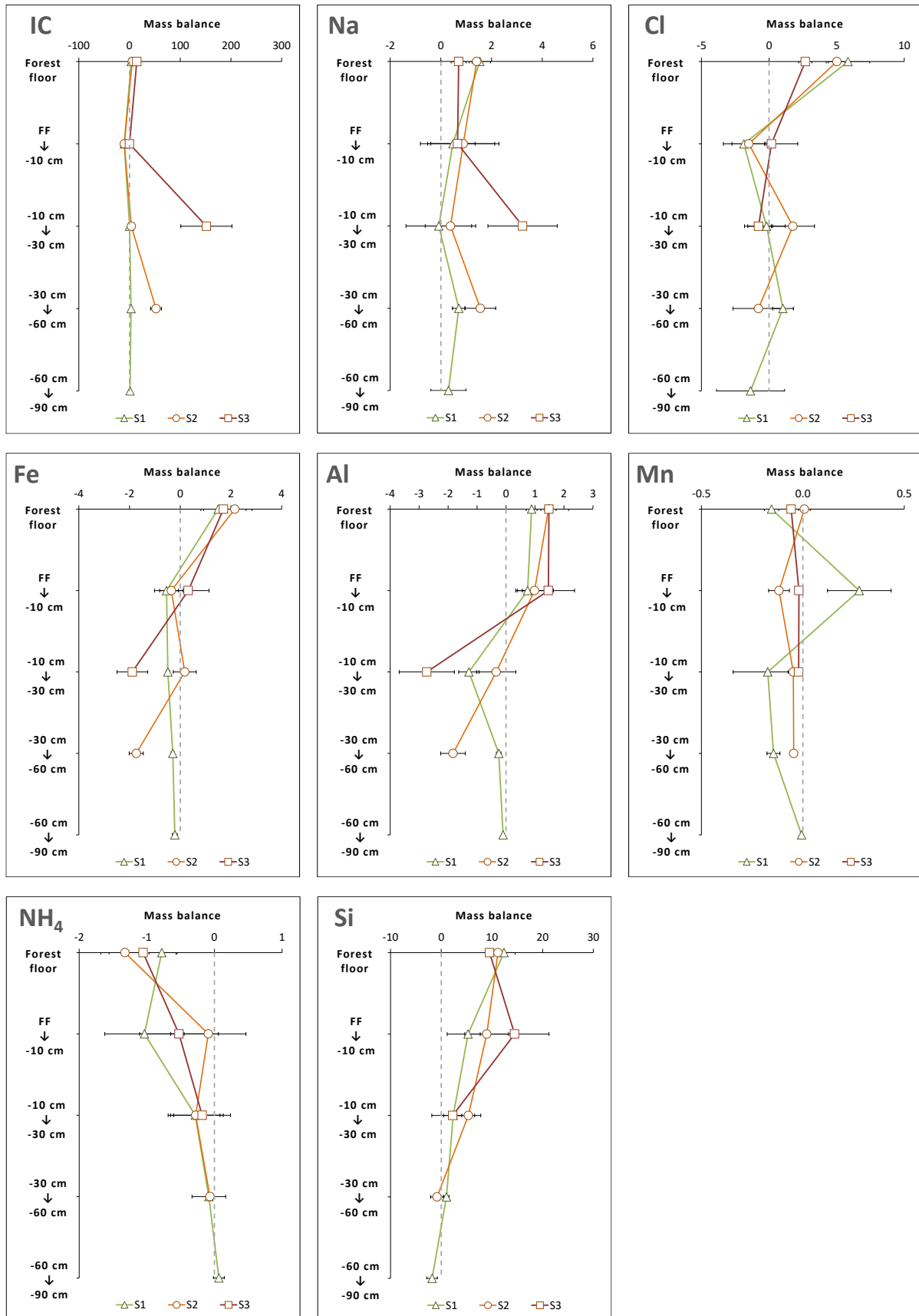


Fig. 5 – Mass balances of annual element fluxes (in kg.ha⁻¹.yr⁻¹) in the forest floor and soil layers in the three experimental plots of Montiers (S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol).

MB was positive in the forest floor for Fe ($\sim 1.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) and both in the forest floor and in layer 1 for Al ($\sim 1.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ each). For both Fe and Al, MB negative or close to zero in the underlying layers and the consumption was highest in the soil layer 2 of S3 and in layer 3 of S2 with similar MB values around $-2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ each (Fig. 5).

MB(Mn) was negative or close to zero at all depth in all three soils, except in layer 1 in S1 where MB(Mn) was $0.28 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Fig. 5).

The mass balance of Si was positive in the forest floor and in layers 1 and 2 in the three soils (Fig. 5). The production of Si generally decreased with depth; it was $\sim 11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in the forest floor $\sim 11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in layer 2. In layer 1 the production of Si followed the relation $S1 < S2 < S3$. MB(Si) was not significantly different than zero in the soil layers 3 and 4.

4. Discussion

The extensive instrumentation of the Montiers study site and the continuous monitoring of the gravitational (ZTL) and bound (TL) soil solutions over 4 years enabled a particularly effective assessment of the annual input-output balance of major elements along three different soil profiles using a mixed ZTL-TL model.

4.1. The impact of the ZTL-TL solutions repartition

In most cases the ZTL and TL solutions in a given soil have different chemical signatures, as shown by Ranger et al. (2001). Therefore the repartition of the respective contributions of ZTL and TL solutions to the effective drainage fluxes in the soil might impact the calculated mass balance of elements. However this study showed that the ZTL-TL repartition did not significantly impact the mass balance of the major elements Ca and Mg, as well as Na, Cl, IC and NH_4 in the three soils. For some elements that were more concentrated in the ZTL solutions, the ZTL-TL repartition did influence the balance of the drainage fluxes, but did not modify the general tendency of the 'sink' or 'source' effect. E.g., the consumption of K at -10 cm varied between $-40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ at 100% TL to $-35 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ at 100% ZTL. For some minor elements such as Al and Fe, the impact of the ZTL-TL repartition was more pronounced, but these differences are of little significance in terms of interpretation given that the drainage fluxes of these elements were very low in the studied soils. Thus the repartition cursor of the respective ZTL-TL contributions was little sensitive and the dominant production and consumption processes in the considered soil layers could be clearly highlighted from the drainage fluxes issued from the mixed ZTL-TL model. In other ecosystems characterized by more pronounced differences between the ZTL and TL chemical signatures, the calibration of the ZTL-TL distribution would however have more impact on the input-output balance of elements.

4.2. Dominant mechanisms controlling the elements balance at the different levels of soil depth

4.2.1. Production in the forest floor

The mass balance in the forest floor was strongly positive for DOC, K, Mg, S, Ca, P, Fe, Al and Si, indicating that the humus layer had a "source" impact on the cation fluxes. An increase of element fluxes in the solution flowing through the organic layer was also shown by Heinrichs and Mayer (1977). Forest humus represents a succession of plant-derived materials in different stages of decomposition (Kögel-Knabner, 1988). The humus type in the three studied soils was a relatively fast degrading mull and there was no root uptake as small roots were absent in the humus layer. Thus we assumed that the positive mass balance was mainly the result of forest floor decomposition and mineralization.

Both biotic and abiotic factors (regional climate, litter quality, biological activity) control on decomposition has been shown extensively in literature (Ferreira et al., 2016; Prescott, 2010). Climate and litter chemistry are thought to be the primary drivers of decomposition in temperate ecosystems (Berg, 2014; Ge et al., 2013). Our study tested the effect of soil type on the release of elements through litter decomposition and showed that there was no significant difference between the three studied soils for most elements.

There was a correlation ($R^2 > 0.6$) between the monthly forest floor mass balance of DOC and Si, Ca, Mg and S in the three soils (Fig. 6). Ca and Mg, as well as Al and Fe, were particularly well correlated ($R^2 > 0.8$) in the three soils (data not shown). These correlations indicate that those elements were released at the same time by the forest litter. The high production of Si and Ca in the solution through forest floor decomposition might result from the degradation of bio-minerals that are contained in the plant parts as described by Krieger et al. (2017).

The correlation between the mass balances of DOC and Ca (in S1) and Ca and Mg (S1 and S2) still existed in the layer 0-10 cm, but not in S3. This may indicate that the influence of the forest floor impact as a source decreases below the humus layer according to $S1 > S2 > S3$.

Similarly to DOC and most cations, the forest floor was also a source of Cl, especially in the most acidic soils S1 and S2. This is consistent with previous studies showing that the main stock of Cl in forest soils is located in the forest floor with large variations depending on the dominant tree species, the organic carbon content and the soil pH (Redon et al., 2011; Montelius et al., 2015). The role of the forest floor as a source or sink of chlorine is the result of a balance between organic matter chlorination and dechlorination kinetics, mediated by biotic processes (Bastviken et al., 2009). In this study, the release of Cl by the forest floor indicated a fast mineralization process. The inorganic chlorine released by the forest floor was then leached through the soil column with no particular affinities with mineral particles ($MB(Cl) \approx 0$).

4.2.2. Balance in the 0-10 cm layer: Root uptake is dominant

For the majority of the studied elements, except Na, Al and Si, the leakage flux at -10 cm was lower than or equal to that carried by the leakage solution under the forest floor, indicating that the 0-10 cm layer generally had a "sink" impact on the cation flux. The flux reduction was the most important in this layer for Ca, K, Mg, P, IC, DOC and NO_3 . The negative mass balance is probably due to

the element uptake in the soil solutions by the roots. The fine root rate was highest in the 0-10 cm layer (Kirchen et al., 2017); this explains that the consumption rate exceeded the production rate for these elements in this layer. A negative mass balance of similar amplitude was calculated at -15 cm depth by Legout et al. (2016). Whatever distribution between ZTL and TL was used, the mass balance was negative in the 0-10 layer.

It is unconceivable that no production occurred in the 0-10 cm layer, whether through soil weathering / alteration or mineralization reactions, but the amount of elements taken up by the roots exceeded the production rate. The solution that was drained below -10 cm was strongly demineralized as a result of the intense uptake by the many roots situated in the topsoil layer. This intense root uptake reminds of the strong absorption by a root mat situated below the humus layer described by Laclau et al. (2004).

4.2.3. Si production

Contrary to the other elements, the mass balance of Si was still strongly positive in the 0-10 cm layer, at a level similar to the production in the forest floor. In the 10-30 cm layer, the Si mass balance decreased but was still positive.

The dominant “source” effect in the topsoil layer could be the result of Si production through biomass decomposition due to root decay that exceeds the root uptake. Another hypothesis is that the alteration of soil minerals releases large quantities of Si. The ZTL/TL repartition in the mixed model has an impact on the mass balance as the Si concentrations were higher in the TL solutions than in the ZTL solutions in all three soils; according to Ranger et al. (2001), the TL solutions are characterized by a more chemical weathering-oriented signature.

4.2.4. Dissolution of the calcareous bedrock

There was a strongly positive mass balance for IC, Ca, Mg and Na in the 10-30 cm layer in S3. The same elements had a positive MB in the 30-60 cm layer in S2, but generally in smaller amounts in comparison with the 10-30 cm layer in S3: three times lower for MB(IC) and MB(Ca), two times lower for MB(Na), but equal for MB(Mg). This strong production, particularly for Ca and IC ($> 50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$), coincides with the appearance depth of the calcareous bedrock, as shown in Table 1, and corresponds to elements release through dissolution of bedrock minerals.

There was a strong correlation between the mass balances of IC, Ca and Mg in S3 and S2 ($R^2 > 0.8$) in these soil layers (Fig. 6). This group of elements was also correlated to Na in S3 ($R^2 > 0.8$) and both to Na and S in S2 ($R^2 > 0.6$). This indicates a co-dissolution of these elements in the studied soils. The dissolution signature, reflected by the aforementioned correlations, was more pronounced in the TL solutions (data not shown).

The calcareous bedrock and the decarbonation clays contain some Na, as shown in a previous study conducted in the same site by Calvaruso et al. (2017). However it is fairly surprising that Na is produced in such quantities ($> 1.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) and in correlation with Ca and IC in the calcareous-

rich horizons given that the Na concentrations are low in the bedrock. One explanation could be that sodium containing minerals in these horizons were particularly soluble.

4.2.5. S desorption

We observed a significant production of S between -30 and -90 cm in S1 and S2. This production could be linked to the decline of acid atmospheric deposition levels in Europe (Berger et al. 2016), and particularly in France (Ulrich et al., 1998). Indeed, SO_4 was being abundantly adsorbed in the soils during the past period of high atmospheric pollution and sulfur compounds deposition (peak in the early 1980s) and might currently being desorbed as the soil pH increases and the SO_4 content in the soil solutions decreases. An S desorption tendency has already been observed on an acidic soil (van der Heijden et al., 2013). In Montiers, the three studied soil types are not very acidic, yet they are rich in Fe oxides. Fe oxides are known to be major adsorption sites for soil solution SO_4 (Parfitt and Smart, 1978). The desorption front in S1 and S2 could be situated between -30 and -60 cm. Apparently, the release of previously stored S was accompanied by Ca and Mg departures in the soil solutions, given the correlations between the mass balances of S / Ca and S / Mg (Fig. 6). Sulfate and base cations desorption may occur simultaneously (Mitchell and Fuller, 1988). These observations indicate that the studied soils have not yet recovered from past soil acidification.

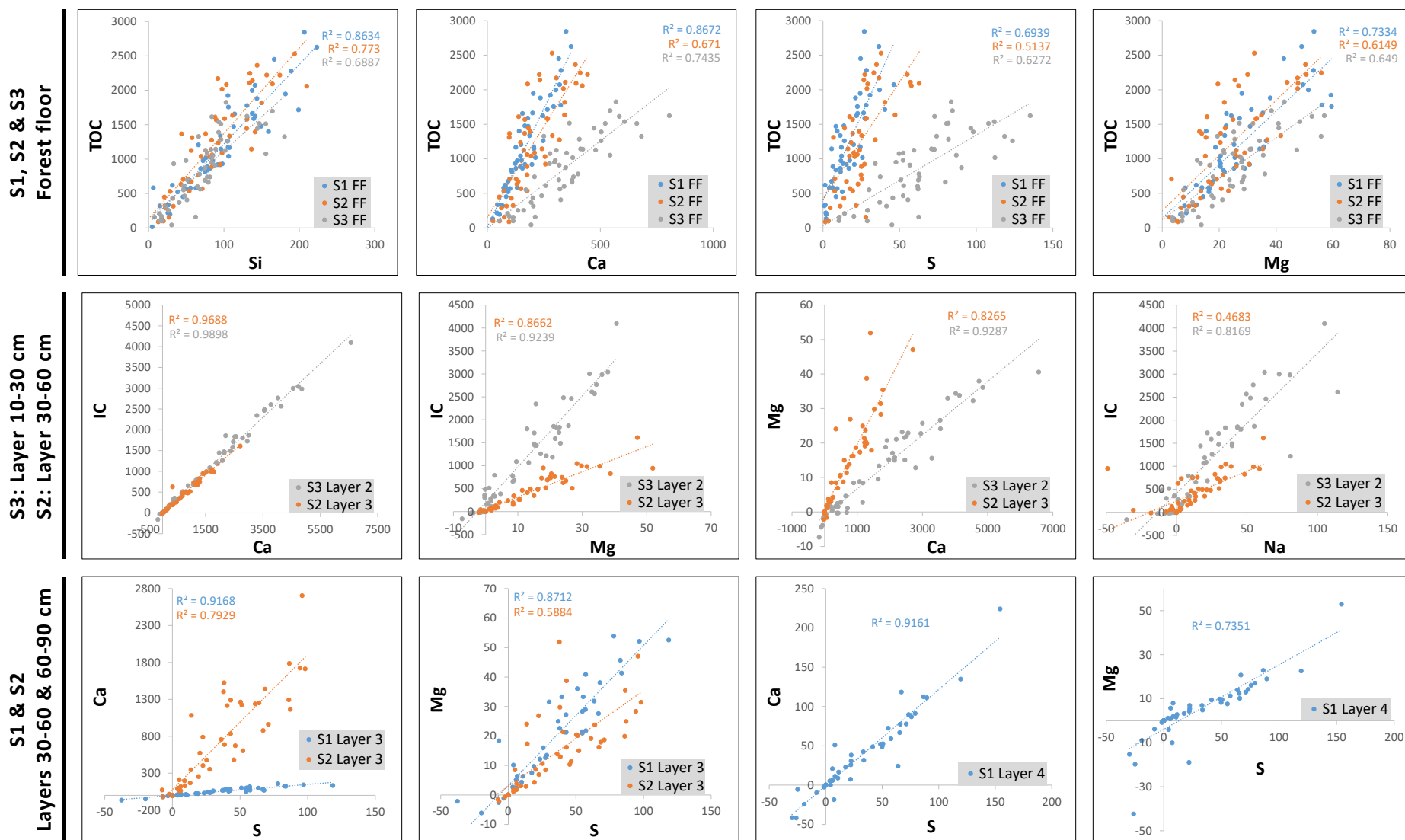


Fig. 6 - Relationships between the annual mass balances of elements fluxes (in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) in the forest floor (FF) and soil layers (L1: FF – -10 cm; L2: -10 cm – -30 cm; L3: -30 cm – -60 cm; L4: -60 cm – -90 cm) in the three experimental plots (S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol).

5. Conclusions

Concentrations and annual fluxes of major and minor elements were measured in the precipitation input beneath the canopy and in the seepage water below the humus layer and at different soil depths in three different soil types under a beech stand. The drainage fluxes in the soil were calculated as a mix of gravitational (ZTL) and bound (TL) soil solutions. We found that, in the three studied soils, the concentrations of most elements were very similar in the ZTL and TL solutions, thus their drainage fluxes were not significantly impacted by the ZTL / TL repartition in the model. Among the major ions, Si was an exception with higher contents in the TL than in the ZTL solutions; thus further investigation is needed to strengthen the relevance of the ZTL / TL repartition for Si. Overall the ZTL solutions had a more organic-oriented signature and the TL solutions had a more weathering-oriented signature.

The humus layer and the different soil layers of all three stand plots played a role of "source" or "sink" for the fluxes of the studied elements/ions, so that their fluxes were changed variously. The comparison of the input/output balances in the three soils showed that the dominant production and consumption mechanisms were the same regardless of the soil type, yet they appeared at different depths depending on the soil type. The seepage water below the forest floor was strongly enriched in elements as a result of organic decomposition and we showed that the release of Si, Ca, Mg and S in the forest floor solution was simultaneous in all soil types. Further study on plant litter decomposition and soil type effect on litter mass loss is currently ongoing in the Montiers site with the use of litter bags.

In the soil layer between the forest floor and -10 cm, root uptake was dominant, resulting in a demineralization of the soil solutions and a negative mass balance for most elements in the three soils. Thus we showed that the 0-10 cm layer had the highest "sink" effect under the beech stand regardless of soil type. Below -10 cm, we highlighted "source" mechanisms that depended on soil depth and bedrock apparition depth. The dissolution of the calcareous bedrock led to high Ca, Mg and Na co-production below -10 cm in the shallow Rendzic Leptosol and below -30 cm in the Eutric Cambisol. Other elements such as Si also had positive mass balances below the forest floor, probably as a result of mineralization through root decay or chemical weathering. We showed that, despite the decline of acid atmospheric deposition levels in France, S desorption still occurred below -30 cm in the Dystric Cambisol and in the Eutric Cambisol.

The mass balance method per soil layer enabled the highlighting of dominant "source" or "sink" tendencies at the annual scale along the soil profiles. Yet further investigation, in particular specific mechanistic-oriented studies, is needed to better understand the different production and consumption mechanisms that contribute to the total mass balance. Moreover, as the chemical content of soil solution is varying in time and space and may be dependent on the measurement techniques in use, the harmonization of the methodology for soil solution collection is of ultimate importance.

Acknowledgements

The authors would like to thank the technical staff of INRA-BEF and ANDRA for field sampling, and in particular Serge Didier as technical manager of the Montiers site. We are particularly grateful to Carine Cochet, Claire Pantigny and Maximilien Beuret for the numerous solutions analyses. We are also grateful to Météo-France for the communication of meteorological data. We thank ANDRA, INRA, GIP Ecofor and AnaEE France for the financial functioning of the Montiers site, and ANDRA for financing Gil Kirchen's doctoral thesis. We would like to acknowledge the National Forest Office (ONF) for welcoming us into the domanial forest of Montiers. Finally, we thank Gregory Van der Heijden for his constructive conversations and helpful reviews that improved this manuscript.

6. Appendix

Table A.1 – Mass balances of annual elements fluxes (MB; in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) in the forest floor (FF) and different soil layers (L1: between FF and -10 cm; L2: between -10 cm and -30 cm; L3: between -30 cm and -60 cm; L4: between -60 cm and -90 cm) in the three experimental plots of Montiers (S1, Dystric Cambisol; S2, Eutric Cambisol; S3, Rendzic Leptosol).

		TOC	K	P	NO ₃	S	Mg	Ca	IC	Na	Cl	Al	Fe	Mn	Si	NH ₄													
		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$																											
MB _{FF}	S1	152	b	26.3	b	3.0	c	5.8	b	2.0	a	3.4	21.9	a	3.3	a	1.5	b	5.8	b	0.9	1.5	-0.15	a	12.4	b	-0.78		
		24		3.8		0.3		4.3		0.2		0.2		1.8		1.1		0.4		1.6		0.2	0.6	0.04		2.2		0.21	
	S2	156	b	17.1	a	1.7	b	-1.5	a	3.0	b	3.1	25.9	b	5.4	b	1.4	b	5.0	b	1.5	2.2	0.01	c	11.2	b	-1.32		
		24		3.9		0.5		2.3		0.2		0.2	3.7		1.6		0.2		0.6		0.3	0.7	0.03		1.5		0.36		
	S3	111	a	16.1	a	1.1	a	8.6	b	8.1	c	3.2	44.1	c	14.2	c	0.7	a	2.7	a	1.5	1.7	-0.06	b	9.5	a	-1.06		
		21		2.6		0.5		4.7		0.9		0.2	3.7		2.7		0.3		0.5		0.7	0.9	0.02		0.8		0.50		
MB _{L1}	S1	-101	a	-36.7		-4.3	a	-16.9	a	0.2	c	-3.0	-17.2	a	-10.4		0.5		-1.9	a	0.7	-0.5	0.28	c	5.3	a	-1.04		
		36		4.8		0.4		4.6		0.9		0.3	2.8		1.7		0.9		1.5		0.4	0.5	0.16		4.1		0.59		
	S2	-126	a	-34.6		-3.3	b	-8.0	b	-0.6	b	-3.2	-13.5	a	-10.3		0.9		-1.5	a	1.0	-0.4	-0.12	a	9.0	b	-0.09		
		26		4.3		0.4		1.8		0.5		0.5	4.1		1.1		1.4		1.3		0.7	0.5	0.05		4.3		0.56		
	S3	-46	b	-32.0		-2.3	c	-17.9	a	-3.0	a	-2.5	8.9	b	-0.2		0.7		0.2	b	1.5	0.3	-0.02	b	14.5	c	-0.52		
		19		2.4		0.3		5.5		0.8		0.2	7.9		3.1		1.5		2.0		0.9	0.8	0.00		6.8		0.58		
MB _{L2}	S1	-69		-3.7	a	-0.2		-2.1		0.1	c	-0.2	a	-2.2	a	0.2	a	-0.1	a	-0.2		-1.3	b	-0.5	b	-0.17	2.4	-0.28	
		20		1.2		0.1		1.1		0.7		0.2	1.1		0.6		1.3		1.4		0.4	0.1	0.17		4.2		0.37		
	S2	-51		-2.0	b	-0.2		-1.4		-0.9	b	-0.4	b	1.7	b	3.5	b	0.4	a	1.8		-0.3	c	0.2	c	-0.05	5.4	-0.28	
		13		0.5		0.0		0.5		0.9		0.1	5.7		1.5		1.0		1.6		0.7	0.5	0.03		2.4		0.41		
	S3	-75		-2.1	b	-0.1		-1.6		-2.7	a	1.6	c	227	c	152	c	3.2	b	-0.8		-2.7	a	-1.9	a	-0.02	2.3	-0.18	
		10		0.9		0.0		1.1		0.5		0.6	77.1		50.4		1.4		1.0		1.0	0.6	0.01		1.8		0.42		
MB _{L3}	S1	-2.3	b	-0.2		0.0		-0.04		3.7		2.2	5.6	a	2.8	a	0.7	a	1.0	b	-0.3	b	-0.3	b	-0.14	a	1.0	b	-0.08
		4.4		0.2		0.0		0.1		1.1		0.4	1.3		0.7		0.3		0.8		0.1	0.1	0.03		0.5		0.25		
	S2	-20	a	-0.7		0.0		-0.2		4.0		1.7	84	b	52	b	1.6	b	-0.8	a	-1.8	a	-1.7	a	-0.05	b	-0.8	a	-0.07
		3.6		0.3		0.0		0.3		1.2		0.4	16.5		10.8		0.6		1.9		0.4	0.3	0.02		1.3		0.05		
MB _{L4}	S1	-4.5		-0.1		0.0		-0.2		3.6		0.6	4.3		1.0		0.3		-1.4		-0.1		-0.2		-0.01		-1.8		0.07
		2.4		0.1		0.0		0.2		1.3		0.7	2.3		0.3		0.7		2.5		0.0		0.1		0.0		1.1		0.08

References (ARTICLE III)

- Bastviken, D., T. Svensson, S. Karlsson, P. Sandén and G. Öberg (2009). "Temperature Sensitivity Indicates That Chlorination of Organic Matter in Forest Soil Is Primarily Biotic." *Environmental Science & Technology* 43(10): 3569-3573.
- Berg, B. (2014). "Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors." *Soil Biology and Biochemistry* 78: 222-232.
- Berger, T. W., S. Turtscher, P. Berger and L. Lindebner (2016). "A slight recovery of soils from Acid Rain over the last three decades is not reflected in the macro nutrition of beech (*Fagus sylvatica*) at 97 forest stands of the Vienna Woods." *Environ Pollut* 216: 624-635.
- Berner, E. K., R. A. Berner and K. L. Moulton (2003). "Plants and Mineral Weathering: Present and Past." 169-188.
- Calvaruso, C., G. Kirchen, L. Saint-André, P.-O. Redon and M.-P. Turpault (2017). "Relationship between soil nutritive resources and the growth and mineral nutrition of a beech (*Fagus sylvatica*) stand along a soil sequence." *Catena* 155: 156-169.
- Ferreira, G. W. D., E. M. B. Soares, F. C. C. Oliveira, I. R. Silva, J. A. J. Dungait, I. F. Souza and L. Vergütz (2016). "Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil." *Forest Ecology and Management* 370: 1-11.
- Gangloff, S., P. Stille, A.-D. Schmitt and F. Chabaux (2016). "Factors controlling the chemical composition of colloidal and dissolved fractions in soil solutions and the mobility of trace elements in soils." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 189: 37-57.
- Ge, X., L. Zeng, W. Xiao, Z. Huang, X. Geng and B. Tan (2013). "Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition: A review." *Acta Ecologica Sinica* 33(2): 102-108.
- Geibe, C. E., R. Danielsson, P. A. W. van Hees and U. S. Lundström (2006). "Comparison of soil solution chemistry sampled by centrifugation, two types of suction lysimeters and zero-tension lysimeters." *Applied Geochemistry* 21(12): 2096-2111.
- Granier, A., N. Bréda, P. Biron and S. Villette (1999). "A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands." *Ecological Modelling* 116(2-3): 269-283.
- Heinrichs, H. and R. Mayer (1977). "Distribution and Cycling of Major and Trace Elements in Two Central European Forest Ecosystems¹." *Journal of Environment Quality* 6(4): 402.
- Kirchen, G., C. Calvaruso, A. Granier, P.-O. Redon, G. Van der Heijden, N. Bréda and M.-P. Turpault (2017). "Local soil type variability controls the water budget and stand productivity in a beech forest." *Forest Ecology and Management* 390: 89-103.
- Kögel-Knabner, I., W. Zech and P. G. Hatcher (1988). "Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer." *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151(5): 331-340.
- Krieger, C., C. Calvaruso, C. Morlot, S. Uroz, L. Salsi and M. P. Turpault (2017). "Identification, distribution, and quantification of biominerals in a deciduous forest." *Geobiology* 15(2): 296-310.
- Laclau, J. P., F. Toutain, T. M'Bou A, M. Arnaud, R. Joffre and J. Ranger (2004). "The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in congolese eucalyptus plantations." *Ann Bot* 93(3): 249-261.
- Legout, A., C. Legout, C. Nys and E. Dambrine (2009). "Preferential flow and slow convective chloride transport through the soil of a forested landscape (Fougères, France)." *Geoderma* 151(3-4): 179-190.

- Legout, A., G. van der Heijden, J. Jaffrain, J.-P. Boudot and J. Ranger (2016). "Tree species effects on solution chemistry and major element fluxes: A case study in the Morvan (Breuil, France)." *Forest Ecology and Management* 378: 244-258.
- Manderscheid, B. and E. Matzner (1995). "Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand." *Biogeochemistry* 30(2).
- Mitchell, M. J. and R. D. Fuller (1988). "Models of sulfur dynamics in forest and grassland ecosystems with emphasis on soil processes." *Biogeochemistry* 5(1): 133-163.
- Montelius, M., Y. Thiry, L. Marang, J. Ranger, J. T. Cornelis, T. Svensson and D. Bastviken (2015). "Experimental evidence of large changes in terrestrial chlorine cycling following altered tree species composition." *Environ Sci Technol* 49(8): 4921-4928.
- Parfitt, R. L. and R. S. C. Smart (1978). "The Mechanism of Sulfate Adsorption on Iron Oxides¹." *Soil Science Society of America Journal* 42(1): 48.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. and R Core Team (2017). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Prescott, C. E. (2010). "Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?" *Biogeochemistry* 101(1-3): 133-149.
- R Development Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ranger, J. and M.-P. Turpault (1999). "Input–output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management." *Forest Ecology and Management* 122(1-2): 139-154.
- Ranger, J., R. Marques and J.-H. Jussy (2001). "Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions." *Forest Ecology and Management* 144(1-3): 129-145.
- Redon, P. O., A. Abdelouas, D. Bastviken, S. Cecchini, M. Nicolas and Y. Thiry (2011). "Chloride and organic chlorine in forest soils: storage, residence times, and influence of ecological conditions." *Environ Sci Technol* 45(17): 7202-7208.
- Swistock, B. R., J. J. Yamona, D. R. Dewalle and W. E. Sharpe (1990). "Comparison of soil water chemistry and sample size requirements for pan vs tension lysimeters." *Water, Air, and Soil Pollution* 50(3-4): 387-396.
- Ulrich, E., M. Lanier and D. Combes (1998). RENECOFOR - Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT) - Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996, Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques.
- van der Heijden, G., A. Legout, B. Pollier, L. Mareschal, M.-P. Turpault, J. Ranger and E. Dambrine (2013). "Assessing Mg and Ca depletion from broadleaf forest soils and potential causes – A case study in the Morvan Mountains." *Forest Ecology and Management* 293: 65-78.
- Wang, Q., K. Cameron, G. Buchan, L. Zhao, E. H. Zhang, N. Smith and S. Carrick (2012). "Comparison of lysimeters and porous ceramic cups for measuring nitrate leaching in different soil types." *New Zealand Journal of Agricultural Research* 55(4): 333-345.

L'article III en quelques points...

- Les bilans de masse des éléments en solution par couche de sol ont été dressés pour trois types de sol contrastés sur la période 2012-2015, afin de déterminer les niveaux de production (*effet 'source'*) et de consommation (*effet 'puits'*) majeurs le long des profils de sol.
- Les flux de drainage ont été calculés comme un mélange d'eau libre (ZTL) et d'eau liée (TL), et la sensibilité de ce modèle mixte ZTL-TL a été testée.
- Les résultats montrent que la répartition entre ZTL et TL dans le modèle mixte n'impacte pas significativement les flux annuels de drainage des éléments, excepté pour Si.
- Les mécanismes dominants de production et de consommation sont les mêmes pour les trois sols, mais ils apparaissent à différentes profondeurs en fonction du type de sol.
- Les flux de lessivage de la couche d'humus sont fortement enrichis en éléments et la production de Si, Ca, Mg et S est simultanée dans les trois sols.
- La couche de sol entre 0 et -10 cm présente l'effet 'puits' le plus élevé quel que soit le type de sol.
- En dessous de 10 cm de profondeur, des mécanismes de production dépendant de la profondeur de sol et de la profondeur d'apparition de la roche-mère ont été mis en évidence.
- Malgré la diminution des dépôts atmosphériques acides en France, le processus de désorption de S est toujours mesurable en dessous de 30 cm de profondeur dans le calci-brunisol et l'alocrisol.

Chapitre 7

Bilan du cycle global

7. Bilan du cycle global

Dans ce chapitre, nous établirons les cycles biogéochimiques décrivant la circulation des éléments chimiques au sein des trois stations expérimentales de Montiers-sur-Saulx à l'échelle annuelle (représentatifs de la période 2012-2015). Ces cycles sont la synthèse des stocks et des flux annuels d'éléments issus des résultats acquis tout au long de la présente thèse et seront présentés ici le plus complètement possible. Nous nous appuyerons sur les termes du cycle dans l'écosystème forestier qui ont été acquis dans les sections précédentes. Ce chapitre a vocation à être la base d'un ou plusieurs futurs articles.

7.1. Introduction

La compréhension du cycle biogéochimique des éléments majeurs et mineurs, en particulier des nutriments essentiels pour la végétation, est fondamentale pour caractériser la durabilité et les impacts de différents modèles de pratique sylvicole dans le but d'optimiser la gestion des ressources forestières et notamment des sols forestiers.

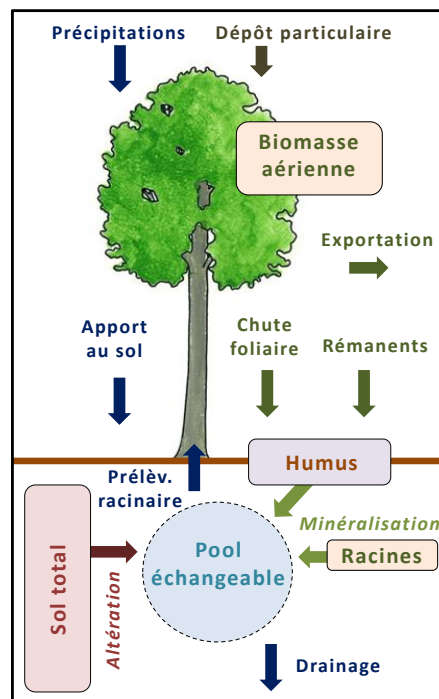


Figure 94 – Représentation schématique des principaux flux et stocks des éléments dans l'écosystème forestier.

Voici les objectifs de cette section :

- Etablir les différentes composantes du cycle biogéochimique (flux et stocks) dans les trois stations de Montiers pour l'ensemble des éléments étudiés (Ca, Mg, K, Na, P, S, Si, Al, Fe, Mn, N, C, Cl, F, H⁺).
- Evaluer l'effet du type de sol sur les cycles biogéochimiques au sein l'écosystème forestier.
- Estimer la durabilité de l'écosystème forestier en fonction du type de sol et dans le contexte des pratiques sylvicoles actuelles.

7.2. Matériel et méthodes

Le site expérimental de Montiers est présenté en détail dans le chapitre 2.1 de ce manuscrit. L'ensemble des prélèvements ont été réalisés dans les trois stations du site de Montiers entre janvier 2012 et décembre 2015, ce qui représente un suivi de 4 ans des cycles des éléments.

7.2.1. Calcul des stocks des éléments

Biomasse aérienne, minéralomasse et immobilisation

Le calcul de la biomasse sur pied (tronc et branches) à partir de données dendrométriques, dendrochronologiques et de biomasse est décrit dans la partie 2.3.4.1 de ce manuscrit. La biomasse aérienne, exprimée en $t \cdot ha^{-1}$, a été calculée pour les années 2012-2015 et la production annuelle moyenne de biomasse aérienne (en $t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) correspond à la somme des immobilisations annuelles calculées pour les années 2012-2015 divisée par 3.

La teneur totale en éléments et l'immobilisation annuelle des éléments dans la biomasse sur pied ont été calculées selon la méthode décrite dans la partie 2.3.4.2 de ce manuscrit. Les concentrations de Ca, Mg, K, Na, P, S, Al et Mn dans les branches et le tronc ont été mesurées par spectrométrie d'émission optique sur des échantillons prélevés en 2009 sur 8 arbres dans chaque station. La minéralomasse sur pied (en $t \cdot ha^{-1}$) a été calculée pour les années 2012-2015 et l'immobilisation aérienne (I_{aB}) annuelle moyenne d'un élément donné (en $t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) correspond à la somme des immobilisations annuelles calculées pour les années 2012-2015 divisée par 3.

Biomasse et turnover des racines fines

La quantification des racines fines (au diamètre inférieur à 2 mm) dans le profil de sol au sein des trois stations a été faite selon la méthode de calcul de la masse racinaire décrite dans la partie 2.1.3.4 de ce manuscrit.

Les racines fines analysées ont été collectées en mars-avril 2011 au sein des fosses d'installation des plaques lysimétriques dans les trois stations de Montiers (selon les couches de sol suivantes : 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm et 60-90 cm de profondeur). Au laboratoire, tous les échantillons de racines fines ont été soigneusement lavés à l'eau distillée sous un microscope binoculaire à l'aide d'une pince et d'un résonateur à ultrason. L'absence de particules de sol résiduelles sur les racines a été vérifiée sous le microscope binoculaire.

Les teneurs en Ca, Mg, K, Na, P, S, Si, Al, Fe, Mn dans les racines fines des trois stations ont été mesurées par spectrométrie de fluorescence des rayons X à l'aide d'un spectromètre séquentiel (S8 TIGER 1kW).

Le taux de renouvellement annuel des racines fines (*fine roots turnover* ; T_{fR}) correspond au rapport entre la production de racines fines durant la période de croissance du peuplement et la biomasse moyenne des racines fines vivantes dans le profil de sol.

Le flux associé au renouvellement des racines fines est dépendant de la biomasse des racines fines et peut être estimé par le biais de méthodes et calculs variés (Jourdan et al., 2008 ; Gaul et al., 2009 ; Yuan et Chen, 2010). Pour cette étude, le renouvellement annuel des racines fines a été calculé en utilisant le taux de renouvellement

moyen de $T_{FR} = 1.11 \pm 0.21 \text{ an}^{-1}$ issu de la dernière compilation de données disponible pour les hêtraies en Europe (Brunner et al., 2013).

Biomasse des grosses racines et immobilisation souterraine

La biomasse souterraine des grosses racines (au diamètre supérieur à 2 mm) et l'immobilisation annuelle dans les grosses racines (*coarse roots immobilisation* ; I_{CR}) ont été déterminées par le biais des équations allométriques décrites par Le Goff et Ottorini (2001) liant le diamètre du tronc à 1.3 m du sol (C130) et la biomasse des racines pour les hêtres.

Les teneurs en Ca, Mg, K, Na, P, S, Si, Al, Fe, Mn dans les grosses racines des trois stations ont été mesurées par spectrométrie de fluorescence des rayons X à l'aide d'un spectromètre séquentiel (S8 TIGER 1kW).

Humus

L'humus a été collecté en juin 2010 à l'aide d'un cadre métallique calibré d'une surface de 0.1 m², au nombre de 9 échantillons par sous-station (i.e. 27 échantillons par station). Le pourcentage de contamination de l'humus par le sol sous-jacent a été déterminé par le biais du traceur Ti, selon la méthode décrite dans Turpault et al. (*en cours de soumission*). Les teneurs en Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P et S dans l'humus ont été mesurées par fluorescence X avec un spectromètre séquentiel S8 TIGER 1kW (Bruker, Marne la Vallée, France).

Sol total

La limite inférieure du système sol considérée pour le calcul du stock des éléments dans le sol a été fixée à -60 cm de profondeur dans S1, -75 cm dans S2 et -45 cm dans S3. Ce choix des profondeurs est expliqué dans la partie 3.1.1.3 de ce manuscrit.

Les analyses de la fraction fine du sol sont décrites dans la partie 2.2.3 de ce manuscrit. Les réserves des éléments dans la fraction fine du sol (exprimées en kg.ha⁻¹) ont été calculées selon la formule suivante :

$$S = \sum_{l=1}^L \sum_{h=1}^H \theta d.c.DI.10000$$

Avec S le stock total d'un élément donné dans la terre fine (en kg.ha⁻¹), l la couche de sol, d la densité du sol de la couche l, c la concentration de l'élément donné dans la terre fine (en g.kg⁻¹ de sol sec) et DI l'épaisseur de la couche l (en m).

Le stock d'un élément donné dans le sol total (TS ; exprimé en kg.ha⁻¹) correspond à la somme de S et du stock de cet élément dans les cailloux (en kg.ha⁻¹).

Pool échangeable dans le sol

Comme pour le calcul du stock des éléments dans le sol total, la limite inférieure du système sol considérée pour le calcul du pool échangeable a été fixée à -60 cm de profondeur dans S1, -75 cm dans S2 et -45 cm dans S3. Ce choix des profondeurs est expliqué dans la partie 3.1.1.3 de ce manuscrit.

Les quantités échangeables de Ca, Mg, K, Na, P (Duchaufour), Al, Fe et Mn dans la terre fine à différentes profondeurs de sol dans les trois stations de Montiers ont été mesurées selon la méthode décrite dans la partie 2.2.3 de ce manuscrit. Les stocks échangeables dans le sol (EP), à l'échelle de l'hectare, ont été calculés pour chaque station expérimentale selon la formule suivante :

$$EP = \sum_{l=1}^L \sum_{h=1}^H \theta d \cdot c_{EX} \cdot DI \cdot 10000$$

Avec EP le stock échangeable d'un élément donné dans la terre fine (en kg.ha⁻¹), l la couche de sol, d la densité du sol de la couche l, c_{EX} la concentration de l'élément donné sous forme échangeable (en g.kg⁻¹ de sol sec) et DI l'épaisseur de la couche l (en m).

7.2.2. Calcul des flux annuels des éléments

7.2.2.1. Flux en solution

Dépôt atmosphérique en solution

Les hauteurs des précipitations quotidiennes sur le site de Montiers sont issues des données météorologiques de la station Météo-France de Biencourt-sur-Orge (voir 2.1.2.2). Les solutions atmosphériques ont été prélevées tous les 28 jours sur la tour à flux de Montiers et analysées au laboratoire selon la méthode décrite dans les parties 2.1.3.1 et 2.3.1 de ce manuscrit.

Les flux annuels des dépôts atmosphériques humides (*bulk deposition* ; BD) pour les années 2012-2015 (exprimés en kg.ha⁻¹.an⁻¹) ont été calculés en additionnant les flux mensuels (exprimés en kg.ha⁻¹.période⁻¹) de janvier à décembre dans chacune des trois stations. Le flux annuel moyen par station a été calculé en moyennant les flux annuels des 4 années de l'étude.

Apport au sol par les pluviollessivats et les écoulements de tronc

Dans chaque station de Montiers et tous les 28 jours, les pluviollessivats ont été collectés par 12 gouttières disposées sous la canopée et les écoulements de tronc ont été récoltés par le biais de colliers fixés autour de 18 arbres. La méthode de prélèvement et d'analyse des échantillons est décrite dans les parties 2.1.3.1 et 2.3.1 de ce manuscrit.

Les flux annuels des pluviollessivats (*throughfall* ; TF) et des écoulements de tronc (*stemflow* ; SF) pour les années 2012-2015 (exprimés en kg.ha⁻¹.an⁻¹) ont été calculés dans chacune des trois stations en additionnant les flux mensuels de janvier à décembre (exprimés en kg.ha⁻¹.période⁻¹). Le flux annuel moyen par station a été calculé en moyennant les flux annuels des 4 années de l'étude.

Echange de la canopée

Le flux d'échange de la canopée, exprimé en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, correspond à la différence entre les apports atmosphériques en solution et les apports au sol :

$$CE = BD - (TF + SF)$$

L'échange de la canopée est traité en détail dans l'Article II.

Prélèvement racinaire

Les quantités d'éléments prélevées par les racines à l'échelle annuelle (*root uptake* ; U), en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, ont été estimées selon la relation suivante :

$$U = I_{aB} + I_{cR} + T_{fR} + LF + CE$$

Avec : I_{aB} l'immobilisation dans la biomasse aérienne,
 I_{cR} l'immobilisation dans les grosses racines,
 T_{fR} le flux lié au renouvellement des racines fines, soit l'immobilisation temporaire dans les racines fines,
LF le flux lié à la chute de litière totale, soit l'immobilisation temporaire dans les feuilles et les compartiments de reproduction,
CE le flux lié à l'échange de la canopée, soit la récrétion foliaire.

Drainage

La mesure des flux de drainage de l'eau et des éléments à différentes profondeurs de sol a été réalisée tous les 28 jours selon la méthode exposée dans les parties 2.1.2.6, 2.1.3.1 et 2.3.1 de ce manuscrit.

Les flux annuels de drainage dans le sol (D) pour les années 2012-2015 (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) ont été calculés en additionnant les flux mensuels (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{période}^{-1}$) de janvier à décembre dans chacune des trois stations. Le flux annuel moyen par station a été calculé en moyennant les flux annuels des 4 années de l'étude.

La limite inférieure du système sol considérée pour la détermination du drainage hors de l'écosystème a été fixée à -60 cm de profondeur dans S1, -60 cm dans S2 et -45 cm dans S3. Ce choix des profondeurs est expliqué dans la partie 3.1.1.3 de ce manuscrit.

7.2.2.2. Flux solides

Dépôt atmosphérique particulaire

Les particules déposées sur le couvert forestier ont été prélevées tous les 28 jours entre janvier 2012 et décembre 2016.

Les dépôts particuliers atmosphériques (*dust deposition* ; DD) ont été mesurés à partir des particules prélevées dans les bidons disposés sur la tour à flux de Montiers. Lors de chaque campagne de prélèvement, les bidons de la tour ont été remplacés par de nouveaux bidons et ont été transportés au laboratoire de l'INRA pour l'extraction

des particules. Notons que les entonnoirs des bidons ont préalablement été nettoyés avec de l'eau déminéralisée afin que les particules résiduelles déposées sur ceux-ci ne soient pas omises.

Les particules ont été extraites des solutions atmosphériques au laboratoire. A cet effet, les solutions ont été centrifugées pendant 40 minutes à 3500 tours par minute dans l'objectif de séparer la phase solide (les particules) de la phase liquide.

La procédure de prélèvement des dépôts particuliers est également décrite dans Lequy et al. (2014).

La masse des particules extraites des solutions a été rapportée à la surface des entonnoirs des bidons de la tour à flux pour le calcul des flux de dépôt particulaire.

Chute de litière

Les chutes de litière ont été récoltées par le biais des bacs à litière (58 cm x 58 cm) disposés dans les trois stations de Montiers (6 bacs par sous-station). Les flux des éléments par la chute de litière (*litter fall* ; LF) ont été calculés selon la méthode décrite dans les parties 2.1.3.2 et 2.2.2 de ce manuscrit.

Exportation de biomasse et restitution des rémanents

Afin d'intégrer l'influence des pratiques sylvicoles dans le cycle des éléments, une simulation des éclaircies forestières sur le site de Montiers a été réalisée ; elle est décrite dans Calvaruso et al. (2017). Celle-ci repose sur les pratiques sylvicoles appliquées par l'Office national des forêts (ONF) au sein du massif forestier de Montiers. Au stade actuel du développement du peuplement de Montiers, l'ONF réalise une campagne d'éclaircissement tous les 7 ans représentant une réduction d'environ 40 t.ha⁻¹ des parties aériennes du peuplement. La dernière éclaircie a eu lieu en hiver 2009-2010. La quantité de biomasse exportée est dépendante de la biomasse sur pied, ce paramètre a été inclus dans le calcul de l'estimation de la prochaine éclaircie (prévue pour l'hiver 2017-2018).

A partir des données de biomasse des différents compartiments aériens du peuplement dans les trois stations (branches au diamètre < 4 cm, branches au diamètre compris entre 4 et 7 cm, branches > 7 cm, écorce et bois du tronc), la biomasse exportée (les branches au diamètre > 7 cm et les troncs) et la biomasse des rémanents laissés sur place (les branches au diamètre < 7 cm) durant l'éclaircie ont été calculés.

L'éclaircie du peuplement ayant lieu tous les 7 ans, l'exportation annuelle de biomasse et la restitution annuelle des rémanents sont calculées en divisant par 7 les quantités de biomasse impliquées dans l'éclaircie.

7.2.2.3. Estimation du flux d'altération

Une estimation très simple du flux d'altération (*weathering* ; W) consiste à poser l'hypothèse d'un système stable (i.e. les entrées de l'écosystème sont égales aux sorties et à l'immobilisation dans le système). Dans les conditions hypothétiques d'un système stable, le flux d'altération annuel d'un élément X (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) est exprimé selon la relation suivante :

$$W(X) = \text{Drainage annuel de X à la base du système sol} \\ + \text{Immobilisation annuelle de X dans la biomasse pérenne du peuplement} \\ - \text{Apport atmosphérique annuel total en X.}$$

7.3. Résultats

7.3.1. Stocks en éléments

Les stocks des minéraux dans la végétation (biomasse aérienne, racines fines), l'humus et le sol (sol total et pool échangeable) des trois stations sont présentés dans le Tableau 19. L'immobilisation annuelle dans la biomasse du peuplement est également donnée pour chaque station.

La masse sèche de la **biomasse aérienne** (aB) du peuplement (mesurée en 2015) sont de $165 \pm 20 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S1, $196 \pm 5 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S2 et $138 \pm 15 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S3 (Tableau 19Tableau 23). Les trois stations confondues, les stocks annuels dans la biomasse aérienne sont $> 200 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Ca et K, $\geq 30 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Mg, P et S, $\geq 5 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Na et Mn, et $< 5 \text{ kg}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ pour Al. Les minéralomasses aériennes annuelles de Mn, P et S sont plus faibles dans S3 que dans S1 et S2 (Figure 95). Celles de Ca sont plus faibles dans S1 que dans S2 et S3, et celles de Al, Na et K suivent la relation $S2 > S1 > S3$.

Les **racines fines** (fR) ont une masse sèche de 7 t.ha^{-1} dans S1, 10 t.ha^{-1} dans S2 et 8.7 t.ha^{-1} dans S3 (Tableau 19). Les trois stations confondues, les stocks en éléments dans les racines fines sont $\geq 61 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Si, $\geq 36 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Ca, $\geq 12 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Al, Fe et K, et $> 6 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Mg et P. Ils sont $> 1 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Mn et Na. La comparaison entre les stations a montré que les stocks fR suivent la relation $S1 < S2 < S3$ pour Ca, la relation $S1 > S2 \geq S3$ pour Al et Fe, et sont plus faibles dans S3 que dans S1 et S2 pour Si (Figure 95). Les **grosses racines** (cR) ont une masse sèche moyenne environ 3 fois supérieure à celle des racines fines dans les trois sols (Tableau 19). Les stocks des éléments dans les grosses racines sont $\geq 40 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Ca et K, entre 5 et 20 kg.ha^{-1} pour P, Mg et S, et $< 5 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Fe, Mn, Si, Na et Al. Les stocks cR sont plus faibles dans S1 pour Ca et dans S3 pour Mn que dans les deux autres stations et cR(P) suit la relation $S1 > S2 > S3$.

La masse sèche de l'**humus** (H) est de $11 \pm 2 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S1, $9.6 \pm 1.4 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S2 et $8.8 \pm 1.5 \text{ t.ha}^{-1}$ dans S3 (Tableau 19). Les stocks dans l'humus sont $> 3.8 \text{ t.ha}^{-1}$ pour TC, $> 100 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour TN et Ca, $> 80 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Si, $> 8 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour K, Mg, S, P, Al et Fe, et $\geq 1 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Mn et Na (les trois stations confondues). Les stocks de K, Mg, Ca, Na, Al et Fe dans l'humus sont similaires dans les trois stations (Figure 95). Pour S, Fe, Si, TN et P, les stocks H sont plus élevés dans S1 que dans S2 et S3. Pour Mn, ils sont plus faibles dans S3 que dans les deux autres stations.

Les stocks dans le **sol total** (TS), les trois stations confondues, sont $> 730 \text{ t.ha}^{-1}$ pour Si, $> 200 \text{ t.ha}^{-1}$ pour Al et Fe, $> 19 \text{ t.ha}^{-1}$ pour K et Mg, $> 6.6 \text{ t.ha}^{-1}$ pour Na et $> 3 \text{ t.ha}^{-1}$ pour Mn et P. Les stocks TS de Ca variaient de 9 t.ha^{-1} dans S1 à 1843 t.ha^{-1} dans S2. La comparaison inter-stations des stocks TS a montré des relations $S1 \approx S2 > S3$ pour K, Al, Fe et Si, $S1 \geq S2 > S3$ pour Mn, Na et P, $S2 \geq S3 > S1$ pour Mg et $S3 > S2 > S1$ pour Ca (Figure 95).

Les stocks en **éléments échangeables** (EP) dans le sol varient de 2.5 t.ha^{-1} dans S1 à 13 t.ha^{-1} dans S3 pour Ca, et de 0.2 t.ha^{-1} dans S3 à 3.7 t.ha^{-1} dans S1 pour Al (Tableau 19). Ils sont $> 140 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour K, Mg et Mn, $> 85 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour P, et $< 70 \text{ kg.ha}^{-1}$ pour Fe et Na. Les stocks dans le pool échangeable suivent les relations $S1 > S2 > S3$ pour Fe et P, $S1 \approx S2 > S3$ pour Mn et Al, $S2 > S1 \approx S3$ pour K, $S2 > S3 > S1$ pour Na et $S1 < S2 \approx S3$ pour Ca (Figure 95).

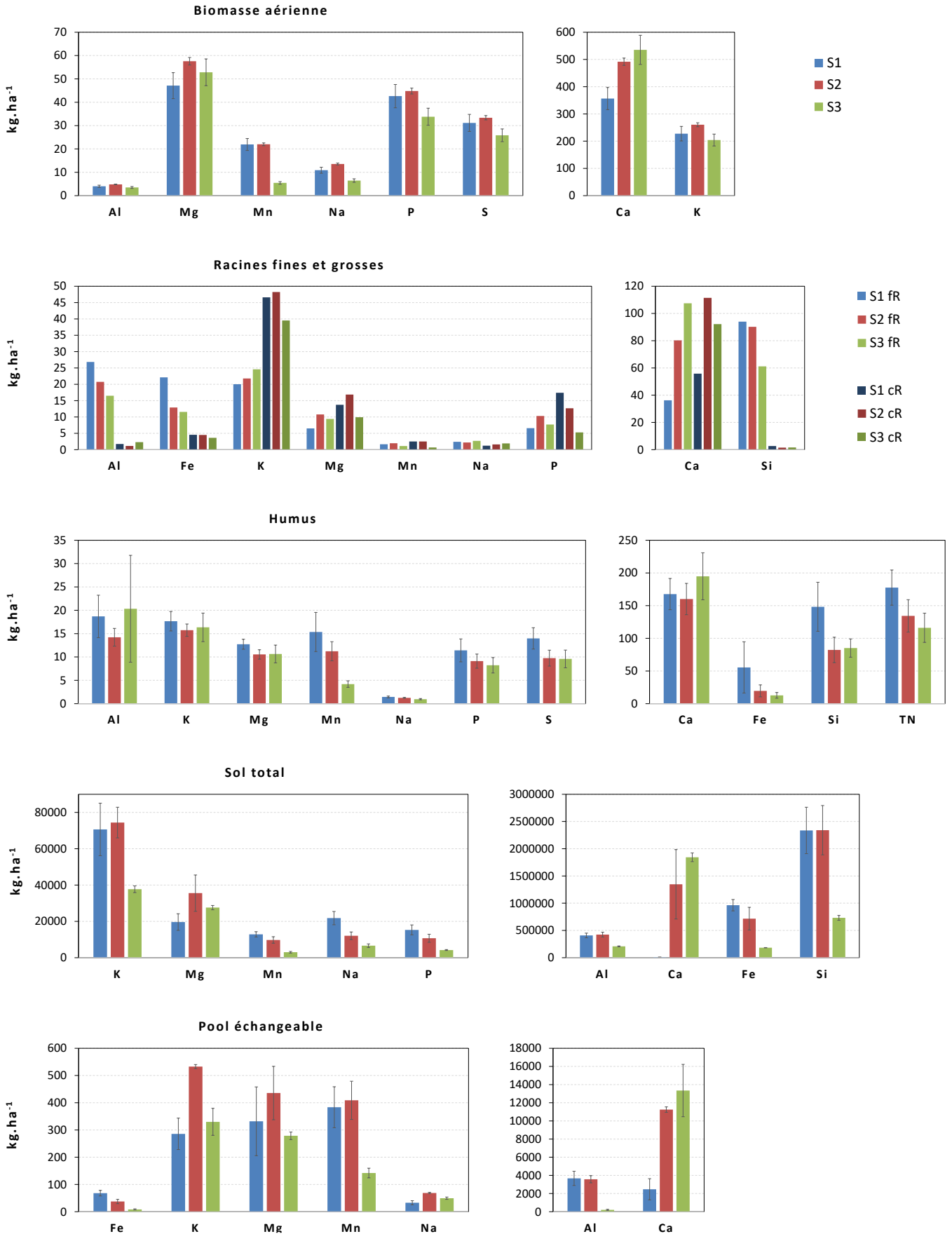


Figure 95 – Stocks des éléments (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans la biomasse aérienne (tronc + branches), les racines fines (fR), les grosses racines (cR), l'humus, le sol total (terre fine + cailloux) et le pool échangeable dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

Les proportions relatives des stocks dans les différents compartiments des trois stations (Figure 96) mettent en évidence la prédominance de Ca et K dans la biomasse aérienne et les grosses racines, de Si et Ca dans les racines fines et le sol total, de TN, Ca et Si dans l'humus, et de Ca dans le pool échangeable. La proportion du stock de Ca augmente de S1 à S3 dans la biomasse aérienne, les racines (fines et grosses), l'humus et le pool échangeable. La proportion de P dans le pool échangeable diminue de S1 à S3. Dans le sol total, la proportion du stock de Si diminue fortement de S1 à S3, tandis que celle de Ca augmente proportionnellement dans le même sens.

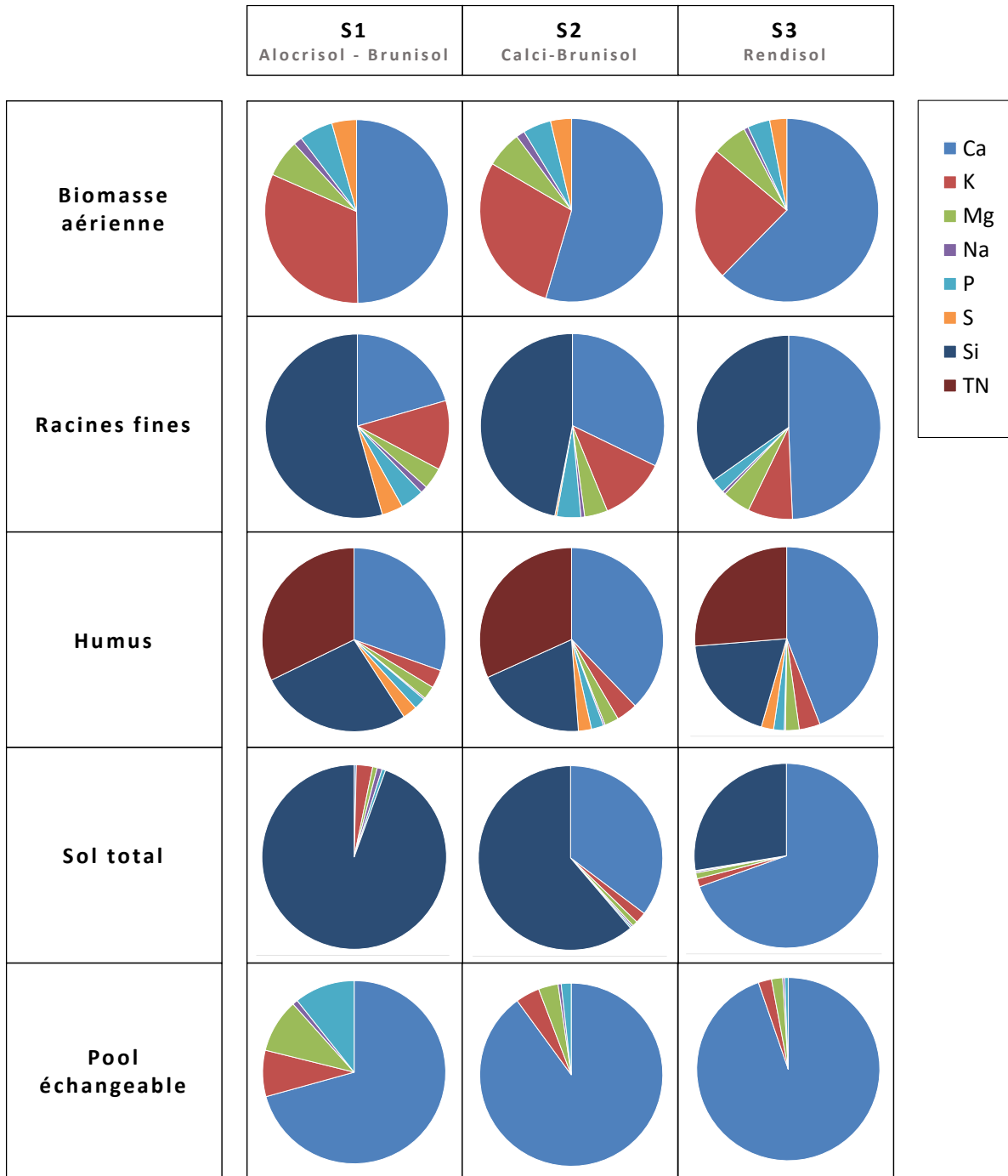


Figure 96 – Proportion relative des stocks de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total dans la biomasse aérienne, les racines fines, l'humus, le sol total et le pool échangeable au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Tous les stocks sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Il n'y a pas de données de Si et TN pour la biomasse aérienne, de TN pour les racines fines, de S et TN pour le sol total et de S, Si et TN pour le pool échangeable.

7.3.2. Flux annuels des éléments

Les valeurs chiffrées des flux minéraux annuels dans les trois stations de Montiers sont présentées dans le Tableau 19. Le détail des flux de drainage annuels aux différentes profondeurs de sol sondées est donné dans le Tableau 22. Une représentation en histogrammes des principaux flux annuels des éléments, où les flux entrants (précipitations, dépôt particulaire) sont symbolisés par une ordonnée positive et les flux sortants (drainage à la base du système sol, exportation de biomasse) par une ordonnée négative, a été réalisée pour chaque station et est exposée dans la Figure 118.

7.3.2.1. Flux hydriques annuels

Les flux hydriques annuels moyens dans les trois stations expérimentales sont présentés dans le Tableau 21 et sur la Figure 97. Les précipitations annuelles sur le site de Montiers sont de $1090 \pm 191 \text{ mm.an}^{-1}$. L'apport hydrique au sol est de $908 \pm 167 \text{ mm.an}^{-1}$ (S1), $908 \pm 170 \text{ mm.an}^{-1}$ (S2) et $888 \pm 178 \text{ mm.an}^{-1}$ (S3), avec une contribution de l'écoulement de tronc inférieure à 5 %. Le drainage annuel à la base du système sol égale $623 \pm 163 \text{ mm.an}^{-1}$ dans S1 (à -60 cm de profondeur), $644 \pm 167 \text{ mm.an}^{-1}$ dans S2 (à -60 cm) et $703 \pm 169 \text{ mm.an}^{-1}$ dans S3 (à -30 cm).

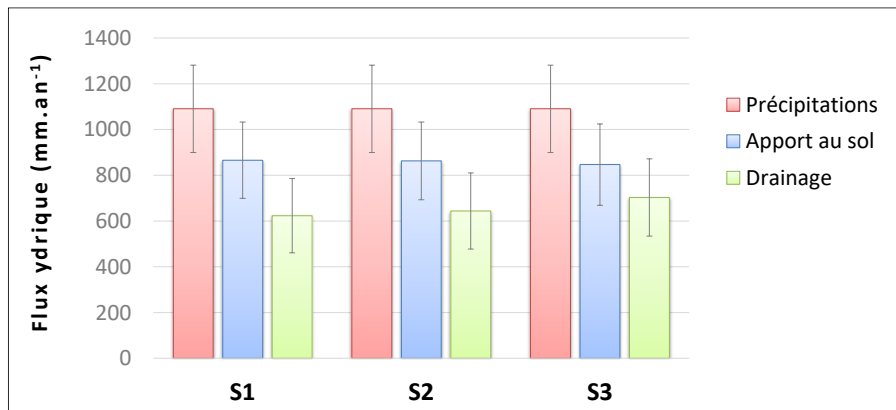


Figure 97 – Flux hydriques annuels (moyennés sur la période 2012 – 2015) des précipitations, de l'apport au sol (somme du pluviolessivat et de l'écoulement de tronc) et du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -30 cm dans S3) dans les trois stations expérimentales de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les flux hydriques sont exprimés en mm.an^{-1} . Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

7.3.2.2. Apports atmosphériques annuels

Les apports atmosphériques annuels moyens par les précipitations (BD) et le dépôt particulaire (PD) dans les trois stations de Montiers sont indiqués dans le Tableau 20 sur la Figure 98. Les **précipitations** annuelles apportent $> 18 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de TOC, $> 8 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de TN, IC et Cl, $\geq 3 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de Ca, Na et S, et $\geq 0.8 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de K et Mg sur le site. Les **dépôts particulaires** représentent $40.5 \pm 4.3 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de masse sèche, dont $> 6 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de TC et Si, et $> 1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ de Al, Fe et TN.

Apports atmosphériques annuels

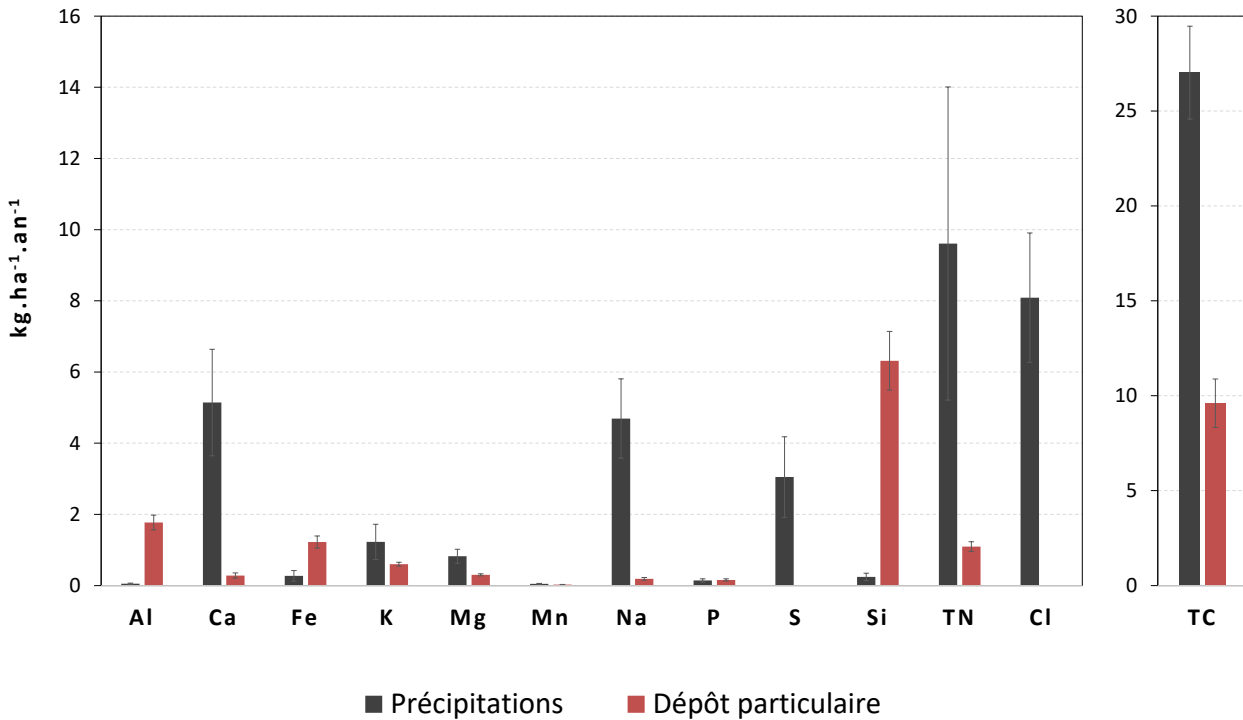


Figure 98 – Flux annuels (exprimés en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$), des dépôts atmosphériques en solution (précipitations) et particulaires sur le site expérimental de Montiers. Moyenne sur la période 2012-2015. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

La représentation graphique en secteurs de la Figure 99 permet de visualiser les apports atmosphériques relatifs annuels de TN, Ca, Na, S, K, Mg, Si et P sur le site de Montiers. Les apports par les précipitations sont dominés par les flux de TN, suivis des flux de Ca, Na et S. Dans le dépôt particulaire, le flux annuel de Si est fortement prédominant, suivi du TN.

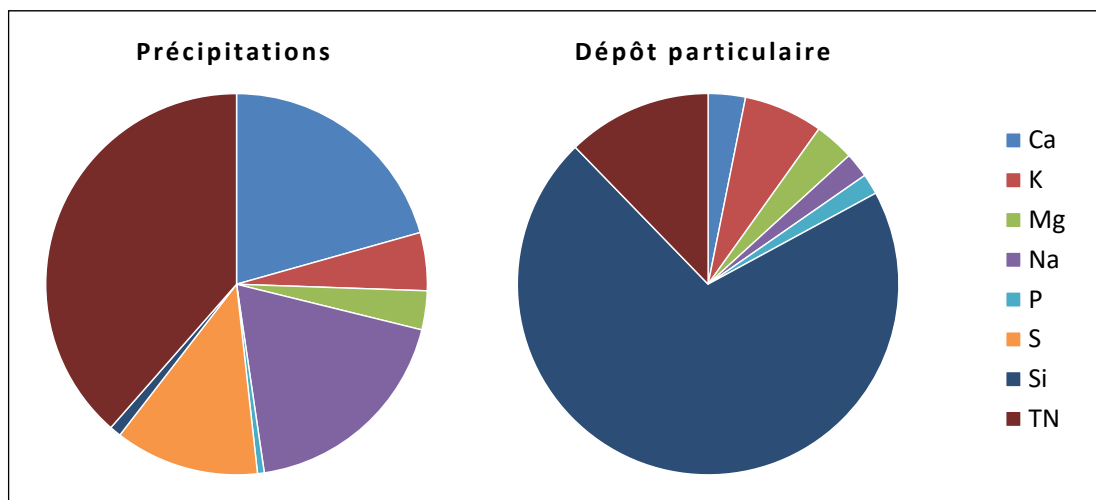


Figure 99 – Proportion relative des apports atmosphériques de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total sur le site de Montiers. Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations et le dépôt particulaire. Tous les flux exprimés en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Il n'y a pas de donnée de soufre disponible pour le dépôt particulaire.

7.3.2.3. Flux en solution dans les trois stations

Le Tableau 21 et la Figure 100 présentent les valeurs des flux annuels d'éléments en solution dans les stations de Montiers (*hors précipitations, décrites dans la section précédente*).

L'apport au sol (SD) par les pluviollessivats et les écoulements de tronc, les trois stations confondues, représente annuellement $> 37 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de TOC, $> 10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de K, IC et Cl, $\geq 7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de TN et Ca, $> 3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de S et Na, $> 1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de Mg et P, et $< 0.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de Fe, Mn et Al. La comparaison inter-stations ne révèle pas de différences significatives entre les flux SD annuels de S1, S2 et S3, à l'exception de SD_{Mn} qui est plus faible dans S3 que dans S1 et S2. Les proportions relatives des flux SD (Figure 101) montrent la prédominance de SD_{K} dans les trois stations, suivi de SD_{TN} et SD_{Ca} . La proportion relative du flux de Ca augmente dans le flux de drainage sous la litière et cette augmentation suit la relation $\text{S1} < \text{S2} < \text{S3}$.

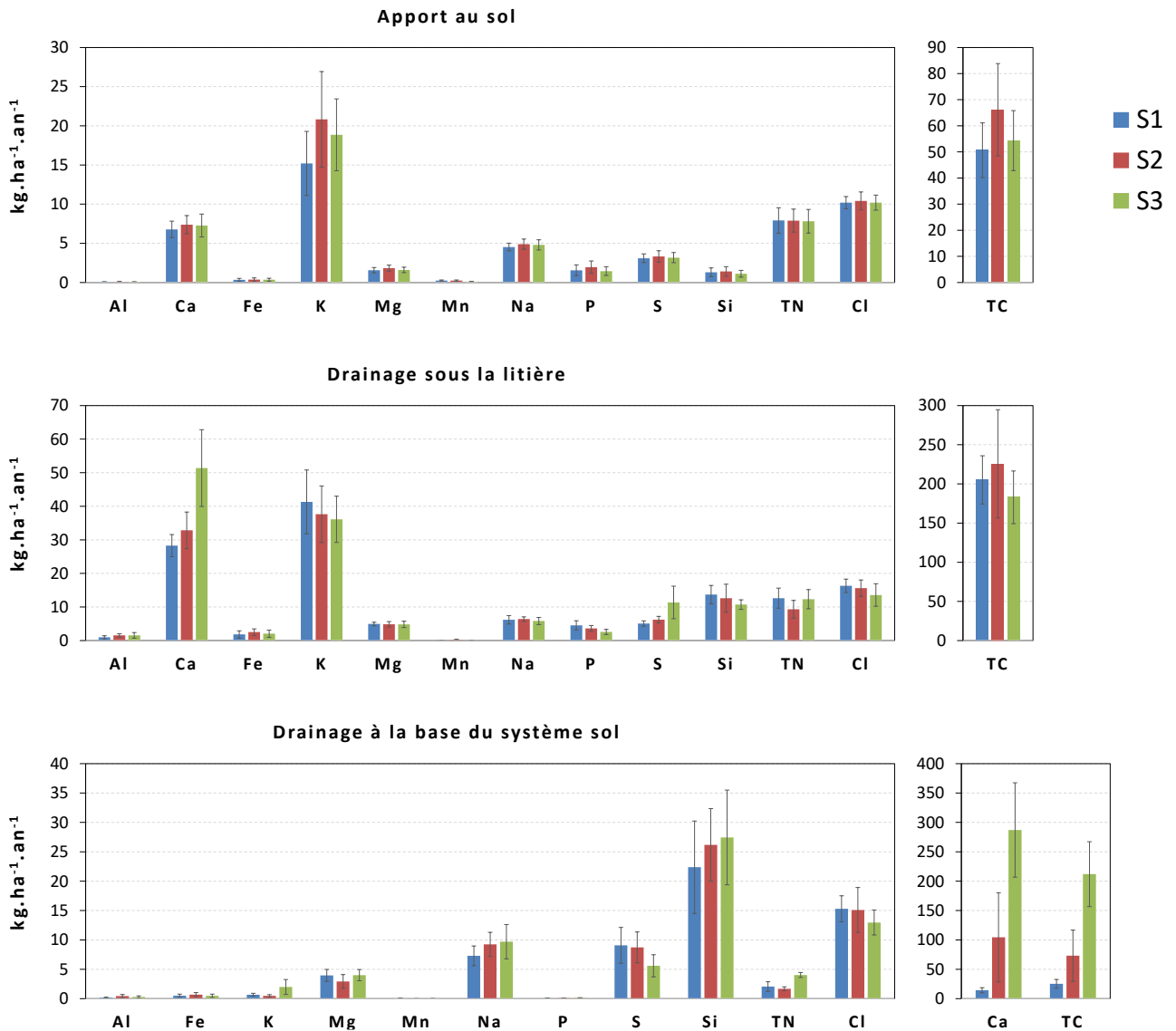


Figure 100 – Flux annuels des éléments en solution (exprimés en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, des apports au sol (pluviollessivat + écoulement de tronc), du drainage sous la litière et du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -45 cm dans S3) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, aloclisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

Les flux de **drainage** (D) à la base du système sol sont $> 20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Si, $13\text{-}15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Cl, $\geq 6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Na et S, $2\text{-}4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de Mg et TN, et $\geq 0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour K et Fe. D_{Ca} varie de $14 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S1 à $287 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S3 et, proportionnellement, D_{IC} varie de $9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S1 à $179 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S3. La comparaison des trois stations montre que les flux D annuels suivent la relation $S1 < S2 < S3$ pour Ca et IC, $S1 < S2 \approx S3$ pour K et NO_3 , $S3 < S1 < S2$ pour TOC, $S1 \approx S2 > S3$ pour SO_4 et $S1 > S2 > S3$ pour Mn. Le flux de drainage de Si est prédominant dans S1 relativement aux autres éléments, suivi de D_{Ca} , tandis que D_{Ca} est fortement prédominant dans S2 et S3 (Figure 101).

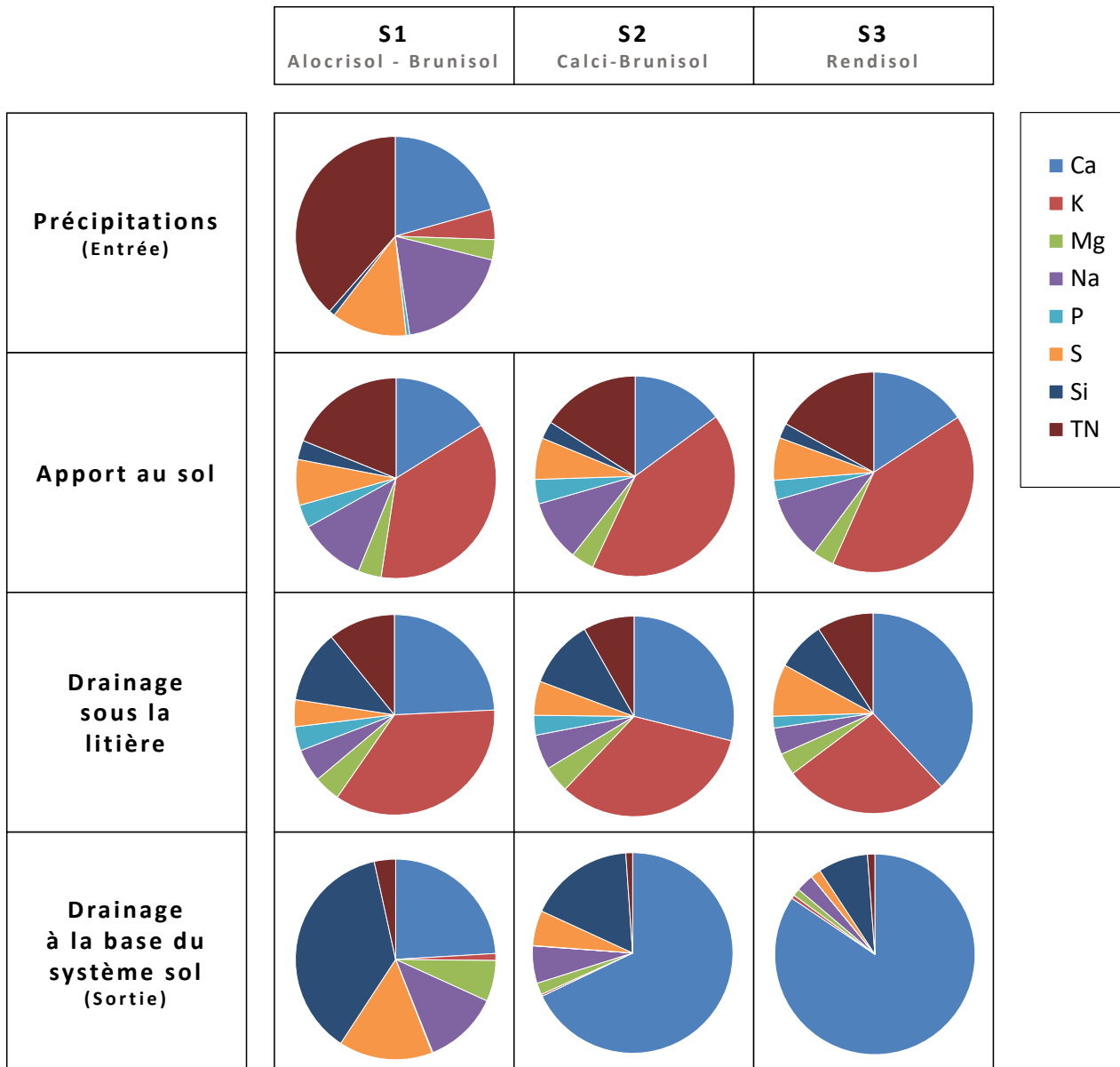


Figure 101 – Proportion relative des flux annuels en solution de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations, l'apport au sol (pluiolessivat + écoulement de tronc) et le drainage sous la litière et le drainage à la base du système sol. Tous les flux exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

7.3.2.4. Prélèvement racinaire

Les estimations des flux de prélèvement racinaire (Figure 102) sont entre 93 et 243 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Ca et Si, $> 80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour K, entre 13 et 31 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Al, Fe, Mg, P et S, et $< 11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mn et Na. La comparaison inter-stations montre que le prélèvement racinaire des éléments suit la relation $S1 \approx S2 > S3$ pour Mn et Si, la relation $S1 > S2 \geq S3$ pour Fe et Al, et la relation inverse $S3 > S2 > S1$ pour Ca (Figure 102). Les flux de Ca, Si et K sont prédominants dans le prélèvement racinaire estimé des trois stations (Figure 103) ; la proportion du flux de Ca augmente de S1 à S3.

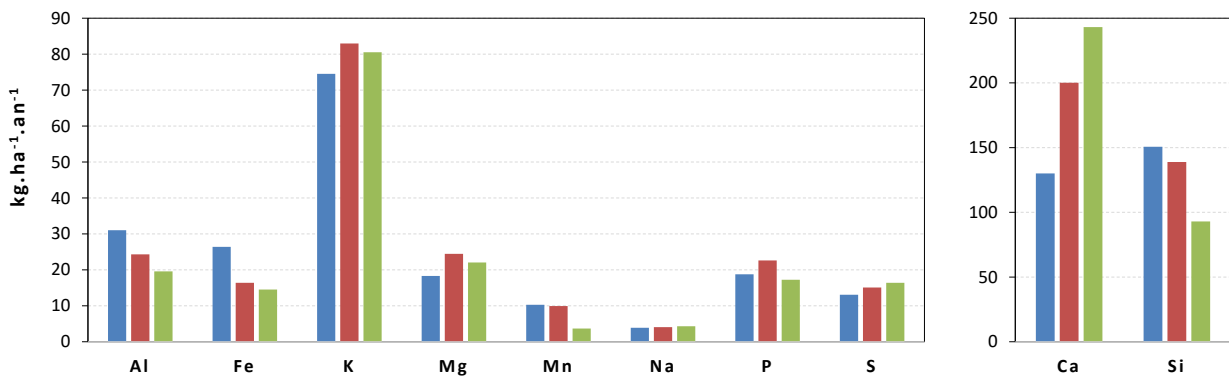


Figure 102 - Flux annuels de prélèvement racinaire (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

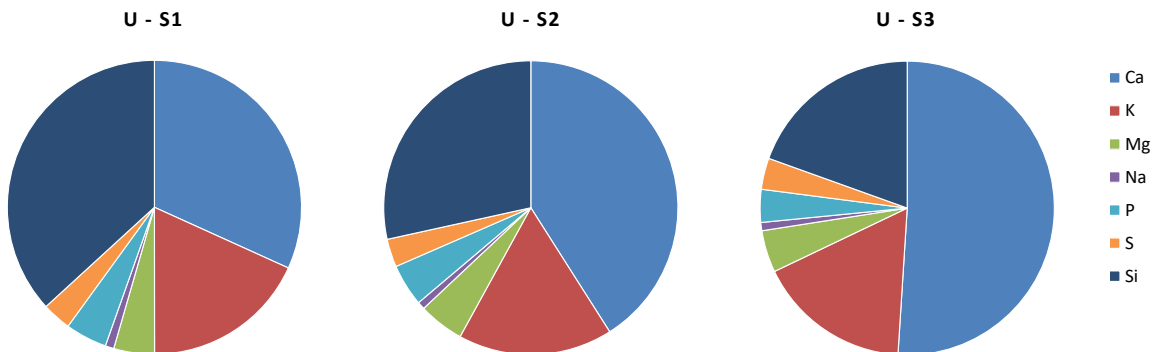


Figure 103 - Proportion relative des flux annuels de prélèvement racinaire des éléments Ca, K, Mg, Na, P, S et Si dans les trois stations expérimentales du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

7.3.2.5. Immobilisation dans la biomasse et turnover des racines fines

L'immobilisation annuelle de matière sèche dans la biomasse aérienne (I_{ab}) est de $9.7 \pm 0.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S1, $7.8 \pm 0.9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans S2 et $5.6 \pm 0.8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans S3 (Tableau 23). L'immobilisation en éléments est $> 2.6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour TC, $> 16 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Ca, $> 8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour TN et K, $\geq 0.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mg, P, S et Si, et $\geq 0.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mn, Al, Fe et Na. Les flux I_{ab} de K, Mg, Na, P, S, Si, Al, Mn, TN et TC suivent la relation $S1 > S2 \geq S3$ (Figure 104).

Les flux de renouvellement (ou turnover) des racines fines (T_{FR}) se situent entre 40 et 119 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Ca et Si, et entre 13 et 30 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Al, Fe et K (Figure 104 et Tableau 23) ; ils sont $> 5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mg, P et S, et $\leq 3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Na et Mn. L'immobilisation annuelle dans les grosses racines (I_{CR}) est $\geq 5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Ca et K, entre 0.6 et 2.1 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mg, P et S, et $\leq 0.6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Fe, Si, Mn, Al et Na (Tableau 23).

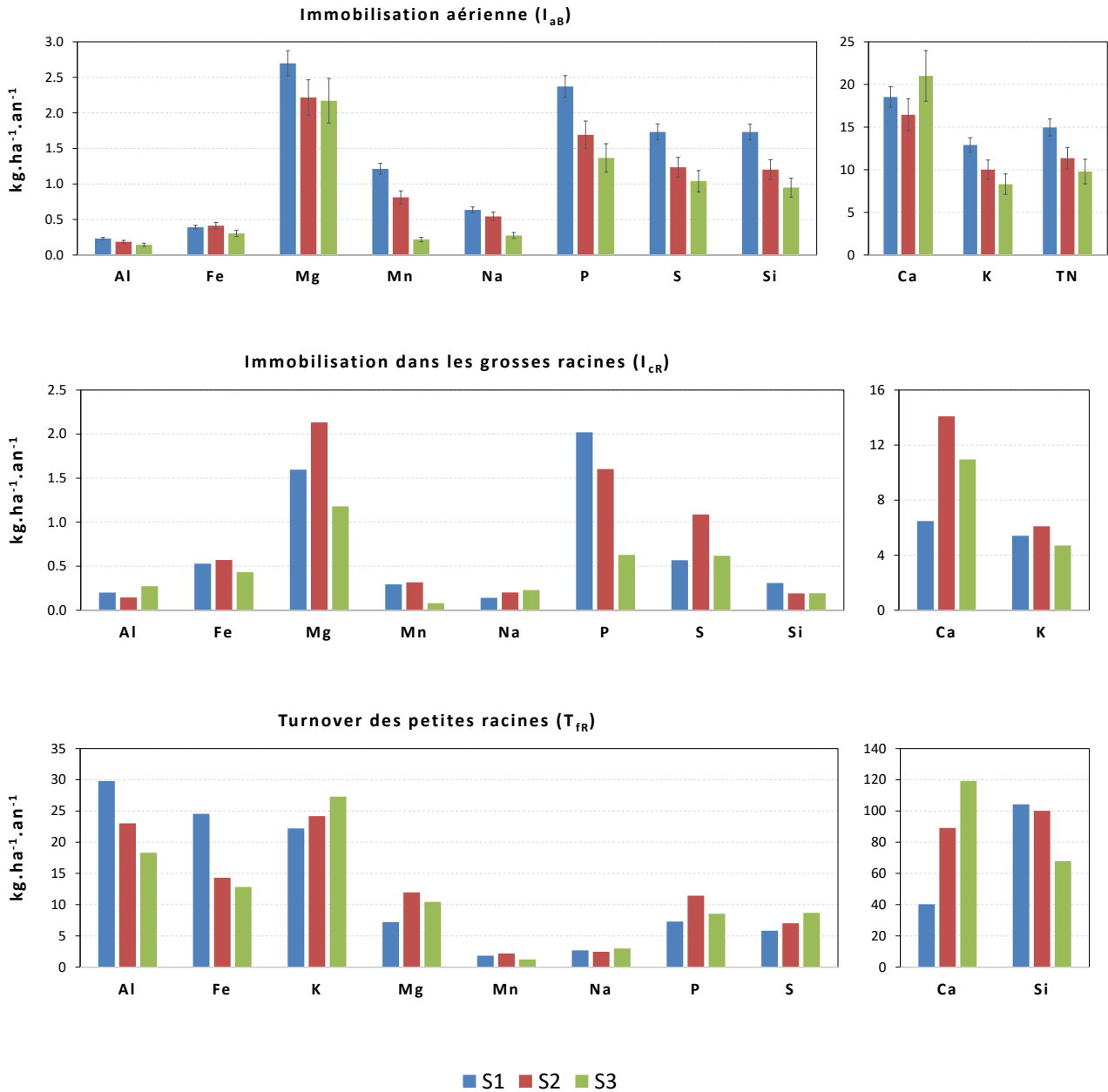


Figure 104 - Flux annuels des éléments (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, de l'immobilisation aérienne (dans le tronc et les branches), de l'immobilisation dans les grosses racines et du renouvellement des racines fines (*turnover*) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

Dans l'immobilisation aérienne, les flux de Ca, TN et K sont prédominants (Figure 105). Les flux de Ca et K prédominent dans l'immobilisation des grosses racines et les flux de Ca et Si prédominent dans le turnover des racines fines. Dans I_{aB} , I_{cR} et T_{fR} la proportion relative de Ca augmente de S1 à S3.

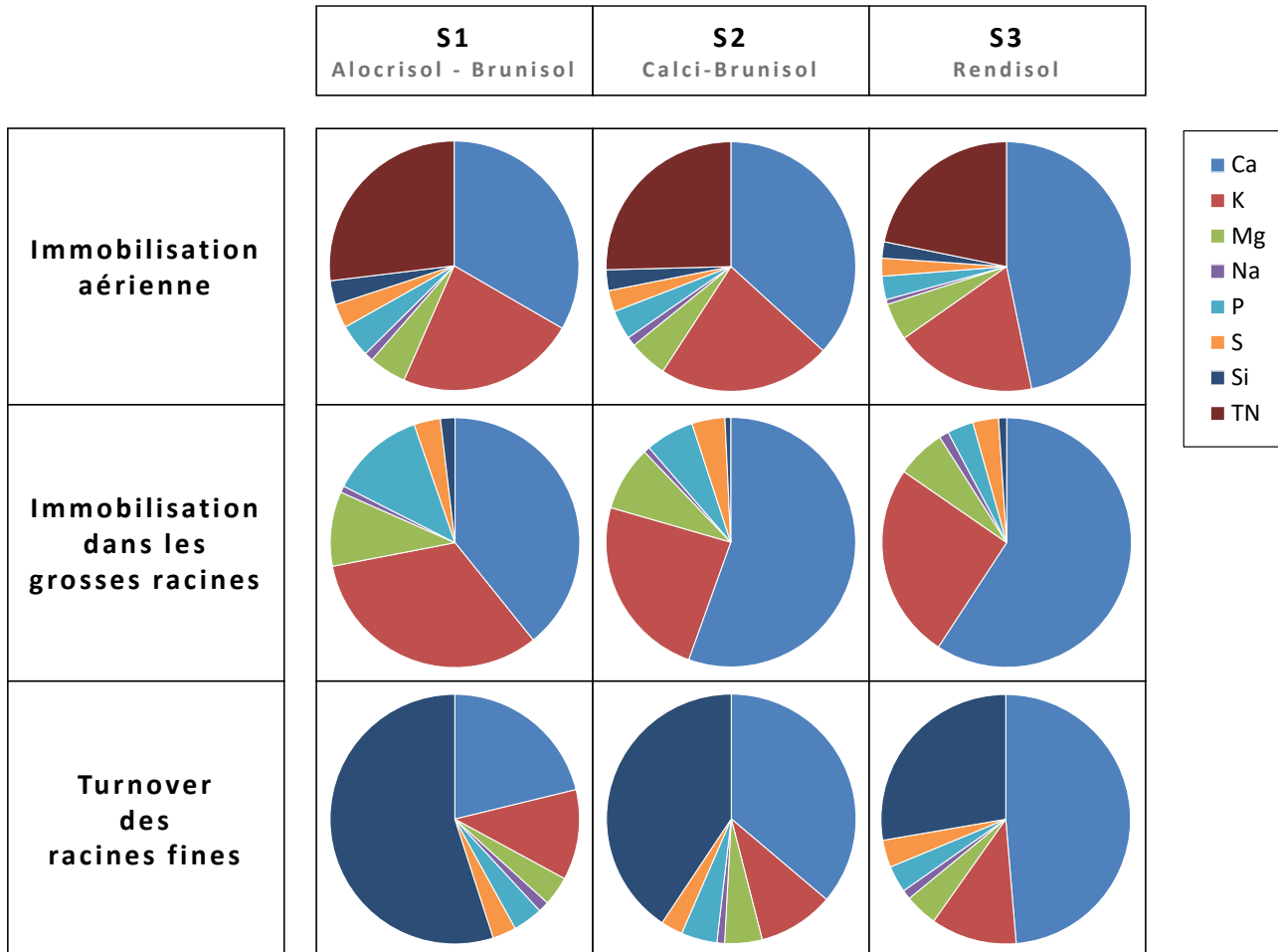


Figure 105 - Proportion relative des flux annuels en solution de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations, l'apport au sol (pluiolessivat + écoulement de tronc) et le drainage sous la litière et le drainage à la base du système sol.

7.3.2.6. Flux solides dans les trois stations

Les valeurs des flux solides annuels moyens dans les trois stations de Montiers, i.e. la chute de litière, la restitution des rémanents et l'exportation de biomasse, sont présentées dans le Tableau 23 et la Figure 106.

La **chute de litière** annuelle (LF) représente un flux de masse sèche $> 5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, de TC $> 2.5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, de Ca et TN $> 50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, de Si et K $\geq 20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, et de Mg, P et S $\geq 5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (les trois stations confondues). LF_{Mn} varie de $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ dans S3 à $7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ dans S1. LF_{Ca} suit la relation $S1 < S2 \leq S3$ et LF_{Si} augmente de S3 à S1.

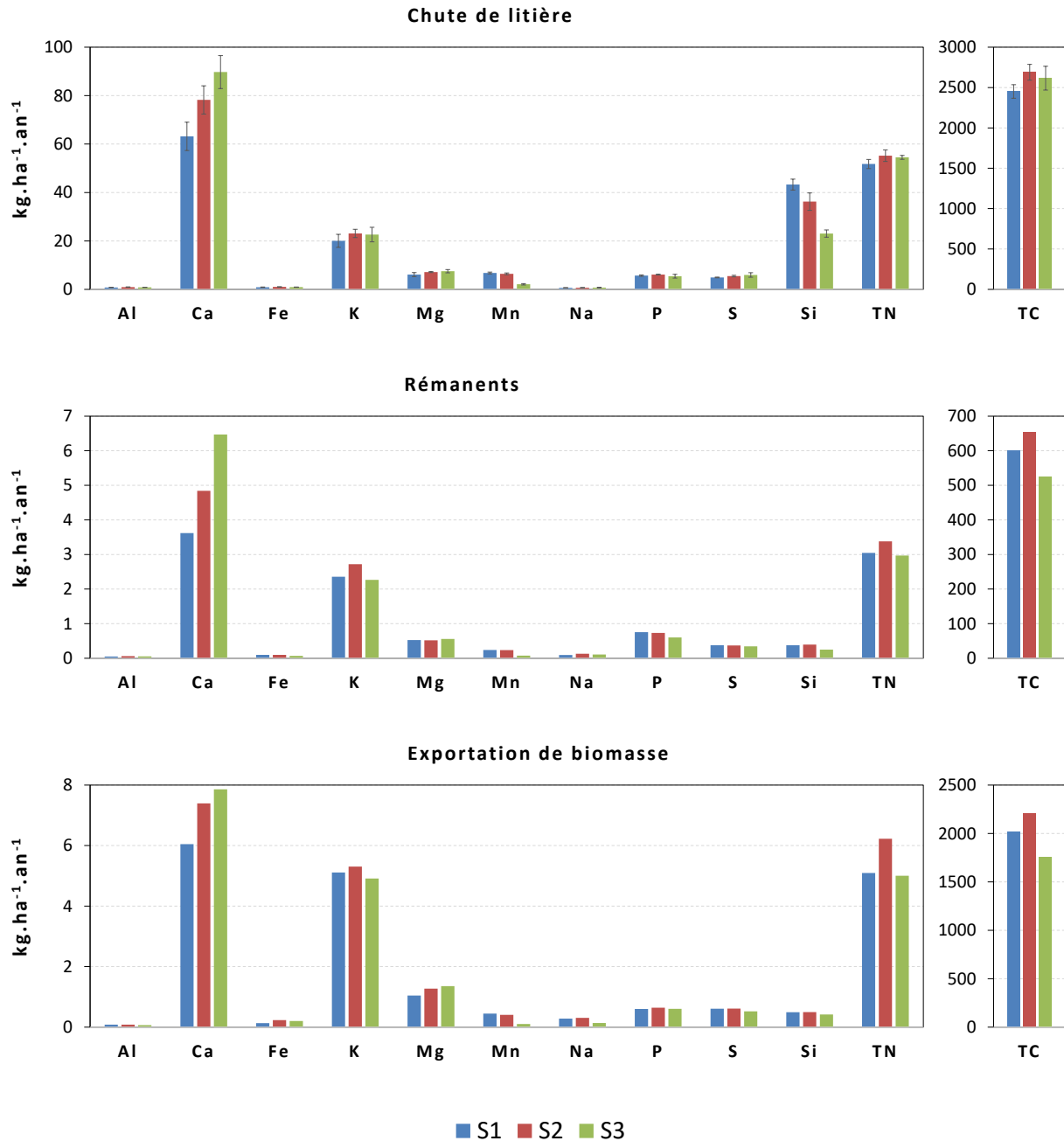


Figure 106 - Flux annuels des éléments (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, de la chute de litière, de la restitution des rémanents et de l'exportation de biomasse dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

Le flux annuel d'éléments lié à l'abandon des **rémanents** (R) sur la parcelle est $> 500 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour TC, $> 2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Ca, K et TN, $> 0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour P et Mg, et $> 0.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour S et Si (Tableau 23). Il représente $> 1.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de masse sèche. La comparaison inter-stations montre que R_{Ca} suit la relation $S1 < S2 < S3$, tandis que R_{Mn} , R_{Si} et R_{TC} suivent la relation $S1 \approx S2 > S3$ (Figure 106).

L'**exportation de biomasse** (E) annuelle représente $3.8 - 4.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de masse sèche, $> 1.7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de TC, $\geq 5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de Ca, TN et K, $> 1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de Mg, et $\geq 0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de P, S et Si. Le flux d'exportation suit la relation $S1 < S2 \leq S3$ pour Mg, $S1 < S2 \approx S3$ pour Ca et $S1 \approx S2 > S3$ pour Mn, Na et TC (Figure 106).

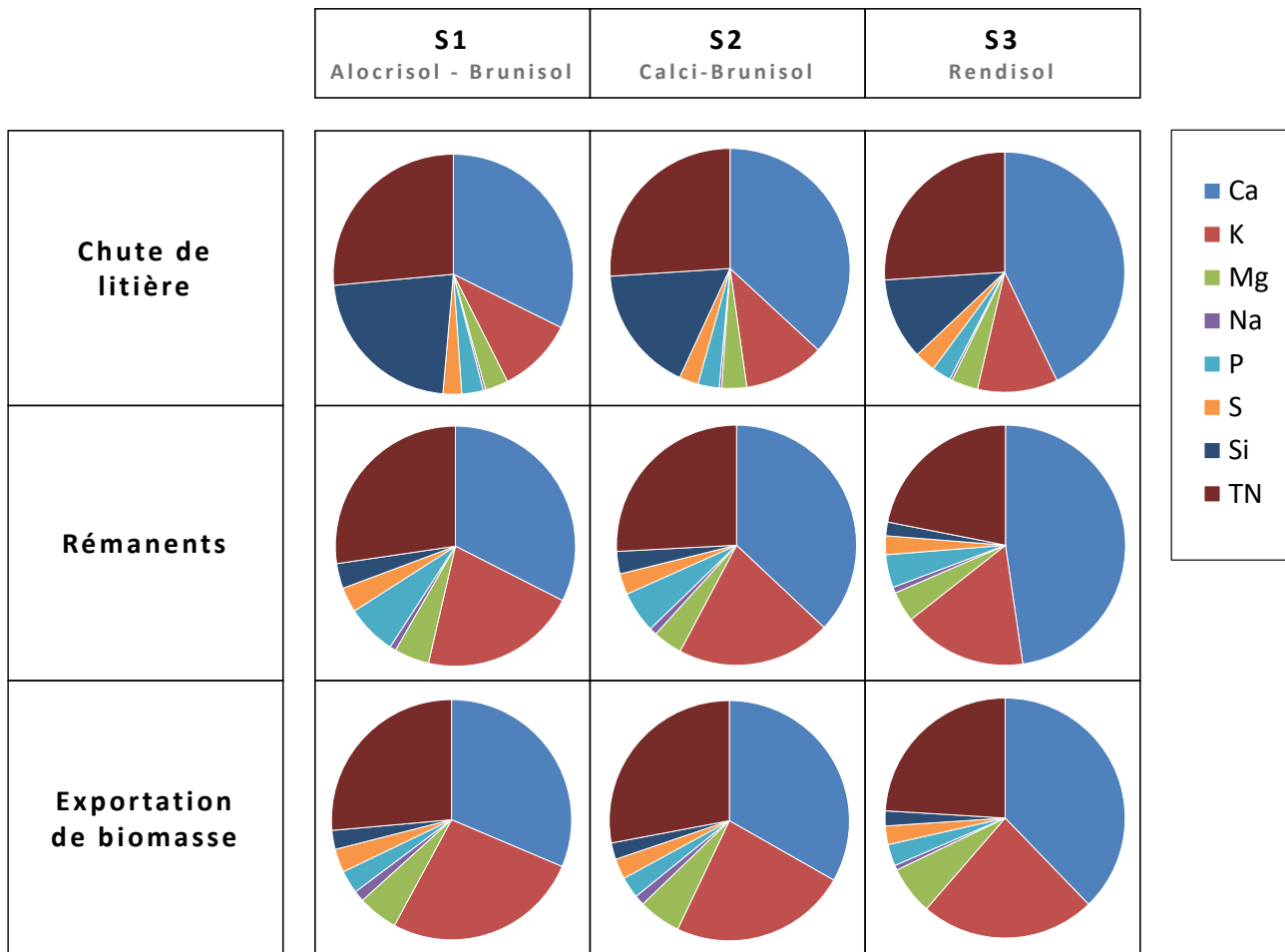


Figure 107 - Proportion relative des flux annuels sous forme solide de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les chutes de litière, les flux des rémanents et l'exportation de biomasse. Tous les flux exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

La représentation graphique en secteurs de la Figure 107 montre que la proportion relative du flux de Ca est prédominante dans les flux solides, suivi de TN et Si pour la chute de litière et de TN et K pour la restitution des rémanents et l'exportation de biomasse. Globalement, la proportion relative du flux de Ca augmente de S1 à S3. Dans la chute de litière, cette augmentation est accompagnée de la baisse de la proportion relative de LF_{Si} .

7.3.2.7. Estimation du flux d'altération

L'estimation des flux d'altération (W) dans les sols des trois stations (basée sur l'hypothèse d'un système entrées – sorties à l'équilibre), pour les éléments majeurs, est présentée sur la Figure 108.

Les estimations de W sont $> 17 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Si, $> 13 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour K et $< 8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour Mg, Na et P. Elles varient de $\sim 300 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S3 à $\sim 30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans S1. Ces estimations suivent la relation $S1 < S2 < S3$ pour Ca, $S1 < S2 \approx S3$ pour Si et Na, et $S1 > S2 > S3$ pour K et P (Figure 108).

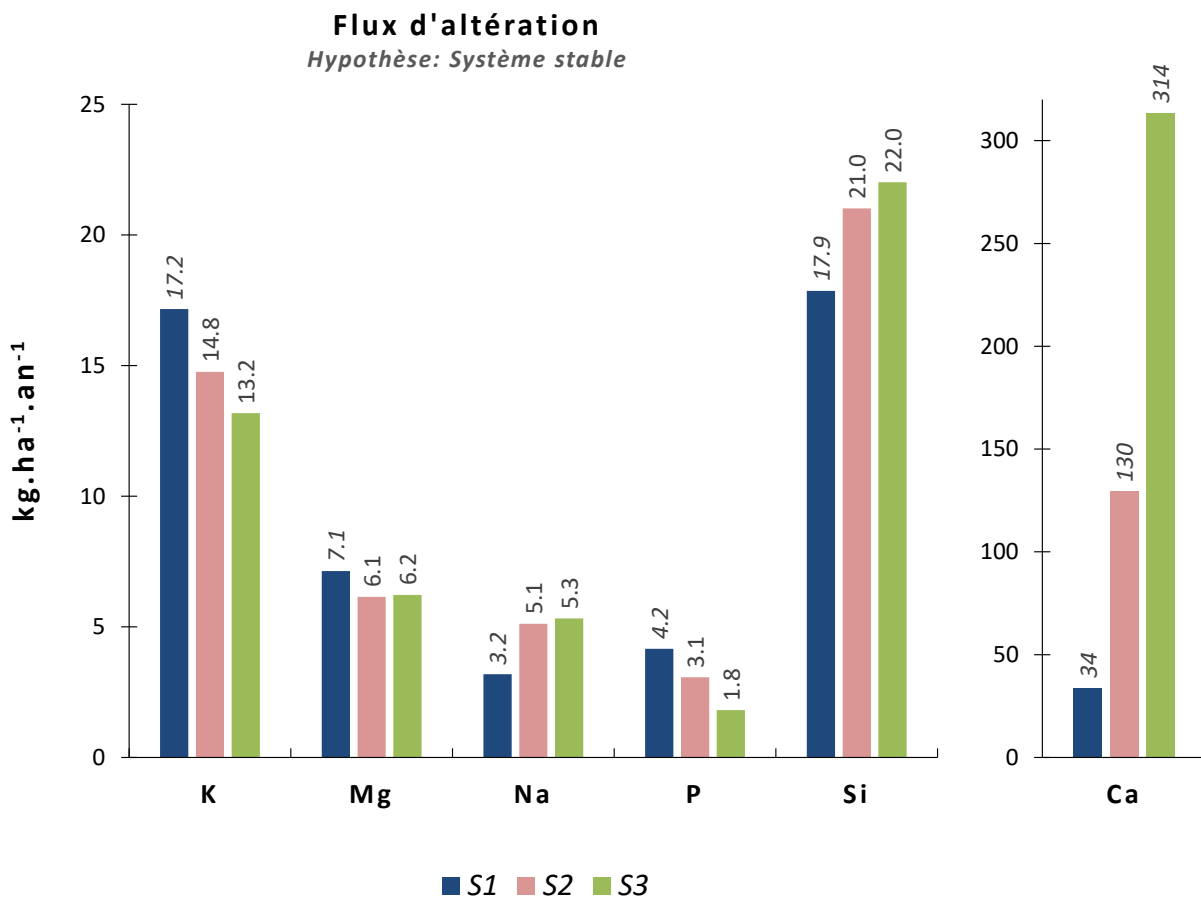


Figure 108 – Estimation des flux d'altération annuels (en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) des éléments K, Mg, Na, P, Si et Ca dans les sols des trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

Tableau 19 - Stocks des éléments (kg.ha⁻¹) dans la biomasse aérienne (tronc + branches), les racines fines et grosses, l'humus, le sol total (terre fine + cailloux) et le pool échangeable dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les écarts-types sont indiqués en italique.

Stocks				Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	Dry mass
				kg / ha												kg / ha
Aboveground biomass	S1	in	2015	4.0	357		228	47	22	11	43	31				165532
				<i>0.5</i>	<i>41</i>		<i>27</i>	<i>6</i>	<i>3</i>	<i>1.3</i>	<i>5</i>	<i>4</i>			<i>19616</i>	
				4.8	492		260	58	22	14	45	33			196099	
S2	in	2015	<i>0.1</i>	<i>13</i>		<i>7</i>	<i>2</i>	<i>0.6</i>	<i>0.4</i>	<i>1.3</i>	<i>0.9</i>				<i>5451</i>	
			3.5	535		204	53	5	6	34	26			138140		
			<i>0.4</i>	<i>54</i>		<i>22</i>	<i>6</i>	<i>0.6</i>	<i>0.8</i>	<i>4</i>	<i>3</i>			<i>14733</i>		
S3	in	2015	27	36	22	20	6.5	1.6	2.4	6.6	5.3	94			6979	
			<i>21</i>	<i>80</i>	<i>13</i>	<i>22</i>	<i>10.8</i>	<i>2.0</i>	<i>2.2</i>	<i>10.3</i>	<i>6.3</i>	<i>90</i>			<i>10303</i>	
			17	107	12	25	9.4	1.1	2.7	7.7	7.8	61			8747	
Fine roots biomass	S1			1.7	56	4.6	47	14	2.5	1.2	17.4	4.9	2.7			24400
				<i>1.1</i>	<i>111</i>	<i>4.5</i>	<i>48</i>	<i>17</i>	<i>2.5</i>	<i>1.6</i>	<i>12.7</i>	<i>8.6</i>	<i>1.5</i>			<i>32273</i>
				2.3	92	3.6	40	10	0.7	1.9	5.3	5.2	1.6			25964
S2				19	168	55	17.7	12.7	15.4	1.4	11.4	14.0	148	178	4940	11139
				<i>5</i>	<i>24</i>	<i>39</i>	<i>2.1</i>	<i>1.1</i>	<i>4.2</i>	<i>0.2</i>	<i>2.5</i>	<i>2.3</i>	<i>37</i>	<i>27</i>	<i>847</i>	<i>1900</i>
				14	160	20	15.7	10.5	11.2	1.2	9.1	9.8	82	134	4280	9601
S3				<i>2</i>	<i>24</i>	<i>9</i>	<i>1.3</i>	<i>1.0</i>	<i>2.1</i>	<i>0.1</i>	<i>1.5</i>	<i>1.7</i>	<i>19</i>	<i>25</i>	<i>609</i>	<i>1432</i>
				20	195	13	16.4	10.6	4.2	1.0	8.2	9.6	85	116	3855	8758
				<i>11</i>	<i>36</i>	<i>4</i>	<i>3.1</i>	<i>1.9</i>	<i>0.7</i>	<i>0.1</i>	<i>1.7</i>	<i>1.9</i>	<i>14</i>	<i>22</i>	<i>679</i>	<i>1519</i>
Humus	S1	0-60	cm	408474	9340	962993	70645	19609	12853	21799	15292		2336164			/
				<i>42696</i>	<i>1657</i>	<i>103929</i>	<i>14463</i>	<i>4574</i>	<i>1459</i>	<i>3675</i>	<i>2730</i>		<i>425788</i>			/
				423956	1347643	715986	74408	35549	9752	12057	10695		2340530			/
S2	0-75	cm		<i>44001</i>	<i>637219</i>	<i>208646</i>	<i>8455</i>	<i>10009</i>	<i>1788</i>	<i>2094</i>	<i>2236</i>		<i>452288</i>			/
				208261	1842903	183065	37699	27596	3020	6620	4212		731073			/
				<i>7904</i>	<i>79720</i>	<i>3611</i>	<i>1839</i>	<i>1189</i>	<i>441</i>	<i>974</i>	<i>245</i>		<i>44800</i>			/
S3	0-45	cm		3674	2471	68	286	332	384	33	374					/
				<i>786</i>	<i>1167</i>	<i>10</i>	<i>58</i>	<i>126</i>	<i>75</i>	<i>7</i>	<i>76</i>					/
				3575	11250	38	533	436	409	69	220					/
Exchangeable pool	S2	0-75	cm	<i>392</i>	<i>298</i>	<i>8</i>	<i>7</i>	<i>98</i>	<i>70</i>	<i>2</i>	<i>24</i>					/
				202	13343	8	330	279	142	49	86					/
				<i>53</i>	<i>2881</i>	<i>2</i>	<i>50</i>	<i>14</i>	<i>18</i>	<i>4</i>	<i>19</i>					/

Tableau 20 – Flux annuels des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) des dépôts atmosphériques en solution (*precipitations*), des dépôts atmosphériques particulaires (*dust deposition*), du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -30 cm dans S3) et de l'exportation de biomasse dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en mm.an⁻¹.

			Water flux	Dry mass	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	F	Cl	NO ₃	NH ₄	SO ₄	H ⁺		
			mm / yr	kg / ha / yr	kg / ha / yr																					
Input	Precipitations	Site	1090 <i>191</i>	/ /	0.05 <i>0.02</i>	5.1 <i>1.5</i>	0.27 <i>0.1</i>	1.2 <i>0.5</i>	0.82 <i>0.2</i>	0.05 <i>0.01</i>	4.7 <i>1.1</i>	0.14 <i>0.05</i>	3.0 <i>1.1</i>	0.24 <i>0.1</i>	9.6 <i>4.4</i>	27 <i>2.4</i>	8.9 <i>0.7</i>	18.1 <i>1.9</i>	0.05 <i>0.0</i>	8.1 <i>1.8</i>	19 <i>5.8</i>	3.5 <i>1.9</i>	8.8 <i>3.2</i>	3.09E-05 <i>1.66E-05</i>		
	Dust deposition	Site	/ /	40.5 <i>4.3</i>	1.77 <i>0.2</i>	0.28 <i>0.1</i>	1.22 <i>0.2</i>	0.60 <i>0.1</i>	0.3 <i>0.0</i>	0.03 <i>0.01</i>	0.19 <i>0.04</i>	0.16 <i>0.03</i>		6.32 <i>0.8</i>	1.1 <i>0.1</i>	9.6 <i>1.3</i>										
Output	Drainage	S1	-60 cm	623 <i>163</i>	/ /	0.17 <i>0.08</i>	14 <i>4</i>	0.5 <i>0.3</i>	0.7 <i>0.2</i>	4.0 <i>1</i>	0.04 <i>0.02</i>	7.3 <i>1.7</i>	0.07 <i>0.06</i>	9.1 <i>3</i>	22.4 <i>8</i>	2.1 <i>0.8</i>	25.3 <i>7.5</i>	9.2 <i>3</i>	16.0 <i>5.5</i>	0.10 <i>0.05</i>	15.3 <i>2.2</i>	0.6 <i>0.3</i>	0.3 <i>0.1</i>	28 <i>10</i>		
		S2	-60 cm	644 <i>167</i>	/ /	0.44 <i>0.26</i>	104 <i>76</i>	0.7 <i>0.3</i>	0.5 <i>0.2</i>	2.9 <i>1.2</i>	0.02 <i>0.01</i>	9.3 <i>2.1</i>	0.08 <i>0.02</i>	8.7 <i>2.6</i>	26.2 <i>6</i>	1.7 <i>0.3</i>	73.1 <i>43.6</i>	64.2 <i>47</i>	9.5 <i>4.1</i>	0.15 <i>0.07</i>	15.1 <i>3.8</i>	0.6 <i>0.3</i>	0.6 <i>0.4</i>	25.9 <i>8</i>		
		S3	-30 cm	703 <i>169</i>	/ /	0.29 <i>0.20</i>	287 <i>80</i>	0.5 <i>0.3</i>	2.0 <i>1.3</i>	4.0 <i>1.0</i>	0.01 <i>0.00</i>	9.7 <i>2.9</i>	0.12 <i>0.04</i>	5.6 <i>1.9</i>	27.4 <i>8</i>	4.0 <i>0.4</i>	212 <i>55.1</i>	179 <i>51</i>	33.3 <i>9.6</i>	0.43 <i>0.16</i>	13 <i>2.1</i>	2.5 <i>0.8</i>	0.7 <i>0.3</i>	14.2 <i>5</i>		
	Biomass exportation	S1		/	4358	0.08	6	0.13	5.1	1.04	0.45	0.28	0.60	0.6	0.5	5.1	2018									
		S2		/	4753	0.08	7.4	0.23	5.3	1.27	0.41	0.30	0.64	0.6	0.5	6.2	2207									
		S3		/	3813	0.07	7.9	0.20	4.9	1.36	0.10	0.14	0.61	0.5	0.4	5.0	1759									

Tableau 21 - Flux annuels des éléments (en kg.ha⁻¹.an⁻¹) des pluviolessivats (*throughfall*), des écoulements de tronc (*stemflow*), des apports au sol (*stand deposition = throughfall + stemflow*) et du prélèvement racinaire (*root uptake*) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, aloccrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en mm.an⁻¹.

		Water flux <i>mm / yr</i>	<i>kg / ha / yr</i>																				
			Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	F	Cl	NO ₃	NH ₄	SO ₄	H ⁺	
Intermediary fluxes (in solution)	Throughfall	S1	866 <i>160</i>	0.07 <i>0.02</i>	6.5 <i>1.1</i>	0.3 <i>0.2</i>	14.1 <i>4.0</i>	1.5 <i>0.3</i>	0.24 <i>0.08</i>	4.3 <i>0.5</i>	1.5 <i>0.7</i>	2.9 <i>0.5</i>	1.2 <i>0.5</i>	7.3 <i>1.7</i>	46.3 <i>9.8</i>	12.9 <i>2.3</i>	33.4 <i>7.7</i>	0.05 <i>0.01</i>	9.6 <i>0.8</i>	13.5 <i>3.9</i>	2.2 <i>0.7</i>	7.3 <i>1.4</i>	1.83E-05 <i>1.26E-05</i>
		S2	863 <i>162</i>	0.08 <i>0.02</i>	7.1 <i>1.2</i>	0.4 <i>0.2</i>	19.1 <i>5.9</i>	1.8 <i>0.4</i>	0.23 <i>0.08</i>	4.6 <i>0.6</i>	1.9 <i>0.8</i>	3.1 <i>0.7</i>	1.2 <i>0.6</i>	7.2 <i>1.6</i>	61.3 <i>17.4</i>	13.3 <i>2.9</i>	47.0 <i>13.7</i>	0.06 <i>0.01</i>	9.8 <i>1.1</i>	11.3 <i>2.8</i>	2.1 <i>0.8</i>	7.1 <i>1.7</i>	1.19E-05 <i>4.85E-06</i>
		S3	847 <i>171</i>	0.07 <i>0.01</i>	7.0 <i>1.5</i>	0.3 <i>0.2</i>	17.0 <i>4.4</i>	1.5 <i>0.4</i>	0.10 <i>0.03</i>	4.5 <i>0.6</i>	1.4 <i>0.6</i>	3.0 <i>0.6</i>	1.0 <i>0.4</i>	7.1 <i>1.6</i>	49.8 <i>11.1</i>	12.0 <i>3.1</i>	37.8 <i>9.1</i>	0.05 <i>0.01</i>	9.6 <i>0.9</i>	12.4 <i>3.3</i>	2.1 <i>0.8</i>	7.0 <i>1.6</i>	1.09E-05 <i>5.04E-06</i>
	Stemflow	S1	42 <i>9</i>	0.004 <i>0.001</i>	0.23 <i>0.03</i>	0.02 <i>0.01</i>	1.1 <i>0.1</i>	0.1 <i>0.0</i>	0.009 <i>0.001</i>	0.3 <i>0.0</i>	0.04 <i>0.02</i>	0.20 <i>0.04</i>	0.11 <i>0.02</i>	0.6 <i>0.1</i>	4.3 <i>0.9</i>	0.57 <i>0.07</i>	3.8 <i>0.9</i>	0.006 <i>0.001</i>	0.6 <i>0.1</i>	0.7 <i>0.2</i>	0.23 <i>0.05</i>	0.41 <i>0.09</i>	3.19E-07 <i>9.82E-08</i>
		S2	45 <i>9</i>	0.004 <i>0.001</i>	0.27 <i>0.04</i>	0.02 <i>0.01</i>	1.8 <i>0.2</i>	0.1 <i>0.0</i>	0.008 <i>0.006</i>	0.3 <i>0.0</i>	0.08 <i>0.05</i>	0.23 <i>0.03</i>	0.18 <i>0.04</i>	0.7 <i>0.2</i>	4.8 <i>0.5</i>	0.74 <i>0.09</i>	4.1 <i>0.4</i>	0.007 <i>0.001</i>	0.6 <i>0.1</i>	0.9 <i>0.5</i>	0.25 <i>0.10</i>	0.47 <i>0.09</i>	1.92E-07 <i>3.71E-08</i>
		S3	42 <i>8</i>	0.004 <i>0.001</i>	0.30 <i>0.04</i>	0.02 <i>0.01</i>	1.8 <i>0.3</i>	0.1 <i>0.0</i>	0.004 <i>0.001</i>	0.3 <i>0.0</i>	0.07 <i>0.05</i>	0.22 <i>0.02</i>	0.13 <i>0.04</i>	0.7 <i>0.1</i>	4.6 <i>0.6</i>	0.76 <i>0.10</i>	3.8 <i>0.6</i>	0.005 <i>0.001</i>	0.6 <i>0.0</i>	0.9 <i>0.3</i>	0.26 <i>0.08</i>	0.41 <i>0.06</i>	1.59E-07 <i>4.14E-08</i>
	Stand deposition	S1	908 <i>167</i>	0.08 <i>0.02</i>	6.8 <i>1.0</i>	0.34 <i>0.18</i>	15.2 <i>4.1</i>	1.6 <i>0.3</i>	0.25 <i>0.08</i>	4.5 <i>0.5</i>	1.6 <i>0.7</i>	3.1 <i>0.6</i>	1.3 <i>0.6</i>	7.9 <i>1.6</i>	50.7 <i>10.5</i>	13.5 <i>2.4</i>	37.2 <i>8.3</i>	0.06 <i>0.01</i>	10.2 <i>0.8</i>	14.2 <i>3.8</i>	2.5 <i>0.7</i>	7.7 <i>1.5</i>	1.87E-05 <i>1.27E-05</i>
		S2	908 <i>170</i>	0.09 <i>0.02</i>	7.4 <i>1.2</i>	0.37 <i>0.21</i>	20.8 <i>6.1</i>	1.8 <i>0.4</i>	0.24 <i>0.08</i>	4.9 <i>0.7</i>	2 <i>0.8</i>	3.3 <i>0.7</i>	1.4 <i>0.6</i>	7.9 <i>1.5</i>	66.2 <i>17.7</i>	14.1 <i>2.9</i>	51.0 <i>13.9</i>	0.06 <i>0.02</i>	10.4 <i>1.1</i>	12.3 <i>2.8</i>	2.4 <i>0.8</i>	7.6 <i>1.8</i>	1.20E-05 <i>4.88E-06</i>
		S3	888 <i>178</i>	0.08 <i>0.01</i>	7.3 <i>1.5</i>	0.35 <i>0.19</i>	18.8 <i>4.6</i>	1.6 <i>0.3</i>	0.11 <i>0.03</i>	4.8 <i>0.7</i>	1.4 <i>0.5</i>	3.2 <i>0.6</i>	1.1 <i>0.4</i>	7.8 <i>1.5</i>	54.3 <i>11.5</i>	12.7 <i>3.1</i>	41.6 <i>9.5</i>	0.06 <i>0.01</i>	10.2 <i>1.0</i>	13.3 <i>3.2</i>	2.4 <i>0.8</i>	7.4 <i>1.7</i>	1.10E-05 <i>5.06E-06</i>
	Root uptake	S1	358	31	130	26	75	18	10.3	3.9	19	13	151										
		S2	290	24	200	16	83	24	9.9	4.1	23	15	139										
		S3	272	20	243	15	81	22	3.7	4.3	17	16	93										

Tableau 22 - Flux annuels de drainage des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) sous la litière (*forest floor* ; FF) à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$.

		Water flux <i>mm/yr</i>	<i>kg / ha / yr</i>																			
			Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	F	Cl	NO ₃	NH ₄	SO ₄	
Drainage at different soil depths	S1	FF	913 <i>172</i>	1 <i>0.5</i>	28 <i>3</i>	1.8 <i>1.1</i>	41.3 <i>9.5</i>	5 <i>0.5</i>	0.08 <i>0.03</i>	6.2 <i>1.3</i>	4.5 <i>1.4</i>	5.1 <i>0.8</i>	13.7 <i>2.7</i>	12.6 <i>3.0</i>	205 <i>31</i>	17 <i>3</i>	189 <i>30</i>	0.13 <i>0.03</i>	16.3 <i>2</i>	19.6 <i>5.8</i>	1.7 <i>0.9</i>	9.2 <i>2.1</i>
		-10 cm	767 <i>166</i>	1.7 <i>0.4</i>	11 <i>2</i>	1.3 <i>0.4</i>	4.6 <i>1.5</i>	1.9 <i>0.4</i>	0.36 <i>0.19</i>	6.7 <i>0.8</i>	0.25 <i>0.11</i>	5.2 <i>1.5</i>	19 <i>4.1</i>	5.4 <i>1.8</i>	94 <i>22</i>	6 <i>1</i>	87 <i>22</i>	0.16 <i>0.04</i>	14.5 <i>2.1</i>	2.7 <i>1.7</i>	0.7 <i>0.3</i>	13.3 <i>4</i>
		-30 cm	666 <i>162</i>	0.4 <i>0.2</i>	9 <i>3</i>	0.8 <i>0.4</i>	0.9 <i>0.5</i>	1.8 <i>0.7</i>	0.19 <i>0.11</i>	6.6 <i>1.8</i>	0.06 <i>0.02</i>	5.4 <i>1.9</i>	21.4 <i>7</i>	1.9 <i>0.5</i>	26 <i>6</i>	6 <i>2</i>	18 <i>5</i>	0.15 <i>0.08</i>	14.3 <i>2.9</i>	0.6 <i>0.3</i>	0.4 <i>0.2</i>	15.2 <i>5.2</i>
		-60 cm	623 <i>163</i>	0.2 <i>0.1</i>	14 <i>4</i>	0.5 <i>0.3</i>	0.7 <i>0.2</i>	4 <i>1</i>	0.04 <i>0.02</i>	7.3 <i>1.7</i>	0.07 <i>0.06</i>	9.1 <i>3</i>	22.4 <i>7.9</i>	2.1 <i>0.8</i>	25 <i>8</i>	9 <i>3</i>	16 <i>5</i>	0.1 <i>0.05</i>	15.3 <i>2.2</i>	0.6 <i>0.3</i>	0.3 <i>0.1</i>	28 <i>9.6</i>
		-90 cm	600 <i>162</i>	0.1 <i>0.04</i>	21 <i>7</i>	0.3 <i>0.2</i>	0.5 <i>0.2</i>	4.1 <i>1.4</i>	0.03 <i>0.01</i>	7 <i>2</i>	0.04 <i>0.02</i>	13.3 <i>5.1</i>	20.7 <i>7.2</i>	1.9 <i>0.8</i>	23 <i>7</i>	11 <i>4</i>	11 <i>4</i>	0.09 <i>0.03</i>	12 <i>2.8</i>	0.4 <i>0.2</i>	0.4 <i>0.1</i>	43.6 <i>15.6</i>
	S2	FF	910 <i>172</i>	1.5 <i>0.5</i>	33 <i>5</i>	2.5 <i>1</i>	37.6 <i>8.4</i>	4.9 <i>0.8</i>	0.23 <i>0.18</i>	6.4 <i>0.7</i>	3.6 <i>0.9</i>	6.2 <i>1</i>	12.6 <i>4.2</i>	9.3 <i>2.6</i>	226 <i>69</i>	19 <i>3</i>	206 <i>69</i>	0.14 <i>0.03</i>	15.6 <i>2.4</i>	10.2 <i>7.5</i>	1 <i>0.8</i>	14.6 <i>3.5</i>
		-10 cm	768 <i>171</i>	2.5 <i>1</i>	19 <i>4</i>	2.2 <i>0.9</i>	3.1 <i>0.9</i>	1.7 <i>0.3</i>	0.11 <i>0.04</i>	7.3 <i>1.1</i>	0.3 <i>0.1</i>	5.6 <i>1.3</i>	21.6 <i>4</i>	4.9 <i>1</i>	89 <i>18</i>	9 <i>2</i>	80 <i>17</i>	0.17 <i>0.04</i>	14.1 <i>1.9</i>	2.2 <i>0.7</i>	0.9 <i>0.2</i>	14.2 <i>3.9</i>
		-30 cm	677 <i>168</i>	1.6 <i>1</i>	19 <i>8</i>	1.8 <i>0.8</i>	0.6 <i>0.2</i>	1.2 <i>0.4</i>	0.07 <i>0.03</i>	7.5 <i>1.9</i>	0.10 <i>0.03</i>	4.6 <i>1.6</i>	25.5 <i>5.5</i>	2.8 <i>0.4</i>	40 <i>12</i>	11 <i>4</i>	29 <i>13</i>	0.11 <i>0.02</i>	15.8 <i>2.9</i>	0.8 <i>0.8</i>	0.6 <i>0.4</i>	13 <i>4.8</i>
		-60 cm	644 <i>167</i>	0.4 <i>0.3</i>	104 <i>76</i>	0.7 <i>0.3</i>	0.5 <i>0.2</i>	2.9 <i>1.2</i>	0.02 <i>0.01</i>	9.3 <i>2.1</i>	0.08 <i>0.02</i>	8.7 <i>2.6</i>	26.2 <i>6.2</i>	1.7 <i>0.3</i>	73 <i>44</i>	64 <i>47</i>	9 <i>4</i>	0.15 <i>0.07</i>	15.1 <i>3.8</i>	0.6 <i>0.3</i>	0.6 <i>0.4</i>	25.9 <i>8.1</i>
	S3	FF	915 <i>172</i>	1.6 <i>0.8</i>	51 <i>11</i>	2.1 <i>1.1</i>	36.1 <i>6.9</i>	4.8 <i>1</i>	0.05 <i>0.02</i>	5.8 <i>1.1</i>	2.6 <i>0.8</i>	11.4 <i>4.9</i>	10.7 <i>1.4</i>	12.3 <i>2.9</i>	183 <i>34</i>	27 <i>6</i>	154 <i>34</i>	0.13 <i>0.04</i>	13.6 <i>3.3</i>	22.1 <i>8.2</i>	1.4 <i>0.8</i>	29.1 <i>14.3</i>
		-10 cm	784 <i>172</i>	3.0 <i>1.3</i>	60 <i>13</i>	2.4 <i>0.9</i>	4.1 <i>1.3</i>	2.4 <i>0.4</i>	0.03 <i>0.01</i>	6.5 <i>1.6</i>	0.25 <i>0.07</i>	8.4 <i>2.8</i>	25.2 <i>7.1</i>	7.1 <i>1.7</i>	135 <i>27</i>	27 <i>10</i>	108 <i>34</i>	0.30 <i>0.08</i>	13.8 <i>2.7</i>	4.2 <i>1.5</i>	0.9 <i>0.3</i>	19.6 <i>6.7</i>
		-30 cm	703 <i>169</i>	0.3 <i>0.2</i>	287 <i>80</i>	0.5 <i>0.3</i>	2.0 <i>1.3</i>	4.0 <i>1.0</i>	0.01 <i>0.003</i>	9.7 <i>2.9</i>	0.12 <i>0.04</i>	5.6 <i>1.9</i>	27.4 <i>8.1</i>	4 <i>0.4</i>	212 <i>55</i>	179 <i>51</i>	33 <i>10</i>	0.43 <i>0.16</i>	13 <i>2.1</i>	2.5 <i>0.8</i>	0.7 <i>0.3</i>	14.2 <i>5.2</i>

Tableau 23 - Flux annuels des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) de la restitution des rémanents (*residues*), de la chute de litière (*total litterfall*), de l'immobilisation aérienne (*aboveground immobilisation*), du renouvellement des racines fines (*fine roots turnover*) et de l'immobilisation dans les grosses racines (*coarse roots immobilisation*) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique.

			Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	Dry mass
			<i>kg / ha / yr</i>												<i>kg / ha / yr</i>
Intermediary fluxes (solid)	Residues	S1	0.05	3.6	0.1	2.4	0.52	0.24	0.09	0.75	0.38	0.38	3	601	1296
		S2	0.06	4.8	0.1	2.7	0.52	0.23	0.13	0.73	0.37	0.39	3.4	653	1413
		S3	0.05	6.5	0.07	2.3	0.56	0.08	0.11	0.6	0.34	0.25	3	524	1134
	Total litterfall	S1	0.78 <i>0.06</i>	63 <i>6</i>	0.86 <i>0.09</i>	20 <i>3</i>	6.1 <i>0.8</i>	6.8 <i>0.4</i>	0.6 <i>0.03</i>	5.7 <i>0.3</i>	4.9 <i>0.2</i>	43 <i>2</i>	52 <i>2</i>	2452 <i>85</i>	5238 <i>182</i>
		S2	0.93 <i>0.06</i>	78 <i>6</i>	0.99 <i>0.02</i>	23.1 <i>2</i>	7.1 <i>0.2</i>	6.4 <i>0.4</i>	0.7 <i>0.1</i>	6.1 <i>0.1</i>	5.5 <i>0.3</i>	36 <i>4</i>	55 <i>2</i>	2690 <i>98</i>	5964 <i>474</i>
		S3	0.81 <i>0.05</i>	90 <i>7</i>	0.89 <i>0.08</i>	22.6 <i>3</i>	7.5 <i>0.7</i>	2.1 <i>0.3</i>	0.7 <i>0.1</i>	5.4 <i>0.8</i>	5.9 <i>0.9</i>	23 <i>1</i>	55 <i>1</i>	2617 <i>147</i>	5663 <i>37</i>
	Aboveground immobilisation	S1	0.23 <i>0.02</i>	19 <i>1.2</i>	0.39 <i>0.03</i>	12.9 <i>0.8</i>	2.7 <i>0.2</i>	1.2 <i>0.1</i>	0.6 <i>0.04</i>	2.4 <i>0.2</i>	1.7 <i>0.1</i>	1.7 <i>0.1</i>	15 <i>1</i>	4435 <i>292</i>	9705 <i>562</i>
		S2	0.19 <i>0.02</i>	16.4 <i>1.9</i>	0.41 <i>0.05</i>	10 <i>1.1</i>	2.2 <i>0.2</i>	0.8 <i>0.1</i>	0.5 <i>0.1</i>	1.7 <i>0.2</i>	1.2 <i>0.1</i>	1.2 <i>0.1</i>	11.4 <i>1.3</i>	3530 <i>393</i>	7751 <i>867</i>
		S3	0.15 <i>0.02</i>	21 <i>3</i>	0.31 <i>0.04</i>	8.3 <i>1.2</i>	2.2 <i>0.3</i>	0.2 <i>0.03</i>	0.3 <i>0.04</i>	1.4 <i>0.2</i>	1 <i>0.2</i>	0.9 <i>0.1</i>	9.8 <i>1.4</i>	2601 <i>372</i>	5641 <i>807</i>
	Fine roots turnover	S1	30	40	25	22	7.2	1.8	2.7	7.3	5.8	104			7747
		S2	23	89	14	24	12	2.2	2.4	11.4	7	100			11436
		S3	18	119	13	27	10	1.2	3	8.5	8.7	68			9709
	Coarse roots immobilisation	S1	0.2	6.5	0.5	5.4	1.6	0.3	0.1	2	0.6	0.3			2834
		S2	0.1	14.1	0.6	6.1	2.1	0.3	0.2	1.6	1.1	0.2			4079
		S3	0.3	11	0.4	4.7	1.2	0.1	0.2	0.6	0.6	0.2			3086

7.4. Comparaison des stocks et des flux pour les différents éléments

7.4.1. Comparaison des stocks dans les sols et les peuplements

Le sol total (TS) est un compartiment majeur de l'écosystème et constitue une source potentielle d'éléments importante dans les trois stations de Montiers (Figure 115). Les résultats de l'étude indiquent des stocks TS particulièrement élevés ($> 100 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) pour Si (principalement localisé dans les minéraux aluminosilicatés), Ca (dans la calcite), Fe et Al (dans les minéraux du sédiment valanginien et dans les minéraux secondaires du sol). La comparaison des trois stations montre des différences importantes dans les stocks TS pour la plupart des éléments analysés, en accord avec les deux pôles majeurs dans les sols de Montiers :

- le pôle calcaire représenté par le rendisol (S3), caractérisé par des stocks TS élevés en Ca et Mg ;
- le pôle riche en sédiments acides représenté par l'alocrisol (S1), caractérisé par des stocks TS plus élevés en Al, Fe, Mn, Na, P, K et Si.

Le pool échangeable (EP) indique les quantités d'éléments directement disponibles pour la végétation ; ce pool dépend de l'équilibre avec la solution du sol qui est alimentée par différents flux, dont le flux d'altération. Le rapport TS/EP donne une indication sur la capacité potentielle de renouvellement du stock échangeable par le flux d'altération du sol total, en supposant que celui-ci soit le flux d'approvisionnement principal. Ce rapport est élevé pour Ca, K (> 110), Mg (≥ 59) et P (> 40) dans les trois stations (Figure 109), excepté pour Ca dans S1 où il est très faible (TS/EP = 4) ; ceci pourrait signaler un risque d'épuisement du stock en Ca dans l'alocrisol.

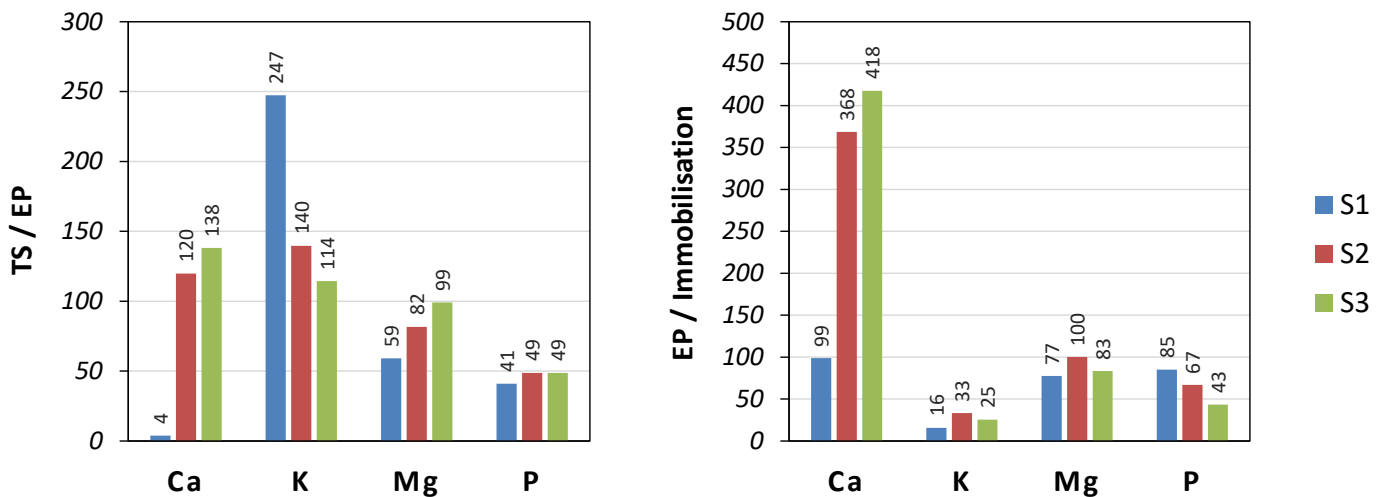


Figure 109 – Rapports entre (à gauche) les stocks dans le sol total (TS) et les stocks échangeables (EP), ainsi que (à droite) entre les stocks EP et l'immobilisation sans la biomasse pérenne du peuplement (tronc, branches et grosses racines), pour Ca, K et Mg dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

Comme indiqué sur la Figure 109, les pools échangeables des trois sols représentent entre 99 et 418 (pour Ca), entre 77 et 100 (pour Mg), entre 43 et 85 (pour P) et entre 16 et 33 (pour K) fois la quantité immobilisée annuellement dans la biomasse pérenne du peuplement (tronc, branches et grosses racines).

La Figure 110 montre la comparaison entre les stocks de Ca, Mg, K et P dans le sol total, le pool échangeable et la biomasse totale du peuplement. Le rapport entre le stock échangeable disponible et la biomasse du peuplement est particulièrement faible (< 2) pour K dans les trois stations et pour P dans S3.

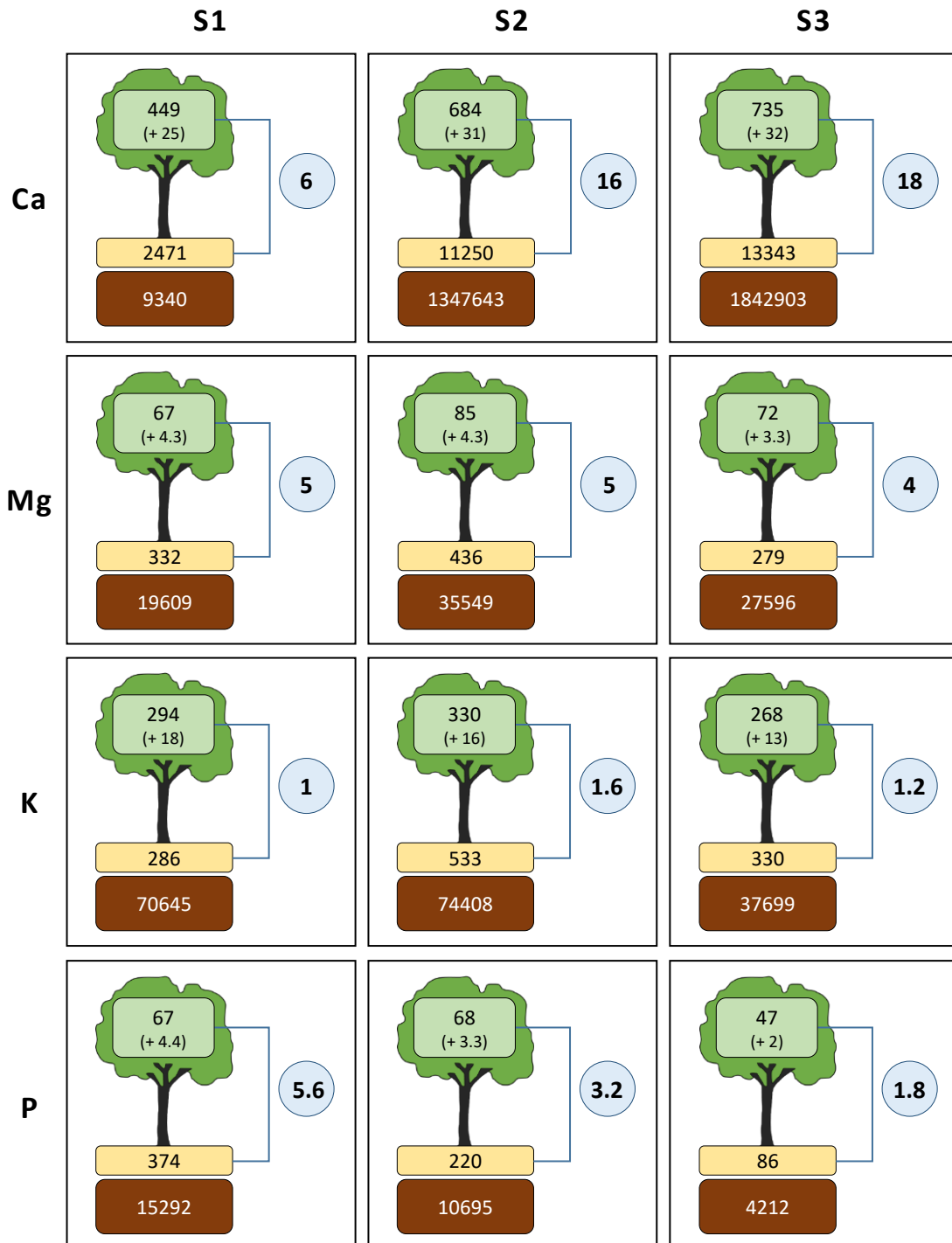


Figure 110 – Comparaison des stocks dans le sol total (terre fine + cailloux ; en kg.ha⁻¹ ; encadré brun), le pool échangeable du sol (en kg.ha⁻¹ ; encadré beige) et la biomasse totale du peuplement (branches + tronc + racines totales ; en kg.ha⁻¹ ; encadré vert), ainsi que l'immobilisation annuelle dans la biomasse pérenne (biomasse aérienne et grosses racines ; en kg.ha⁻¹.an⁻¹ ; entre parenthèses), pour Ca, Mg, K et P dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Le rapport entre le pool échangeable et le stock dans la biomasse pérenne est indiqué dans le cercle bleu.

7.4.2. Distribution des stocks des éléments dans l'arbre

La distribution des stocks des éléments dans les différents compartiments de la biomasse du peuplement est très similaire dans les trois stations (Figure 111). La stratégie de répartition des éléments dans la biomasse du hêtre n'est pas affectée par les différences entre les trois sols. Pour Ca, K, Mg, Na, P, S et Mn, la biomasse aérienne pérenne (tronc et branches) constitue le réservoir principal (73 ± 6 % de la biomasse totale en moyenne), suivie des racines grosses et fines (14 ± 5 et 12 ± 5 % de la biomasse totale, respectivement). Al est une exception, stocké à ~ 78 % dans les racines fines et seulement à ~ 15 % dans la biomasse aérienne ; ceci pourrait traduire une translocation très limitée de Al vers les parties pérennes de l'arbre. Il a été montré que de nombreuses plantes ont tendance à accumuler les ions métalliques au niveau des racines (Castaldi et al., 2010).

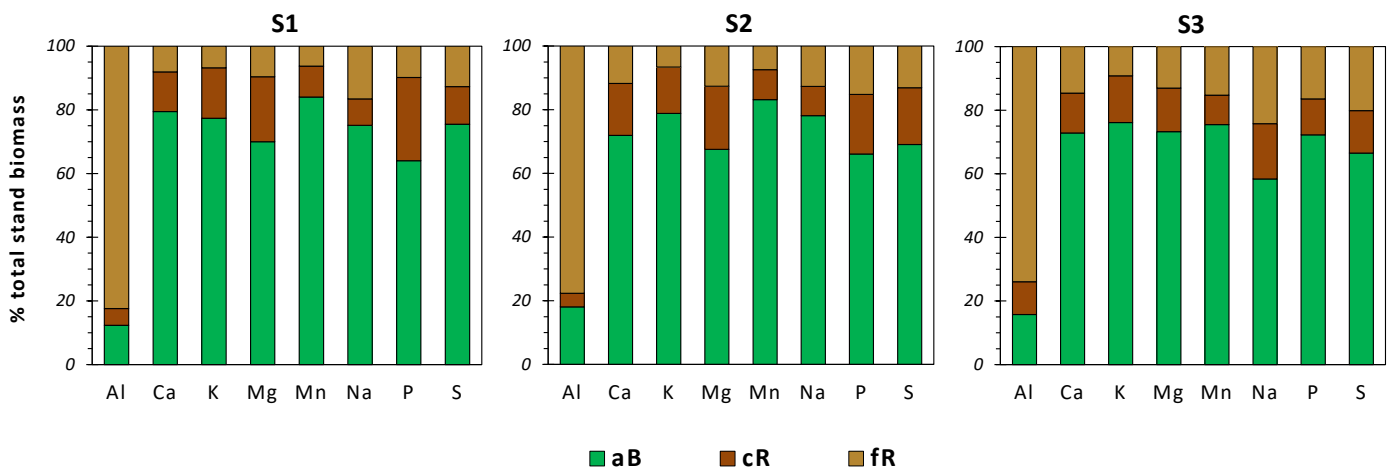


Figure 111 – Répartition des stocks de Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P et S dans la biomasse totale du peuplement (en %) : aB = biomasse aérienne (tronc + branches), cR = grosses racines, fR = racines fines. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.

7.4.3. Cycle biologique : prélèvement, immobilisation et retour au sol

La Figure 112 synthétise le devenir des éléments prélevés par le peuplement ; la majeure partie des éléments prélevés dans le sol par les racines (*root uptake* ; U) retourne au sol essentiellement sous forme aérienne et souterraine.

Pour l'ensemble des éléments (Ca, K, Mg, Na, P, S, Si, Al, Fe, Mn) et dans les trois stations, le flux annuel prélevé par les racines est majoritairement distribué dans les compartiments de la biomasse annuelle (Figure 112), i.e. en moyenne 28 ± 17 % dans les feuilles et les fruits, et 56 ± 23 % dans les racines fines. La part de U allouée aux racines fines est particulièrement élevée (> 60 %) pour Al, Fe, Si et Na dans les trois stations ; l'allocation aux feuilles et aux fruits est > 56 % pour Mn. Le recyclage aérien (par la chute de litière) et souterrain (par le renouvellement des racines fines) joue donc un rôle prédominant dans la stratégie de nutrition des peuplements dans les trois stations.

Une faible partie du flux élémentaire prélevé par les racines (4 ± 6 % en moyenne) est restitué au sol par le biais de la récréation foliaire (*canopy exchange* ; CE). La part de CE est minoritaire pour tous les éléments, excepté pour K dont ~ 21 % de U retourne au sol via la récréation foliaire (Figure 112).

L'allocation moyenne de U à la biomasse aérienne pérenne est de 15 ± 9 % (dans S1), 12 ± 7 (S2) et 9 ± 5 (S3). Elle est particulièrement faible (< 1.5 %) pour Al et Si.

Pour l'une des premières fois dans la littérature, nous avons mis en évidence que la litière souterraine représente un flux globalement plus important que les litières aériennes (excepté pour Mn).

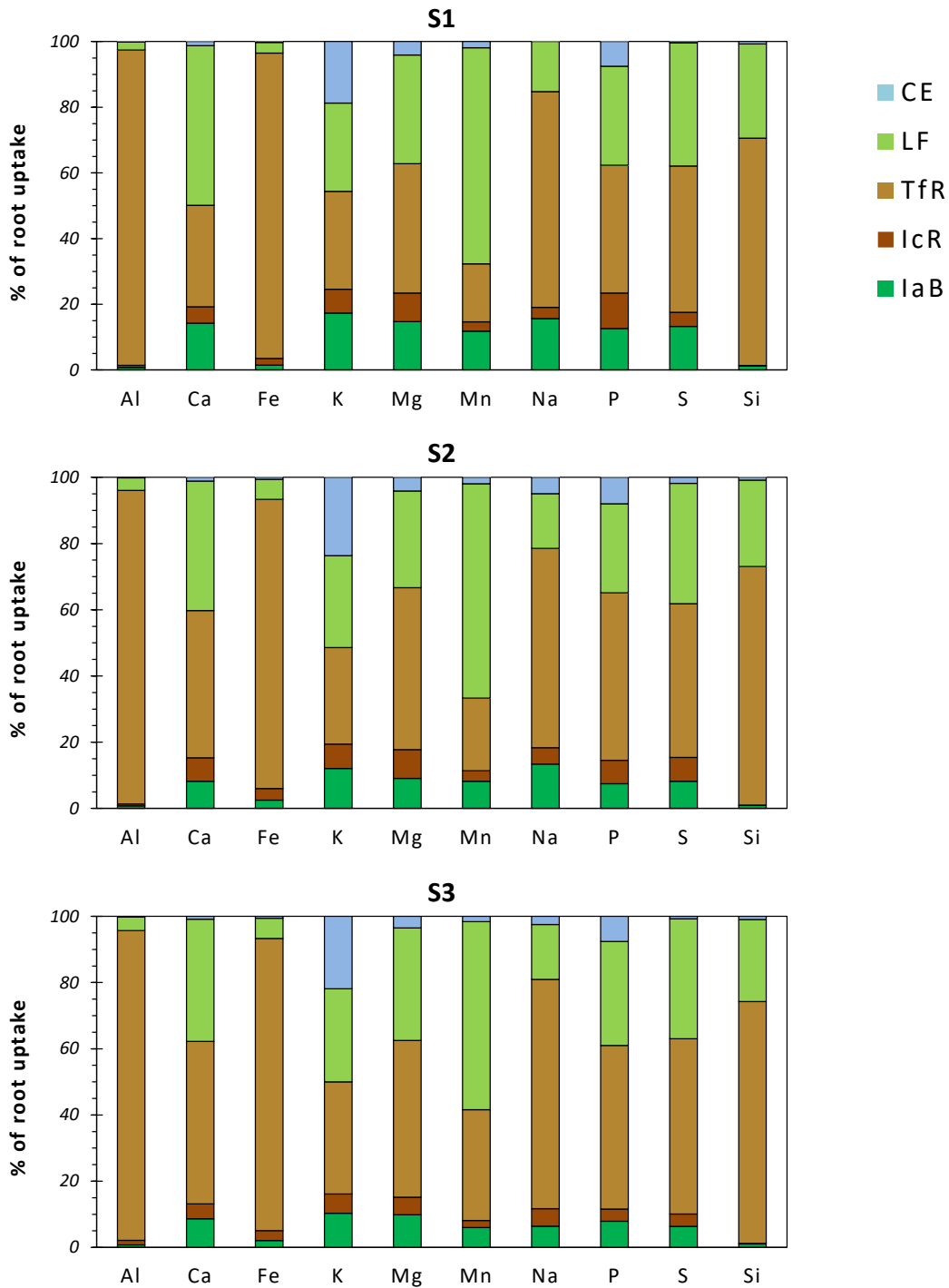


Figure 112 – Proportions des flux élémentaires de prélèvement racinaire (*root uptake*), en %, allouées à l'immobilisation dans la biomasse aérienne (IaB), à l'immobilisation dans les grosses racines (IcR), au renouvellement des racines fines (TfR), à la chute de litière (LF) et à la récréation foliaire (CE), dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol).

La Figure 116 montre que le recyclage interne occupe une place prédominante dans la circulation des éléments Ca, Mg, K, P, S, N et Si dans les trois écosystèmes. On distingue deux grandes voies de recyclage dont l'importance varie en fonction de l'élément considéré: la restitution des éléments au sol par voie aérienne (chute de litière et récréation foliaire) et le retour des éléments par voie souterraine (turnover des racines fines). Pour P, Mg, K, Si, Al et Fe, le flux de renouvellement annuel des racines fines (*fine roots turnover* ; T_{fr}) est le flux principal au sein du système dans les trois stations (Figure 117). Le flux de renouvellement des racines fines est particulièrement élevé pour Si (68-104 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) ; le rôle des racines fines dans le cycle de Si a été étudié par Turpault et al. (*en cours de soumission*). Globalement, T_{fr} semble contribuer davantage au recyclage annuel des nutriments que la chute de litière (*litter fall* ; LF). LF est le flux le plus élevé du système à l'échelle annuelle pour Mn dans les trois stations et pour Ca dans S1 (Figure 117). LF est également le flux principal pour TN, mais en l'absence de données T_{fr} pour cet élément.

La voie de circulation majeure pour les ions métalliques Al et Fe est le renouvellement des racines fines (T_{fr}) ; en comparaison, tous les autres flux mesurés sont quantitativement fortement inférieurs (Figure 117). Ceci indique une circulation très limitée d'Al et Fe au sein du système et, en particulier, un blocage de cette circulation au niveau des racines fines. L'ion métallique Mn a un comportement très différent, la part de $T_{fr}(Mn)$ dans son recyclage étant secondaire au détriment d'un flux LF(Mn) élevé (Figure 117). Il semblerait que la stratégie du peuplement consiste à accumuler le Mn dans le compartiment aérien annuel afin de l'éliminer via la chute de litière.

La contribution du flux de récréation foliaire (*canopy exchange* ; CE) à la circulation dans le système est importante pour K et, dans une moindre mesure, P. Les trois stations confondues, CE représente 44 % (pour K) et 21% (pour P) du flux de recyclage aérien total (LF + CE). L'effet de la canopée sur les flux élémentaires est discuté en détail dans l'Article II.

7.4.4. Humus

Le rapport entre LF et le stock d'humus (H) permet de donner des indications sur le temps de résidence et la vitesse de minéralisation dans la couche d'humus. Ainsi LF représente en moyenne ~ 130 % de H pour K, entre 33 et 62 % de H pour Ca, Mg, Na, P, S, Si, Mn, TN et TC, et seulement ~ 5 % de H pour Al et Fe (Figure 113). Ces résultats indiqueraient une minéralisation et une remobilisation particulièrement rapide de K ; au contraire, les ions métalliques Al et Fe auraient tendance à s'accumuler dans la couche d'humus.

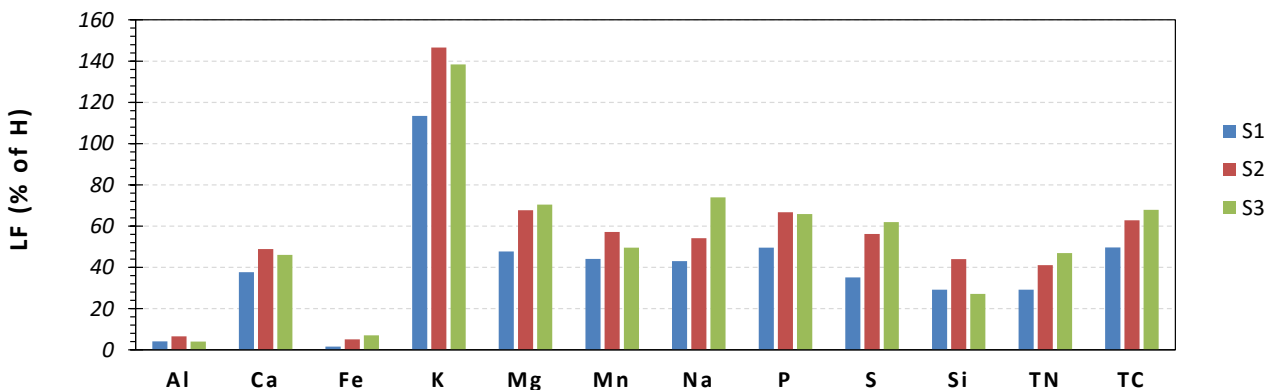


Figure 113 – Représentation du flux annuel de la chute de litière (LF ; en $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) exprimé en pourcentage du stock de l'humus (H ; en $kg \cdot ha^{-1}$) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

7.4.5. Comparaison entre le cycle géochimique et le cycle biologique

La comparaison des flux principaux d'entrée et de sortie (Figure 118), malgré l'absence de valeurs de mesures réelles du flux d'altération, permet une première approche du bilan total à l'échelle de l'écosystème. Les apports atmosphériques, identiques pour les trois stations, se font majoritairement en solution via les précipitations pour Ca, K, Mg, Mn, Na, TN et TC, et via le dépôt de particules solides pour Si, Al et Fe. Les résultats soulignent le rôle non négligeable de la prise en compte des dépôts particulaires dans l'établissement du bilan entrées-sorties de l'écosystème forestier.

Par la plupart des éléments, le cycle biologique (y compris l'immobilisation dans les grosses racines qui seront recyclées uniquement lors de la coupe des arbres) est largement dominant sur le cycle géochimique (lequel est basé sur les sorties actuelles : drainage, exportation actuelle liée aux éclaircies, immobilisation actuelle dans l'arbre), excepté pour Ca dans S3 et Na dans les trois stations (Figure 116). Manifestement, seuls les éléments qui sont contenus dans des minéraux très altérables et qui sont drainés à la base du système sol sont contrôlés par les cycles géochimiques.

La considération du recyclage des racines fines (flux rarement pris en compte) renforce la prédominance du cycle biologique par rapport au cycle géochimique. En l'absence de données C et N dans les racines fines et de données sur les dégagements gazeux, les cycles du carbone et de l'azote sont incomplets.

Les résultats montrent une certaine similitude entre les éléments Ca, Mg, K, P et S concernant les proportions des flux au sein des cycles (Figure 117), caractérisée par la part importante du flux de recyclage par la chute de litière et le renouvellement des racines fines, ainsi qu'une immobilisation dans la biomasse pérenne (biomasse aérienne et grosses racines) représentant quantitativement > 10 % de ce flux de recyclage. Cependant la proportion du flux de drainage (D) diffère fortement entre ces éléments ; elle est élevée pour Ca et S, et faible pour K et P. Les flux de drainage sont discutés en détail dans l'Article III.

La circulation de Na dans l'écosystème montre une faible interaction de cet élément avec les peuplements des trois stations ; les flux d'entrée par voie atmosphériques et de sortie par drainage sont nettement supérieurs à l'immobilisation dans la biomasse pérenne (Figure 117) et le rapport D/TAD est compris entre 1.5 et 2 (Figure 114). Ceci témoigne de l'inertie relative de Na vis-à-vis des compartiments de l'écosystème (sol et végétation).

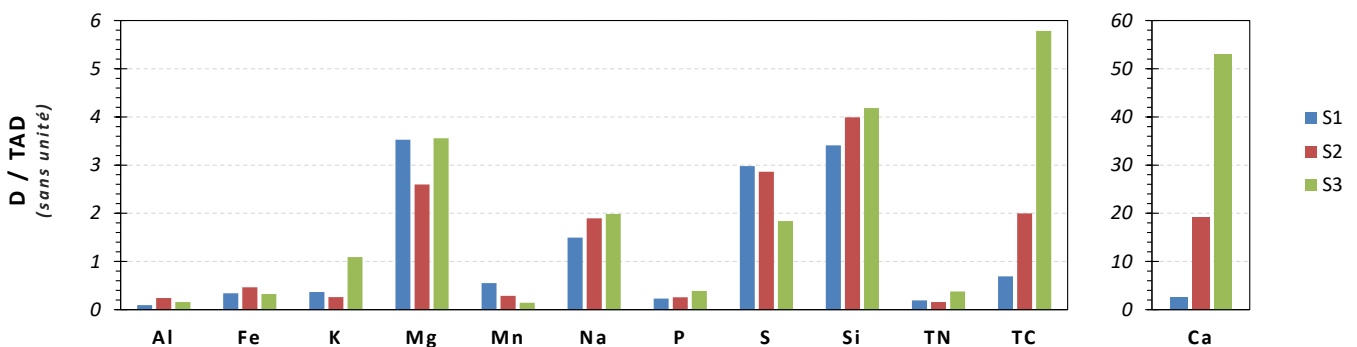
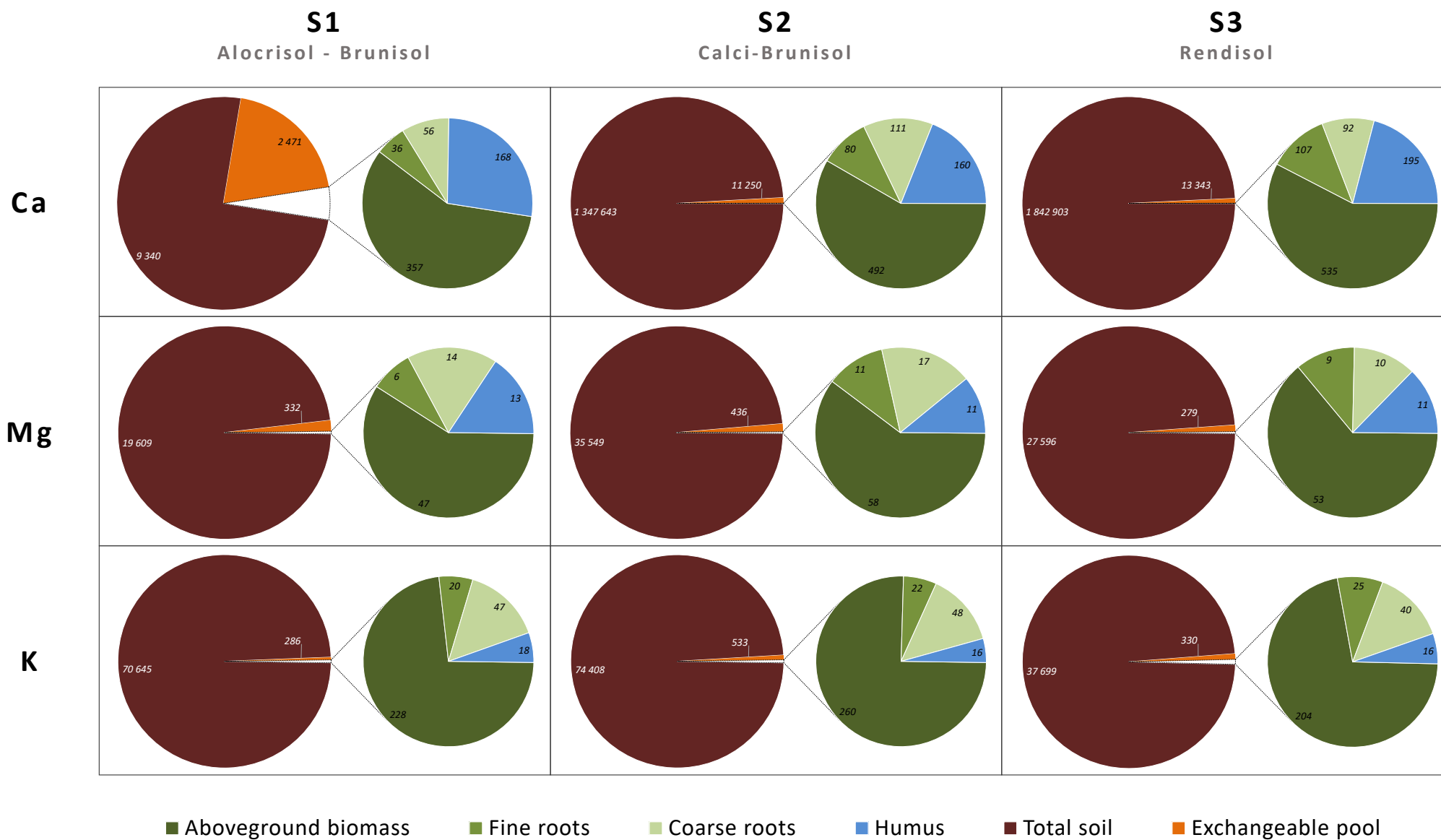


Figure 114 – Rapports entre les flux de drainage à la base du système sol (D) et les apports atmosphériques totaux (TAD ; dépôts humides + dépôts particulaires) pour les éléments Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si, TN et TC dans les trois stations de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

Le rapport D/TAD est plus élevé (≥ 3) pour Ca, Mg, Si et S (Figure 114), indiquant l'importance du flux d'altération comme voie d'apport de ces éléments au niveau du sol. Le flux d'altération et la perte par drainage de Ca sont d'autant plus élevés que le stock total de Ca dans le sol est élevé (Figure 118) ; le rapport D/TAD vaut ~ 19 dans S2 et ~ 53 dans S3. Pour Mg, l'immobilisation dans la biomasse pérenne est approximativement égale au flux sortant par drainage.

Les entrées atmosphériques et la sortie par drainage de K et P sont très faibles vis-à-vis de l'immobilisation dans la biomasse pérenne ($I/TAD > 6$; Figure 118) ; les cycles de K et P sont dominés par la circulation interne (en interaction avec le peuplement) face à un cycle géochimique en retrait. Gosz et al. (1976) a également mis en évidence le prélèvement rapide et efficace de K par la végétation permettant le recyclage efficace de cet élément.



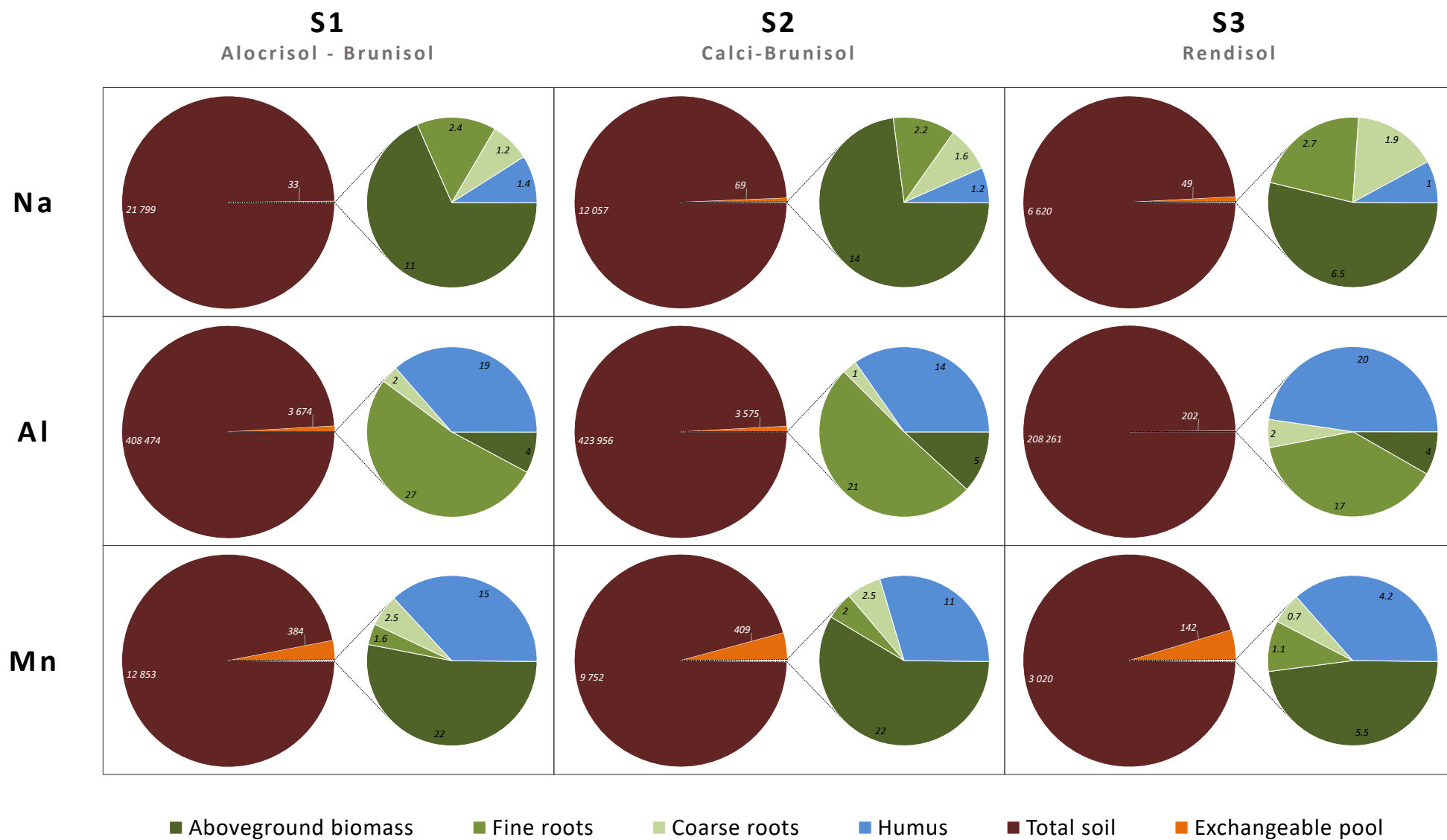
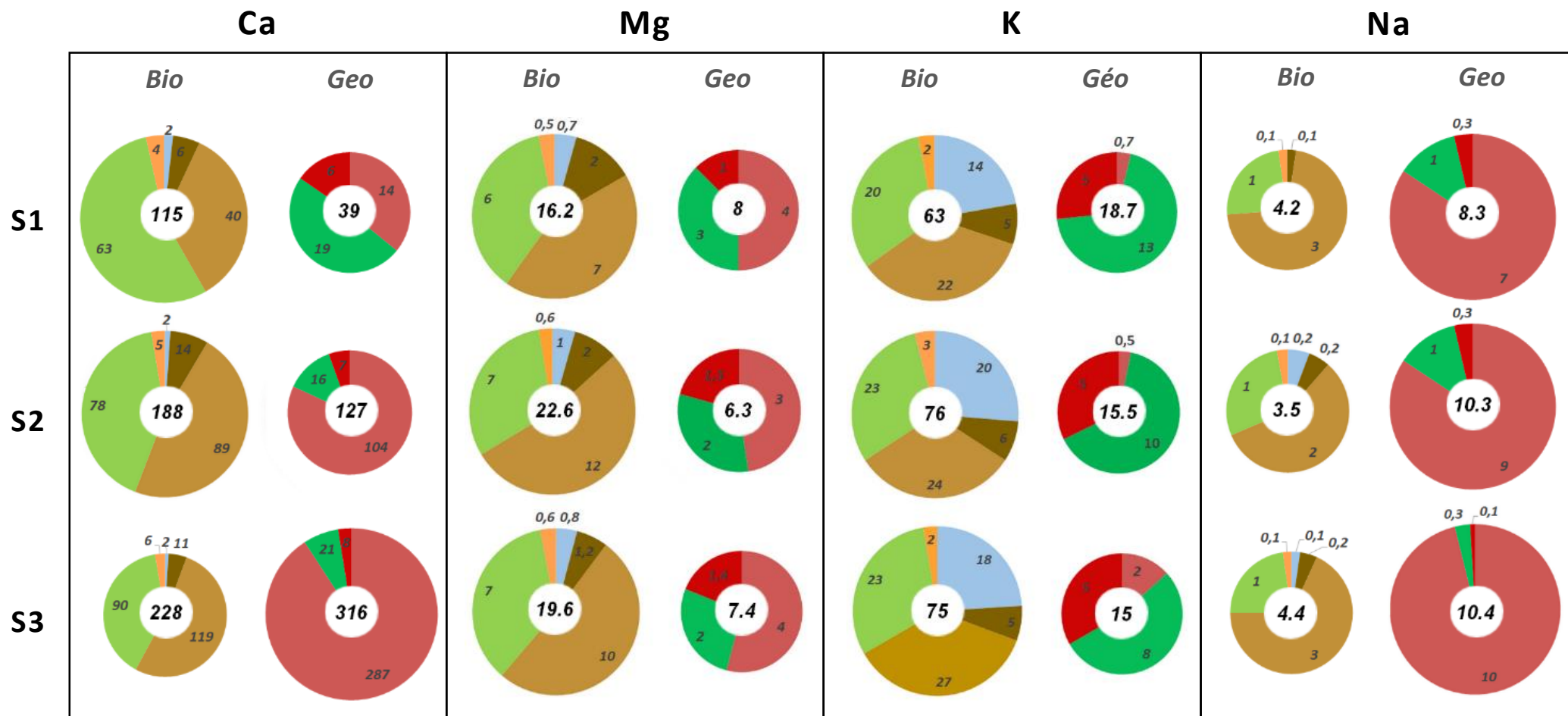
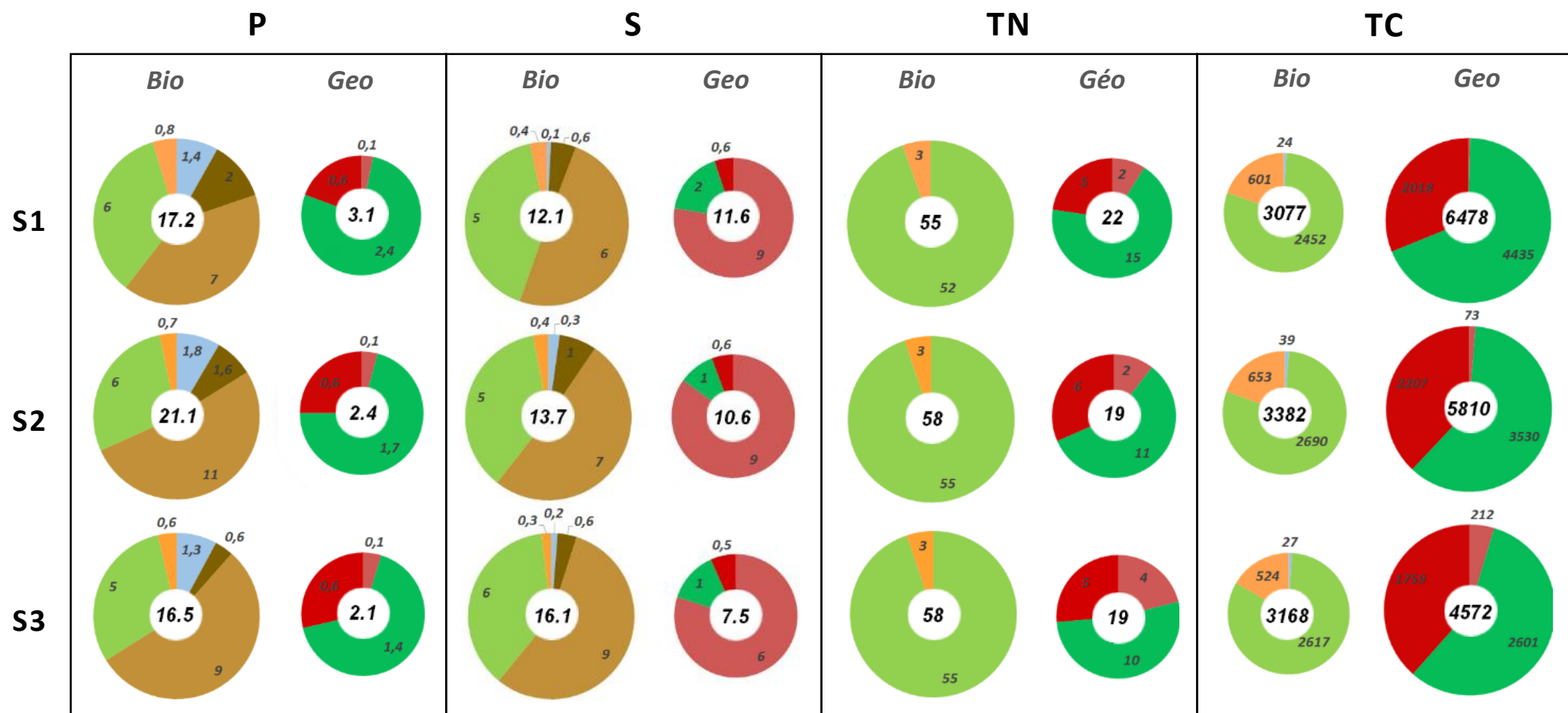


Figure 115 - Proportion relative des stocks - biomasse aérienne (tronc + feuilles), racines fines, grosses racines, humus, sol total (terre fine + cailloux), pool échangeable - de Ca, Mg, K, Na, Al et Mn dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).



Biological: Canopy exchange, Coarse roots immobilisation, Fine roots turnover, Total litterfall, residues
Geochemical: Drainage, Aboveground immobilisation, Exportation



Biological: Canopy exchange, Coarse roots immobilisation, Fine roots turnover, Total litterfall, residues
Geochemical: Drainage, Aboveground immobilisation, Exportation

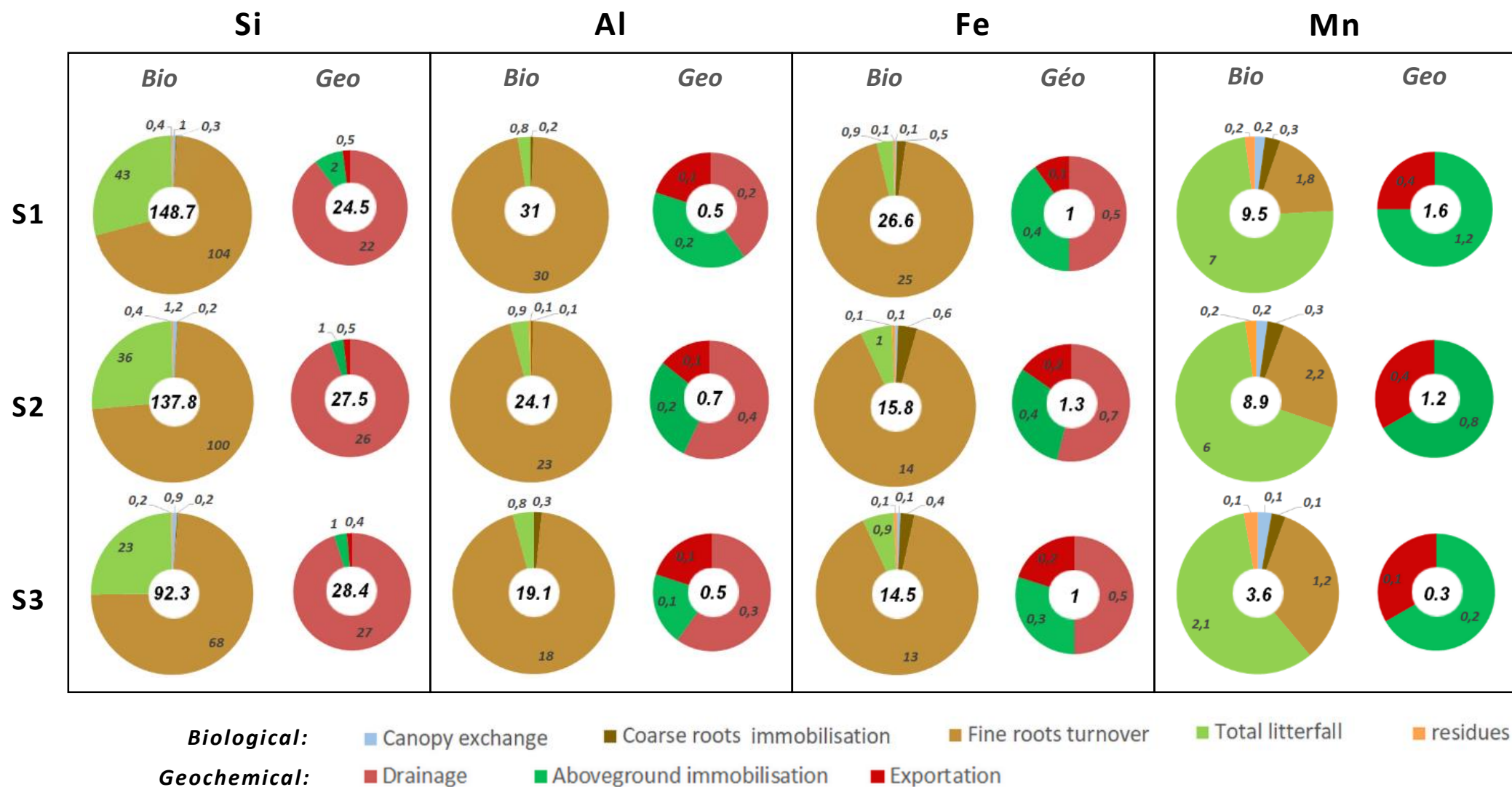
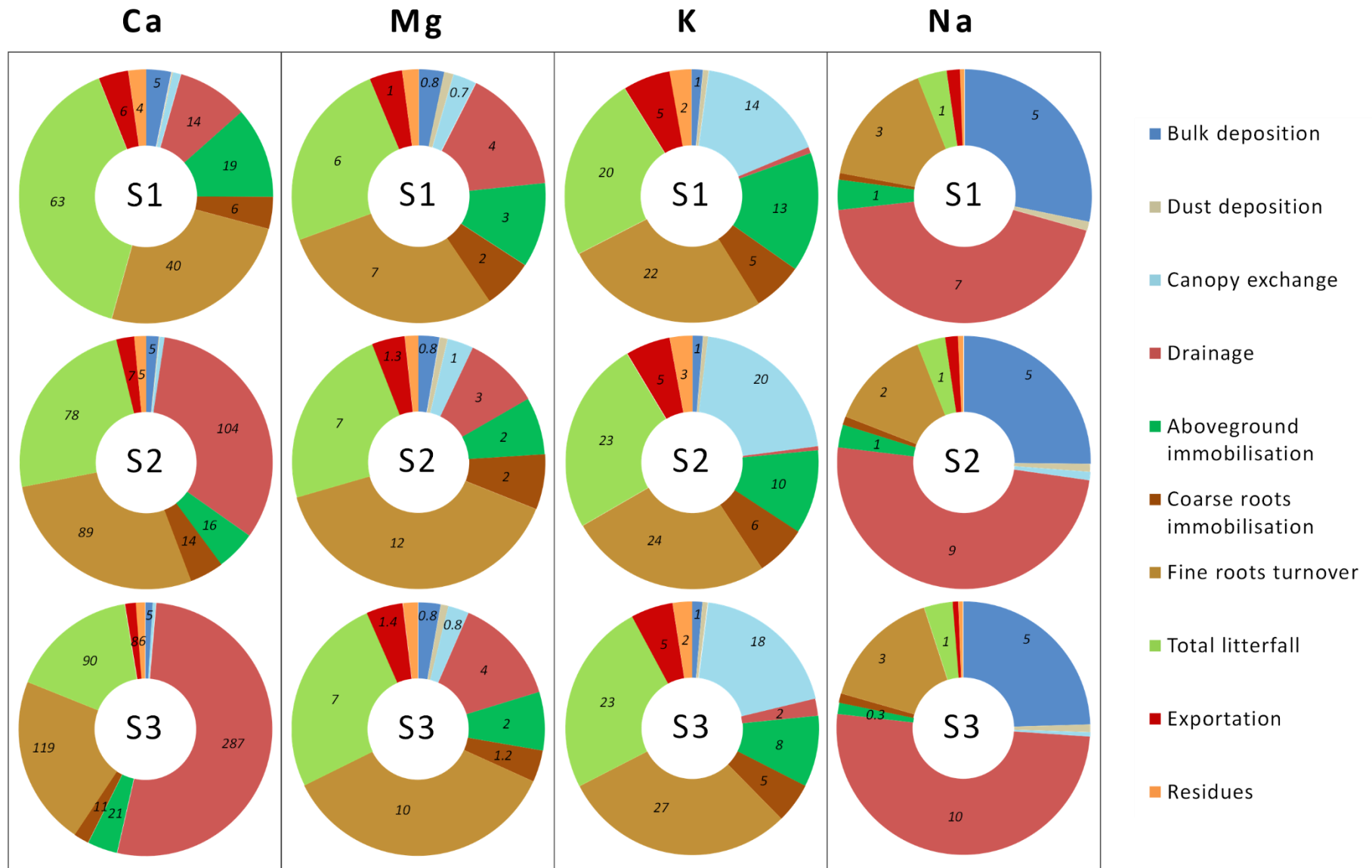
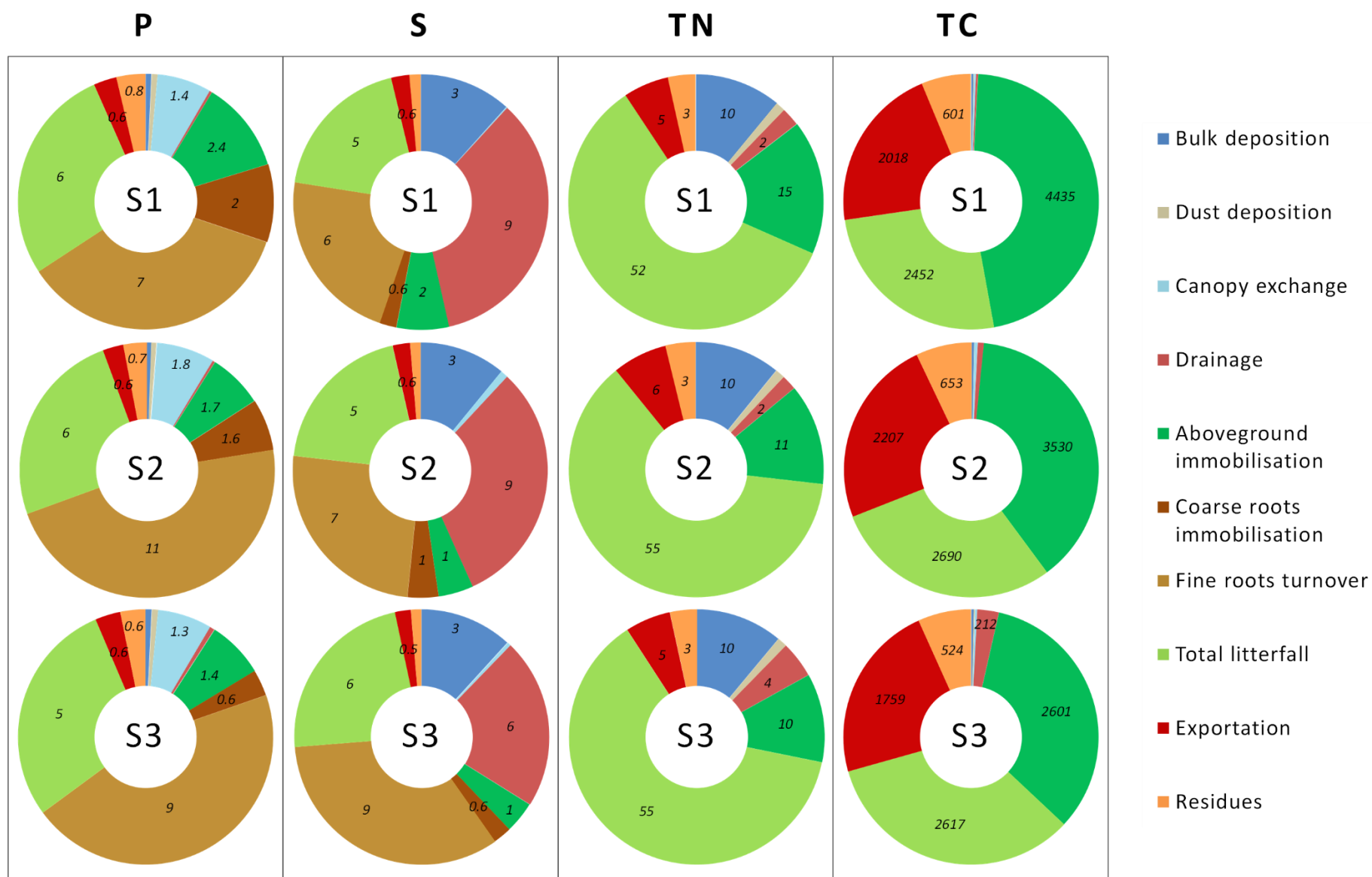


Figure 116 - Proportion relative des flux annuels de Ca, Mg, K, Na, P, S, TN, TC, Si, Al, Fe et Mn constitutifs du cycle biologique (Bio : échange de la canopée, immobilisation dans les grosses racines, turnover des racines fines, chute de litière, restitution des rémanents) et géochimique (Geo : drainage à la base du système sol, immobilisation dans la biomasse aérienne, exportation de biomasse) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Tous les flux sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.





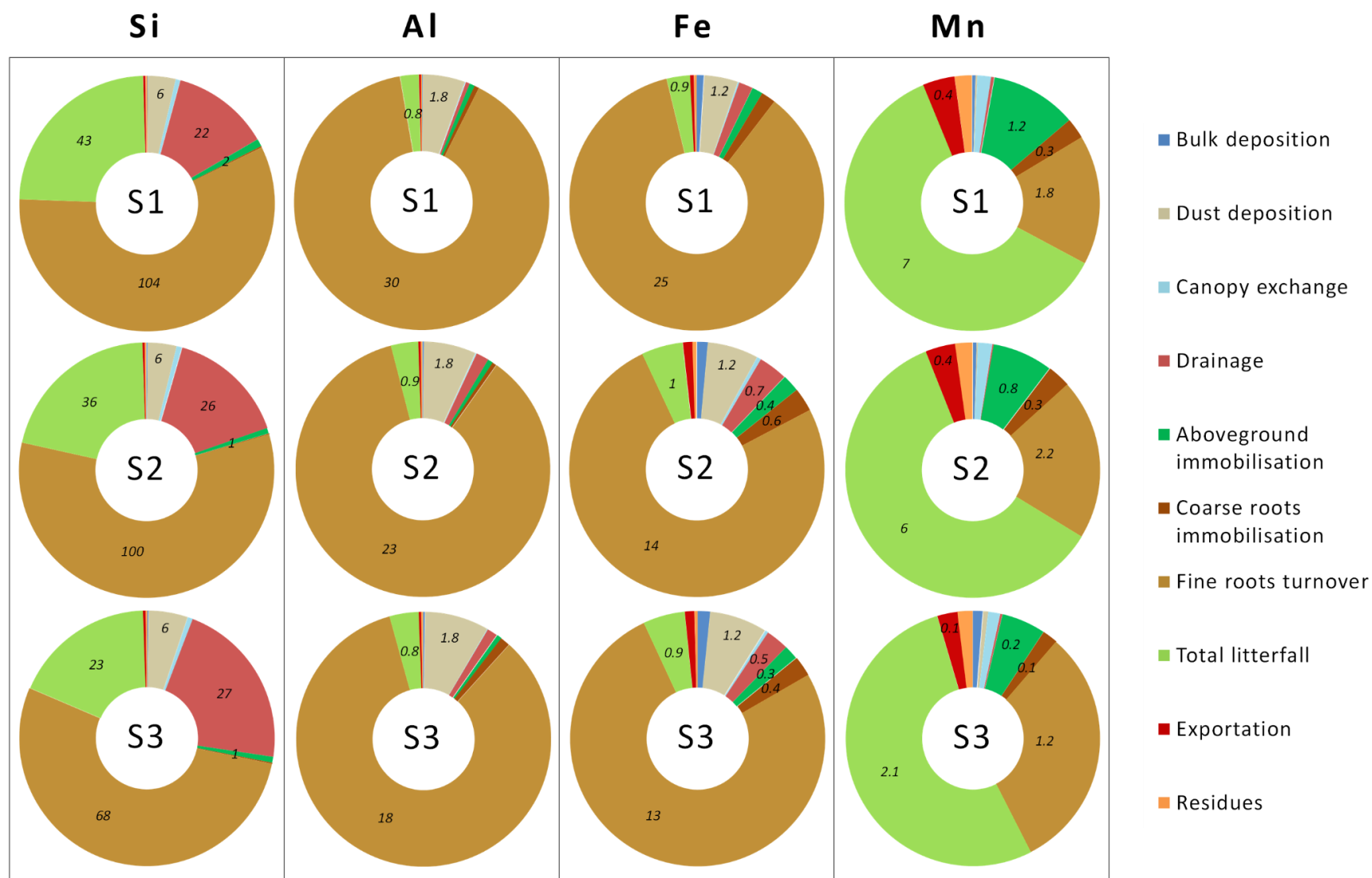


Figure 117 - Proportion relative des flux annuels (dépôt atmosphérique humide et particulaire, échange de la canopée, drainage à la base du système sol, immobilisation aérienne et dans les grosses racines, renouvellement des racines fines, chute de litière, exportation de biomasse, restitution des rémanents) de Ca, Mg, K, Na, P, S, TN, TC, Si, Al, Fe et Mn dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).

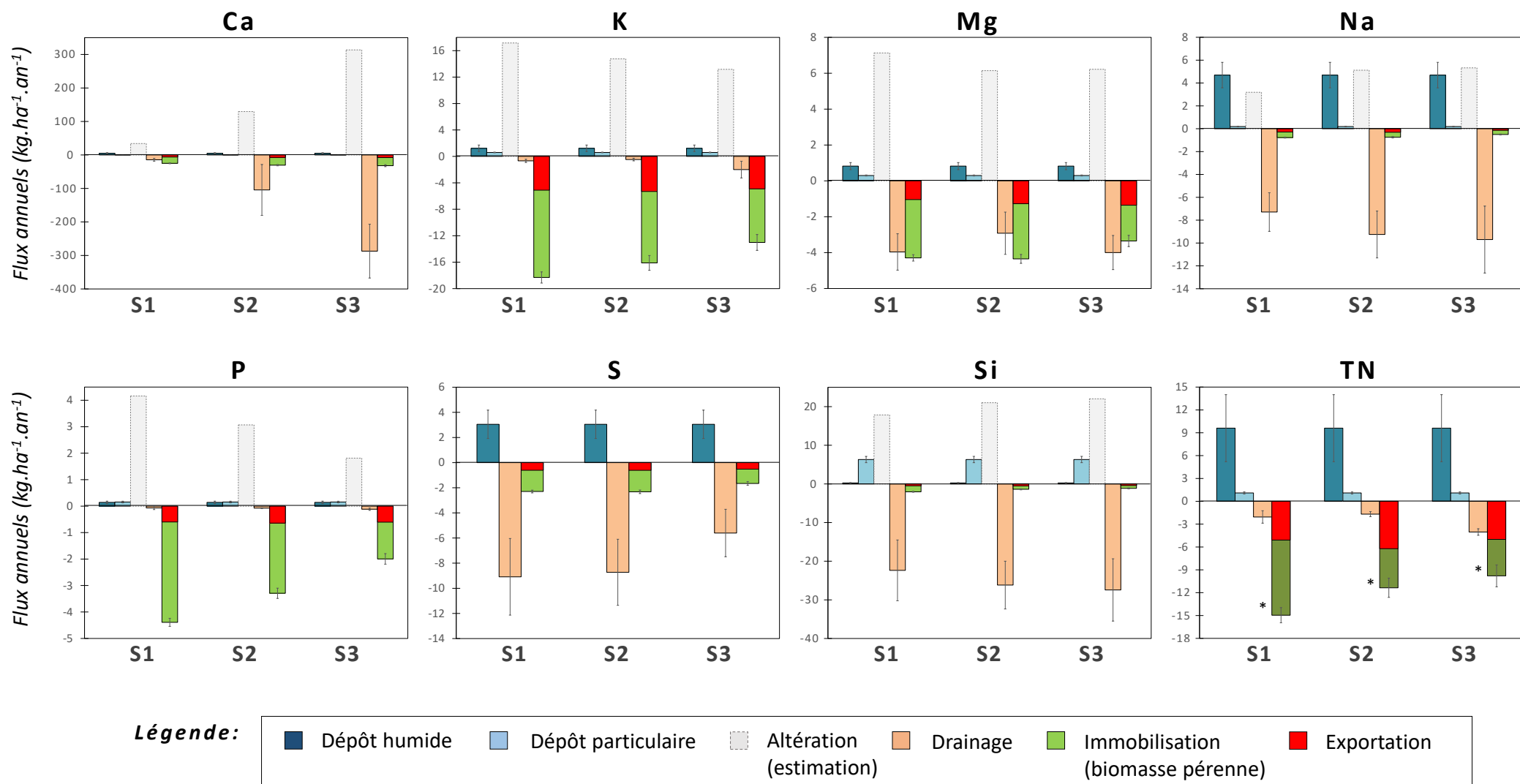


Figure 118 – Comparaison des flux d'entrée dans l'écosystème (dépôts atmosphériques en solution et particulaire, estimation de l'altération) et des flux sortants (drainage à la base du système sol, exportation de la biomasse) et immobilisants (immobilisation dans la biomasse pérenne ; tronc, branches et grosses racines) à l'échelle annelle dans les trois stations du site expérimental de Motiers. Les flux sont moyennés sur la période 2012-2015. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.

7.5. Synthèse finale des cycles biogéochimiques de Montiers

Les schémas de la Figure 119 présentent, pour chacun des éléments étudiés, la synthèse des résultats des flux et des stocks annuels moyens au sein des trois stations expérimentales :

- Les flux en solution des précipitations, de l'apport au sol et du drainage à la base du système sol.
- Les flux à l'état solide du dépôt atmosphérique particulaire, de la chute de litière aérienne, de l'exportation de biomasse et de la restitution des rémanents sur la parcelle après les éclaircies.
- Les stocks des éléments dans la biomasse aérienne (ainsi que l'immobilisation annuelle dans celle-ci), les racines fines, la couche d'humus, le sol total et le pool échangeable.

Tous les flux sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et tous les stocks sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Légende de la Figure 119 :

Stocks

- aB : Biomasse aérienne
- tR : Racines totales
(*racines fines + grosses racines*)
- H : Humus (stock)
- TS : Sol total (stock)
- EP : Pool échangeable

Flux

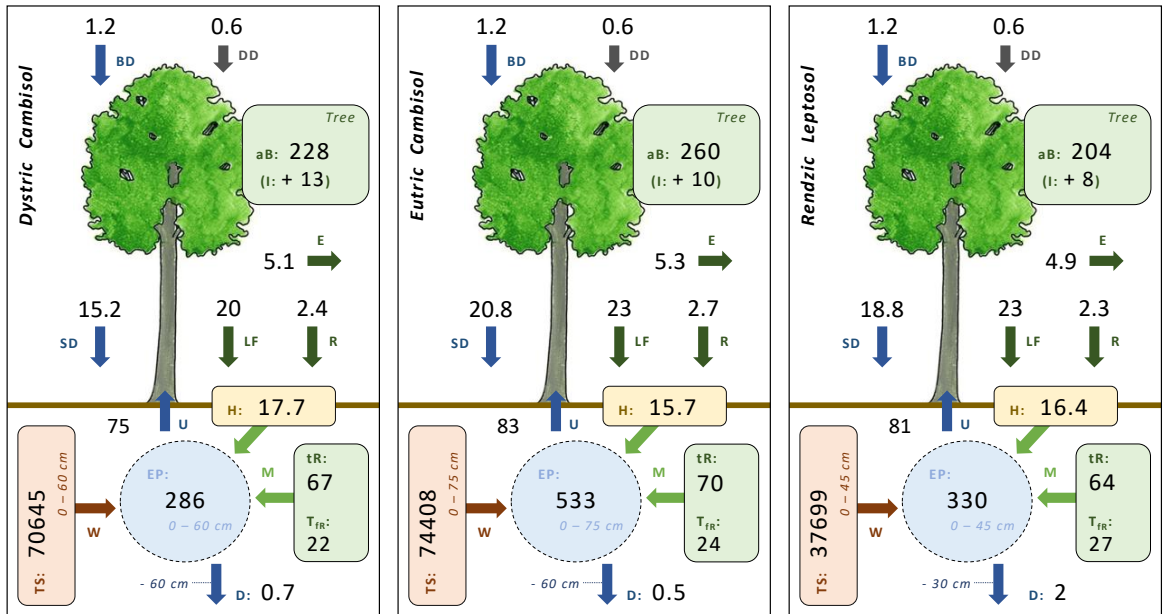
- BD : Apports atmosphériques en solution
- DD : Dépôt particulaire (dust deposition)
- SD : Apport au sol
- U : Prélèvement racinaire
- D : Drainage à la base du système sol

- I : Immobilisation aérienne
- T_{FR} : Turnover des racines fines
- E : Exportation de biomasse
- LF : Chute de litière
- R : Restitution des rémanents

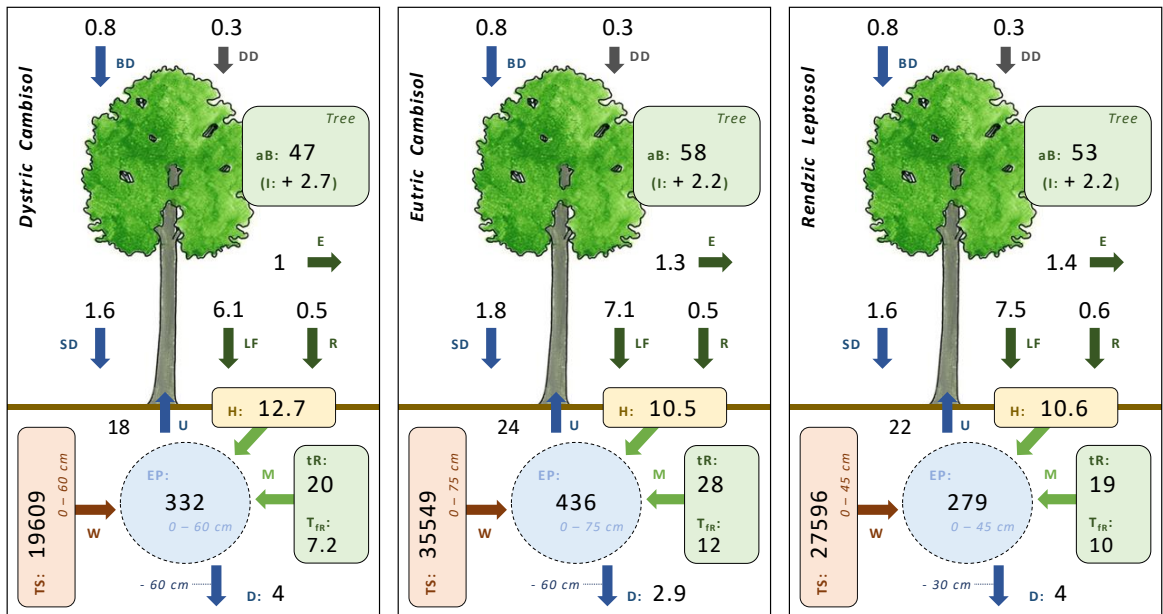
- M : Minéralisation
- W : Altération



K



Mg



Mn

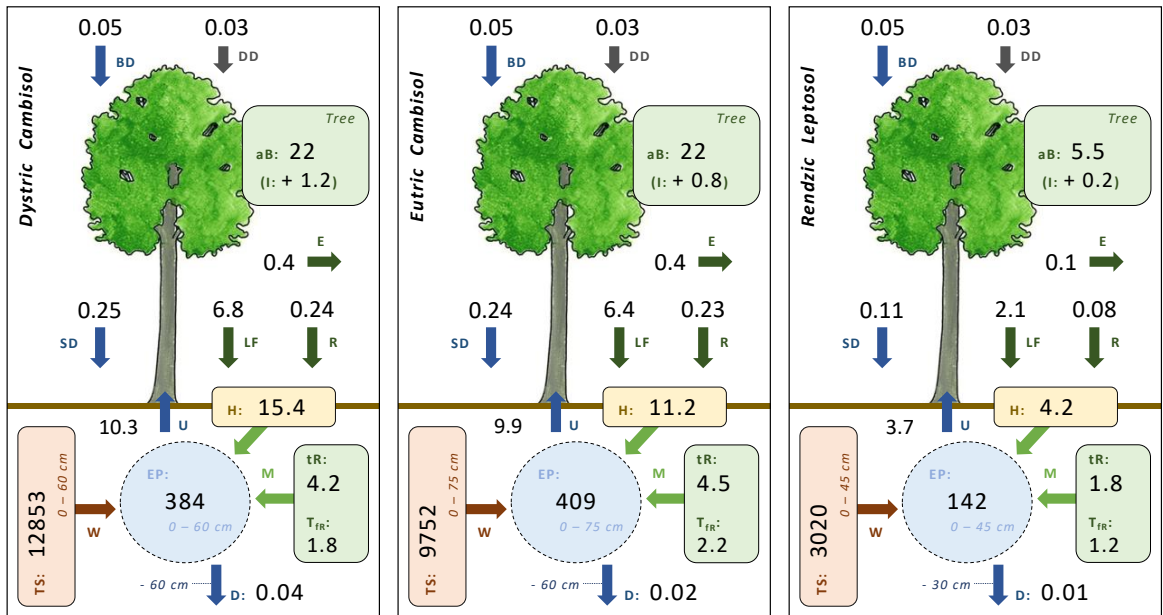






Figure 119 – Bilan des flux annuels et des stocks des éléments (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si, TN, TC) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alcrosisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Tous les flux sont représentés en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et tous les stocks sont exprimés en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Les flux annuels sont moyennés sur la période 2012-2015.

Discussion générale & Conclusion

8. Discussion générale: L'empreinte du type de sol sur les cycles biogéochimiques du site de Montiers

Le suivi in situ des trois placettes expérimentales (S1, S2, S3) du site de Montiers sur une période de quatre ans (2012-2015) nous a permis de dresser le bilan annuel des flux et des stocks de l'eau et des éléments à l'échelle de l'écosystème forestier sur trois sols différents mais communs en Europe (alocrisol/brunisol, calci-brunisol, rendisol), pour un même peuplement et à climat équivalent. Cette étude a permis la comparaison de flux et stocks qui sont rarement quantifiés ensemble et sur le long terme dans un même écosystème. Nous avons traité la question de l'eau et des éléments, de la croissance du peuplement, des relations entre les stocks (dans le sol et le peuplement) et les flux (hors sol et à différentes profondeurs de sol), ainsi que des composantes biologiques et géochimiques des cycles.

Tous les flux principaux des éléments entre les différents compartiments de l'écosystème ont été mesurés et pris en compte dans l'établissement des cycles complets, dont le renouvellement des racines fines et le dépôt atmosphérique particulaire qui sont rarement intégrés dans les bilans biogéochimiques présentés dans la littérature. La seule exception est le flux d'altération des minéraux du sol qui n'a pas été mesuré en flux net ; mais il a été estimé en flux relatif par l'étude de la chimie des sols totaux et des solutions du sol (indicatifs de l'altération maximale), ainsi que par la différence entre flux entrants et sortants du système.

8.1. Rappel des objectifs

L'objectif de cette thèse était de tester l'effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique d'une hêtraie (écosystème forestier typique d'Europe centrale et occidentale). La question posée était la suivante :

Qu'est-ce que les différences physico-chimiques entre les sols forestiers peuvent induire sur le bilan hydrique et les cycles élémentaires d'un écosystème forestier?

Ce questionnement général a été divisé en sous-questions spécifiques :

1) Questions liées aux propriétés physiques du sol :

- La profondeur du sol, laquelle est liée au type de sol, intervient-elle dans l'enracinement du peuplement et correspond-elle à la profondeur de l'écosystème ?
- Comment la réserve utile du sol, laquelle est liée au type de sol, impacte-t-elle le bilan hydrique de l'écosystème et le déficit hydrique subi par le peuplement ?
- Y a-t-il une relation entre ces propriétés et la productivité du peuplement ? Quelle est l'évolution de cette relation en cas de sécheresse ?
- La profondeur du prélèvement racinaire peut-elle être affectée par un déficit hydrique ?

2) Questions liées aux propriétés chimiques (minéralogiques) du sol :

- Quel est l'impact du type sol sur les pools d'éléments échangeables et la chimie de l'arbre ?
- Quel est le devenir des éléments prélevés par l'arbre (cycle biologique) ? Quel est le rôle relatif des litières souterraines dans le recyclage biologique ?
- Quel est l'impact du type de sol sur la chimie des solutions du sol le long du profil ?
- L'influence du type de sol s'étend-t-elle aux flux des éléments dans la partie hors sol de l'écosystème ?
- Quelle est l'influence du type de sol sur le bilan entrée-sorties à l'échelle de l'écosystème ?

8.2. Synthèse et discussion des principaux résultats de la thèse

Nous répondons dans cette partie aux questions posées ...

... en commençant par les différences physiques entre les trois sols,

... en se focalisant ensuite sur l'impact du type de sol sur le bilan hydrique de l'écosystème

... et en examinant finalement l'impact du type de sol sur les flux des éléments dans le sol et hors sol.

8.2.1. **Quelles sont les principales différences entre les caractéristiques physiques des sols étudiés, et en particulier la profondeur du système sol ?**

Certains types de sols développés sur roche dure sont connus pour avoir une faible épaisseur, tels que les rendisols et les rendosols, tandis que d'autres peuvent être particulièrement profonds, tels que les sols alluviaux. Dans la forêt domaniale de Montiers, sous un même climat, les propriétés physiques des sols évoluent fortement en relation avec les matériaux parentaux sous-jacents. Du sommet de la toposéquence sur les sédiments détritiques au bas de la pente sur la roche-mère calcaire, l'épaisseur du sol augmente, la fraction argileuse de la terre fine augmente et le taux d'éléments grossiers augmente. Une différence majeure entre les trois sols est la profondeur moyenne d'apparition de la roche-mère, critère supposé essentiel pour la détermination de la taille du réservoir en eau et en éléments pour le peuplement.

Concernant la zone de prélèvement du système racinaire, deux cas spécifiques sont rencontrés dans le site de Montiers, avec un sol épais dans lequel les racines n'atteignent pas la roche-mère consolidée (alocrisol ; S1) et des sols moins épais dans lesquels la colonisation des racines s'étend jusqu'à la roche-mère calcaire (calci-brunisol ; S2) et même à l'intérieur de celle-ci (rendisol ; S3). Dans S3, des racines fines sont observées directement dans le matériau parental calcaire, croissant dans les fissures et se frayant des passages à travers la roche en provoquant la dissolution du calcaire. Nous avons mis en évidence des différences considérables de profondeur d'enracinement maximale et de distribution de la biomasse racinaire entre les trois sols, lesquelles affectent certainement le fonctionnement de l'écosystème. En effet, la profondeur d'enracinement du peuplement impacte l'hydrologie, le fonctionnement biogéochimique et la productivité primaire des écosystèmes terrestres (Jackson et al., 1999). En quasi-absence d'éléments grossiers dans la zone d'enracinement, le système racinaire se révèle être superficiel dans S1, avec 90% des racines dans les premiers 30 cm de sol. En comparaison, Schwärzel et al. (2009) avait observé dans une hêtraie allemande que 90% racines fines se situaient dans la couche de sol entre 0 et -40 cm, sur une

profondeur d'enracinement maximale de 80 cm. Dans S2 et, surtout, dans S3 le système racinaire est distribué de manière plus uniforme le long du profil malgré le taux élevé d'éléments grossiers dans la zone de prélèvement.

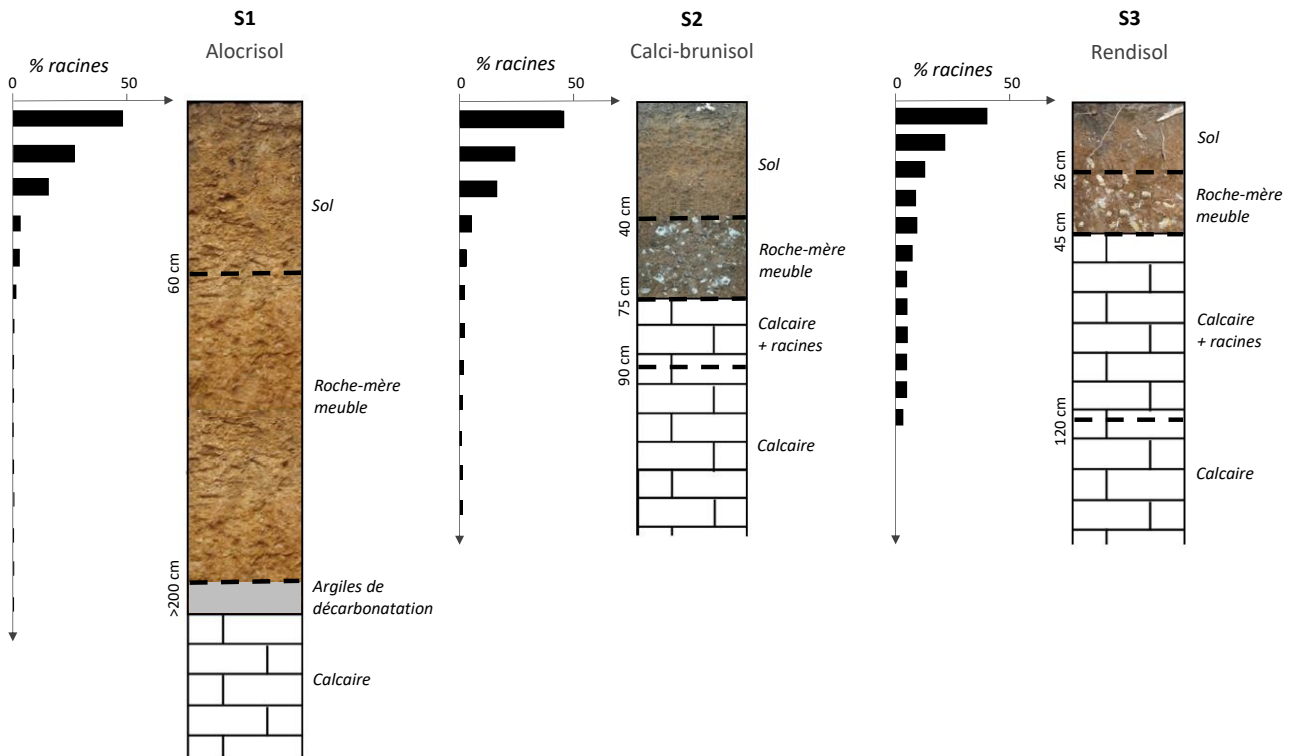


Figure 120 – Schémas simplifiés des profils de sol et de la colonisation racinaire (taux de racines fines en fonction de la profondeur ; exprimé en %) dans les trois stations de Montiers.

Ces profils d'enracinement différents et dépendants du type de sol témoignent de la plasticité et de la capacité d'adaptation du hêtre. Des taux d'éléments grossiers élevés dans les horizons de surface semblent forcer les racines à croître plus en profondeur. De plus, la biomasse de racines fines est la plus élevée dans S3 et la plus faible dans S1, ce qui peut s'expliquer par la différence de saturation du sol en cations basiques. Une autre explication pour la biomasse racinaire plus élevée et la colonisation racinaire plus profonde dans S3 pourrait être l'allocation de biomasse de l'arbre vers les parties souterraines du peuplement dans le but de favoriser la prospection dans le sol et le prélèvement d'eau en réponse à une réserve utile peu élevée. Même si la biomasse racinaire décroît généralement avec la profondeur (Gale and Grigal, 1987), il a été montré que les plantes sont capables d'une grande flexibilité dans l'allocation des racines et l'adaptation du prélèvement racinaire en fonction des couches de sol qui présentent une disponibilité élevée en ressources (Jackson et al., 1990 ; Robinson, 1996 ; Fransen et al., 1998 ; Turpault et al., 2009). Comme l'ont montré Knutzen et al. (2015), la morphologie de la plante (et en particulier la croissance des racines) peut répondre à une réduction des réserves en eau par une plasticité phénotypique plus élevée. Goisser et al. (2013) ont également mis en évidence une augmentation du rapport partie racinaire / partie aérienne et de la profondeur d'enracinement avec une diminution de la disponibilité en eau dans un peuplement de hêtre. La capacité de certaines plantes à étendre le système racinaire jusqu'à l'intérieur de la roche-mère sous-jacente, tel qu'observé dans S3, a déjà été décrit dans la littérature (Lewis and Burgoyne, 1964 ; Zwieniecki and Newton,

1995 ; Jackson et al., 1999 ; Estrada-Medina et al., 2012). Nous devons considérer la possibilité que la profondeur maximale de colonisation racinaire dans S3 soit supérieure à 120 cm (profondeur considérée dans cette étude), augmentant ainsi sensiblement la réserve utile considérée. Canadell et al. (1996) ont donné une valeur moyenne de profondeur d'enracinement maximale de ~ 2.9 m pour les forêts décidues tempérées.

Cette adaptation du peuplement via la colonisation de la roche-mère par les racines fines n'était pas prévue dans les hypothèses émises en amont de l'étude et affecte la façon d'aborder l'estimation de la réserve en eau du sol (Figure 120).

8.2.2. Quel est l'impact du type de sol sur le bilan hydrique ?

Impact du type de sol sur les principaux flux du bilan hydrique

En accord avec les indices de surface foliaire mesurés (*leaf area index* ; LAI) relativement constants sur l'ensemble du site étudié, l'apport d'eau au sol et l'interception de la canopée sont très similaires entre les trois stations. Cela signifie que les trois sols sont alimentés avec la même quantité d'eau à l'échelle annuelle. Par contre les flux hydriques dans les trois stations diffèrent au niveau de la transpiration de la canopée (selon $S1 > S2 > S3$) et au niveau du drainage à la base de la zone de prélèvement ($S1 < S2 < S3$). Ces différences traduisent une capacité de rétention en eau disponible pour le peuplement dépendante du type de sol.

Impact du type de sol sur la réserve utile

Les différences marquées entre les caractéristiques physiques des sols discutées dans la partie 8.2.1 mènent à des réserves utiles très contrastées à Montiers en fonction du type de sol. Granier et al. (2000) et Schwärzel et al. (2009) ont démontré que la variabilité spatiale de l'humidité du sol sous le hêtre est principalement due à des différences de propriétés édaphiques et de colonisation racinaire. Dans le site de Montiers, la texture et la densité du sol n'ont que peu contribué aux différences entre les réserves utiles des trois sols. Le volume de sol occupé par de la terre fine, dépendant de la profondeur moyenne d'apparition de la roche-mère et de la quantité d'éléments grossiers le long du profil, était le premier facteur de détermination de la taille du réservoir d'eau disponible. Ainsi l'alocrisol (S1) a une réserve utile supérieure à 200 mm (sur une épaisseur de sol de 170 cm) ; en comparaison, le calci-brunisol (S2) a une réserve utile de 84 mm (sur 140 cm) et le rendisol (S3), peu épais, a une réserve utile de seulement 56 mm (sur 120 cm, en tenant compte de l'eau contenue dans la partie de la roche-mère colonisée par les racines). Ces résultats montrent que des variations importantes du réservoir en eau disponible dans le sol existent à l'échelle d'un petit bassin versant.

Dans une synthèse réalisée par Piedallu et al. (2011), représentant plus de 100'000 parcelles forestières répertoriées dans l'inventaire forestier français, les réserves utiles sur une épaisseur de sol de 1 m varient entre 0 et 148 mm, avec une moyenne de 78 mm et d'importantes variations à l'échelle locale. Dans une autre synthèse proposée par Sampson et Allen (1999), basée sur un inventaire de sols forestiers aux Etats-Unis, les valeurs médianes des réserves utiles sont comprises entre 100 et 250 mm sur une

épaisseur de sol de 1.25 m. Cependant, contrairement à notre étude, ces synthèses ne donnent pas les réserves utiles mesurées selon la profondeur du système racinaire et n'informent donc pas sur la quantité totale d'eau disponible pour les peuplements.

Impact du type de sol sur le déficit hydrique

Le déficit hydrique (*soil water deficit* ; SWD) correspond au dépassement d'un seuil critique de remplissage de la réserve utile, défini par référence aux conséquences physiologiques du manque d'eau sur le peuplement (Granier et al., 1999). Dans les trois stations du site de Montiers, la durée du déficit hydrique annuel est fortement corrélée à la taille de la réserve utile du sol. Dans certaines forêts la transpiration du couvert végétal décroît en période de disponibilité limitée en eau, par le biais d'une réduction de la conductance stomatique au niveau des feuilles de l'arbre (Oren et al., 1998; Bréda et al., 2006; Köcher et al., 2009). Nos résultats ont montré que, lorsque les précipitations annuelles étaient supérieures à 1000 mm (période 2012-2014), la transpiration du peuplement variait peu d'une année à l'autre sur les trois sols. Par contre, lors de l'année sèche 2015 (précipitation annuelle inférieure à 900 mm), nous avons mis en évidence des durées de SWD particulièrement élevées accompagnées d'une réduction de la transpiration du peuplement sur les trois sols. Cette réduction de la transpiration résulte d'un processus de régulation négative qui se manifeste lorsque le prélèvement de l'eau disponible restante nécessite des potentiels de succion particulièrement élevés (Bréda et al., 1995).

8.2.3. Quel est le rôle de la taille du système sol (et en particulier de la réserve utile) dans la productivité du peuplement ?

Malgré les différences marquées entre les réserves utiles des trois sols, la productivité du peuplement est dans la classe de rendement la plus élevée pour les hêtres dans le nord-est de la France (Decourt, 1973 ; Seynave et al., 2008) et les indices de surface foliaire (LAI) sont similaires dans les trois stations. Au regard du système racinaire superficiel observé dans S1 (alocrisol), les arbres ont certainement trouvé les quantités d'eau et de nutriments suffisantes pour leur développement dans les couches de sol superficielles. Le peuplement de S3 (sur le rendisol) est également productif malgré une réserve utile faible et une contribution quantitative mineure des racines profondes au prélèvement annuel. Ceci montre que, sur un sol peu épais, des événements pluvieux suffisants durant la période de végétation sont efficaces pour assurer un remplissage de la réserve utile suffisant pour le peuplement. Selon Sampson et Allen (1999), les conditions climatiques déterminent l'importance relative de l'eau et de la nutrition sur la croissance du peuplement.

Sur la période 2012-2014, durant laquelle la pluviométrie annuelle était supérieure à 1000 mm, nos résultats montrent un niveau moyen de production de biomasse aérienne (BP_A) relativement constant et dépendant du type de sol (suivant $S1 > S2 > S3$), ainsi qu'une corrélation très étroite entre BP_A et la réserve utile du sol. D'autres auteurs ont également montré qu'une faible disponibilité en eau peut mener à une production primaire plus faible du peuplement, par l'expérimentation (Mun, 1988; Goisser et al., 2013; Knutzen et al., 2015), la modélisation (Sampson and Allen, 1999; Huang et al., 2013) et l'analyse de bases de données (Sala et al., 1988). Ces résultats confirment l'importance de la disponibilité en eau comme facteur contrôlant la production du peuplement. Bréda et al. (2006) affirment que les variations de la disponibilité

en eau peuvent expliquer jusqu'à 80% de la variabilité inter-annuelle de la croissance de biomasse dans les peuplements en milieu tempéré. La réserve utile du sol a expliqué 10 % de la variation de l'indice de croissance du hêtre dans une méta-analyse de 866 parcelles en France (Piedallu et al., 2011). Notre étude a mis en évidence un contrôle étroit de la réserve utile sur la productivité du hêtre à une échelle très locale et dans un même peuplement, dans un contexte de conditions édaphiques relativement favorables.

Durant l'année particulièrement sèche de 2015, la production de biomasse aérienne a baissé dans les trois stations d'environ 29 % (en comparaison à la période 2012-2014). Granier et al. (2007) ont montré que la baisse de croissance du hêtre est directement reliée à l'intensité du déficit hydrique dans le sol (*soil water deficit* ; SWD). Malgré un déficit hydrique plus élevé dans S2 et S3, la réduction de BP_A en 2015 est similaire dans les trois stations. Ainsi la situation de manque d'eau prolongée en 2015 semble impacter le peuplement avec la même intensité sur les trois sols (Figure 121). Cependant cette étude ne concerne qu'une seule année sèche et nos conclusions ne doivent pas être généralisées à des périodes de sécheresse plus longues. Il a notamment été montré dans la littérature que les effets négatifs d'une sécheresse sur un peuplement peuvent être retardés dans le temps (Granier et al., 1999 ; Lebourgeois et al., 2005 ; Power, 1994).

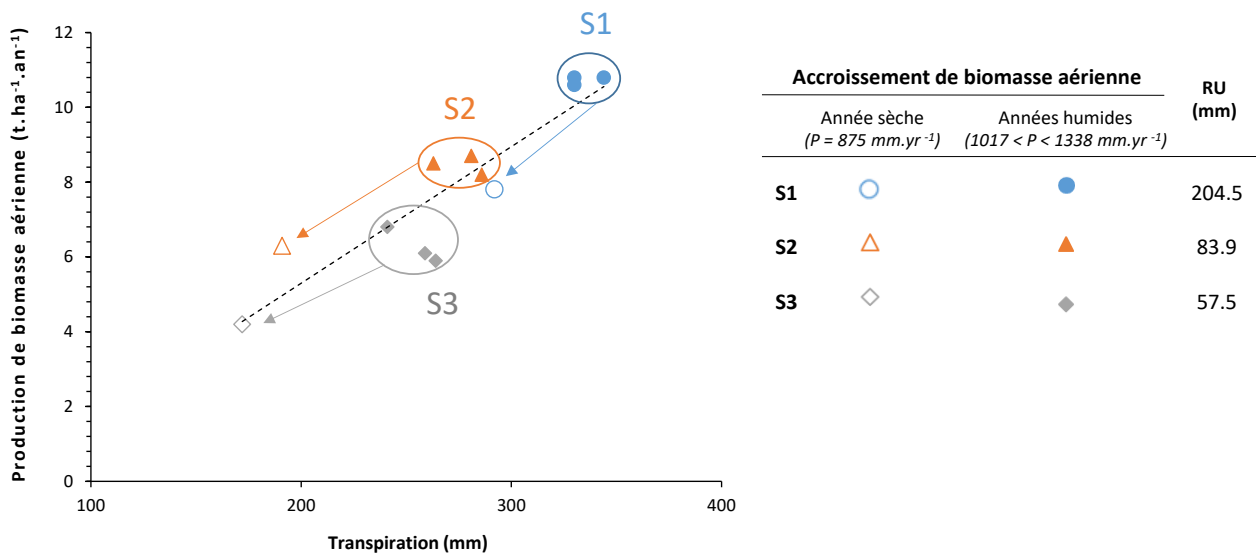


Figure 121 – Relation entre la production annuelle de biomasse aérienne et la transpiration annuelle du peuplement dans les trois stations de Montiers et pour chaque année de l'étude (2012 – 2015).

Sous un même climat et pour un même peuplement, la transpiration du couvert végétal est corrélée avec BP_A (les trois stations confondues) et semble ainsi être le premier facteur de contrôle de la production de biomasse aérienne (Figure 122). A partir de cette observation, nous pouvons supposer que la productivité dans le site de Montiers est directement liée au *mass flow* (flux de masse) qui correspond au transport des solutions de sol (eau et nutriments) le long du gradient de potentiel hydrique entraîné par la transpiration. Cette corrélation entre BP_A et T est surprenant étant donné les différences majeures entre les propriétés chimiques des sols ; elle remet en question la contribution de facteurs de contrôle de la productivité secondaires, tels que la disponibilité des nutriments dans le sol. Dans des peuplements de sapin de Douglas et d'aulne rouge, Moore et al. (2011) ont mis en évidence que la variabilité de BP_A et de T étaient surtout déterminés par les conditions du site, et non par la transpiration du peuplement. Ceci n'est pas le cas dans le site de Montiers, contrairement à ce que nous avons émis dans l'hypothèse initiale. Deux explications sont possibles :

- Soit le *mass flow* est le seul facteur de contrôle significatif dans le site de Montiers, ce qui implique qu'aucun nutriment n'est limitant dans les trois sols étudiés ;
- Soit des adaptations du peuplement aux conditions chimiques du sol, via la plasticité physiologique, les associations mycorhiziennes et/ou l'interception de nutriments par les racines (croissance racinaire active en fonction des sources de nutriments), ont permis de compenser les éventuels déficits de nutriments dans les sol et de réduire ainsi l'impact du niveau de fertilité du sol.

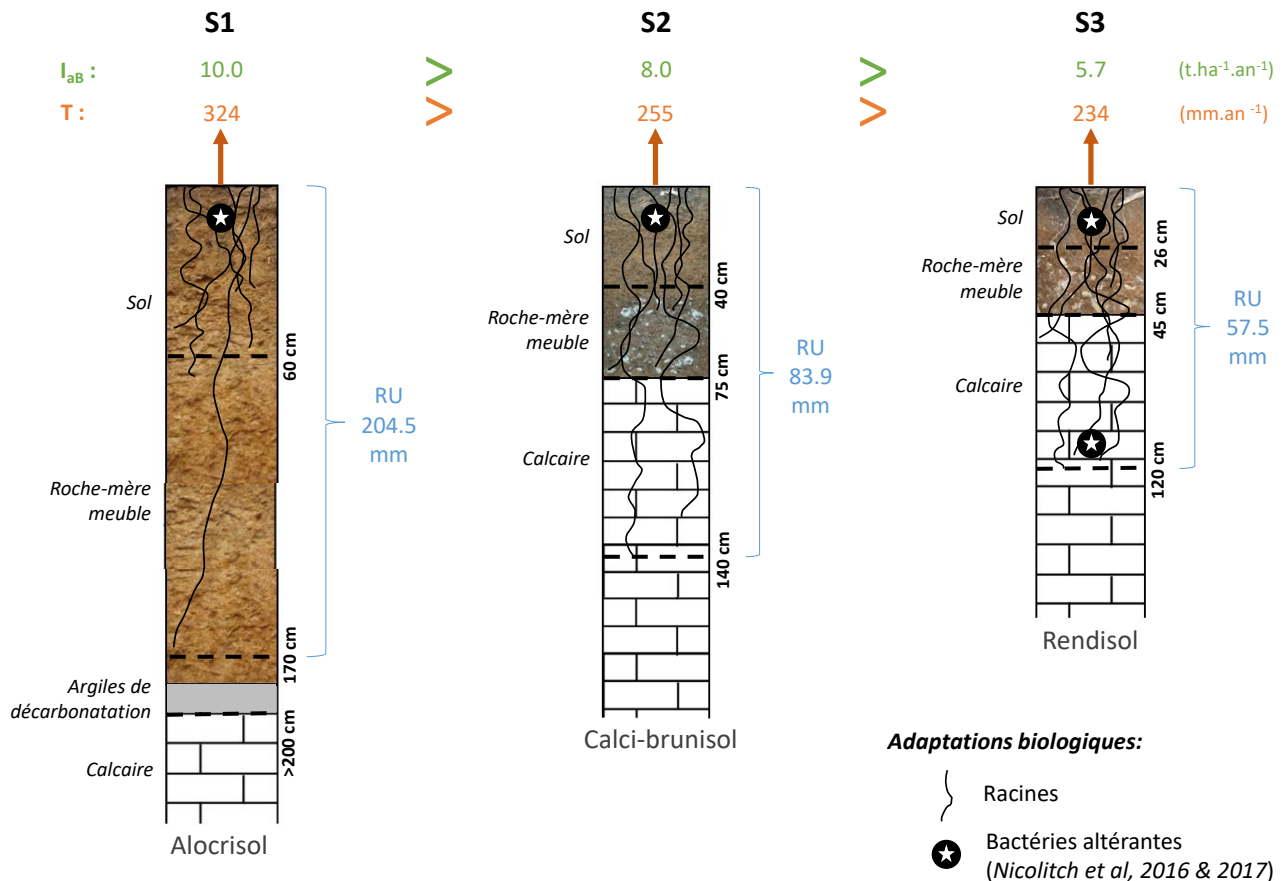


Figure 122 – Relation entre les adaptations du peuplement au sol, la taille de la réserve utile, la transpiration annuelle moyenne du couvert végétal (T) et l'accroissement annuel moyen de la biomasse aérienne (I_{AB}) dans les trois stations de Montiers.

8.2.4. Comment le prélèvement racinaire diffère-t-il en fonction du type de sol (notamment en période de sécheresse) ?

Lorsque les sols sont proches de la capacité au champ (réserve maximale en eau disponible), le prélèvement racinaire a lieu dans la couche située entre 0 et -30 cm dans les trois sols étudiés. Durant la période de végétation, le prélèvement a suivi deux tendances différentes en fonction du type de sol et de la distribution des racines fines (Figure 123):

- Dans S1 et S2, nous avons modélisé un décalage du prélèvement vers les horizons profonds au fur et à mesure que la réserve utile se vidait ; durant les périodes de déficit hydrique, l'arbre prélevait

majoritairement dans la couche entre -90 et -170 cm (S1) et dans la couche entre -30 et -60 cm (S2). Les couches de sol situées en dessous de -60 cm dans S2 n'ont que peu contribué au prélèvement en raison des taux élevés d'éléments grossiers et du volume occupé par la roche-mère. Schwärzel et al. (2009) et Granier et al. (2000) ont également démontré la contribution significative des horizons de sol profonds à l'évapotranspiration de la hêtraie lorsque les sols se dessèchent.

- Dans S3, les arbres prélèvent dans l'horizon de surface (entre 0 et -30 cm) sur toute la période étudiée, y compris durant les épisodes de sécheresse, ce qui souligne l'importance des épisodes pluvieux occasionnels durant ces périodes de ressources en eau limitées dans les sols peu épais.

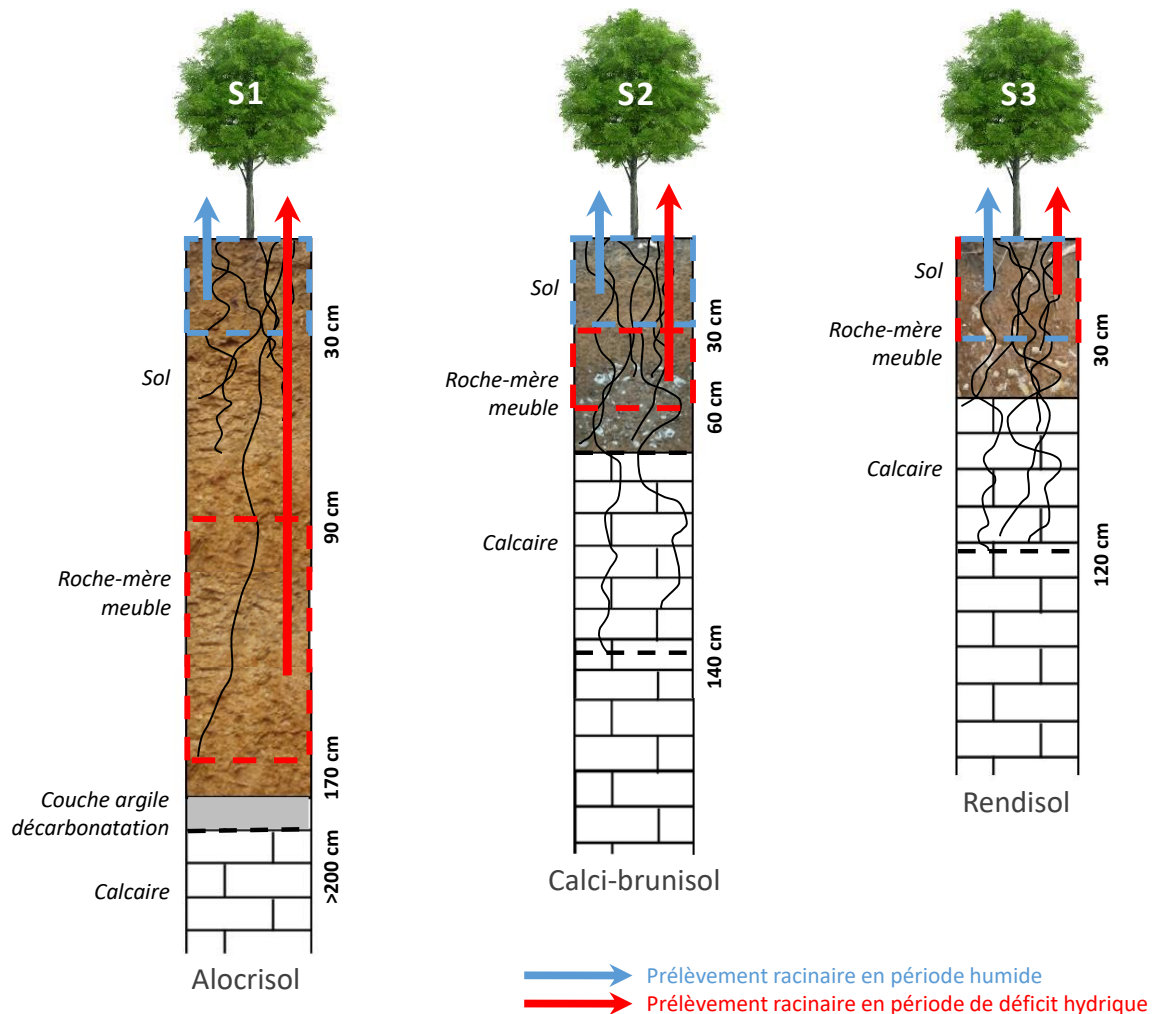


Figure 123 – Couches de sol où le prélèvement racinaire a majoritairement lieu, en période humide (cadres pointillés bleus) et en période de déficit hydrique (cadres pointillés rouges), dans les trois sols du site de Montiers.

Selon Bréda et al. (1995 et 2006), les racines profondes (au-delà de 1 m de profondeur) contribuent à 90 % de l'alimentation en eau du peuplement durant les épisodes de sécheresse extrême. Cependant nos résultats montrent que la tendance du prélèvement racinaire en période de sécheresse dépend fortement du type de sol. Les racines profondes dans S3 ont très probablement une importance pour le prélèvement des nutriments (la matière organique dans les fissures de la roche est une source additionnelle de nutriments pour les arbres), mais n'ont qu'une faible importance pour le prélèvement quantitatif de l'eau dans le profil

de sol. Göransson et al. (2008) ont montré que les racines fines ont des propriétés physiologiques différentes en fonction de leur localisation dans le profil de sol, permettant de contrôler le prélèvement des nutriments dans le sol. Les communautés mycorhiziennes évoluent également avec la profondeur dans le sol (Rosling et al., 2003), ce qui influence la capacité de prélèvement des nutriments le long du profil. Le prélèvement dépend aussi des communautés bactériennes présentes dans la rhizosphère, lesquelles évoluent avec le type de sol. La variabilité de la structure des communautés bactériennes en fonction des conditions édaphiques a été mise en évidence dans le site de Montiers (Jeanbille et al., 2016), notamment pour les communautés bactériennes qui favorisent la mobilisation des nutriments par l'altération des minéraux du sol (Nicolitch et al., 2016).

8.2.5. Quel est l'impact du type de sol sur les solutions du sol le long du profil ?

Le suivi en continu des solutions liées (TL) et libres (ZTL) du sol sur la période 2012-2015 dans les trois stations de Montiers a permis de dresser les bilans entrée-sortie annuels des éléments (*bilans de masse*) à l'échelle de la couche de sol le long des profils des trois sols étudiés. Les compositions chimiques des solutions du sol et les flux de drainage qui en résultent à différentes profondeurs de sol sont fortement marquées par le type de sol.

La couche d'humus représente une succession de matériaux végétaux à différents stades de décomposition (Kögel-Knabner, 1988). Dans notre étude, le bilan de masse annuel au niveau de cette couche est strictement positif pour la grande majorité des éléments (DOC, K, Mg, S, Ca, P, Fe, Al et Si) dans les trois sols, soulignant l'effet « source » de la couche d'humus sur les flux des cations. Une augmentation des flux élémentaires dans la solution drainant la couche organique superficielle a également été montrée par Heinrichs et Mayer (1977). L'humus est de type mull se dégradant rapidement dans les trois sols ; on affirme que le bilan de masse positif dans cette couche est le résultat de la décomposition et de la minéralisation de la matière organique. Ceci est confirmé par les corrélations entre les bilans de masse de DOC, Si, Ca, Mg et S. Les facteurs biotiques et abiotiques (climat régional, qualité de la litière, activité biologique) contrôlant la décomposition de la couche d'humus ont été largement présentés dans la littérature (Ferreira et al., 2016 ; Prescott, 2010). Les conditions climatiques et la chimie de la litière sont considérés comme étant les premiers facteurs de contrôle de la décomposition de la matière organique dans les écosystèmes tempérés (Berg, 2014 ; Ge et al., 2013). Notre comparaison inter-stations ne montre pas de différence significative entre la production annuelle d'éléments dans les couches d'humus des trois sols.

Les corrélations entre les bilans de masse de DOC, Ca et Mg, mesurées dans la couche organique, existent toujours dans la couche de sol entre 0 et -10 cm dans S2 et surtout S1. Ceci pourrait indiquer que la signature de la décomposition organique en tant que source d'éléments s'étend sous la couche d'humus selon $S1 > S2 > S3$; la décomposition pourrait être plus efficace et rapide dans S3 par rapport à S1.

Pour la majorité des éléments étudiés, le flux de drainage à la base de la couche d'humus est supérieur au flux de drainage à -10 cm, ce qui témoigne d'un effet « puits » général sur les flux des éléments au niveau de la couche de sol située entre 0 et -10 cm. Cette réduction des flux est particulièrement importante pour Ca, K, Mg, P, IC, DOC et NO_3 . Le bilan de masse négatif est probablement dû au prélèvement racinaire dans les solutions du sol et au dégagement de CO_2 pour le carbone. En effet, dans les trois sols de Montiers, le taux de colonisation racinaire est le plus élevé dans les 10 premiers cm de sol. En conséquence,

nos résultats montrent que la solution drainée à -10 cm est fortement déminéralisée par rapport aux flux initial. Ce prélèvement intense par les racines dans l'horizon de surface rappelle l'absorption élevée des éléments par un 'tapis racinaire' situé sous la couche d'humus décrit par Laclau et al. (2004).

L'influence de la roche-mère calcaire est très présente dans la couche de sol entre -10 et -30 cm dans S3 (rendisol formé directement sur le calcaire) et, dans une moindre mesure, entre -30 et -60 cm dans S2. Cette influence se manifeste par la corrélation positive des bilans de masse de IC, Ca, Mg et Na. La production intense de ces éléments, particulièrement élevée pour Ca et IC, correspond à la libération d'éléments via la dissolution des minéraux du calcaire.

Nous avons observé une production de S significative dans la couche de sol entre -30 cm et -90 cm dans S1 et S2. Cette production pourrait être liée au déclin des dépôts atmosphériques acides en Europe (Berger et al., 2016), et particulièrement en France (Ulrich et al., 1998). En effet, les sulfates furent abondamment adsorbés dans les sols durant la période de pollution atmosphérique élevée en oxydes de soufre (pic dans les années 1980) et pourraient être encore actuellement en cours de désorption, en relation avec la diminution du pH du sol et des teneurs en SO_4 dans la solution du sol. Une dynamique de désorption de S a déjà été mise en évidence dans un sol acide (van der Heijden et al., 2013). Les sols de Montiers ne sont pas très acides mais ils sont riches en oxydes de fer, lesquels sont reconnus comme étant des sites privilégiés d'adsorption de SO_4 (Parfitt and Smart, 1978). Les corrélations entre les bilans de masse de S, Ca et Mg entre -30 et -90 cm indiquent une désorption simultanée des sulfates et des cations basiques telle que décrite par Mitchell et Fuller (1988). Ces observations pourraient signifier que les sols de S1 et S2 ne se sont pas encore entièrement rétablis des effets de l'acidification passée.

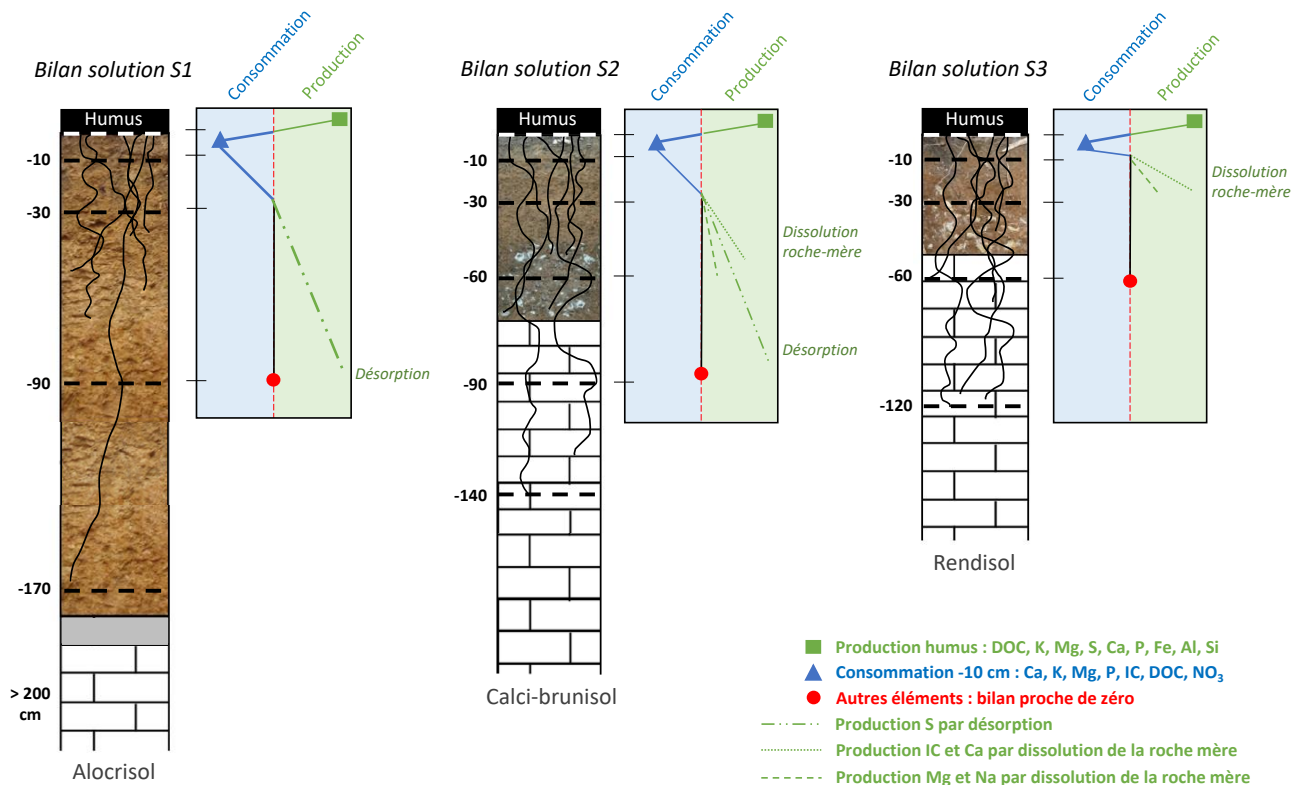


Figure 124 – Présentation des couches de sol qui sont les sources principales de production et de consommation des éléments, déterminées via les bilans de la solution du sol (modèle mixte eau liée – eau libre) établis le long du profil de sol dans les trois stations de Montiers.

8.2.6. L'influence du type de sol s'étend-t-il aux flux des éléments dans l'écosystème hors sol ?

Il a été montré que les concentrations en nutriments dans les feuilles de hêtre adulte dépendent de facteurs liés au sol et au site (Bauer et al., 1997 ; Khanna et al., 2009). Dans notre étude, les différences des teneurs en éléments disponibles entre les trois sols sont reflétées dans la composition foliaire pour Mn ($S1 \geq S2 > S3$) et, dans une moindre mesure, pour Ca ($S1 \leq S2 < S3$), mais pas pour les autres éléments. Alors que la saturation en bases du complexe échangeable dans le sol varie fortement à Montiers selon $S3 > S2 > S1$, cette relation n'est pas ou peu reflétée dans la feuille. Ces observations soulignent la capacité d'adaptation du peuplement aux conditions physico-chimiques du sol sous-jacent (discutée dans la partie 8.2.3).

L'étude de l'effet de la canopée sur les flux élémentaires en solution a montré des pics de récréation foliaire en novembre pour K, Mg, Ca, S, P, Si et Cl dans les trois stations, confirmant un échange de la canopée particulièrement important lors de la sénescence des feuilles déjà observé dans la littérature (André et al., 2008 ; Ulrich, 1983). La structure de la cellule foliaire se désintègre durant la sénescence et les macromolécules sont divisées en molécules plus petites qui sont facilement mobilisées (Thomas and Stoddart, 1980). En conséquence, la plupart des nutriments mobiles dans les cellules sont transportés hors des feuilles vieillissantes (Helmisaari, 1992). Cette récréation est très élevée pour K dans les trois stations ; ceci est dû au fait que K est concentré et faiblement retenu dans le cytoplasme des cellules situées à la surface de la feuille (Draaijers et al., 1997 ; Johnson-Maynard et al., 2005 ; Hofhansl et al., 2011).

La récréation foliaire de Mn est influencée par le type de sol : elle est plus élevée dans S1 et S2 que dans S3. Augustin et al. (2005) affirme que le prélèvement de Mn est contrôlé par sa teneur dans le sol et par le pH du sol. Or les teneurs en Mn échangeable dans le sol suivent la relation $S1 \approx S2 > S3$ et le pH de la solution du sol augmente de S1 à S3. Des teneurs en Mn soluble plus élevées dans le sol peuvent être reflétées dans la composition de la feuille et dans les taux de récréation ; ceci a été confirmé par nos résultats. Une augmentation de la récréation de Mn avec l'acidité du sol a été mesurée par certains auteurs (Nordén, 1991 ; Talkner et al., 2010). Il est connu que la mobilité et la biodisponibilité de Mn sont plus élevées dans les sols acides (Millaleo et al., 2010 ; Piper, 2009 ; Tyler, 1976). A Montiers, la différence de pH dans les solutions de sol de S1 et S2 pourrait ne pas être suffisamment importante pour affecter la biodisponibilité de Mn, ce qui expliquerait les flux de récréation de Mn annuels similaires dans ces deux stations.

L'échange de la canopée des autres éléments ne diffère pas significativement en fonction du type de sol. Les propriétés du sol qui sont les plus susceptibles d'influencer l'échange de la canopée sont le pH du sol, la capacité d'échange cationique (CEC) et le taux de saturation de la CEC (Talkner et al., 2010). Nordén (1991) a mesuré des taux de récréation des cations basiques augmentant de sols sous-saturés à des sols saturés. Dans le cas du site de Montiers, la valeur et la saturation de la CEC ne sont pas des facteurs déterminants pour la régulation de la récréation foliaire.

Certaines études ont mis en évidence la capacité de la canopée du peuplement forestier à exercer un effet tampon sur les précipitations incidentes en diminuant leur acidité via un processus d'échange ionique entre protons et cations basiques (Gandois et al., 2010 ; Nordén, 1991 ; Staelens et al., 2008). Nos résultats mettent en évidence un tel effet tampon de la canopée dans les trois stations lorsque le pH des précipitations incidentes est inférieur à ~ 6 . Cet effet tampon pourrait être d'autant plus efficace que la solution du sol est riche en cations basiques (Reuss and Johnson, 1986). Cependant, dans la forêt de Montiers, l'efficacité de l'effet tampon ne diffère pas significativement entre les trois stations.

L'étude du bilan des éléments à l'échelle de la feuille (avant et après la chute des feuilles) nous a permis de démontrer l'occurrence d'accrétion foliaire pour Ca et Mg et de résorption foliaire pour K, P et S dans les trois stations de Montiers. D'autres études ont déjà abordé les translocations d'éléments entre les feuilles sénescentes et les tissus survivants de l'arbre peu avant la chute des feuilles (Helmisaari, 1992; Niinemets and Tamm, 2005 ; Killingbeck, 1986). Le flux de translocation de Ca de la branche vers la feuille augmente de S1 à S3, en accord avec l'augmentation de la teneur de Ca échangeable dans le sol. Cet enrichissement de Ca dans les feuilles sénescentes pourrait représenter un mécanisme d'évacuation en conséquence à un excès de Ca dans S3. La translocation de Mn est également influencée par le type de sol : il est accrété dans S1 et S2, mais il est résorbé dans S3. Le flux de translocation de K de la feuille vers la branche décroît de S1 à S3, avec une augmentation de la teneur de K échangeable dans le sol. Le recyclage de K par sa résorption avant la chute des feuilles pourrait donc être favorisé en cas de disponibilité plus faible dans la solution du sol.

Globalement, les compositions foliaires et les flux en solution hors sol sont moins marqués par le type de sol que supposé lors des hypothèses de départ. Pour la majorité des éléments, les compositions chimiques des solutions du sol ne sont pas ou peu reflétées dans la partie hors sol du cycle biogéochimique, probablement en conséquence de processus d'adaptation du peuplement aux conditions du sol.

8.2.7. Effet du type de sol sur les cycles complets et le bilan entrée-sortie

L'impact du type de sol sur les cycles élémentaires pris dans leur ensemble s'est manifesté à différents niveaux dans les trois stations expérimentales :

- Les quantités d'éléments échangeables (EP) disponibles pour la nutrition des arbres varient fortement entre les trois sols, en rapport étroit avec les stocks dans le sol total. En particulier les stocks EP de Ca sont faibles dans S1 par rapport à S2 et S3, et les stocks EP de P diminuent fortement de S1 à S3.
- L'immobilisation dans la biomasse aérienne (I_{aB}) diffère significativement entre les trois peuplements pour la plupart des éléments analysés. La croissance annuelle du peuplement suit la relation $S1 > S2 > S3$ et les flux I_{aB} de K, Mg, Na, P, S, Si, Al, Mn et TN suivent la même relation.
- L'immobilisation dans les racines (grosses et fines) dans les trois sols ne suit pas une tendance aussi marquée que dans la biomasse aérienne. L'accumulation de Ca dans les racines fines augmente de S1 à S3 malgré des flux I_{aB} similaires dans les trois stations ; ceci pourrait indiquer une saturation de Ca dans la biomasse du peuplement (et une limitation de la translocation des racines vers les parties aériennes) sur les sols riches en calcaire.
- Le recyclage par la chute de litière varie peu en fonction du type de sol, excepté pour Ca, Mn et Si pour lesquels il augmente en relation avec leur stock dans le sol. Le recyclage via le turnover des racines fines est supérieur ou égal au recyclage aérien pour tous les éléments, excepté Mn, dans les trois sols étudiés ; pour Ca, Fe et Al, il augmente en relation avec le pool échangeable dans le sol.
- A dépôt atmosphérique identique, les flux de sortie par drainage diffèrent fortement en fonction du type de sol et en relation avec le flux d'altération (dépendant du stock en éléments dans le sol). En particulier, Ca et NO_3 sont davantage drainés sur sol calcaire.

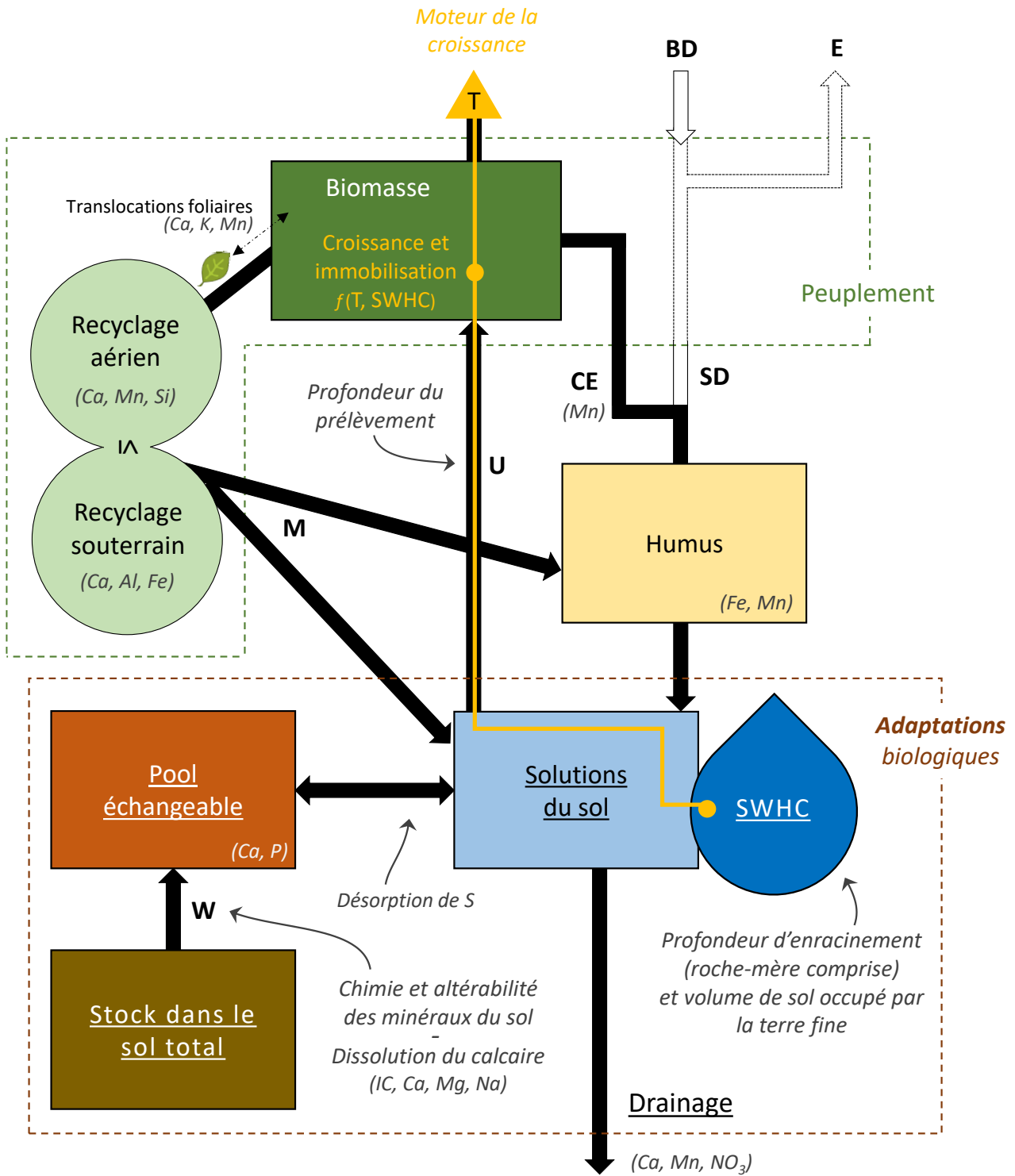


Figure 125 - Représentation schématique des différents niveaux de l'écosystème forestier (rectangles : compartiments /stocks ; flèches : flux) impactés par le type de sol. Les flèches noires représentent les flux qui sont directement et indirectement sous l'influence du type de sol, d'après les résultats de la thèse. Les stocks et flux les plus impactés par le type de sol sont soulignés. Les flèches blanches représentent les flux qui ne sont pas influencés par le type de sol. En italique sont indiqués certains facteurs de différenciation des sols et / ou les éléments chimiques qui sont particulièrement impactés par le type de sol. BD, dépôt atmosphérique humide ; E, évaporation ; T, transpiration ; SD, apport au sol ; CE, récrétion foliaire ; U, prélèvement racinaire ; M, minéralisation ; W, altération ; D, drainage ; SWHC, réserve utile.

9. Conclusion et perspectives

L'objectif de cette thèse était de tester l'effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique d'un écosystème forestier. Le suivi des stocks et des flux de l'eau et des éléments majeurs dans le site expérimental de Montiers entre janvier 2012 et décembre 2015 a permis d'établir les bilans des cycles biogéochimiques dans une hêtraie évoluant sur trois types de sols contrastés (alocrisol/brunisol ; calci-brunisol ; rendisol). Pour la première fois, les cycles élémentaires ont été mesurés et comparés *in situ* sur des sols forestiers différents, toutes les autres conditions du site égales par ailleurs (climat, apports atmosphériques, âge et structure du peuplement).

Les résultats de ce travail de thèse ont permis des avancées dans la compréhension des cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers, notamment en relation avec certaines propriétés du sol.

Nous avons montré que les stocks totaux et échangeables du sol, les compositions chimiques des solutions libres et liées du sol, la stratégie de colonisation racinaire et la production de biomasse aérienne diffèrent considérablement en fonction du type de sol. Si les apports atmosphériques en solution sont identiques dans les trois stations, le drainage annuel à la base du système sol augmente fortement sur sol calcaire pour Ca, IC, K et NO₃, et augmente sur sol plus acide pour Mn et SO₄. Nous montrons que le renouvellement des racines fines représente un flux de recyclage globalement plus important que la chute de litière.

Les compositions foliaires du peuplement et les flux des éléments hors sol en solution (échange de la canopée, apport au sol en solution) et sous forme solide (chute de litière) ne diffèrent pas ou peu entre les trois stations pour la majorité des éléments. La principale exception concerne le manganèse, dont les flux de récréation, d'accrétion foliaire et de chute de litière augmentent avec l'acidité du sol.

Nous avons également montré que l'impact du type de sol sur la productivité du peuplement de Montiers est principalement lié à la réserve en eau du sol et non pas à la quantité de nutriments disponibles dans les solutions du sol. En effet, la transpiration de la canopée semble être le facteur de contrôle principal de la production de biomasse annuelle. Ainsi, en lien avec la taille de la réserve utile, la croissance du peuplement et l'immobilisation de la majorité des éléments dans la biomasse augmentent du rendisol vers l'alocrisol. Des processus d'adaptation du peuplement aux conditions environnementales, e.g. la plasticité physiologique, les associations mycorhiziennes et / ou la spécialisation des racines, ont très probablement réduit, voire entièrement compensé, les facteurs secondaires de contrôle de la productivité du peuplement. Ainsi, quand l'adaptation permet un prélèvement de nutriments non carencé pour le peuplement, la transpiration (via la réserve utile du sol) est le moteur de la croissance. Cette observation implique que, dans un espace forestier composé d'une mosaïque de sols différents, le bilan hydrique et le potentiel de croissance du peuplement varie en fonction des propriétés du sol, et en particulier la profondeur de la roche-mère et la profondeur de colonisation racinaire.

Perspectives

La quantification des flux d'altération dans le sol n'est pas aisée, mais elle est nécessaire pour boucler les cycles biogéochimiques, le flux d'altération représentant l'une des deux entrées principales (avec les apports atmosphériques) des éléments dans le système. Cette quantification n'a pas encore été réalisée pour les trois sols du site expérimental de Montiers, mais elle pourra faire l'objet d'études futures. Le calcul du flux d'altération peut être réalisé par le biais d'une modélisation biogéochimique à partir d'un modèle tel que PROFILE (Sverdrup et Warfvinge, 1993 ; Holmqvist et al., 2003), spécifiquement adapté pour les écosystèmes forestiers.

Nos résultats ont montré l'importance de la capacité d'adaptation du peuplement aux conditions physico-chimiques du sol sous-jacent, notamment pour pallier d'éventuelles faiblesses des stocks disponibles des nutriments. Pour approfondir l'étude de l'effet du type de sol sur le fonctionnement biogéochimique, une compréhension des processus et stratégies d'adaptation adoptés par le peuplement forestier est essentielle. Quelques approches expérimentales permettraient de favoriser cette compréhension, telles que l'analyse des communautés microbiennes dans les sols de Montiers et, plus généralement, une étude ciblée de l'activité microbiologique et biochimique de la rhizosphère dans les trois sols.

D'autres aspects abordés dans ce travail de thèse pourraient être approfondis dans le cadre d'études plus spécifiques envisageables dans le futur :

- L'analyse des solutions libres et liées du sol a permis de dresser les bilans de masse annuels des éléments par couche de sol et de mettre en évidence les sources majeures de production et de consommation le long du profil dans les trois sols de Montiers. Cependant un examen plus approfondi des mécanismes intervenants est nécessaire pour comprendre les différentes voies de production et de consommation qui contribuent au bilan de masse total.
- La description du système racinaire dans le rendisol a indiqué que la colonisation de la roche-mère par les racines peut jouer un rôle important dans la stratégie d'adaptation du peuplement à un sol peu épais. La contribution de cette colonisation de la roche-mère à l'apport en nutriments et en eau pour le peuplement pourrait faire l'objet d'une attention particulière.
- Nos résultats ont montré des dynamiques de récréation foliaire différentes pour la majorité des éléments chimiques. Pourtant des relations stœchiométriques ont été mises en évidence entre certains éléments ; en particulier K, Mg, Si et P suivent une dynamique annuelle très similaire, indicatrice d'une relation étroite dans leur comportement au sein du cycle biologique. L'explication de cette relation nécessiterait une étude biochimique plus spécifique.
- Afin d'anticiper les effets sur le long terme d'un déficit hydrique du sol et afin de tester les limites des mécanismes d'adaptation du peuplement, des études plus longues intégrant des données sur des épisodes de sécheresse successifs sont nécessaires. En particulier des études simulant la carence d'apport en eau, notamment par la privation des précipitations incidentes via l'utilisation de toits installés sous la canopée, pourraient contribuer à l'anticipation de l'impact possible du changement climatique sur les écosystèmes forestiers.
- Afin d'évaluer l'importance et la contribution relative du pool disponible des nutriments du sol vis-à-vis de la productivité du peuplement, il paraît judicieux de réaliser des tests de manipulation des nutriments du sol, à climat et peuplement constants.

Recommandations pour la sylviculture durable

Les résultats de ce travail de thèse permettent d'établir des préconisations très générales pour la gestion sylvicole de ce type d'écosystème forestier.

Etant donné la complexité géologique de l'Europe, les situations de sols contrastés à l'échelle régionale sont très fréquentes. Les résultats de cette thèse, et en particulier la mise en évidence de la relation étroite entre la réserve utile du sol et la productivité du peuplement, signalent qu'un enjeu significatif pour les gestionnaires forestiers pourrait être l'adaptation des pratiques sylvicoles à des parcelles de gestion davantage basées sur les propriétés physiques des sols. Actuellement, la disposition des parcelles forestières en France est souvent indépendante de la distribution spatiale des types de sols ; c'est le cas notamment dans la région du site expérimental de Montiers. Ainsi la même gestion forestière peut être appliquée à des peuplements poussant sur des sols caractérisés par des propriétés physico-chimiques très différentes (notamment des propriétés physiques contrôlant le fonctionnement hydrique du sol). Compte tenu de ces observations, une mesure importante en vue d'une gestion durable des forêts adaptée au site serait la modification du cadastre forestier en tenant compte de la distribution des types de sols. En outre, les cartes des sols devraient être complétées avec des informations plus précises sur les propriétés physiques majeures des sols, e.g. la profondeur d'apparition de la roche-mère.

Notre étude montre également que, même sur des sols forestiers dits « riches », les ressources disponibles peuvent être limitées pour un ou plusieurs éléments essentiels (p.ex. le potassium). L'augmentation des récoltes de bois dans le contexte de l'évolution actuelle de la sylviculture peut dès lors représenter un réel risque d'appauvrissement des sols. Il est donc impératif de surveiller les stocks des éléments dans le sol et d'établir des bilans entrées / sorties fiables pour définir un plan sylvicole adapté au sol en place et, en particulier, avant d'envisager l'exportation des rémanents sur celui-ci.



Photographie 18 – Vue aérienne sur la forêt domaniale de Montiers-sur-Saulx.

10. Bibliographie

- Adriaenssens, S., K. Hansen, J. Staelens, K. Wuyts, A. De Schrijver, L. Baeten, P. Boeckx, R. Samson and K. Verheyen (2012). "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)." *Sci Total Environ* 420: 168-182.
- Alaoui, A., U. Caduff, H. H. Gerke and R. Weingartner (2011). "Preferential Flow Effects on Infiltration and Runoff in Grassland and Forest Soils." *Vadose Zone Journal* 10(1): 367.
- Al Majou, H., A. Bruand, O. Duval and I. Cousin (2007). "Variation of the water-retention properties of soils: Validity of class-pedotransfer functions." *Comptes Rendus Geoscience* 339(9): 632-639.
- André, F., M. Jonard and Q. Ponette (2008a). "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 and Q. Ponette (2008b). "Spatial and temporal patterns of throughfall chemistry within a temperate mixed oak-beech stand." *Sci Total Environ* 397(1-3): 215-228.
- Augustin, S., H. Stephanowitz, B. Wolff, J. Schröder and E. Hoffmann (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.
- Ayres, E., H. Steltzer, S. Berg, M. D. Wallenstein, B. L. Simmons and D. H. Wall (2009). "Tree species traits influence soil physical, chemical, and biological properties in high elevation forests." *PLoS One* 4(6): e5964.
- 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.
- Badeau, V., E. Dambrine and C. Walter (1999). "Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique." *Etude et Gestion des Sols* 6: 165-180.
- Barten P. K. (2006). "Why forests provide the best protection for water resources." *New England Forests* (Winter 2006).
- Bauer, G., E. D. Schulze and M. Mund (1997). "Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect." *Tree Physiology* 17(12): 777-786.
- Berg, B. (2014). "Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors." *Soil Biology and Biochemistry* 78: 222-232.
- Berger, T. W., S. Turtcher, P. Berger and L. Lindebner (2016). "A slight recovery of soils from Acid Rain over the last three decades is not reflected in the macro nutrition of beech (*Fagus sylvatica*) at 97 forest stands of the Vienna Woods." *Environ Pollut* 216: 624-635.
- Berner, E. K., R. A. Berner and K. L. Moulton (2003). "Plants and Mineral Weathering: Present and Past." 169-188.
- Beven, K. and P. Germann (2013). "Macropores and water flow in soils revisited." *Water Resources Research* 49(6): 3071-3092.
- Binkley, D. (1992). "Effects of acidic deposition on forest ecosystems." pp. 219-230 in *The Development of Natural Resources and Environmental Preservation* (S.K. Lim, chair), Institute of Natural Resources and Environment, Korea University, Seoul.
- Binkley, D. (1995). "The influence of tree species on forest soils: processes and patterns."

- Böhlenius, H., R. Övergaard and S. Jämtgård (2016). "Influence of Soil Types on Establishment and Early Growth of *Populus trichocarpa*." *Open Journal of Forestry* 06(05): 361-372.
- Bolte, A., T. Czajkowski and T. Kompa (2007). "The north-eastern distribution range of European beech a review." *Forestry* 80(4): 413-429.
- Bréda, N., A. Granier, F. Barataud and C. Moyne (1995). "Soil water dynamics in an oak stand." *Plant and Soil* 172(1): 17-27.
- Bréda, N., R. Huc, A. Granier and E. Dreyer (2006). "Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences." *Annals of Forest Science* 63(6): 625-644.
- Brumme, R., U. Leimcke and E. Matzner (1992). "Interception and uptake of NH_4 and NO_3 from wet deposition by above-ground parts of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees." *Plant and Soil* 142(2): 273-279.
- Brunner, I., M. R. Bakker, R. G. Björk, Y. Hirano, M. Lukac, X. Aranda, I. Børja, T. D. Eldhuset, H. S. Helmisaari, C. Jourdan, B. Konôpka, B. C. López, C. Miguel Pérez, H. Persson and I. Ostonen (2013). "Fine-root turnover rates of European forests revisited: an analysis of data from sequential coring and ingrowth cores." *Plant and Soil* 362(1-2): 357-372.
- Bulcock, H. H. and G. P. W. Jewitt (2012). "Modelling canopy and litter interception in commercial forest plantations in South Africa using the Variable Storage Gash model and idealised drying curves." *Hydrology and Earth System Sciences* 16(12): 4693-4705.
- Calvaruso, C., G. Kirchen, L. Saint-André, P.-O. Redon and M.-P. Turpault (2017). "Relationship between soil nutritive resources and the growth and mineral nutrition of a beech (*Fagus sylvatica*) stand along a soil sequence." *Catena* 155: 156-169.
- Castaldi, P., G. Lauro, C. Senette and S. Deiana (2010). "Role of the Ca-pectates on the accumulation of heavy metals in the root apoplasm." *Plant Physiol Biochem* 48(12): 1008-1014.
- Dentener, F., J. Drevet, J. F. Lamarque, I. Bey, B. Eickhout, A. M. Fiore, D. Hauglustaine, L. W. Horowitz, M. Krol, U. C. Kulshrestha, M. Lawrence, C. Galy-Lacaux, S. Rast, D. Shindell, D. Stevenson, T. Van Noije, C. Atherton, N. Bell, D. Bergman, T. Butler, J. Cofala, B. Collins, R. Doherty, K. Ellingsen, J. Galloway, M. Gauss, V. Montanaro, J. F. Müller, G. Pitari, J. Rodriguez, M. Sanderson, F. Solmon, S. Strahan, M. Schultz, K. Sudo, S. Szopa and O. Wild (2006). "Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation." *Global Biogeochemical Cycles* 20(4): n/a-n/a.
- Draaijers, G. P. J., J. W. Erisman, N. F. M. van Leeuwen, F. G. Römer, B. H. te Winkel, A. C. Veltkamp, A. T. Vermeulen and G. P. Wyers (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, T. Spranger and G. P. Wyers (1996). "The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring." *Atmospheric Environment* 30(19): 3349-3361.
- Duchaufour, P. (1984). "Abrégé de pédologie, sol, végétation, environnement." Paris : Masson.
- Duchaufour, P. (2004). "Introduction à la science du sol." Paris : Dunod. (Coll. Sciences Sup).
- Eisalo, H. K., K. Şengönül, F. Gökbülak, Y. Serengil and B. Uygur (2013). "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.
- Farley, K. A. and E. F. Kelly (2004). "Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status." *Forest Ecology and Management* 195(3): 281-290.
- Falkengren-Grerup, U. (1989). "Effect of Stemflow on Beech Forest Soils and Vegetation in Southern Sweden." *The Journal of Applied Ecology* 26(1): 341.

- Ferreira, G. W. D., E. M. B. Soares, F. C. C. Oliveira, I. R. Silva, J. A. J. Dungait, I. F. Souza and L. Vergütz (2016). "Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil." *Forest Ecology and Management* 370: 1-11.
- Filoso, S., M. R. Williams and J. M. Melack (1999). "Composition and Deposition of Throughfall in a Flooded Forest Archipelago (Negro River, Brazil)." *Biogeochemistry* 45(2): 169-195.
- Forgeard, F., J. C. Gloaguen and J. Touffet (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." *Annales des Sciences Forestières* 37(1): 53-71.
- Fransen, B., H. de Kroon and F. Berendse (1998). "Root morphological plasticity and nutrient acquisition of perennial grass species from habitats of different nutrient availability." *Oecologia* 115(3): 351-358.
- Gale, M. R. and D. F. Grigal (1987). "Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status." *Canadian Journal of Forest Research* 17(8): 829-834.
- Gandois, L., M. Nicolas, G. Van der Heijden and A. Probst (2010a). "The importance of biomass net uptake for a trace metal budget in a forest stand in north-eastern France." *Sci Total Environ* 408(23): 5870-5877.
- Gandois, L., E. Tipping, C. Dumat and A. Probst (2010b). "Canopy influence on trace metal atmospheric inputs on forest ecosystems: Speciation in throughfall." *Atmospheric Environment* 44(6): 824-833.
- Gangloff, S., P. Stille, A.-D. Schmitt and F. Chabaux (2016). "Factors controlling the chemical composition of colloidal and dissolved fractions in soil solutions and the mobility of trace elements in soils." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 189: 37-57.
- Gaul, D., D. Hertel and C. Leuschner (2009). "Estimating fine root longevity in a temperate Norway spruce forest using three independent methods." *Functional Plant Biology* 36(1): 11.
- Ge, X., L. Zeng, W. Xiao, Z. Huang, X. Geng and B. Tan (2013). "Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition: A review." *Acta Ecologica Sinica* 33(2): 102-108.
- Genet, A. (2010). "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, 215 p.
- Gerrits, A. M. J., L. Pfister and H. H. G. Savenije (2010). "Spatial and temporal variability of canopy and forest floor interception in a beech forest." *Hydrological Processes* 24(21): 3011-3025.
- Goisser, M., U. Zang, E. Matzner, W. Borken, K.-H. Häberle and R. Matyssek (2013). "Growth of juvenile beech (*Fagus sylvatica* L.) upon transplant into a wind-opened spruce stand of heterogeneous light and water conditions." *Forest Ecology and Management* 310: 110-119.
- Gosz, J. R., G. E. Likens and F. H. Bormann (1976). "Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest." *Oecologia* 22(4): 305-320.
- Granier, A., P. Biron and D. Lemoine (2000). "Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands." *Agricultural and Forest Meteorology* 100(4): 291-308.
- Granier, A., N. Bréda, P. Biron and S. Villetta (1999). "A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands." *Ecological Modelling* 116(2-3): 269-283.
- Granier, A., M. Reichstein, N. Bréda, I. A. Janssens, E. Falge, P. Ciais, T. Grünwald, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, O. Facini, G. Grassi, B. Heinesch, H. Ilvesniemi, P. Keronen, A. Knohl, B. Köstner, F. Lagergren, A. Lindroth, B. Longdoz, D. Loustau, J. Mateus, L. Montagnani, C. Nys, E. Moors, D. Papale, M. Peiffer, K. Pilegaard, G. Pita, J. Pumpanen, S. Rambal, C. Rebmann, A. Rodrigues, G. Seufert, J. Tenhunen, T. Vesala and Q. Wang (2007). "Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003." *Agricultural and Forest Meteorology* 143(1-2): 123-145.

- Hahm, W. J., C. S. Riebe, C. E. Lukens and S. Araki (2014). "Bedrock composition regulates mountain ecosystems and landscape evolution." *Proc Natl Acad Sci U S A* 111(9): 3338-3343.
- Hanchi, A. and M. Rapp (1997). "Stemflow determination in forest stands." *Forest Ecology and Management* 97(3): 231-235.
- van der Heijden, G., A. Legout, B. Pollier, C. Bréchet, J. Ranger and E. Dambrine (2013a). "Tracing and modeling preferential flow in a forest soil — Potential impact on nutrient leaching." *Geoderma* 195-196: 12-22.
- van der Heijden, G., A. Legout, B. Pollier, L. Mareschal, M.-P. Turpault, J. Ranger and E. Dambrine (2013b). "Assessing Mg and Ca depletion from broadleaf forest soils and potential causes – A case study in the Morvan Mountains." *Forest Ecology and Management* 293: 65-78.
- van der Heijden, G. (2013c). "Apport du multi-traçage isotopique (^{26}Mg , ^{44}Ca et ^2H) à la connaissance des flux d'éléments minéraux dans les écosystèmes forestiers." Thèse de doctorat en sciences forestières. Nancy, 281 p.
- Heinrichs, H. and R. Mayer (1977). "Distribution and Cycling of Major and Trace Elements in Two Central European Forest Ecosystems1." *Journal of Environment Quality* 6(4): 402.
- Helmisaari, H. S. (1992). "Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*." *Tree Physiology* 10(1): 45-58.
- Hofhansl, F., W. Wanek, S. Drage, W. Huber, A. Weissenhofer and A. Richter (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. Øgaard, I. Öborn, A. C. Edwards, L. Mattsson and H. Sverdrup (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.
- Huang, M., J. D. Zettl, S. L. Barbour, A. Elshorbagy and B. C. Si (2013). "The impact of soil moisture availability on forest growth indices for variably layered coarse-textured soils." *Ecohydrology* 6(2): 214-227.
- Ingestad, T. and G. I. Ågren (1995). "Plant nutrition and growth: Basic principles." *Plant and Soil* 168-169(1): 15-20.
- Jackson, R. B., J. H. Manwaring and M. M. Caldwell (1990). "Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment." *Nature* 344(6261): 58-60.
- Jackson, R. B., L. A. Moore, W. A. Hoffmann, W. T. Pockman and C. R. Linder (1999). "Ecosystem rooting depth determined with caves and DNA." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96(20): 11387-11392.
- Jeanbille, M., M. Buee, C. Bach, A. Cebon, P. Frey-Klett, M. P. Turpault and S. Uroz (2016). "Soil Parameters Drive the Structure, Diversity and Metabolic Potentials of the Bacterial Communities Across Temperate Beech Forest Soil Sequences." *Microb Ecol* 71(2): 482-493.
- John, R., J. W. Dalling, K. E. Harms, J. B. Yavitt, R. F. Stallard, M. Mirabello, S. P. Hubbell, R. Valencia, H. Navarrete, M. Vallejo and R. B. Foster (2007). "Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species." *Proc Natl Acad Sci U S A* 104(3): 864-869.
- 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, P. J. Shouse and S. A. Quideau (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, L. A. Augustine, I. F. Creed, P. F. Ffolliott, L. MacDonald and B. C. Wemple (2009). "Hydrologic effects of a changing forested landscape-challenges for the hydrological sciences." *Hydrological Processes* 23(18): 2699-2704.

- Jourdan, C., E. V. Silva, J. L. M. Gonçalves, J. Ranger, R. M. Moreira and J. P. Laclau (2008). "Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes." *Forest Ecology and Management* 256(3): 396-404.
- Kamei, J., H. N. Pandey and S. K. Barik (2009). "Tree species distribution and its impact on soil properties, and nitrogen and phosphorus mineralization in a humid subtropical forest ecosystem of northeastern India." *Canadian Journal of Forest Research* 39(1): 36-47.
- Khanna, P. K., H. Fortmann, H. Meesenburg, J. Eichhorn and K. J. Meiwes (2009). "Biomass and Element Content of Foliage and Aboveground Litterfall on the Three Long-Term Experimental Beech Sites: Dynamics and Significance." 208: 183-205.
- Killingbeck, K. T. (1986). "The Terminological Jungle Revisited: Making a Case for Use of the Term Resorption." *Oikos* 46(2): 263.
- Knutzen, F., I. C. Meier and C. Leuschner (2015). "Does reduced precipitation trigger physiological and morphological drought adaptations in European beech (*Fagus sylvatica* L.)? Comparing provenances across a precipitation gradient." *Tree Physiol* 35(9): 949-963.
- Koch, A. S. and E. Matzner (1993). "Heterogeneity of soil and soil solution chemistry under Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) as influenced by distance from the stem basis." *Plant and Soil* 151(2): 227-237.
- Kopáček, J., J. Turek, J. Hejzlar and H. Šantrůčková (2009). "Canopy leaching of nutrients and metals in a mountain spruce forest." *Atmospheric Environment* 43(34): 5443-5453.
- Kögel-Knabner, I., W. Zech and P. G. Hatcher (1988). "Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer." *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151(5): 331-340.
- Kumar, R., K. M. Kumari and S. S. Srivastava (2006). "Field Measurements of Aerosol Particle Dry Deposition on Tropical Foliage at an Urban Site." *Environmental Science & Technology* 40(1): 135-141.
- Laclau, J. P., F. Toutain, T. M'Bou A, M. Arnaud, R. Joffre and J. Ranger (2004). "The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in congolese eucalyptus plantations." *Ann Bot* 93(3): 249-261.
- Van Leeuwen, E. P., G. P. J. Draaijers and J. W. Erisman (1996). "Mapping wet deposition of acidifying components and base cations over Europe using measurements." *Atmospheric Environment* 30(14): 2495-2511.
- Laganière, J., A. Boča, H. Van Miegroet and D. Paré (2017). "A Tree Species Effect on Soil That Is Consistent Across the Species' Range: The Case of Aspen and Soil Carbon in North America." *Forests* 8(4): 113.
- Lebourgeois, F., N. Bréda, E. Ulrich and A. Granier (2005). "Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR)." *Trees* 19(4): 385-401.
- Lebourgeois, Differt, Granier, Breda and Ulrich (2006). "Premières observations phénologiques des peuplements du réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (Renecofor)." *Revue Forestière Française*(5): 407.
- Le Goff, N. I. and J.-M. Ottorini (2001). "Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France." *Annals of Forest Science* 58(1): 1-13.
- Lequy, É. (2012). "Dépôts atmosphériques particuliers 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, 193 p.
- Lequy, E., C. Calvaruso, S. Conil and M. P. Turpault (2014). "Atmospheric particulate deposition in temperate deciduous forest ecosystems: interactions with the canopy and nutrient inputs in two beech stands of Northeastern France." *Sci Total Environ* 487: 206-215.

- Lequy, É., M. Nicolas, S. Conil and M.-P. Turpault (2013). "Relationship Between Atmospheric Dissolved Deposition and Mineral Dust Deposition in French Forests." *Water, Air, & Soil Pollution* 224(9).
- Lévesque, M., L. Walthert, P. Weber and R. Jones (2016). "Soil nutrients influence growth response of temperate tree species to drought." *Journal of Ecology* 104(2): 377-387. *Silva Fennica* 37(2): 205-218.
- Levula, J., H. Ilvesniemi and C.J. Westman (2003). "Relation between soil properties and tree species composition in a Scots pine–Norway spruce stand in southern Finland."
- Lewis, D. C. and R. H. Burgy (1964). "The Relationship between oak tree roots and groundwater in fractured rock as determined by tritium tracing." *Journal of Geophysical Research* 69(12): 2579-2588.
- Londo, A., J. Kushla and R. Carter (2006). "Soil pH and Tree Species Suitability in the South." *Southern Regional Extension Forestry*.
- Lövblad, G., C. Persson, et al. (2000). "Deposition of base cations in Sweden. " Report 5119. Swedish Environmental Protection Agency, 59 pp.
- Mahendrappa, M. K., N. W. Foster, G. F. Weetman and H. H. Krause (1986). "Nutrient Cycling and Availability in Forest Soils." *Canadian Journal of Soil Science* 66(4): 547-572.
- Mahowald, N., T. D. Jickells, A. R. Baker, P. Artaxo, C. R. Benitez-Nelson, G. Bergametti, T. C. Bond, Y. Chen, D. D. Cohen, B. Herut, N. Kubilay, R. Losno, C. Luo, W. Maenhaut, K. A. McGee, G. S. Okin, R. L. Siefert and S. Tsukuda (2008). "Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts." *Global Biogeochemical Cycles* 22(4): n/a-n/a.
- Marques, R. (1996). "Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation de douglas (*Pseudotsugamenziesii* (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, 250 p.
- Millaleo, R., M. Reyes- Diaz, A. G. Ivanov, M. L. Mora and M. Alberdi (2010). "Manganese as Essential and Toxic Element for Plants: Transport, Accumulation and Resistance Mechanisms." *Journal of soil science and plant nutrition* 10(4): 470-481.
- Miller, H. G. (1989). "Internal and External Cycling of Nutrients in Forest Stands." In: Pereira J.S., Landsberg J.J. (eds) *Biomass Production by Fast-Growing Trees*. NATO ASI Series (Series E: Applied Sciences), vol 166. Springer, Dordrecht. 73-80.
- Miller, R. E., D. L. Reukema and H. W. Anderson (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.*
- Mitchell, M. J. and R. D. Fuller (1988). "Models of sulfur dynamics in forest and grassland ecosystems with emphasis on soil processes." *Biogeochemistry* 5(1): 133-163.
- Moore, B. (1922). "Influence of Certain Soil Factors on the Growth of Tree Seedlings and Wheat." *Ecology* 3(1): 65-83.
- Moore, G. W., B. J. Bond and J. A. Jones (2011). "A comparison of annual transpiration and productivity in monoculture and mixed-species Douglas-fir and red alder stands." *Forest Ecology and Management* 262(12): 2263-2270.
- Mun, H. T. (1988). "Comparisons of primary production and nutrients absorption by a *Miscanthus sinensis* community in different soils." *Plant and Soil* 112(1): 143-149.
- Nadeau, M. B. and T. P. Sullivan (2015). "Relationships between Plant Biodiversity and Soil Fertility in a Mature Tropical Forest, Costa Rica." *International Journal of Forestry Research* 2015: 1-13.
- Neary, D. G., G. G. Ice and C. R. Jackson (2009). "Linkages between forest soils and water quality and quantity." *Forest Ecology and Management* 258(10): 2269-2281.

- Neilson, R. P., G. A. King and G. Koerper (1992). "Toward a rule-based biome model." *Landscape Ecology* 7(1): 27-43.
- Netzer, F., C. Schmid, C. Herschbach and H. Rennenberg (2017). "Phosphorus-nutrition of European beech (*Fagus sylvatica* L.) during annual growth depends on tree age and P-availability in the soil." *Environmental and Experimental Botany* 137: 194-207.
- Nicolitch, O., Y. Colin, M. P. Turpault and S. Uroz (2016). "Soil type determines the distribution of nutrient mobilizing bacterial communities in the rhizosphere of beech trees." *Soil Biology and Biochemistry* 103: 429-445.
- Nicolitch, O., Y. Colin, M. P. Turpault, L. Fauchery and S. Uroz (2017). "Tree roots select specific bacterial communities in the subsurface critical zone." *Soil Biology and Biochemistry* 115: 109-123.
- Niinemets, U. and U. Tamm (2005). "Species differences in timing of leaf fall and foliage chemistry modify nutrient resorption efficiency in deciduous temperate forest stands." *Tree Physiology* 25(8): 1001-1014.
- 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.
- Osman, K. T. (2013). "Nutrient Dynamics in Forest Soil." 97-121.
- Parfitt, R. L. and R. S. C. Smart (1978). "The Mechanism of Sulfate Adsorption on Iron Oxides¹." *Soil Science Society of America Journal* 42(1): 48.
- 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 and E. E. Prepas (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.
- Penman, H. L. (1948). "Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass." *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 193(1032): 120-145.
- Peters, A. and W. Durner (2009). "Large zero-tension plate lysimeters for soil water and solute collection in undisturbed soils." *Hydrology and Earth System Sciences* 13(9): 1671-1683.
- Piedallu, C., J.-C. Gégout, A. Bruand and I. Seynave (2011). "Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands." *Geoderma* 160(3-4): 355-366.
- Piper, C. S. (2009). "The Availability of Manganese in the Soil." *The Journal of Agricultural Science* 21(04): 762.
- Power, S. A. (1994). "Temporal Trends in Twig Growth of *Fagus sylvatica* L. and their Relationships with Environmental Factors." *Forestry* 67(1): 13-30.
- Power, S. A. and M. R. Ashmore (1996). "Nutrient relations and root mycorrhizal status of healthy and declining beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Britain." *Water, Air, and Soil Pollution* 86(1-4): 317-333.
- Radulovich, R. and P. Sollins (1987). "Improved Performance of Zero-Tension Lysimeters¹." *Soil Science Society of America Journal* 51(5): 1386-1388.
- Ranger, J., R. Marques and J.-H. Jussy (2001). "Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions." *Forest Ecology and Management* 144(1-3): 129-145.
- Ranger, J., S. Allie, D. Gelhaye, B. t. Pollier, M.-P. Turpault and A. Granier (2002). "Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study." *Forest Ecology and Management* 171(1-2): 3-16.
- Ranger, J. and M.-P. Turpault (1999). "Input–output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management." *Forest Ecology and Management* 122(1-2): 139-154.

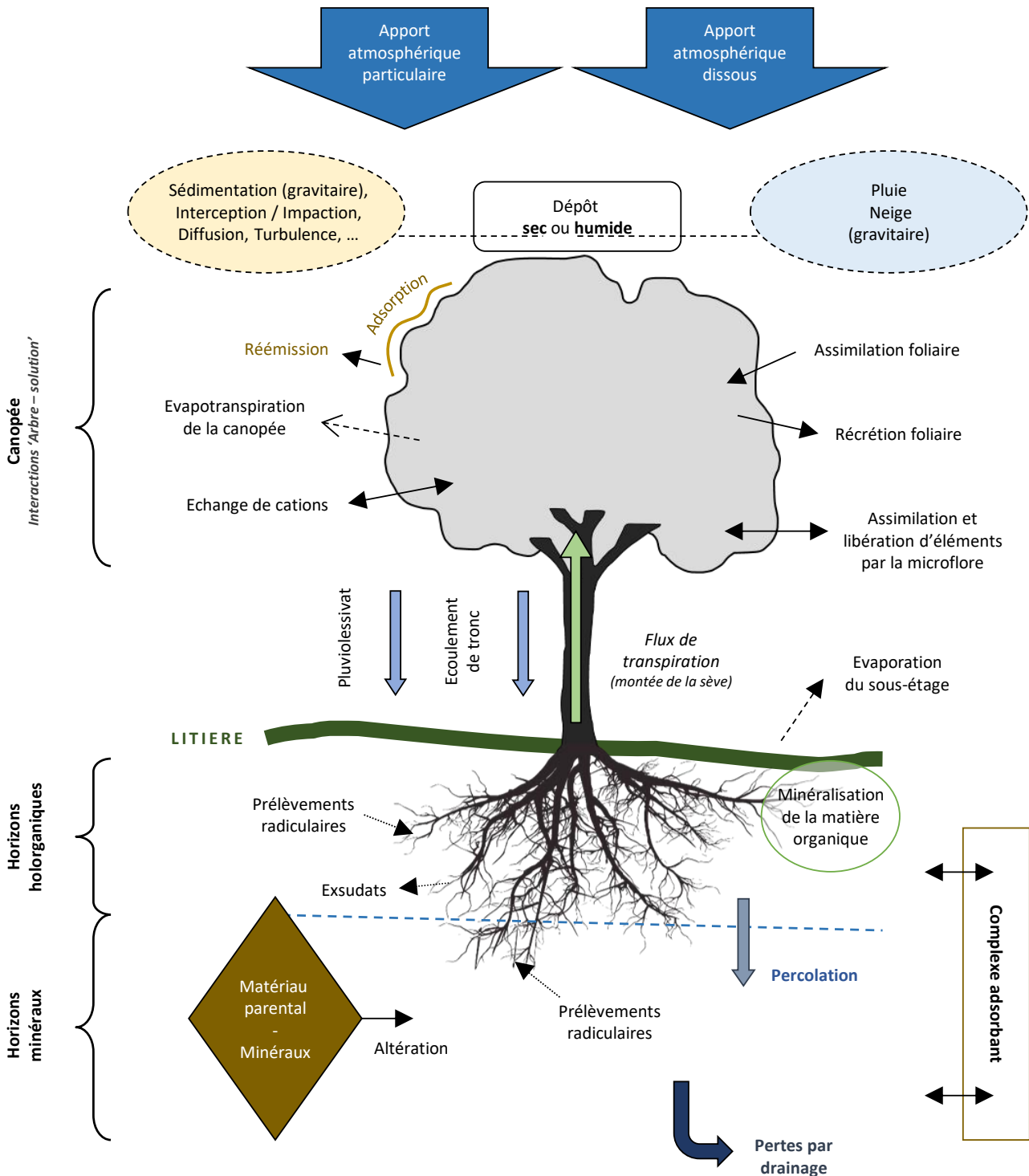
- Rawls, W. J., T. J. Gish and D. L. Brakensiek (1991). "Estimating Soil Water Retention from Soil Physical Properties and Characteristics." 16: 213-234.
- Reuss, J. O. and D. W. Johnson (1986). "Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters." *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 73(1): 59-119 pp.
- Robinson, D. (1996). "Resource Capture by Localized Root Proliferation: Why Do Plants Bother?" *Annals of Botany* 77(2): 179-186.
- Rosling, A., R. Landeweert, B. D. Lindahl, K. H. Larsson, T. W. Kuyper, A. F. S. Taylor and R. D. Finlay (2003). "Vertical distribution of ectomycorrhizal fungal taxa in a podzol soil profile." *New Phytologist* 159(3): 775-783.
- Russell, A. E., J. W. Raich, O. J. Valverde-Barrantes and R. F. Fisher (2007). "Tree Species Effects on Soil Properties in Experimental Plantations in Tropical Moist Forest." *Soil Science Society of America journal* 2007 v.71 no.4(no. 4): pp. 1389-1397.
- Saint-André, L., A. T. M'Bou, A. Mabilia, W. Mouvondy, C. Jourdan, O. Roupsard, P. Deleporte, O. Hamel and Y. Nouvellon (2005). "Age-related equations for above- and below-ground biomass of a Eucalyptus hybrid in Congo." *Forest Ecology and Management* 205(1-3): 199-214.
- Sala, O. E., W. J. Parton, L. A. Joyce and W. K. Lauenroth (1988). "Primary Production of the Central Grassland Region of the United States." *Ecology* 69(1): 40-45.
- Sampson, D. A. and H. L. Allen (1999). "Regional influences of soil available water-holding capacity and climate, and leaf area index on simulated loblolly pine productivity." *Forest Ecology and Management* 124(1): 1-12.
- Schwärzel, K., A. Menzer, F. Clausnitzer, U. Spank, J. Häntzschel, T. Grünwald, B. Köstner, C. Bernhofer and K.-H. Feger (2009). "Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (Saxony, Germany)." *Agricultural and Forest Meteorology* 149(11): 1994-2006.
- Scott Bechtold, J. and R. J. Naiman (2006). "Soil texture and nitrogen mineralization potential across a riparian toposequence in a semi-arid savanna." *Soil Biology and Biochemistry* 38(6): 1325-1333.
- Staelens, J., D. Houle, A. De Schrijver, J. Neiryck and K. Verheyen (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.
- Staelens, J., A. Deschrijver, P. Vanavermaet, G. Genouw and N. Verhoest (2005). "A comparison of bulk and wet-only deposition at two adjacent sites in Melle (Belgium)." *Atmospheric Environment* 39(1): 7-15.
- Sullivan, P. F., S. B. Z. Ellison, R. W. McNown, A. H. Brownlee and B. Sveinbjörnsson (2015). "Evidence of soil nutrient availability as the proximate constraint on growth of treeline trees in northwest Alaska." *Ecology* 96(3): 716-727.
- Sverdrup, H. and P. Warfvinge (1993). "Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE." *Applied Geochemistry* 8(3): 273-283.
- Talkner, U., I. Krämer, D. Hölscher and F. O. Beese (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, P. Waldner and B. Rihm (2005). "Atmospheric Deposition on Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) Plots." *Environmental Monitoring and Assessment* 104(1-3): 81-118.
- Thimonier, A., M. Schmitt, P. Waldner and P. Schleppi (2008). "Seasonality of the Na/Cl ratio in precipitation and implications of canopy leaching in validating chemical analyses of throughfall samples." *Atmospheric Environment* 42(40): 9106-9117.
- Thomas, H. and J. L. Stoddart (1980). "Leaf Senescence." *Annual Review of Plant Physiology* 31(1): 83-111.

- Turpault, M.-P., C. Nys and C. Calvaruso (2009). "Rhizosphere impact on the dissolution of test minerals in a forest ecosystem." *Geoderma* 153(1-2): 147-154.
- Tyler, G. (1976). "Soil Factors Controlling Metal Ion Absorption in the Wood Anemone *Anemone nemorosa*." *Oikos* 27(1): 71.
- 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.
- Ulrich, E., M. Lanier and D. Combes (1998). *RENECOFOR - Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT) - Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996*, Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques.
- Vanguelova, E. I., S. Benham, R. Pitman, A. J. Moffat, M. Broadmeadow, T. Nisbet, D. Durrant, N. Barsoum, M. Wilkinson, F. Bochereau, T. Hutchings, S. Broadmeadow, P. Crow, P. Taylor and T. Durrant Houston (2010). "Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK - soil response to pollution recovery." *Environ Pollut* 158(5): 1857-1869.
- Wang, Q., K. Cameron, G. Buchan, L. Zhao, E. H. Zhang, N. Smith and S. Carrick (2012). "Comparison of lysimeters and porous ceramic cups for measuring nitrate leaching in different soil types." *New Zealand Journal of Agricultural Research* 55(4): 333-345.
- Wilcke, W., Y. Oelmann, A. Schmitt, C. Valarezo, W. Zech and J. Homeier (2008). "Soil properties and tree growth along an altitudinal transect in Ecuadorian tropical montane forest." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(2): 220-230.
- Yuan, Z. H., and Chen, H. Y. H. (2010). "Fine root biomass, production, turnover rates, and nutrient contents in boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: Literature review and meta-analyses." *Crit. Rev. Plant Sci.* 29: 204-221.
- Zheng, X., X. Wei and S. Zhang (2017). "Tree species diversity and identity effects on soil properties in the Huoditang area of the Qinling Mountains, China." *Ecosphere* 8(3): e01732.
- Zwieniecki, M. A. and M. Newton (1995). "Roots growing in rock fissures: Their morphological adaptation." *Plant and Soil* 172(2): 181-187.

ANNEXES

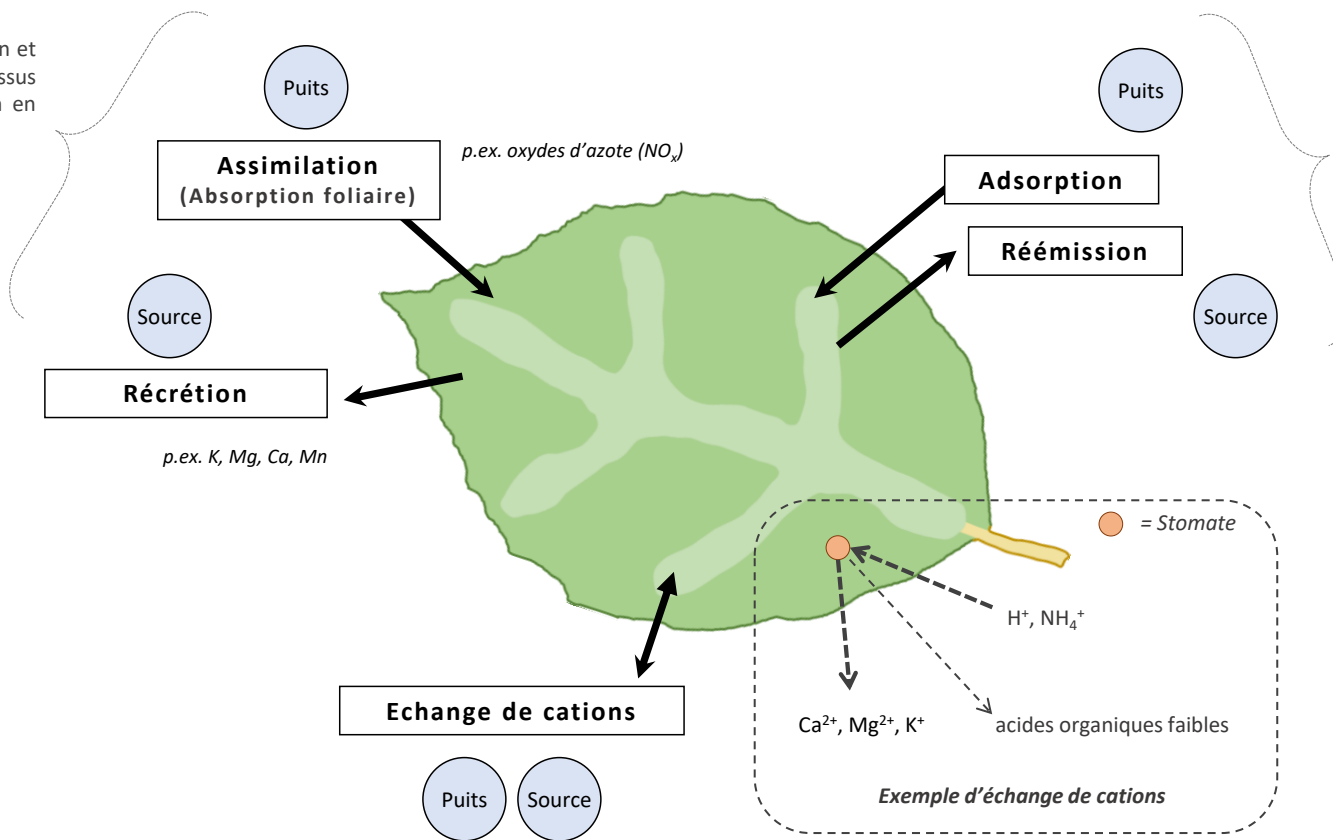
ANNEXE 1 – Les flux des éléments au sein d'un écosystème forestier

La figure ci-dessous est une synthèse des flux de l'eau et des éléments entre les différents compartiments d'un écosystème forestier (atmosphère, végétation, sol, roche-mère):



ANNEXE 2 – Les processus d'échange de la canopée

Echanges d'ions (excrétion et absorption) entre les tissus organiques et la solution en contact avec la feuille.

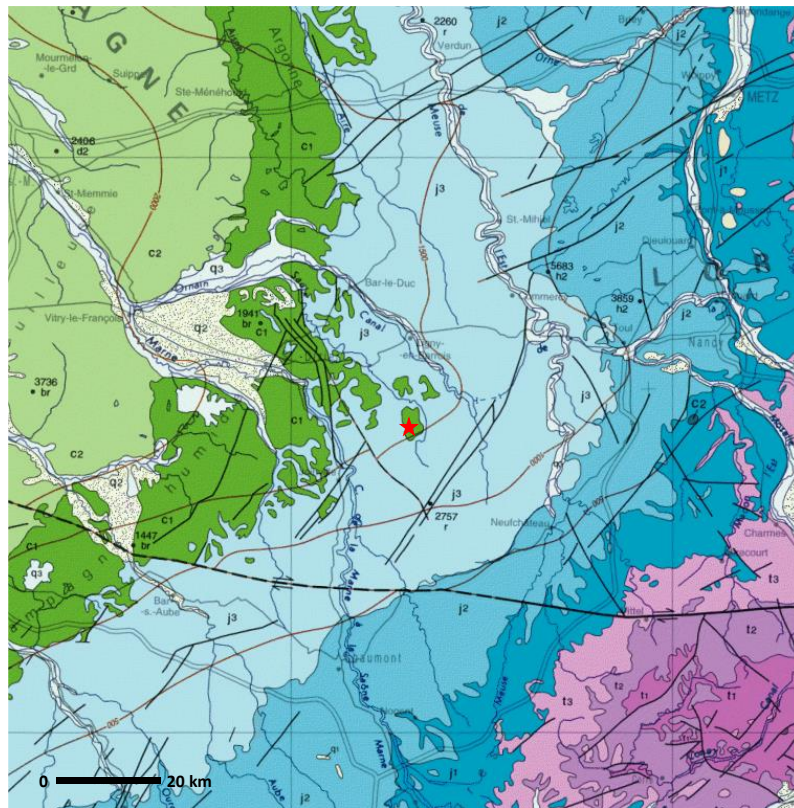


Fixation / arrachage physique ou chimique de molécules (gazeuses, solides ou liquides) qui sont en contact avec la surface foliaire.

Remplacement des ions d'une certaine charge contenus dans la par une quantité équivalente d'autres ions de même charge émis par la surface foliaire, selon la loi des équilibres chimiques.

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/.



Légende (gauche):

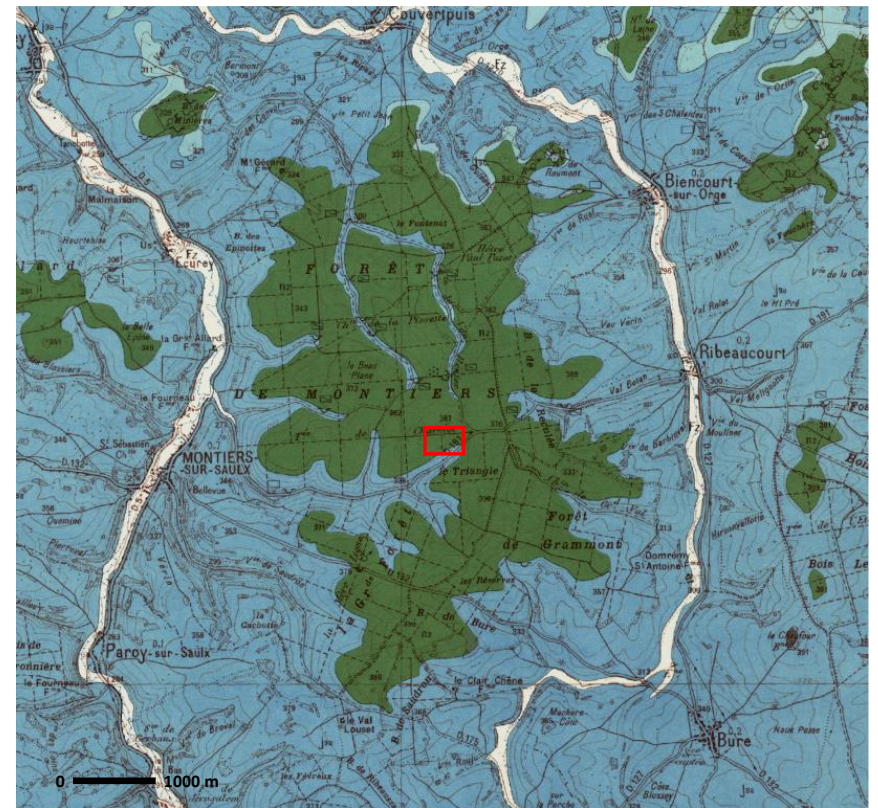
- Crétacé supérieur
- Crétacé inférieur
- Jurassique supérieur
- Jurassique moyen
- Jurassique inférieur
- Trias supérieur
- Trias moyen
- Trias inférieur

★ Site de Montiers

Légende (droite):

- Crétacé inférieur
- Jurassique supérieur

□ Site de Montiers



ANNEXE 5 – Caractéristiques physico-chimiques des sols de Montiers

Le tableau ci-dessous expose les moyennes (précédées 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, alocrisol/brunisol ; S2, brunisol-calculisol ; S3, rendisol).

Prof. cm	Propriétés physico-chimiques															Éléments majeurs															
	Densité g.cm ⁻³	pH _{eau}	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 9	281 9	160 6	185 14	121 7	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 1,1	64,2 8,8	2,6 0,3	38,7 4,6	64,3 1,4	8,3 0,3	14,1 0,9	0,2 0,0	0,3 0,0	0,2 0,0	0,3 0,0	0,3 0,0	1,0 0,1	0,7 0,0	0,5 0,0
	5-15	0,94 <i>0,07</i>	4,8	245 10	276 11	162 6	184 15	131 9	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 0,8	35,0 7,9	1,6 0,2	24,8 3,5	65,2 1,6	8,3 0,4	14,4 1,0	0,2 0,0	0,3 0,0	0,2 0,0	0,3 0,0	1,0 0,1	0,7 0,0	0,4 0,0	
	15-30	1,23 <i>0,08</i>	4,8	268 19	280 20	161 14	170 28	115 20	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 0,6	25,9 9,2	0,9 0,2	15,0 3,5	65,3 2,2	8,5 0,4	15,0 1,8	0,2 0,0	0,3 0,0	0,1 0,0	0,3 0,0	1,0 0,1	0,7 0,0	0,4 0,0	
	30-45	1,36 <i>0,07</i>	4,9	306 43	262 29	150 18	161 31	119 21	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 1,1	36,2 10,3	0,6 0,1	8,5 1,8	63,1 4,4	9,5 1,0	16,9 3,3	0,2 0,0	0,4 0,1	0,1 0,0	0,3 0,1	0,9 0,2	0,7 0,1	0,4 0,1	
	45-60	1,45 <i>0,06</i>	5,1	355 65	229 29	126 20	166 32	141 26	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 1,7	55,1 14,3	0,4 0,1	5,8 0,9	61,9 3,4	11,0 1,2	18,4 2,4	0,2 0,0	0,5 0,1	0,2 0,0	0,3 0,1	1,0 0,2	0,7 0,1	0,4 0,1	
STATION S2	0-5	1,03 <i>0,04</i>	5,4	242 19	242 6	143 5	290 14	83 9	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 2,0	83,3 5,3	2,6 0,2	41,3 5,5	77,7 1,4	6,6 0,3	6,2 1,1	0,2 0,0	0,3 0,0	0,2 0,0	0,2 0,0	0,9 0,0	0,8 0,0	0,2 0,0	
	5-15	0,91 <i>0,06</i>	5,2	241 24	246 6	145 5	287 17	82 9	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 2,7	59,1 8,9	1,6 0,3	25,9 6,0	80,0 2,2	6,6 0,2	6,2 0,7	0,2 0,0	0,3 0,0	0,2 0,0	0,2 0,0	0,9 0,0	0,8 0,0	0,2 0,0	
	15-30	1,23 <i>0,07</i>	5,3	294 54	234 9	136 6	273 21	64 4	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 1,4	60,9 8,8	1,0 1,1	15,5 2,8	78,8 0,3	7,5 0,2	6,2 0,3	0,1 0,0	0,4 0,0	0,1 0,0	0,2 0,0	1,0 0,0	0,8 0,0	0,2 0,0	
	30-45	1,35 <i>0,08</i>	5,3	420 98	188 30	107 22	214 44	71 14	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 4,5	68,4 18,8	0,8 0,3	9,7 3,3	73,3 3,9	10,3 2,0	8,1 1,2	0,1 0,0	0,6 0,2	0,2 0,0	0,2 0,1	1,2 0,1	0,8 0,0	0,2 0,0	
	45-60	1,32 <i>0,11</i>	5,4	523 109	154 34	85 26	176 46	63 25	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 6,7	75,6 13,9	0,6 0,2	6,2 1,8	63,2 4,0	14,7 1,8	11,7 1,3	0,1 0,0	1,0 0,2	0,7 0,5	0,1 0,0	1,5 0,2	0,7 0,0	0,2 0,0	
STATION S3	0-5	0,88 <i>0,05</i>	5,7	449 80	227 54	123 26	119 39	41 15	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 8,3	97,8 5,4	4,2 0,9	63,1 15,5	63,8 4,9	11,4 1,7	7,8 0,8	0,2 0,0	0,7 0,2	0,8 0,2	0,3 0,0	1,3 0,1	0,8 0,0	0,3 0,0	
	5-15	0,98 <i>0,04</i>	5,7	430 82	224 56	114 36	123 37	59 21	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 7,9	94,2 6,6	2,9 0,8	41,2 13,4	66,9 4,1	11,7 1,9	8,7 1,0	0,2 0,0	0,7 0,2	0,3 0,0	1,3 0,2	0,9 0,0	0,3 0,0		
	15-30	1,06 <i>0,09</i>	6,0	516 81	169 50	77 38	102 42	63 24	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 6,4	99,3 5,3	1,9 0,4	24,4 5,6	63,3 4,7	14,0 2,0	9,8 1,0	0,1 0,0	0,9 0,2	1,1 0,6	0,3 0,0	1,4 0,1	0,8 0,0	0,3 0,0	
	30-45	1,04 <i>0,16</i>	6,4	667 76	99 45	51 42	80 52	45 29	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 9,0	97,5 2,1	1,5 0,6	18,2 7,9	59,7 5,9	17,3 2,5	11,4 0,2	0,1 0,0	1,1 0,2	0,9 0,3	0,2 0,0	1,6 0,3	0,8 0,0	0,3 0,0	
	45-60	1,08 <i>0,08</i>	6,8																												

Texture – Nomenclature :

A = Argiles (< 2 µm) ; LF = Limons fins (2 µm - 20 µm) ; LG = Limons grossiers (20 µm - 50 µm) ; SF = Sables fins (50 µm - 0.2 mm) ; SG = Sables grossiers (0.2 mm - 2 mm)

ANNEXE 6 – Synthèse du dispositif expérimental du site de Montiers

Sample / Measurement	Equipment	Replicates per subplot / horizon	Total number	Depth / Height	Collecting surface	Sampling frequency
Bulk deposition	Pluviometer <i>(before November 2013)</i>	/	4	+ 45 m (flux tower)	0.22 m ² <i>Total: 0.88 m²</i>	Each 4 weeks
	Pluviometer <i>(as of November 2013)</i>		3		0.24 m ² <i>Total: 0.72 m²</i>	
Throughfall	Gutter	4	36	+ 120 cm	0.39 m ² <i>Total: 14.04 m²</i>	Each 4 weeks
Stemflow	Collector	6	54	+ 150 cm		Each 4 weeks
Atmospheric particles	Pluviometer and gutter		3 (pluviometers) 6 (gutters)			Each 4 weeks
Gravitational water	Tensionless lysimeter	3 <i>(in rocky layers: 1 or 2)</i>	40 plates and 109 sets of 8 flutes	Litter, -10, -30, -60, -90 and -120 cm		Each 4 weeks
Capillary water	Porous ceramic cup	4	124	-10, -30, -60, -90 and -120 cm		Each 4 weeks
Litterfall	Litterbag	3	54	~ + 30 cm	0.34 m ² <i>Total: 18.36 m²</i>	5 times per year (March, June, August, October and December)
Soil moisture	TDR probe	4	108	-10, -30, -60, -90 cm		Each 12 hours
Soil temperature	TDR probe	3	108	-10, -30, -60, -90 cm		Each hour
Tree diameter	Manual dendrometer	/	135	+ 130 cm		Each 4 weeks
	Automatic dendrometer	/	24	+ 130 cm		Each hour
	Measuring tape	/	2450	+ 130 cm		Each year

ANNEXE 7 – 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.

ANNEXE 8 – Données METEO FRANCE

Le tableau ci-dessous récapitule les données météorologiques obtenues de la part de Météo-France suite à la demande effectuée dans le cadre de cette étude. Ces données proviennent des stations météorologiques les plus proches du site expérimental de Montiers.

Nom de station	Numéro INSEE	Dép.	Distance à Montiers (km)	Orientation par rapport à Montiers	Données quotidiennes				
					Précipitations	Vitesse du vent	Température de l'air	Rayonnement global	Humidité relative
Biencourt-sur-Orge	55051001	55	4.3	E-NE	01/10/1971 - 27/01/2016	/	/	/	/
Cirfontaines-en-Ornois	52131002	52	12.4	SE	01/01/1999 - 31/12/2010	/	/	/	/
Sailly	52443001	52	12.5	S	01/01/50 - 01/10/71	/	/	/	/
Houdelaincourt	55248001	55	13.2	E	01/05/2011 - 30/04/2014	01/05/2011 - 30/04/2014	02/05/2011 - 30/04/2014	01/05/2011 - 30/04/2014	02/05/2011 - 30/12/2013
Erneville-aux-bois	55179001	55	23.5	N-NE	/	01/01/50 - 22/07/53	1950-1960, 1975-1979, 1992 - 27/01/2016	/	01/01/50 - 29/04/60
Saint-Dizier	52448001	52	27.6	O-NO	/	Juillet 1953 - 27/01/2016	/	Avril 2011 - 27/01/2016	Mai 1960 - 27/01/2016
Tomblaine (Nancy-Essey)	54526001	54	72	E	/	/	/	02/01/1965 - 01/05/2014	/

ANNEXE 9 – Moyennes des concentrations des éléments dans les solutions de Montiers

Les tableaux de cette annexe présentent les valeurs moyennes des teneurs en éléments, exprimées en mg.L⁻¹, dans les solutions des trois stations de Montiers (S1, alocrisol/brunisol ; S2, brunisol-calculisol ; S3, rendisol) : Dépôts atmosphériques en solution (*bulk deposition*), pluviollessivats (*throughfall*), écoulements de tronc (*stemflow*), solutions sous la litière (*forest floor*), solutions libres (*ZTL*) et liées (*TL*) du sol à -10, -30, -60, -90 et -120 cm de profondeur. Sont présentées les concentrations moyennes à l'échelle annuelle (*Mean*), durant la période de végétation (*Leafed*), lors de la sénescence et de la chute des feuilles (*Leaf fall*) et en période de dormance (*Leafless*), ainsi que les écarts-types (*ET*).

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH4	F	Cl	NO2	NO3	SO4	PO4	pH	H+		
		<i>mg.L⁻¹</i>																								
Bulk deposition	Mean	0.01	0.73	0.02	0.14	0.09	0.01	0.49	0.02	0.34	0.04	1.08	2.98	0.97	2.02	0.39	0.01	0.81	0.03	2.12	0.94	0.03	5.47	3.4E-06		
	ET	0.01	0.82	0.03	0.10	0.05	0.00	0.34	0.01	0.19	0.08	0.79	1.43	0.52	1.19	0.39	0.01	0.55	0.04	1.14	0.50	0.12		6.8E-06		
	Leafed	0.01	0.96	0.03	0.15	0.08	0.00	0.32	0.01	0.33	0.05	0.95	3.04	0.96	2.09	0.29	0.01	0.51	0.04	2.00	0.90	0.04	5.75	1.8E-06		
	ET	0.01	0.97	0.03	0.12	0.04	0.00	0.24	0.01	0.16	0.07	0.51	1.53	0.56	1.20	0.25	0.01	0.32	0.04	0.85	0.40	0.16		2.8E-06		
	Leaf fall	0.01	0.32	0.02	0.15	0.08	0.00	0.53	0.01	0.27	0.11	0.75	3.59	0.78	2.81	0.25	0.01	0.86	0.01	1.74	0.76	0.01	4.94	1.2E-05		
	ET	0.00	0.10	0.03	0.06	0.01	0.00	0.10	0.02	0.08	0.18	0.22	2.41	0.36	2.12	0.12	0.00	0.18	0.01	1.14	0.25	0.01		2.0E-05		
	Leafless	0.01	0.46	0.02	0.13	0.12	0.01	0.77	0.02	0.38	0.02	1.38	2.74	1.03	1.72	0.57	0.01	1.30	0.02	2.41	1.04	0.01	5.38	4.2E-06		
	ET	0.00	0.50	0.02	0.08	0.04	0.00	0.32	0.02	0.24	0.01	1.13	0.97	0.48	0.84	0.55	0.01	0.56	0.03	1.55	0.67	0.01		5.1E-06		
	Throughfall	S1	Mean	0.01	1.23	0.04	2.21	0.24	0.04	0.56	0.22	0.46	0.15	1.19	6.87	1.77	5.10	0.38	0.01	1.35	0.11	2.27	1.12	0.54	5.67	2.1E-06
			ET	0.01	2.00	0.03	3.20	0.23	0.06	0.35	0.50	0.41	0.18	1.15	5.65	1.24	4.57	0.45	0.01	1.13	0.48	2.72	0.96	1.50		4.6E-06
Leafed			0.01	1.75	0.04	2.43	0.29	0.05	0.40	0.16	0.52	0.16	1.37	8.78	2.16	6.62	0.38	0.01	0.95	0.19	2.64	1.25	0.33	6.11	7.9E-07	
ET			0.01	2.58	0.03	2.13	0.28	0.07	0.35	0.18	0.51	0.10	1.24	6.41	1.37	5.26	0.37	0.01	0.78	0.65	3.30	1.19	0.51		4.5E-07	
Leaf fall			0.01	1.38	0.04	8.58	0.41	0.02	0.73	1.45	0.54	0.59	0.38	11.30	2.91	8.39	0.03	0.01	3.13	0.01	0.20	1.20	4.22	6.41	3.9E-07	
ET		0.00	0.89	0.02	7.68	0.23	0.02	0.27	1.29	0.34	0.33	0.09	3.69	1.13	2.69	0.02	0.00	2.89	0.01	0.32	0.84	3.95		2.4E-07		
Leafless		0.01	0.47	0.03	0.64	0.14	0.02	0.75	0.06	0.36	0.04	1.11	3.32	1.00	2.33	0.46	0.01	1.55	0.01	2.18	0.92	0.09	5.36	4.4E-06		
ET		0.00	0.30	0.03	0.68	0.06	0.01	0.24	0.09	0.21	0.05	1.09	1.56	0.42	1.33	0.56	0.01	0.54	0.01	1.81	0.52	0.24		6.9E-06		
S2		Mean	0.01	1.28	0.04	2.98	0.28	0.04	0.60	0.27	0.48	0.16	1.20	9.35	1.90	7.36	0.37	0.01	1.36	0.15	1.94	1.08	0.64	5.91	1.2E-06	
		ET	0.01	2.04	0.03	3.60	0.26	0.08	0.38	0.47	0.41	0.16	1.24	8.22	1.56	6.95	0.48	0.01	1.11	0.84	2.52	0.98	1.27		1.4E-06	
		Leafed	0.01	1.78	0.05	3.32	0.33	0.06	0.43	0.22	0.54	0.17	1.43	12.44	2.28	10.00	0.40	0.01	0.89	0.27	2.33	1.19	0.47	6.13	7.4E-07	
		ET	0.01	2.67	0.03	3.01	0.33	0.10	0.37	0.23	0.52	0.09	1.42	9.71	1.80	8.31	0.47	0.01	0.88	1.14	3.11	1.23	0.64		3.3E-07	
		Leaf fall	0.01	1.30	0.04	9.26	0.40	0.01	0.72	1.40	0.50	0.51	0.40	11.65	3.23	8.43	0.03	0.01	2.80	0.01	0.23	1.05	3.75	6.46	3.4E-07	
ET		0.00	0.51	0.02	7.17	0.12	0.01	0.22	1.04	0.28	0.28	0.18	3.97	1.39	2.62	0.03	0.00	2.32	0.02	0.41	0.65	2.61		2.3E-07		
Leafless		0.01	0.58	0.03	1.23	0.18	0.02	0.82	0.13	0.39	0.07	1.02	4.56	1.11	3.45	0.39	0.01	1.73	0.01	1.74	0.94	0.26	5.68	2.1E-06		
ET	0.00	0.33	0.03	1.46	0.11	0.02	0.29	0.22	0.23	0.11	1.02	2.33	0.59	1.99	0.53	0.01	0.67	0.01	1.55	0.57	0.66		1.9E-06			
S3	Mean	0.01	1.22	0.04	2.65	0.24	0.02	0.61	0.19	0.45	0.13	1.15	7.77	1.63	6.14	0.34	0.01	1.35	0.14	2.19	1.06	0.42	5.94	1.2E-06		
	ET	0.01	1.60	0.03	3.40	0.20	0.02	0.39	0.32	0.33	0.14	0.99	6.96	1.10	6.28	0.40	0.01	1.04	0.80	2.53	0.81	0.87		1.2E-06		
	Leafed	0.01	1.65	0.05	2.65	0.28	0.02	0.42	0.15	0.49	0.14	1.32	10.03	1.79	8.24	0.33	0.01	0.86	0.26	2.62	1.14	0.30	6.08	8.3E-07		
	ET	0.01	2.06	0.03	2.39	0.25	0.02	0.36	0.16	0.40	0.08	1.02	8.57	1.21	7.82	0.27	0.01	0.81	1.08	3.07	1.00	0.46		4.3E-07		
	Leaf fall	0.01	1.35	0.04	9.58	0.32	0.00	0.70	1.00	0.49	0.43	0.39	9.36	3.11	6.25	0.02	0.01	2.62	0.03	0.45	1.13	2.58	6.55	2.8E-07		
ET	0.00	0.39	0.03	7.58	0.07	0.00	0.21	0.67	0.19	0.24	0.24	2.80	1.02	1.79	0.03	0.00	1.88	0.05	0.87	0.40	1.85		1.4E-07			
Leafless	0.01	0.59	0.03	1.27	0.16	0.01	0.85	0.10	0.39	0.06	1.07	4.29	1.12	3.17	0.43	0.01	1.79	0.01	1.92	0.93	0.17	5.75	1.8E-06			
ET	0.00	0.28	0.03	1.27	0.08	0.01	0.33	0.13	0.21	0.09	0.98	1.92	0.48	1.69	0.54	0.01	0.73	0.01	1.61	0.54	0.35		1.7E-06			

			Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH4	F	Cl	NO2	NO3	SO4	PO4	pH	H+	
			<i>mg.L⁻¹</i>																							
Stemflow	S1	Mean	0.01	0.98	0.05	3.99	0.22	0.04	0.78	0.23	0.80	0.38	2.76	14.72	1.67	13.05	1.11	0.02	1.80	0.26	3.65	1.67	0.57	6.11	7.7E-07	
		ET	0.02	1.50	0.07	5.32	0.41	0.07	0.62	0.92	1.28	0.32	5.30	15.79	1.20	14.73	2.42	0.02	2.00	1.06	8.41	3.08	2.74			5.6E-07
		Leafed	0.02	1.26	0.06	5.51	0.28	0.04	0.60	0.38	1.01	0.50	4.20	19.49	2.12	17.37	1.77	0.02	1.38	0.47	5.81	2.07	0.96	6.36	4.4E-07	
		ET	0.02	1.94	0.10	6.58	0.54	0.10	0.67	1.24	1.66	0.29	6.85	19.41	1.45	18.09	3.13	0.02	2.43	1.42	10.94	3.99	3.69			1.7E-07
		Leaf fall	0.01	0.77	0.04	5.13	0.14	0.02	0.54	0.25	0.60	0.63	1.68	11.53	1.50	10.03	0.59	0.01	2.00	0.06	2.82	1.24	0.67	6.26	5.5E-07	
		ET	0.01	0.97	0.03	5.01	0.16	0.01	0.31	0.31	0.62	0.61	1.92	9.47	0.53	8.99	0.68	0.01	2.09	0.10	4.23	1.29	0.97			2.4E-07
	Leafless	0.01	0.63	0.03	1.65	0.16	0.03	1.08	0.02	0.54	0.16	0.95	8.68	1.08	7.60	0.29	0.02	2.33	0.01	0.79	1.20	0.01	5.89	1.3E-06		
	ET	0.01	0.53	0.03	0.99	0.14	0.04	0.46	0.02	0.53	0.12	1.18	6.77	0.40	6.61	0.56	0.02	1.06	0.01	1.16	1.42	0.03			6.0E-07	
	S2	Mean	0.01	1.10	0.05	6.05	0.27	0.04	0.88	0.49	0.92	0.53	3.20	16.81	2.26	14.55	1.40	0.02	1.98	0.24	3.78	1.92	1.17	6.33	4.7E-07	
		ET	0.01	1.99	0.07	6.37	0.59	0.13	0.81	2.04	1.57	0.38	7.92	18.60	3.09	15.79	4.75	0.02	2.18	0.65	8.27	3.90	5.21			2.8E-07
		Leafed	0.02	1.41	0.06	8.08	0.35	0.06	0.72	0.83	1.15	0.68	5.06	22.19	3.01	19.18	2.37	0.02	1.49	0.43	6.07	2.33	2.03	6.48	3.3E-07	
		ET	0.02	2.62	0.09	7.72	0.79	0.17	0.97	2.75	2.04	0.34	10.46	23.25	4.08	19.44	6.35	0.02	2.60	0.85	10.45	5.06	7.02			1.8E-07
		Leaf fall	0.01	0.88	0.04	6.78	0.17	0.02	0.54	0.38	0.65	0.74	1.95	12.36	1.73	10.62	0.50	0.01	2.03	0.11	4.64	1.35	0.99	6.26	5.5E-07	
		ET	0.01	1.13	0.03	5.61	0.20	0.02	0.28	0.41	0.67	0.61	2.20	9.30	0.31	9.14	0.48	0.01	1.98	0.17	7.18	1.42	1.29			2.2E-07
	Leafless	0.01	0.72	0.03	3.07	0.18	0.02	1.16	0.03	0.66	0.28	0.84	10.18	1.33	8.85	0.21	0.02	2.66	0.01	0.40	1.46	0.01	6.19	6.4E-07		
	ET	0.01	0.56	0.03	1.96	0.15	0.02	0.55	0.03	0.68	0.22	0.76	7.30	0.45	7.06	0.28	0.03	1.30	0.01	0.56	1.86	0.03			3.2E-07	
	S3	Mean	0.01	1.32	0.05	6.81	0.27	0.02	0.84	0.62	1.11	0.42	3.75	16.71	2.57	14.13	1.71	0.02	1.90	0.69	5.05	1.86	1.22	6.40	4.0E-07	
		ET	0.01	2.56	0.05	7.19	0.56	0.04	0.69	3.18	3.15	0.41	10.00	18.53	3.53	15.38	6.04	0.02	2.21	2.95	13.13	4.07	6.33			2.6E-07
Leafed		0.02	1.74	0.06	9.36	0.35	0.02	0.75	1.07	1.58	0.55	5.91	22.46	3.37	19.08	2.83	0.02	1.57	1.23	8.09	2.44	2.14	6.57	2.7E-07		
ET		0.02	3.37	0.07	8.21	0.74	0.06	0.87	4.32	4.24	0.36	13.27	22.85	4.60	18.68	8.10	0.02	2.76	3.96	17.18	5.40	8.59			1.4E-07	
Leaf fall		0.01	1.36	0.04	8.87	0.22	0.00	0.67	0.31	0.77	0.79	2.64	14.85	2.95	11.91	1.04	0.01	2.44	0.29	5.17	1.58	0.77	6.44	3.7E-07		
ET		0.01	2.00	0.03	9.07	0.29	0.00	0.43	0.34	0.94	0.93	3.55	14.51	2.21	12.32	1.55	0.01	2.66	0.51	7.83	1.94	0.96			1.8E-07	
Leafless	0.01	0.74	0.04	2.82	0.17	0.01	1.01	0.04	0.52	0.17	0.93	9.04	1.39	7.65	0.28	0.02	2.25	0.01	0.77	1.10	0.03	6.23	5.9E-07			
ET	0.00	0.45	0.03	1.62	0.12	0.01	0.38	0.06	0.45	0.13	0.96	5.91	0.39	5.75	0.43	0.02	0.88	0.01	0.94	1.20	0.12			2.9E-07		
Forest floor (ZTL)	S1	Mean	0.10	3.94	0.18	5.18	0.68	0.01	0.78	0.60	0.69	1.72	1.74	26.26	1.87	24.38	0.24	0.02	2.15	0.09	3.37	1.29	1.53	6.30	5.06E-07	
		ET	0.04	2.21	0.08	2.76	0.35	0.02	0.36	0.58	0.34	0.77	1.00	11.58	0.60	11.36	0.24	0.01	1.25	0.19	3.59	0.79	1.64			2.56E-07
		Leafed	0.10	4.87	0.17	6.02	0.82	0.02	0.71	0.72	0.81	1.90	2.17	30.57	2.02	28.54	0.31	0.02	2.16	0.14	4.54	1.50	1.85	6.26	5.50E-07	
		ET	0.03	2.25	0.07	2.89	0.35	0.03	0.40	0.66	0.36	0.74	0.95	11.77	0.68	11.60	0.27	0.01	1.52	0.23	3.94	0.89	1.82			2.98E-07
		Leafless	0.10	2.47	0.20	3.82	0.45	0.01	0.88	0.40	0.50	1.43	1.06	19.35	1.62	17.73	0.13	0.01	2.15	0.02	1.50	0.94	1.02	6.36	4.36E-07	
		ET	0.05	1.06	0.10	1.91	0.17	0.00	0.26	0.34	0.21	0.75	0.66	7.23	0.32	7.14	0.13	0.01	0.63	0.03	1.82	0.44	1.18			1.52E-07
	S2	Mean	0.16	4.48	0.26	4.61	0.64	0.03	0.79	0.46	0.90	1.55	1.33	27.63	2.28	25.34	0.16	0.02	2.01	0.09	2.17	2.08	1.08	6.12	7.52E-07	
		ET	0.07	2.38	0.09	2.16	0.28	0.02	0.35	0.48	0.56	0.63	0.81	8.96	0.88	8.58	0.22	0.01	1.10	0.26	3.62	1.58	1.43			9.50E-07
		Leafed	0.14	5.36	0.25	4.95	0.74	0.04	0.71	0.50	1.05	1.64	1.64	28.91	2.45	26.46	0.22	0.02	1.82	0.14	3.10	2.43	1.17	6.35	4.45E-07	
		ET	0.05	2.54	0.08	2.22	0.29	0.03	0.36	0.54	0.64	0.59	0.85	9.45	1.00	8.93	0.26	0.01	1.24	0.33	4.31	1.86	1.57			2.54E-07
		Leafless	0.19	3.06	0.28	4.07	0.48	0.02	0.93	0.40	0.66	1.40	0.84	25.57	2.01	23.56	0.07	0.01	2.30	0.01	0.68	1.53	0.94	5.91	1.24E-06	
		ET	0.08	1.11	0.11	1.99	0.15	0.01	0.29	0.36	0.27	0.69	0.44	7.90	0.57	7.88	0.09	0.01	0.78	0.01	1.04	0.72	1.19			1.38E-06
	S3	Mean	0.15	6.87	0.20	4.35	0.63	0.01	0.73	0.32	1.65	1.36	1.87	22.44	3.03	19.32	0.24	0.02	1.82	0.13	4.20	4.43	0.64	6.53	2.92E-07	
		ET	0.11	3.33	0.12	1.67	0.27	0.01	0.35	0.20	1.13	0.76	1.50	8.59	0.83	8.37	0.39	0.01	1.08	0.23	5.46	3.94	0.58			2.75E-07
		Leafed	0.13	7.98	0.18	4.50	0.71	0.01	0.66	0.35	1.89	1.47	2.24	24.22	3.04	21.02	0.30	0.02	1.74	0.18	5.59	5.17	0.72	6.46	3.49E-07	
		ET	0.11	3.67	0.11	1.76	0.30	0.02	0.36	0.21	1.33	0.89	1.71	8.68	0.94	8.53	0.46	0.01	1.29	0.28	6.44	4.78	0.61			3.32E-07
		Leafless	0.16	5.09	0.22	4.11	0.50	0.01	0.85	0.28	1.28	1.17	1.27	19.60	3.01	16.59	0.15	0.01	1.94	0.04	1.97	3.25	0.50	6.70	2.01E-07	
		ET	0.12	1.56	0.12	1.53	0.13	0.00	0.30	0.17	0.52	0.44	0.82	7.85	0.61	7.54	0.22	0.01	0.62	0.06	1.97	1.38	0.53			9.47E-08

		<i>mg.L⁻¹</i>																									
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH4	F	Cl	NO2	NO3	SO4	PO4	pH	H+			
-10 cm	S1	ZTL	Mean	0.28	2.52	0.30	2.27	0.35	0.05	0.81	0.11	0.82	1.98	1.48	26.85	1.03	25.83	0.20	0.02	2.10	0.02	1.43	1.78	0.20	5.15	7.1E-06	
			ET	0.09	1.19	0.17	2.35	0.19	0.05	0.30	0.13	0.36	0.68	0.92	16.50	0.57	16.19	0.25	0.01	1.29	0.05	2.20	0.79	0.34			9.2E-06
			Leafed	0.29	2.78	0.27	3.02	0.39	0.05	0.79	0.16	0.86	1.97	1.62	29.19	1.16	28.04	0.22	0.02	2.06	0.03	1.78	1.87	0.29	5.34	4.5E-06	
		TL	ET	0.10	1.38	0.17	2.71	0.23	0.05	0.32	0.15	0.40	0.70	1.01	19.65	0.67	19.23	0.22	0.01	1.53	0.06	2.68	0.93	0.39			5.9E-06
			Leafless	0.26	2.09	0.34	1.08	0.28	0.06	0.84	0.04	0.77	2.00	1.24	23.11	0.82	22.29	0.16	0.01	2.16	0.00	0.87	1.65	0.08	4.95	1.1E-05	
			ET	0.08	0.61	0.16	0.59	0.08	0.04	0.27	0.03	0.27	0.66	0.74	8.80	0.28	8.87	0.30	0.01	0.84	0.00	0.89	0.48	0.17			1.2E-05
	S2	ZTL	Mean	0.18	1.05	0.05	0.17	0.23	0.05	1.00	0.01	0.67	2.87	0.51	7.49	0.81	6.68	0.07	0.02	1.84	0.00	0.06	1.75	0.01	5.47	3.4E-06	
			ET	0.05	0.20	0.03	0.20	0.06	0.03	0.19	0.01	0.11	0.96	0.28	2.95	0.26	2.96	0.06	0.01	0.76	0.00	0.07	0.32	0.02			1.5E-06
			Leafed	0.18	0.99	0.05	0.20	0.22	0.05	1.03	0.01	0.67	3.18	0.63	8.77	0.83	7.95	0.08	0.03	1.69	0.00	0.06	1.74	0.01	5.56	2.8E-06	
		TL	ET	0.06	0.21	0.03	0.24	0.06	0.04	0.20	0.01	0.11	1.04	0.28	3.02	0.30	3.04	0.07	0.01	0.81	0.00	0.06	0.32	0.02			1.3E-06
			Leafless	0.17	1.14	0.04	0.11	0.24	0.04	0.93	0.01	0.66	2.34	0.31	5.31	0.80	4.51	0.04	0.02	2.09	0.00	0.08	1.76	0.01	5.36	4.4E-06	
			ET	0.03	0.14	0.03	0.07	0.04	0.02	0.17	0.00	0.12	0.50	0.08	0.78	0.16	0.80	0.04	0.01	0.59	0.00	0.09	0.32	0.02			1.4E-06
S3	ZTL	Mean	0.51	3.48	0.52	1.21	0.32	0.03	0.83	0.12	1.11	2.06	1.20	20.05	1.26	18.78	0.26	0.02	1.84	0.06	1.07	2.70	0.19	5.72	1.9E-06		
		ET	0.34	1.40	0.35	0.82	0.12	0.03	0.23	0.08	0.58	0.65	0.84	8.73	0.61	8.51	0.27	0.01	0.88	0.31	2.21	1.72	0.30			2.2E-06	
		Leafed	0.46	3.63	0.46	1.48	0.34	0.03	0.81	0.14	1.20	2.02	1.42	22.03	1.26	20.77	0.33	0.02	1.62	0.10	1.43	3.00	0.26	5.70	2.0E-06		
	TL	ET	0.33	1.47	0.33	0.94	0.14	0.04	0.25	0.09	0.69	0.66	0.98	9.87	0.65	9.51	0.28	0.01	0.91	0.39	2.78	2.00	0.35			2.7E-06	
		Leafless	0.60	3.25	0.62	0.79	0.28	0.03	0.87	0.08	0.97	2.12	0.87	17.07	1.26	15.81	0.16	0.02	2.19	0.01	0.53	2.22	0.09	5.75	1.8E-06		
		ET	0.35	1.30	0.35	0.29	0.08	0.01	0.19	0.06	0.33	0.64	0.40	5.68	0.56	5.76	0.23	0.01	0.72	0.01	0.38	1.01	0.14			1.2E-06	
S3	ZTL	Mean	0.13	2.09	0.05	0.13	0.18	0.01	1.05	0.01	0.60	3.19	0.54	9.14	1.19	7.94	0.13	0.02	1.78	0.00	0.11	1.52	0.00	5.98	1.0E-06		
		ET	0.02	0.48	0.03	0.07	0.04	0.01	0.62	0.01	0.15	1.07	0.30	2.82	0.50	2.84	0.16	0.01	0.72	0.00	0.35	0.44	0.01			2.6E-06	
		Leafed	0.13	2.10	0.05	0.15	0.17	0.01	1.13	0.01	0.60	3.51	0.64	10.23	1.32	8.91	0.16	0.02	1.59	0.00	0.14	1.49	0.00	6.21	6.1E-07		
	TL	ET	0.02	0.58	0.03	0.08	0.05	0.01	0.78	0.01	0.16	1.13	0.33	3.02	0.60	3.15	0.19	0.01	0.76	0.00	0.44	0.51	0.01			4.8E-07	
		Leafless	0.14	2.07	0.05	0.10	0.18	0.01	0.93	0.01	0.61	2.69	0.38	7.46	1.01	6.46	0.07	0.02	2.08	0.00	0.06	1.57	0.00	5.77	1.7E-06		
		ET	0.02	0.29	0.03	0.05	0.04	0.00	0.16	0.00	0.12	0.74	0.14	1.29	0.21	1.31	0.07	0.01	0.55	0.00	0.09	0.30	0.00			4.1E-06	
S3	ZTL	Mean	0.59	8.43	0.54	1.26	0.42	0.01	0.73	0.07	2.15	2.10	1.39	21.77	3.23	18.54	0.26	0.03	1.77	0.08	1.72	5.51	0.07	6.38	4.2E-07		
		ET	0.50	2.63	0.38	0.89	0.13	0.01	0.23	0.06	1.44	1.10	1.10	11.59	1.17	11.58	0.45	0.01	1.14	0.10	2.60	5.14	0.13			9.8E-07	
		Leafed	0.45	8.71	0.43	1.54	0.42	0.01	0.70	0.08	2.29	1.95	1.55	23.09	3.11	19.98	0.32	0.03	1.64	0.09	2.25	6.26	0.09	6.21	6.2E-07		
	TL	ET	0.38	3.05	0.30	1.03	0.15	0.01	0.24	0.06	1.75	1.17	1.27	13.76	1.36	13.81	0.56	0.01	1.32	0.07	3.18	6.31	0.15			1.2E-06	
		Leafless	0.81	8.01	0.70	0.81	0.41	0.01	0.77	0.06	1.92	2.34	1.15	19.71	3.41	16.30	0.16	0.03	1.96	0.06	0.90	4.34	0.04	6.95	1.1E-07		
		ET	0.59	1.80	0.43	0.27	0.11	0.00	0.22	0.05	0.71	0.96	0.75	6.87	0.78	6.58	0.18	0.01	0.78	0.14	0.81	2.06	0.10			5.0E-08	
S3	ZTL	Mean	0.15	7.27	0.06	0.24	0.24	0.00	0.96	0.01	0.61	3.82	0.87	17.08	3.74	13.34	0.09	0.04	1.85	0.00	0.22	1.28	0.00	6.80	1.9E-07		
		ET	0.04	2.50	0.03	0.13	0.08	0.00	0.42	0.00	0.17	1.21	0.29	4.34	2.30	4.35	0.07	0.01	0.70	0.00	0.32	0.46	0.01			9.4E-08	
		Leafed	0.14	7.46	0.06	0.24	0.24	0.00	1.02	0.01	0.58	3.97	0.93	18.06	4.16	13.90	0.11	0.04	1.64	0.00	0.24	1.19	0.00	6.78	1.7E-07		
	TL	ET	0.04	2.90	0.03	0.14	0.09	0.00	0.52	0.01	0.15	1.34	0.33	4.99	2.84	5.15	0.07	0.02	0.68	0.00	0.37	0.45	0.01			7.4E-08	
		Leafless	0.16	6.99	0.06	0.25	0.24	0.00	0.87	0.01	0.66	3.60	0.79	15.69	3.14	12.55	0.06	0.04	2.15	0.00	0.19	1.43	0.00	6.66	2.2E-07		
		ET	0.04	1.82	0.03	0.10	0.05	0.00	0.17	0.00	0.18	0.98	0.22	2.81	1.02	2.81	0.05	0.01	0.63	0.00	0.24	0.45	0.01			1.1E-07	

		<i>mg.L⁻¹</i>																									
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH4	F	Cl	NO2	NO3	SO4	PO4	pH	H+			
-30 cm	S1	ZTL	Mean	0.17	1.83	0.34	0.34	0.22	0.03	0.82	0.02	1.39	2.64	0.33	7.23	0.76	5.93	0.05	0.02	1.66	0.00	0.21	4.13	0.01	4.98	1.1E-05	
			ET	0.09	0.40	0.17	0.19	0.05	0.01	0.11	0.01	0.28	0.35	0.16	2.91	0.30	2.95	0.05	0.01	0.70	0.01	0.28	0.80	0.03			1.0E-05
			Leafed	0.18	1.69	0.35	0.41	0.21	0.04	0.80	0.02	1.35	2.81	0.38	8.58	0.73	7.10	0.06	0.02	1.59	0.00	0.19	4.02	0.01	4.97	1.1E-05	
		TL	ET	0.09	0.29	0.19	0.22	0.04	0.01	0.11	0.01	0.30	0.35	0.17	3.13	0.28	3.22	0.05	0.01	0.80	0.01	0.18	0.89	0.03			7.0E-06
			Leafless	0.17	2.01	0.33	0.24	0.24	0.03	0.84	0.01	1.44	2.42	0.27	5.54	0.80	4.44	0.04	0.02	1.75	0.00	0.23	4.26	0.00	4.98	1.0E-05	
			ET	0.10	0.46	0.15	0.09	0.06	0.01	0.11	0.01	0.25	0.19	0.12	1.34	0.34	1.69	0.05	0.00	0.55	0.00	0.38	0.66	0.01			1.3E-05
	S2	ZTL	Mean	0.02	1.14	0.03	0.08	0.27	0.02	1.05	0.01	0.58	3.54	0.43	4.09	1.09	3.03	0.10	0.03	2.30	0.00	0.05	1.52	0.00	6.01	9.7E-07	
			ET	0.01	0.25	0.03	0.03	0.06	0.01	0.16	0.00	0.15	1.13	0.28	1.96	0.30	1.88	0.12	0.02	0.56	0.01	0.07	0.36	0.02			8.0E-07
			Leafed	0.02	1.15	0.03	0.08	0.28	0.02	1.10	0.01	0.60	3.80	0.52	4.82	1.13	3.74	0.13	0.03	2.26	0.00	0.04	1.54	0.01	6.15	7.1E-07	
		TL	ET	0.02	0.30	0.03	0.03	0.07	0.01	0.17	0.00	0.17	1.24	0.32	2.07	0.35	2.00	0.14	0.02	0.58	0.02	0.05	0.42	0.02			4.9E-07
			Leafless	0.02	1.11	0.03	0.07	0.26	0.03	0.98	0.00	0.55	3.08	0.27	2.84	1.01	1.83	0.05	0.03	2.36	0.00	0.07	1.50	0.00	5.85	1.4E-06	
			ET	0.01	0.14	0.04	0.02	0.04	0.01	0.13	0.00	0.07	0.75	0.09	0.79	0.18	0.73	0.06	0.01	0.53	0.00	0.08	0.23	0.00			1.0E-06
S3	ZTL	Mean	1.28	3.57	1.31	0.77	0.30	0.04	1.04	0.06	1.28	3.54	0.56	11.53	1.49	10.04	0.07	0.01	2.06	0.01	0.50	3.62	0.04	5.64	2.3E-06		
		ET	1.23	0.89	1.05	0.65	0.10	0.03	0.12	0.05	0.30	1.63	0.42	5.29	0.36	5.38	0.08	0.01	0.80	0.04	0.94	1.00	0.13			2.6E-06	
		Leafed	1.33	3.58	1.30	0.94	0.31	0.05	1.03	0.07	1.18	3.58	0.73	13.48	1.46	12.04	0.10	0.02	2.02	0.02	0.74	3.27	0.07	5.53	2.9E-06		
	TL	ET	1.26	0.82	0.96	0.76	0.10	0.04	0.11	0.06	0.27	1.52	0.48	6.13	0.35	6.26	0.09	0.01	0.83	0.05	1.17	1.01	0.16			3.1E-06	
		Leafless	1.22	3.57	1.33	0.52	0.27	0.02	1.06	0.04	1.40	3.48	0.33	8.99	1.54	7.45	0.04	0.01	2.13	0.00	0.16	4.11	0.01	5.85	1.4E-06		
		ET	1.22	1.01	1.20	0.34	0.09	0.01	0.13	0.03	0.29	1.82	0.10	2.18	0.37	2.12	0.04	0.00	0.77	0.00	0.15	0.78	0.02			1.1E-06	
S3	ZTL	Mean	0.01	3.04	0.03	0.03	0.15	0.00	1.15	0.01	0.51	3.99	0.53	5.68	2.08	3.60	0.15	0.02	2.45	0.00	0.05	1.35	0.00	6.59	2.6E-07		
		ET	0.00	1.34	0.03	0.02	0.02	0.00	0.18	0.01	0.08	1.07	0.33	1.82	0.71	1.67	0.20	0.01	0.72	0.00	0.12	0.30	0.02			5.0E-07	
		Leafed	0.01	3.26	0.02	0.03	0.15	0.00	1.17	0.01	0.50	4.31	0.63	6.26	2.26	4.01	0.19	0.02	2.43	0.00	0.04	1.35	0.01	6.77	1.7E-07		
	TL	ET	0.00	1.70	0.03	0.01	0.02	0.00	0.14	0.01	0.09	1.09	0.36	1.90	0.84	1.64	0.25	0.01	0.75	0.00	0.06	0.34	0.02			1.2E-07	
		Leafless	0.01	2.71	0.03	0.04	0.15	0.00	1.13	0.01	0.51	3.52	0.39	4.86	1.83	3.03	0.08	0.02	2.49	0.00	0.08	1.34	0.00	6.40	4.0E-07		
		ET	0.00	0.25	0.04	0.02	0.02	0.01	0.23	0.01	0.07	0.86	0.21	1.36	0.35	1.57	0.08	0.01	0.69	0.00	0.17	0.23	0.00			7.7E-07	
S3	ZTL	Mean	0.18	41.61	0.24	1.65	0.59	0.00	1.11	0.11	1.45	2.34	1.69	41.36	22.88	18.48	0.11	0.05	2.99	0.21	4.70	3.44	0.18	7.59	2.6E-08		
		ET	0.18	12.13	0.18	1.38	0.20	0.00	0.29	0.13	0.59	1.03	2.07	12.70	8.36	13.35	0.18	0.01	1.44	0.51	8.83	1.50	0.34			2.6E-08	
		Leafed	0.17	38.28	0.24	1.82	0.53	0.00	1.09	0.12	1.55	2.62	2.17	40.37	20.11	20.26	0.12	0.05	3.10	0.32	6.59	3.73	0.23	7.44	3.6E-08		
	TL	ET	0.16	13.11	0.18	1.53	0.20	0.01	0.29	0.14	0.68	1.22	2.59	12.84	9.18	15.46	0.22	0.01	1.63	0.64	11.21	1.75	0.41			3.1E-08	
		Leafless	0.19	46.16	0.25	1.42	0.67	0.00	1.15	0.08	1.31	1.94	1.03	42.71	26.68	16.04	0.09	0.04	2.84	0.06	2.12	3.06	0.12	7.92	1.2E-08		
		ET	0.21	9.13	0.18	1.14	0.18	0.00	0.29	0.10	0.42	0.49	0.57	12.72	5.26	9.62	0.10	0.01	1.16	0.07	1.90	1.01	0.21			4.8E-09	
S3	ZTL	Mean	0.01	39.05	0.03	0.11	0.58	0.00	1.43	0.01	0.76	4.16	0.60	28.66	24.79	3.89	0.12	0.06	1.61	0.00	0.07	1.83	0.01	7.82	9.9E-09		
		ET	0.00	5.37	0.03	0.04	0.07	0.00	0.30	0.00	0.26	1.49	0.27	3.49	3.82	2.58	0.16	0.03	0.64	0.00	0.09	0.39	0.04			3.0E-09	
		Leafed	0.01	39.05	0.02	0.12	0.59	0.00	1.49	0.01	0.77	4.47	0.71	29.64	25.26	4.41	0.16	0.07	1.38	0.00	0.06	1.85	0.01	8.00	9.9E-09		
	TL	ET	0.00	6.21	0.03	0.04	0.07	0.00	0.29	0.00	0.29	1.70	0.28	3.93	4.24	3.07	0.19	0.03	0.58	0.00	0.08	0.45	0.05			2.4E-09	
		Leafless	0.01	39.06	0.03	0.10	0.55	0.00	1.35	0.01	0.74	3.72	0.44	27.27	24.13	3.14	0.05	0.06	1.96	0.00	0.08	1.80	0.00	8.01	9.9E-09		
		ET	0.00	4.07	0.03	0.03	0.07	0.00	0.30	0.00	0.21	1.02	0.17	2.16	3.14	1.43	0.06	0.02	0.60	0.00	0.11	0.29	0.01			3.9E-09	

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	TN	TC	IC	TOC	NH4	F	Cl	NO2	NO3	SO4	PO4	pH	H+			
		<i>mg.L⁻¹</i>																									
- 60 cm	S1	ZTL	Mean	0.11	2.26	0.26	0.49	0.44	0.02	0.99	0.06	1.80	2.57	0.43	7.67	1.06	6.55	0.13	0.01	1.77	0.00	0.22	5.51	0.12	5.28	5.3E-06	
			ET	0.07	0.44	0.12	1.12	0.07	0.02	0.14	0.17	0.30	0.45	0.39	5.70	0.36	5.79	0.22	0.01	0.71	0.01	0.26	0.76	0.44	5.26	5.5E-06	9.9E-06
			Leafed	0.12	2.38	0.28	0.73	0.46	0.02	1.01	0.08	1.80	2.89	0.46	9.67	1.06	8.62	0.17	0.01	1.81	0.00	0.20	5.48	0.18	5.26	5.5E-06	7.4E-06
		ET	0.08	0.48	0.11	1.58	0.07	0.02	0.10	0.23	0.24	0.39	0.31	7.38	0.43	7.57	0.26	0.01	0.97	0.01	0.15	0.49	0.60	5.29	5.1E-06	1.2E-05	
		Leafless	0.10	2.14	0.24	0.26	0.43	0.01	0.98	0.04	1.80	2.26	0.41	5.78	1.06	4.60	0.10	0.00	1.72	0.00	0.23	5.53	0.07	5.29	5.1E-06	1.2E-05	
		ET	0.07	0.38	0.12	0.18	0.07	0.00	0.16	0.08	0.35	0.24	0.46	2.43	0.30	2.14	0.18	0.00	0.36	0.01	0.34	0.96	0.21	5.29	5.1E-06	1.2E-05	
		TL	Mean	0.01	2.38	0.03	0.06	0.70	0.00	1.24	0.00	1.39	4.12	0.50	4.72	1.67	3.05	0.04	0.02	2.56	0.00	0.05	4.19	0.00	6.60	2.5E-07	1.4E-07
			ET	0.00	0.33	0.04	0.02	0.11	0.00	0.13	0.00	0.21	1.36	0.34	2.34	0.29	2.31	0.05	0.01	0.77	0.00	0.09	0.65	0.02	6.60	2.5E-07	1.4E-07
			Leafed	0.01	2.32	0.03	0.06	0.70	0.01	1.26	0.00	1.36	4.39	0.63	5.67	1.65	4.02	0.04	0.02	2.58	0.00	0.03	4.11	0.01	6.60	2.5E-07	1.4E-07
	ET	0.00	0.37	0.03	0.02	0.13	0.00	0.15	0.00	0.21	1.63	0.38	2.59	0.32	2.54	0.04	0.01	0.81	0.00	0.05	0.75	0.02	6.59	2.6E-07	1.5E-07		
	Leafless	0.01	2.47	0.03	0.06	0.69	0.00	1.21	0.00	1.45	3.69	0.31	3.33	1.71	1.62	0.05	0.02	2.53	0.00	0.06	4.30	0.00	6.59	2.6E-07	1.5E-07		
	ET	0.00	0.24	0.04	0.02	0.05	0.00	0.11	0.00	0.21	0.63	0.14	0.68	0.24	0.60	0.06	0.01	0.73	0.00	0.12	0.47	0.00	6.59	2.6E-07	1.5E-07		
	S2	ZTL	Mean	0.42	4.50	0.58	0.45	0.23	0.02	1.05	0.08	2.00	2.75	0.65	11.64	1.87	7.90	0.30	0.01	2.13	0.34	1.21	6.03	0.21	5.65	2.2E-06	7.2E-06
			ET	0.33	1.15	0.39	1.07	0.06	0.01	0.15	0.23	0.40	0.64	0.99	13.83	0.87	4.92	1.03	0.01	0.79	2.14	3.90	1.36	0.94	5.49	3.2E-06	9.8E-06
			Leafed	0.48	4.22	0.66	0.61	0.24	0.02	1.06	0.13	1.92	3.06	0.97	14.66	1.61	9.50	0.52	0.01	2.28	0.64	2.09	5.71	0.37	5.49	3.2E-06	9.8E-06
		ET	0.36	0.89	0.44	1.45	0.07	0.02	0.17	0.31	0.47	0.56	1.29	18.53	0.74	5.84	1.39	0.01	0.96	2.91	5.21	1.70	1.27	5.98	1.0E-06	1.5E-06	
		Leafless	0.35	4.82	0.48	0.26	0.22	0.01	1.05	0.03	2.11	2.40	0.30	8.30	2.16	6.14	0.05	0.01	1.96	0.00	0.18	6.40	0.04	5.98	1.0E-06	1.5E-06	
		ET	0.29	1.34	0.31	0.20	0.04	0.00	0.11	0.04	0.29	0.54	0.10	3.31	0.94	2.87	0.04	0.00	0.51	0.01	0.20	0.66	0.13	5.98	1.0E-06	1.5E-06	
		TL	Mean	0.01	17.04	0.02	0.05	0.49	0.00	1.52	0.01	1.31	4.48	0.40	12.13	10.70	1.57	0.13	0.02	2.26	0.00	0.05	3.70	0.00	7.32	4.8E-08	3.2E-08
			ET	0.00	4.95	0.03	0.03	0.15	0.00	0.20	0.00	0.19	1.11	0.37	3.66	3.57	1.63	0.21	0.01	0.69	0.00	0.11	0.76	0.02	7.42	3.8E-08	1.9E-08
			Leafed	0.01	17.73	0.02	0.06	0.53	0.00	1.60	0.01	1.28	4.98	0.55	13.42	11.45	2.14	0.18	0.03	2.19	0.00	0.04	3.61	0.01	7.42	3.8E-08	1.9E-08
	ET	0.00	5.87	0.03	0.03	0.18	0.00	0.21	0.00	0.19	1.11	0.40	3.97	4.15	1.86	0.26	0.01	0.66	0.00	0.08	0.79	0.02	7.20	6.3E-08	4.1E-08		
	Leafless	0.01	15.96	0.03	0.04	0.42	0.00	1.39	0.00	1.37	3.71	0.16	10.11	9.53	0.70	0.05	0.02	2.38	0.00	0.05	3.84	0.00	7.20	6.3E-08	4.1E-08		
	ET	0.00	2.84	0.04	0.02	0.04	0.00	0.08	0.00	0.18	0.55	0.09	1.83	2.00	0.44	0.05	0.01	0.74	0.00	0.15	0.70	0.00	7.20	6.3E-08	4.1E-08		
S3	ZTL	Mean	0.03	70.69	0.06	2.63	1.05	0.01	1.91	0.30	2.94	2.40	3.21	60.07	37.18	22.89	0.36	0.06	4.51	0.55	19.26	7.63	0.98	7.82	1.5E-08	2.0E-08	
		ET	0.04	19.82	0.05	1.58	0.39	0.01	0.69	0.71	1.80	1.33	2.96	18.92	9.30	13.13	0.89	0.03	2.98	0.77	34.26	5.38	2.66	7.69	2.1E-08	2.8E-08	
		Leafed	0.03	72.17	0.07	2.62	0.93	0.01	1.76	0.20	3.29	2.68	4.38	56.98	35.38	21.60	0.52	0.07	4.61	0.97	15.12	8.45	0.59	7.69	2.1E-08	2.8E-08	
		ET	0.06	23.41	0.07	1.58	0.43	0.00	0.70	0.30	2.26	1.77	3.54	18.40	7.67	14.74	1.17	0.02	3.61	0.90	19.12	6.79	1.30	8.00	1.0E-08	5.0E-09	
		Leafless	0.02	69.20	0.05	2.63	1.17	0.00	2.05	0.40	2.59	2.12	1.85	64.20	39.58	24.62	0.14	0.06	4.41	0.13	23.98	6.81	1.38	8.00	1.0E-08	5.0E-09	
ET	0.01	17.00	0.04	1.69	0.34	0.01	0.68	0.98	1.24	0.70	1.34	20.51	11.42	11.76	0.16	0.03	2.43	0.18	47.57	3.80	3.63	8.00	1.0E-08	5.0E-09			
- 90 cm	S1	ZTL	Mean	0.05	3.43	0.14	0.33	0.59	0.02	1.22	0.04	3.08	2.54	0.85	8.01	1.20	6.81	0.34	0.00	1.95	0.01	0.18	9.62	0.04	5.45	3.6E-06	
			ET	0.04	0.54	0.08	0.26	0.07	0.01	0.14	0.06	0.33	0.30	0.75	4.51	0.44	4.52	0.38	0.00	0.60	0.03	0.17	1.10	0.13	5.78	1.6E-06	
			Leafed	0.04	3.42	0.13	0.32	0.61	0.02	1.25	0.04	3.03	2.75	0.88	7.64	1.32	6.32	0.32	0.00	1.76	0.02	0.15	9.37	0.07	5.78	1.6E-06	
		ET	0.03	0.50	0.07	0.21	0.08	0.01	0.16	0.09	0.40	0.26	0.88	2.56	0.53	2.44	0.41	0.00	0.65	0.04	0.12	1.39	0.19	5.31	1.9E-06		
		Leafless	0.06	3.44	0.15	0.34	0.58	0.02	1.20	0.03	3.12	2.38	0.83	8.28	1.11	7.18	0.36	0.00	2.08	0.00	0.20	9.80	0.03	5.31	1.9E-06		
		ET	0.04	0.58	0.09	0.30	0.05	0.01	0.13	0.05	0.28	0.24	0.67	5.61	0.35	5.65	0.37	0.00	0.55	0.01	0.20	0.84	0.06	5.31	1.9E-06		
	TL	Mean	0.01	3.15	0.03	0.07	0.80	0.00	1.36	0.00	2.02	3.87	0.54	4.90	1.87	2.98	0.05	0.02	2.37	0.00	0.04	6.30	0.00	6.19	6.5E-07		
		ET	0.00	0.42	0.03	0.02	0.12	0.00	0.23	0.00	0.33	1.13	0.45	2.91	0.32	2.66	0.05	0.01	0.62	0.00	0.07	0.91	0.02	6.19	6.5E-07		
		Leafed	0.01	3.11	0.03	0.07	0.79	0.00	1.40	0.01	1.96	4.17	0.75	6.20	1.89	4.21	0.06	0.02	2.39	0.00	0.03	6.11	0.01	6.69	2.1E-07		
		ET	0.00	0.51	0.03	0.03	0.14	0.00	0.27	0.00	0.40	1.32	0.48	3.07	0.37	2.79	0.06	0.01	0.70	0.00	0.05	1.06	0.03	6.69	2.1E-07		
		Leafless	0.01	3.22	0.03	0.06	0.81	0.00	1.30	0.00	2.11	3.39	0.24	2.90	1.83	1.10	0.04	0.01	2.35	0.00	0.05	6.59	0.00	5.88	1.3E-06		
		ET	0.00	0.23	0.04	0.02	0.04	0.00	0.10	0.00	0.13	0.45	0.11	0.64	0.23	0.51	0.04	0.01	0.50	0.00	0.09	0.53	0.00	5.88	1.3E-06		
-120	S1	TL	Mean	0.00	3.18	0.03	0.07	0.84	0.00	1.33	0.01	1.91	3.68	0.54	5.05	2.01	3.05	0.07	0.02	2.31	0.00	0.04	5.80	0.00	6.74	1.8E-07	
			ET	0.00	0.33	0.04	0.16	0.09	0.00	0.14	0.01	0.19	0.61	0.58	3.59	0.53	3.62	0.10	0.01	0.47	0.00	0.07	0.90	0.02	6.74	1.8E-07	
			Leafed	0.00	3.08	0.03	0.09	0.82	0.00	1.34	0.01	1.86	3.84	0.80	6.70	2.03	4.66	0.09	0.02	2.22	0.00	0.03	5.59	0.00	6.73	1.9E-07	
			ET	0.00	0.39	0.04	0.21	0.11	0.00	0.13	0.01	0.21	0.67	0.66	3.99	0.68	4.0										

ANNEXE 10 – Moyennes des concentrations des éléments dans les compartiments solides

Les deux tableaux de cette annexe présentent les valeurs moyennes des teneurs en éléments, exprimées en $g.kg^{-1}$, dans les compartiments solides des trois stations de Montiers (S1, alocrisol/brunisol ; S2, brunisol-calciisol ; S3, rendisol) : Dépôts atmosphériques particulaires (*dust deposition*) hors couvert (HC) et sous couvert (SC), petites racines à différentes profondeurs de sol, grosses racines, bois et écorce du tronc, branches de différents diamètres (\emptyset), feuilles fraîches de hêtre (récoltées en août) et feuilles de litière (prélevées en mars, juin, août et décembre). Les écarts-types sont indiqués en *italique*.

			Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si
			<i>g.kg⁻¹</i>									
Dust deposition	HC		43.7	7.0	30.2	14.8	7.4	0.7	4.7	3.9		156
	SC		28.4	6.1	24.3	9.0	4.3	4.3	2.0	3.9		120
Petites racines	S1	0-5 cm	3.5	5.4	4.4	3.4	1.2	0.3	0.3	1.1	1.1	11.3
		5-15 cm	4.6	4.1	3.4	2.8	0.7	0.2	0.3	0.9	0.8	13.5
		15-30 cm	3.9	3.6	2.3	2.5	0.7	0.3	0.2	0.8	0.7	11.1
		30-60 cm	4.1	5.4	3.6	2.2	0.9	0.2	0.3	0.8	0.7	12.3
		60-90 cm	5.0	7.4	5.3	1.8	0.8	0.2	0.2	0.9	0.8	12.7
	S2	0-5 cm	3.4	6.5	2.3	3.3	1.0	0.3	0.1	1.2	0.09	11.2
		5-15 cm	4.1	6.3	2.6	2.9	1.0	0.2	0.2	1.1	0.07	13.4
		15-30 cm	3.3	10.2	2.1	2.3	0.9	0.1	0.2	0.8	0.06	8.5
		30-60 cm	3.3	10.2	2.1	2.3	0.9	0.1	0.2	0.8	0.06	8.5
	S3	0-5 cm	3.2	9.9	3.1	2.8	1.3	0.3	0.2	0.6	NM	9.2
		5-15 cm	2.3	11.9	1.6	1.2	1.0	0.1	0.1	0.6	NM	7.0
		15-30 cm	2.3	11.9	1.6	1.2	1.0	0.1	0.1	0.6	NM	7.0
Grosses racines	S1	Moy.	0.07	2.29	0.19	1.91	0.56	0.10	0.05	0.71	0.20	0.11
			<i>0.03</i>	<i>0.19</i>	<i>0.08</i>	<i>0.44</i>	<i>0.09</i>	<i>0.04</i>	<i>0.04</i>	<i>0.24</i>	<i>0.00</i>	<i>0.15</i>
	S2	Moy.	0.04	3.45	0.14	1.49	0.52	0.08	0.05	0.39	0.27	0.05
			<i>0.03</i>	<i>0.41</i>	<i>0.12</i>	<i>0.22</i>	<i>0.13</i>	<i>0.00</i>	<i>0.04</i>	<i>0.16</i>	<i>0.06</i>	<i>0.08</i>
	S3	Moy.	0.09	3.55	0.14	1.52	0.38	0.03	0.07	0.20	0.20	0.06
			<i>0.03</i>	<i>0.48</i>	<i>0.00</i>	<i>0.27</i>	<i>0.15</i>	<i>0.04</i>	<i>0.00</i>	<i>0.05</i>	<i>0.00</i>	<i>0.05</i>
Tronc	Bois	S1	0.01	0.84		1.19	0.34	0.02	0.03	0.14	0.11	
		S2	0.01	0.81		1.02	0.26	0.07	0.06	0.11	0.11	
		S3	0.01	0.83		1.09	0.22	0.09	0.06	0.11	0.12	
	Ecorce	S1	0.09	33.64		2.80	0.44	0.16	0.09	0.44	0.62	
		S2	0.09	20.34		2.43	0.39	0.40	0.06	0.45	0.55	
		S3	0.07	15.85		2.74	0.48	0.39	0.05	0.47	0.53	
Branches	0 - 4 cm \emptyset	S1	0.05	6.78		2.21	0.49	0.08	0.08	0.67	0.37	
		S2	0.04	4.02		2.27	0.42	0.20	0.07	0.72	0.34	
		S3	0.04	3.38		2.17	0.47	0.23	0.08	0.84	0.37	
	4 - 7 cm \emptyset	S1	0.05	4.61		1.79	0.49	0.06	0.11	0.39	0.23	
		S2	0.05	2.82		1.57	0.31	0.13	0.11	0.31	0.18	
		S3	0.04	2.20		1.46	0.34	0.14	0.07	0.32	0.20	
	>7 cm \emptyset	S1	0.03	2.59		1.57	0.43	0.04	0.08	0.26	0.19	
		S2	0.03	2.01		1.52	0.29	0.12	0.08	0.26	0.18	
		S3	0.03	1.60		1.37	0.31	0.11	0.08	0.23	0.17	

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si		
		<i>g.kg⁻¹</i>											
Feuilles fraîches (hêtre - août)	S1	0.10	9.6	0.1	7.5	1.1	1.3	0.04	1.5	1.5			
		<i>0.04</i>	<i>1.3</i>	<i>0.0</i>	<i>1.7</i>	<i>0.2</i>	<i>0.2</i>	<i>0.02</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>			
	S2	0.09	10.3	0.1	7.5	1.1	1.0	0.07	1.4	1.4			
		<i>0.01</i>	<i>0.3</i>	<i>0.0</i>	<i>1.3</i>	<i>0.3</i>	<i>0.0</i>	<i>0.02</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>			
	S3	0.09	11.6	0.1	7.1	1.2	0.6	0.08	1.3	1.5			
		<i>0.02</i>	<i>0.59</i>	<i>0.01</i>	<i>1.31</i>	<i>0.38</i>	<i>0.16</i>	<i>0.05</i>	<i>0.16</i>	<i>0.19</i>			
	Feuilles de litière	S1	Mars	0.20	13.4	0.2	1.1	0.7	1.3	0.15	1.0	1.2	0.1
				<i>0.02</i>	<i>0.8</i>	<i>0.0</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.04</i>	<i>0.0</i>	<i>0.0</i>	<i>0.0</i>
			Juin	0.34	12.0	0.4	3.0	1.2	1.2	0.16	1.6	1.5	0.2
			<i>0.05</i>	<i>1.0</i>	<i>0.1</i>	<i>0.4</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.08</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>	
Août		0.21	10.9	0.2	3.4	1.4	0.8	0.11	1.3	1.4	0.3		
		<i>0.03</i>	<i>1.1</i>	<i>0.0</i>	<i>1.0</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	<i>0.04</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>		
Déc.		0.15	14.5	0.2	4.0	1.3	1.7	0.12	1.2	1.0	0.2		
		<i>0.01</i>	<i>1.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.8</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	<i>0.03</i>	<i>0.0</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>		
S2		Mars	0.20	16.0	0.3	1.2	0.8	1.0	0.14	1.0	1.2	0.2	
		<i>0.06</i>	<i>0.6</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.1</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.0</i>		
	Juin	0.41	14.2	0.5	3.2	1.2	0.9	0.10	1.5	1.5	0.2		
		<i>0.10</i>	<i>1.7</i>	<i>0.1</i>	<i>0.9</i>	<i>0.2</i>	<i>0.2</i>	<i>0.03</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>		
Août	0.21	12.0	0.2	3.3	1.3	0.7	0.10	1.2	1.5	0.3			
	<i>0.07</i>	<i>0.8</i>	<i>0.1</i>	<i>0.4</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	<i>0.03</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>			
Déc.	0.13	15.9	0.2	4.2	1.4	1.4	0.12	1.1	1.0	0.2			
	<i>0.02</i>	<i>1.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.7</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.02</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>			
S3	Mars	0.25	17.7	0.3	1.2	0.8	0.4	0.23	0.8	1.2	0.2		
		<i>0.09</i>	<i>0.6</i>	<i>0.1</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.11</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>	<i>0.0</i>		
	Juin	0.41	14.2	0.5	3.2	1.2	0.9	0.10	1.5	1.5	0.2		
		<i>0.07</i>	<i>1.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.6</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.04</i>	<i>0.2</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>		
Août	0.21	12.0	0.2	3.3	1.3	0.7	0.10	1.2	1.5	0.3			
	<i>0.04</i>	<i>0.9</i>	<i>0.0</i>	<i>0.4</i>	<i>0.2</i>	<i>0.0</i>	<i>0.12</i>	<i>0.1</i>	<i>0.1</i>	<i>0.0</i>			
Déc.	0.10	19.0	0.1	4.3	1.6	0.5	0.14	1.0	1.2	0.2			
	<i>0.01</i>	<i>1.24</i>	<i>0.01</i>	<i>0.93</i>	<i>0.17</i>	<i>0.07</i>	<i>0.03</i>	<i>0.20</i>	<i>0.21</i>	<i>0.02</i>			

11. Liste chronologique des figures, des tableaux et des photographies

Figures

- Figure 1 – Carte des sols dominants de France métropolitaine (source : INRA, base de données géographique des sols de France à 1/1 000 000, 1998 ; dans le « Rapport sur l'état des sols de France » - GIS Sol, 2011). 13
- Figure 2 – Horizon de surface d'un sol forestier (Montiers-sur-Saulx, France) 14
- Figure 3 – Carte des formations végétales sur le territoire de la France réalisée entre 1987 et 2004 par l'institut national de l'information géographique et forestière (issue de Géoportail - <https://www.geoportail.gouv.fr/>). 16
- Figure 4 - Représentation schématique des principaux compartiments et flux biogéochimiques au sein de l'écosystème forestier (délimité par le cadre noir). EP = Pool échangeable ; TF = Pluiolessivat ; SF = Ecoulement de tronc ; LF = Chute de litière ; U = Prélèvement racinaire ; EC = Echange de la canopée. 17
- Figure 5 – Présentation des pools et des voies de transfert des éléments au sein de l'écosystème forestier ; DD = dépôt sec, PD = dépôt particulaire, EC = échange de la canopée, TF = pluiolessivat, SF = écoulement de tronc, LF = chute de litière, R = restitution des rémanents, W = altération, U = prélèvement racinaire, M = minéralisation. 20
- Figure 6 – Représentation schématique des différents niveaux de l'écosystème forestier (rectangles : compartiments /stocks ; flèches : flux) qui pourraient être influencés par le type de sol. Les flèches noires et grises représentent les flux qui sont directement et indirectement (respectivement) sous l'influence du type de sol, d'après les hypothèses de l'étude. Les flèches blanches représentent les flux qui ne sont pas influencés par le type de sol. BD, dépôt atmosphérique humide ; E, évaporation ; T, transpiration ; SD, apport au sol ; CE, récréation foliaire ; U, prélèvement racinaire ; M, minéralisation ; W, altération ; D, drainage ; SWHC, réserve utile. 25
- Figure 7 – Représentation schématique de la structure de l'étude. 29
- Figure 8 - Localisation à l'échelle nationale (en haut) et régionale (en bas) du site expérimental de Montiers-sur-Saulx. 32
- Figure 9 – Coupe géologique de la toposéquence de la forêt domaniale de Montiers. FT = tour à flux, S1, S2 & S3 = stations du site expérimental. Les points représentent les courbes de niveau (équidistance de 5 m). 33
- Figure 10 – Carte topographique du site expérimental de Montiers avec répartition des types de sols. DC = alocrisol (Dystric Cambisol), EC = calci-brunisol (Eutric Cambisol), RL = rendisol (Rendzic Leptosol) ; S1, S2 & S3 = stations expérimentales. Le tracé noir épais délimite le site expérimental. Les courbes de niveau sont équidistantes de 5 m. 34
- Figure 11 – Photographie aérienne du site de Montiers avec l'emplacement des trois stations expérimentales et de la tour à flux. Le tracé jaune délimite le site expérimental. 37
- Figure 12 - Schématisation de la disposition des 3 sous-stations au sein d'une station expérimentale de Montiers. 38

Figure 13 - Schématisation du dispositif expérimental des sous-stations expérimentales du site de Montiers. TF - pluviollessivat, SF - écoulement de tronc.	39
Figure 14 – Installation des flûteaux (lysimètres sans tension) dans une station expérimentale de Montiers.	44
Figure 15 – Schématisation des flux impliqués dans l'échange de la canopée (EC). BD = dépôt atmosphérique en solution (<i>bulk deposition</i>) ; DD = dépôt atmosphérique sec (<i>dry deposition</i>) ; TAD = dépôts atmosphériques totaux (BD + DD) ; CU = assimilation foliaire ; CL = récréation foliaire ; TF = pluviollessivat (<i>throughfall</i>) ; SF = écoulement de tronc (<i>stemflow</i>) ; SD = apport au sol (<i>stand deposition</i>).	55
Figure 16 – Schématisation des valeurs de pF (potentiel hydrique) caractéristiques de l'humidité du sol.	58
Figure 17 – Echantillons de terre dans la presse de Richards (laboratoire INRA-BEF) utilisée pour l'application de pressions spécifiques en vue de l'établissement des courbes de rétention. .	59
Figure 18 – Représentation schématisation du fonctionnement du modèle hydrique BILJOU©.	61
Figure 19 – Distribution granulométrique dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers. A = argile (< 2 µm) ; LF = limon fin (2 µm - 20 µm) ; LG = limon grossier (20 µm - 50 µm) ; SF = sable fin (50 µm - 0.2 mm) ; SG = sable grossier (0.2 mm - 2 mm). S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.	70
Figure 20 – Quantification et description des éléments grossiers (EG) dans les profils des 9 sous-stations expérimentales. Les courbes pointillées représentent les taux des éléments grossiers (en %) et les carrés indiquent la taille des éléments grossiers observés. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.	71
Figure 21 – Profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S2 (calci-brunisol). Le tracé représente 750 mesures réalisées au pic tous les mètres sur la longueur de 7 layons (différenciés par les couleurs du tracé). Les sondages qui indiquent une profondeur supérieure à 128 cm (limite du pic) sont ici écartés.	71
Figure 22 – Profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S3 (Rendisol). Le tracé représente 700 mesures réalisées au pic tous les mètres sur la longueur de 7 layons (différenciés par les couleurs du tracé).	72
Figure 23 – Réserves utiles (en mm) des sols des trois stations expérimentales de Montiers. S1 – alocrisol, S2 – brunisol-calciisol, S3 – rendisol.	74
Figure 24 – Teneurs en eau volumiques (θ) à la capacité au champ (CC ; pF 2) et au point de flétrissement permanent (PF ; pF 4.2), déduites des courbes de rétention (<i>retention curve</i>) et calculées selon la fonction de pédotransfert (Al Majou ptf), dans les sols des trois stations de Montiers. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.	75
Figure 25 – Profils pédologiques représentatifs des sols des trois stations expérimentales de Montiers. S1 – alocrisol/brunisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.....	76
Figure 26 – Stocks en éléments dans la terre fine (Tf) et dans les cailloux, exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, à différentes profondeurs dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. Les stocks de Ca dans les cailloux sont très supérieurs aux stocks TF de Ca ; ceux-ci sont donc très peu discernables sur la figure.....	77
Figure 27 – Stocks moyens des formes échangeables de Al, Ca, Fe, Mg, K, Mn et Na (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans la fraction de la terre fine des sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocrisol,	

S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), à différentes profondeurs (S1 : 0-15, 15-30 et 30-60 cm, S2 : 0-15, 15-30 et 30-75 cm, S3 : 0-15, 15-30 et 30-45 cm). Les barres d’erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.	79
Figure 28 – Biomasse des compartiments aériens du peuplement (branches, écorce, bois du tronc) en 2009, exprimée en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d’erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.	83
Figure 29 – En haut : Accroissement annuelle de la biomasse aérienne sèche du peuplement (branches + écorce + bois du tronc), $\text{ent}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, de 2011 à 2015 dans les trois stations de Montiers. En bas : Accroissement annuel du diamètre moyen des arbres à 1.3 m du sol (C130), en %, dans les trois stations. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	84
Figure 30 – Minéralomasse des éléments Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P et S dans les troncs (écorce et bois) et les branches du peuplement, en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d’erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.	85
Figure 31 – Masse sèche des racines fines (< 2 mm de diamètre) et grosses (> 2 mm de diamètre), exprimée en $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, en fonction de la profondeur dans les sols des trois stations de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les barres d’erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.	86
Figure 32 – Résultats du comptage racinaire sur le profil de sol dans les trois stations de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), en nombre de racines fines (< 2 mm de diamètre) ou grosses (> 2 mm de diamètre) par dm^2 en fonction de la profondeur (en cm). Les barres d’erreur expriment les écarts-types autour de la moyenne.	87
Figure 33 - Résultats du comptage racinaire sur le profil de sol dans les trois stations de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), en nombre de racines fines (< 2 mm de diamètre) ou grosses (> 2 mm de diamètre) par dm^2 en fonction de la profondeur (en cm).	88
Figure 34 – Répartition des racines fines (diamètre < 2 mm), exprimée en proportion relative (%) selon la couche de sol, dans les profils des trois sols du site expérimental de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).	88
Figure 35 – Evolution temporelle des dépôts humides mesurés à la station météorologique de Biencourt-sur-Orge et des pluviolessivats des trois stations de Montiers (de janvier 2012 à décembre 2015). S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	90
Figure 36 – Relation de corrélation entre les flux hydriques mensuels des précipitations (<i>rainfall</i> ; en mm) et des pluviolessivats (<i>throughfall</i> ; en mm) dans les trois stations expérimentales de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	91
Figure 37 - Taux d’interception par le couvert végétal des trois stations expérimentales de Montier entre janvier 2012 et décembre 2015. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	91
Figure 38 – Flux hydriques annuels hors couvert (pluviométrie de la station météorologique de Biencourt-sur-Orge) et sous couvert (pluviolessivats des stations S1, S2 et S3) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques au cours de la saison de végétation (de mi-avril à mi-novembre) et au cours de la période de dormance sont également indiqués. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	92
Figure 39 – Corrélation entre les débits hydriques des pluviolessivats mensuels des trois stations de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	93

Figure 40 – Corrélation entre la circonférence C130 de l’arbre et l’écoulement de tronc dans les trois stations du site expérimental de Montiers en mai 2012, juin 2013, novembre 2014 et mai 2015.	94
Figure 41 – Evolution temporelle des flux hydriques des précipitations (P) et des écoulements de tronc dans les trois stations du site expérimental de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	95
Figure 42 – Relations entre les flux hydriques des écoulements de tronc (en mm) mesurés dans les trois stations expérimentales du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol..	95
Figure 43 – Relations entre les flux hydriques (en mm) des pluviolessivats et des écoulements de tronc dans les trois stations expérimentales du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	96
Figure 44 – Hauteurs d’eau mensuelles (exprimées en mm) passant par les précipitations (P), les pluviolessivats (moyenne des trois stations) et les litières des neuf sous-stations du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol. Les barres d’erreur indiquent les écarts-types autour de la moyenne.	97
Figure 45 – Relation entre les flux hydriques des pluviolessivats et les flux de drainage sous la litière dans les trois stations de Montiers (S1 - alocrisol ; S2 - calci-brunisol ; S3 - rendisol).....	98
Figure 46 - Hauteurs d’eau mensuelles (exprimées en mm) passant par les litières et drainées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol. Les barres d’erreur indiquent les écarts-types autour de la moyenne.	99
Figure 47 – Variations saisonnières des apports hydriques par les pluviolessivats (en mm) et des volumes d’eau (en L) captés par les bougies poreuses dans les trois stations du site de Montiers à -10 cm de la surface du sol (en L), de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	100
Figure 48 – Relation entre les hauteurs d’eau mensuelles (en mm) des pluviolessivats et de l’eau liée à -10 cm dans les trois stations du site de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	101
Figure 49 - Variations saisonnières des volumes d’eau (L) captés par les bougies poreuses dans les sols des trois stations à différentes profondeurs, de janvier 2012 à décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	101
Figure 50 – Flux hydriques annuels (en 2012, 2013, 2014 et 2015) dans les trois stations du site de Montiers modélisés par le biais du modèle hydrique BILJOU© (P = Pluie incidente, Psol = Pluie au sol, I = Interception par le couvert végétal, ETR = évapotranspiration réelle, D = Drainage à la base du profil de sol, T = Transpiration du couvert végétal, ET _s = Evapotranspiration du sous-étage). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.....	105
Figure 51 – Nombre de jours de stress hydrique estimés (modèle hydrique BILJOU©) dans les 3 stations de Montiers au cours des années 2012-2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	106
Figure 52 – Variation du remplissage de la réserve utile (en mm) dans les trois stations du site de Montiers durant la période 2012-2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	106
Figure 53 - Variation de la quantité d’eau extractible relative, en % de la réserve utile, dans les trois stations du site de Montiers durant la période 2012-2015. En-dessous de REW = 40%, le peuplement est en état de stress hydrique.	106

Figure 54 – Flux de drainage de l’eau (en mm) à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers durant la période janvier 2012 – décembre 2015. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	107
Figure 55 – Comparaison entre les humidités volumiques (en %) modélisées avec BILJOU© et les humidités volumiques mesurées par TDR à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers.	108
Figure 56 – Relation entre les flux de drainage (en mm) modélisés avec BILJOU© et calculés à partir de la surface de réception des lysimètres sans tension dans les trois du site de Montiers stations à différentes profondeurs.	109
Figure 57 - Comparaison entre les flux de drainage (en mm) modélisés avec BILJOU© et les flux de drainage calculés à partir de la surface de réception des lysimètres sans tension dans les stations S1, S2 et S3 à -30 cm de profondeur. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	109
Figure 58 - Bilan hydrique annuel moyen (P = précipitations, TF = pluviolessivats, SF = écoulements de tronc) sur la période 2012-2015; les flux sont donnés en mm d’eau. Les flux de drainage et d’évapotranspiration réelle (ETR) sont estimés par modélisation (BILJOU©). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	110
Figure 59 – Répartition des flux d’interception de la canopée, d’évapotranspiration du sous-étage, de la transpiration de la canopée et du drainage dans le sol, en % du flux incident des précipitations atmosphériques. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	111
Figure 60 – Comparaison des valeurs de pH mensuelles du dépôt atmosphérique humide (<i>bulk deposition</i> ; BD) et des pluviolessivats dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.	150
Figure 61 – Comparaison des valeurs de pH mensuelles du dépôt atmosphérique humide (<i>bulk deposition</i> ; BD) et des écoulements de tronc (prélevés sur les hêtres) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.	151
Figure 62 – Valeurs de pH moyennes des solutions de dépôt atmosphérique humide (<i>bulk deposition</i> ; BD), de pluviolessivat (<i>throughfall</i> ; TF) et des écoulements de tronc (<i>stemflow</i> ; SF) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).	151
Figure 63 – Comparaison des teneurs mensuelles en K et COD dans les précipitations (<i>bulk deposition</i> ; BD), les pluviolessivats (<i>throughfall</i> ; TF) et les écoulements de tronc (<i>stemflow</i> ; SF) dans les trois stations du site de Montiers (S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol) de janvier 2012 à décembre 2014.	152
Figure 64 – Moyenne des concentrations en éléments dans les solutions hors sol (précipitations, pluviolessivats et écoulements de tronc) dans les trois stations de Montiers. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	153
Figure 65 – Evolution mensuelle des dépôts atmosphériques humides (BD) de Na et Cl (en haut) et de Ca et K (en bas), prélevés sur la tour à flux du site de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015.	154
Figure 66 – Relation entre les dépôts humides de Ca et les dépôts des particules > 0,45 µm sur le site de Montiers.	155
Figure 67 – Relation entre les apports atmosphériques humides de NO ₃ et SO ₄ sur le site de Montiers.	155
Figure 68 – Evolution mensuelle des dépôts humides (en mg.m ⁻² .période ⁻¹) de SO ₄ , NO ₃ , et NH ₄ sur le site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015.	155

Figure 69 – Flux mensuels des dépôts atmosphériques en solution (en $\text{mg}\cdot\text{mm}^{-2}\cdot\text{période}^{-1}$) de Mg, P, Si, Al, Fe, Mn, DOC et IC sur le site de Montiers de janvier 2012 à décembre 2015.	156
Figure 70 – Estimation des proportions marines (m) et non marines (nm) des dépôts humides de Ca, K, Mg et SO_4	157
Figure 71 – Estimation des proportions marines (ss) et non marines (nss) des apports atmosphériques de Ca, K, Mg et SO_4 , exprimées en pourcentage du dépôt humide total sur le site de Montiers, de janvier 2012 à décembre 2015.	158
Figure 72 – Relation entre les dépôts atmosphériques en solution mensuels de Na et Cl sur le site expérimental de Montiers (de janvier 2012 à décembre 2015).	158
Figure 73 – Relation entre les dépôts humides des parts non marines de Ca et Mg sur le site expérimental de Montiers (sur la période janvier 2012 – décembre 2015).	159
Figure 74 – Flux mensuels des apports au sol (pluiolessivat + écoulement de tronc), en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{période}^{-1}$ dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.	161
Figure 75 – Evolution mensuelle des facteurs d'enrichissement (f_e) dans les trois stations du site de Montiers.	163
Figure 76 - Flux mensuels des précipitations (BD) et des pluiolessivats (TF) de K (en haut) et Mn (en bas) dans les trois stations de Montiers de janvier 2012 à décembre 2016. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	164
Figure 77 – Flux annuels (moyenne sur la période 2012 - 2015) de Ca, K, Mg, Na, Cl, COD, NH_4 , NO_3 , SO_4 , Al, Fe et Mn hors couvert (BD) et sous couvert (SD: pluiolessivats TF + écoulements de tronc SF), exprimés en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{période}^{-1}$ dans les trois stations de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).	165
Figure 78 – Relation entre les flux mensuels des apports atmosphériques en solution (<i>bulk deposition</i>) de Na et les flux mensuels des apports au sol (<i>stand deposition</i>) de Na dans les trois stations du site de Montiers. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	166
Figure 79 – Contribution (en %) des écoulements de tronc aux flux annuels des éléments sous couvert (pluiolessivat + écoulement de tronc) en 2012, 2013, 2014, 2015 et moyennée sur la période 2012-2015, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol).	167
Figure 80 – Moyennes annuelles des valeurs de pH des pluiolessivats (TF), de l'eau drainée sous la litière (FF) et des solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations de Montiers.	211
Figure 81 – Moyennes annuelles des teneurs en K ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les pluiolessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).	212
Figure 82 – Corrélation entre les teneurs en Ca et Mg ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dans l'eau drainée sous la litière (FF) et dans les solutions libres (ZTL) et liées (TL) à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Ne sont représentées que les courbes de tendance linéaires dont le coefficient de détermination (R^2) est supérieur ou égal à 0.4.	213
Figure 83 – Moyennes des teneurs en NO_3 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les pluiolessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la	

période de végétation (<i>leafed period</i> ; colonne de gauche) et en période de dormance (<i>leafless period</i> ; colonne de droite). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	214
Figure 84 - Moyennes des teneurs en SO ₄ (mg.L ⁻¹) dans les pluviollessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la période de végétation (<i>leafed period</i> ; colonne de gauche) et en période de dormance (<i>leafless period</i> ; colonne de droite). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	215
Figure 85 - Relation entre les teneurs en Fe et Al (mg.L ⁻¹) dans l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions libres (ZTL) et liées ((TL) récoltées à différentes profondeurs de sol dans les trois stations S1, S2 et S3. Ne sont représentées que les courbes de tendance linéaires dont le coefficient de détermination R ² est supérieur ou égal à 0.4.....	216
Figure 86 - Moyennes annuelles des teneurs en Mn (mg.L ⁻¹) dans les pluviollessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol).	217
Figure 87 - Moyennes des teneurs en Si (mg.L ⁻¹) dans les pluviollessivats (TF), la solution de la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) des stations S1, S2 et S3 au cours de la période de végétation (<i>leafed period</i> ; colonne de gauche) et en période de dormance (<i>leafless period</i> ; colonne de droite). S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	217
Figure 88 - Moyennes annuelles des teneurs en Na (mg.L ⁻¹) dans les pluviollessivats (TF), l'eau drainée sous la litière (FF) et les solutions liées (TL) et libres (ZTL) prélevées à différentes profondeurs de sol dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol).	218
Figure 89 – Facteurs d'enrichissement des flux lors du passage par la litière (f _L), exprimant le rapport entre les flux d'apport au sol (SD) et le flux de drainage sous la litière (FF), dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), de janvier 2012 à décembre 2015.	223
Figure 90 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹) dans le sol à 10 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU©.....	224
Figure 91 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹) dans le sol à 30 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol) en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU©.....	225
Figure 92 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹) dans le sol à 60 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans les stations S1 (alocrisol) et S2 (calci-brunisol) du site de Montiers en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU©.	226
Figure 93 - Flux de drainage annuels des éléments (en kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹) dans le sol à 90 cm de profondeur, calculés via le modèle mixte eau libre / eau liée, dans la station S1 (alocrisol) du site de Montiers en 2012, 2013, 2014 et 2015. Les flux hydriques dans le sol ont été calculés avec BILJOU©.	227
Figure 94 – Représentation schématique des principaux flux et stocks des éléments dans l'écosystème forestier.	260
Figure 95 – Stocks des éléments (exprimés en kg.ha ⁻¹) dans la biomasse aérienne (tronc + branches), les racines fines (fR), les grosses racines (cR), l'humus, le sol total (terre fine + cailloux) et le pool échangeable dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2,	

- calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne..... 267
- Figure 96 – Proportion relative des stocks de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total dans la biomasse aérienne, les racines fines, l'humus, le sol total et le pool échangeable au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Tous les stocks sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Il n'y a pas de données de Si et TN pour la biomasse aérienne, de TN pour les racines fines, de S et TN pour le sol total et de S, Si et TN pour le pool échangeable. 268
- Figure 97 – Flux hydriques annuels (moyennés sur la période 2012 – 2015) des précipitations, de l'apport au sol (somme du pluviolessivat et de l'écoulement de tronc) et du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -30 cm dans S3) dans les trois stations expérimentales de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les flux hydriques sont exprimés en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. 269
- Figure 98 – Flux annuels (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), des dépôts atmosphériques en solution (précipitations) et particulaires sur le site expérimental de Montiers. Moyenne sur la période 2012-2015. Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. 270
- Figure 99 – Proportion relative des apports atmosphériques de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total sur le site de Montiers. Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations et le dépôt particulaire. Tous les flux exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Il n'y a pas de donnée de soufre disponible pour le dépôt particulaire. 270
- Figure 100 – Flux annuels des éléments en solution (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, des apports au sol (pluviolessivat + écoulement de tronc), du drainage sous la litière et du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -45 cm dans S3) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. 271
- Figure 101 – Proportion relative des flux annuels en solution de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations, l'apport au sol (pluviolessivat + écoulement de tronc) et le drainage sous la litière et le drainage à la base du système sol. Tous les flux exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ 272
- Figure 102 - Flux annuels de prélèvement racinaire (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne..... 273
- Figure 103 - Proportion relative des flux annuels de prélèvement racinaire des éléments Ca, K, Mg, Na, P, S et Si dans les trois stations expérimentales du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol)..... 273
- Figure 104 - Flux annuels des éléments (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, de l'immobilisation aérienne (dans le tronc et les branches), de l'immobilisation dans les grosses racines et du renouvellement des racines fines (*turnover*) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. 274
- Figure 105 - Proportion relative des flux annuels en solution de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les précipitations, l'apport au sol (pluviolessivat + écoulement de tronc) et le drainage sous la litière et le drainage à la base du système sol. 275

- Figure 106 - Flux annuels des éléments (exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), moyennés sur la période 2012-2015, de la chute de litière, de la restitution des rémanents et de l'exportation de biomasse dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les barres d'erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne. 276
- Figure 107 - Proportion relative des flux annuels sous forme solide de calcium, potassium, magnésium, sodium, phosphore, soufre, silicium et azote total au sein des trois stations expérimentales (S1, S2 et S3). Ces calculs ont été réalisés pour les chutes de litière, les flux des rémanents et l'exportation de biomasse. Tous les flux exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ 277
- Figure 108 – Estimation des flux d'altération annuels (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) des éléments K, Mg, Na, P, Si et Ca dans les sols des trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol)..... 278
- Figure 109 – Rapports entre (à gauche) les stocks dans le sol total (TS) et les stocks échangeables (EP), ainsi que (à droite) entre les stocks EP et l'immobilisation sans la biomasse pérenne du peuplement (tronc, branches et grosses racines), pour Ca, K et Mg dans les trois stations du site de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). 284
- Figure 110 – Comparaison des stocks dans le sol total (terre fine + cailloux ; en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; encadré brun), le pool échangeable du sol (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; encadré beige) et la biomasse totale du peuplement (branches + tronc + racines totales ; en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; encadré vert), ainsi que l'immobilisation annuelle dans la biomasse pérenne (biomasse aérienne et grosses racines ; en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$; entre parenthèses), pour Ca, Mg, K et P dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Le rapport entre le pool échangeable et le stock dans la biomasse pérenne est indiqué dans le cercle bleu. 285
- Figure 111 – Répartition des stocks de Al, Ca, K, Mg, Mn, Na, P et S dans la biomasse totale du peuplement (en %) : aB = biomasse aérienne (tronc + branches), cR = grosses racines, fR = racines fines. S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol..... 286
- Figure 112 – Proportions des flux élémentaires de prélèvement racinaire (*root uptake*), en %, allouées à l'immobilisation dans la biomasse aérienne (IaB), à l'immobilisation dans les grosses racines (IcR), au renouvellement des racines fines (TfR), à la chute de litière (LF) et à la récréation foliaire (CE), dans les stations S1 (alocrisol), S2 (calci-brunisol) et S3 (rendisol). 287
- Figure 113 – Représentation du flux annuel de la chute de litière (LF ; en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) exprimé en pourcentage du stock de l'humus (H ; en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). 288
- Figure 114 – Rapports entre les flux de drainage à la base du système sol (D) et les apports atmosphériques totaux (TAD ; dépôts humides + dépôts particuliers) pour les éléments Ca, Al, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si, TN et TC dans les trois stations de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol)..... 289
- Figure 115 - Proportion relative des stocks - biomasse aérienne (tronc + feuilles), racines fines, grosses racines, humus, sol total (terre fine + cailloux), pool échangeable - de Ca, Mg, K, Na, Al et Mn dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol)..... 292
- Figure 116 - Proportion relative des flux annuels de Ca, Mg, K, Na, P, S, TN, TC, Si, Al, Fe et Mn constitutifs du cycle biologique (Bio : échange de la canopée, immobilisation dans les grosses racines, turnover des racines fines, chute de litière, restitution des rémanents) et géochimique (Geo : drainage à la base du système sol, immobilisation dans la biomasse aérienne, exportation de biomasse) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Tous les flux sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ 295

Figure 117 - Proportion relative des flux annuels (dépôt atmosphérique humide et particulaire, échange de la canopée, drainage à la base du système sol, immobilisation aérienne et dans les grosses racines, renouvellement des racines fines, chute de litière, exportation de biomasse, restitution des rémanents) de Ca, Mg, K, Na, P, S, TN, TC, Si, Al, Fe et Mn dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).....	298
Figure 118 – Comparaison des flux d’entrée dans l’écosystème (dépôts atmosphériques en solution et particulaire, estimation de l’altération) et des flux sortants (drainage à la base du système sol, exportation de la biomasse) et immobilisants (immobilisation dans la biomasse pérenne ; tronc, branches et grosses racines) à l’échelle annuelle dans les trois stations du site expérimental de Montiers. Les flux sont moyennés sur la période 2012-2015. Les barres d’erreur représentent les écarts-types autour de la moyenne.	299
Figure 119 – Bilan des flux annuels et des stocks des éléments (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si, TN, TC) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Tous les flux sont représentés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et tous les stocks sont exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Les flux annuels sont moyennés sur la période 2012-2015.....	304
Figure 120 – Schémas simplifiés des profils de sol et de la colonisation racinaire (taux de racines fines en fonction de la profondeur ; exprimé en %) dans les trois stations de Montiers.....	308
Figure 121 – Relation entre la production annuelle de biomasse aérienne et la transpiration annuelle du peuplement dans les trois stations de Montiers et pour chaque année de l’étude (2012 – 2015).....	311
Figure 122 – Relation entre les adaptations du peuplement au sol, la taille de la réserve utile, la transpiration annuelle moyenne du couvert végétal (T) et l’accroissement annuel moyen de la biomasse aérienne (I_{aB}) dans les trois stations de Montiers.	312
Figure 123 – Couches de sol où le prélèvement racinaire a majoritairement lieu, en période humide (cadres pointillés bleus) et en période de déficit hydrique (cadres pointillés rouges), dans les trois sols du site de Montiers.	313
Figure 124 – Présentation des couches de sol qui sont les sources principales de production et de consommation des éléments, déterminées via les bilans de la solution du sol (modèle mixte eau liée – eau libre) établis le long du profil de sol dans les trois stations de Montiers.	315
Figure 125 - Représentation schématique des différents niveaux de l’écosystème forestier (rectangles : compartiments /stocks ; flèches : flux) impactés par le type de sol. Les flèches noires représentent les flux qui sont directement et indirectement sous l’influence du type de sol, d’après les résultats de la thèse. Les stocks et flux les plus impactés par le type de sol sont soulignés. Les flèches blanches représentent les flux qui ne sont pas influencés par le type de sol. <i>En italique sont indiqués certains facteurs de différenciation des sols et / ou les éléments chimiques qui sont particulièrement impactés par le type de sol.</i> BD, dépôt atmosphérique humide ; E, évaporation ; T, transpiration ; SD, apport au sol ; CE, récréation foliaire ; U, prélèvement racinaire ; M, minéralisation ; W, altération ; D, drainage ; SWHC, réserve utile.	318

Tableaux

Tableau 1 – Indices foliaires annuels dans les trois stations expérimentales de Montiers (<i>d'après L. Heid, encadrée par B. Longdoz</i>).....	36
Tableau 2 – 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 des cailloux calcaires.....	44
Tableau 3 - Synthèse des données de caractérisation du couvert végétal implémentées dans le modèle BILJOU©.	63
Tableau 4 – Données d'entrée et de sortie du modèle hydrique BILJOU©.....	64
Tableau 5 – Equations allométriques issues de Calvaruso et al. (2017) pour le calcul de la biomasse des différents compartiments aériens des arbres du peuplement de Montiers. B correspond à la biomasse sèche (en kg), d est le diamètre du tronc à 1.3 m de hauteur (C130 ; en m) et h est la hauteur de l'arbre (en m).	66
Tableau 6 – Moyenne de profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S2 (Brunisol-Calcisol).	72
Tableau 7 - Moyenne de profondeur d'apparition du socle calcaire dans les layons de la station S3 (Rendisol).....	72
Tableau 8 – Facteurs pris en compte pour la détermination de la profondeur du système sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol).	74
Tableau 9 - Stocks moyens des éléments majeurs (Si, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K et P), exprimés en kg.ha ⁻¹ , dans la terre fine et dans les cailloux à différentes profondeurs dans les sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol). Les écarts-types sont indiqués en italique.	78
Tableau 10 - Stocks moyens des formes échangeables de Al, Ca, Fe, Mg, K, Mn et Na, exprimés en kg.ha ⁻¹ , dans la fraction de la terre fine des sols des trois stations expérimentales de Montiers (S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol), à différentes profondeurs de sol (S1 : 0-15, 15-30 et 30-60 cm, S2 : 0-15, 15-30 et 30-75 cm, S3 : 0-15, 15-30 et 30-45 cm). Les écarts-types sont indiqués en italique.	80
Tableau 11 – Synthèse des minéraux observés a microscope électronique à balayage (MEB) dans les échantillons de limon grossier, de sable fin et de sable grossier prélevés à différentes profondeurs dans les trois sols du site expérimental de Montiers. Les principaux éléments constitutifs des minéraux sont indiqués entre parenthèses.....	82
Tableau 12 – Synthèse des données de caractérisation des sols implémentés dans le modèle BILJOU©. S1, alocriisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol.	104
Tableau 13 – Facteurs d'enrichissement (f_e) moyens dans les trois stations de Montiers.....	164
Tableau 14 – Flux annuels de Ca, K et Mg mesurés pour les dépôts humides BD et les apports au sol SD (pluiolessivats + écoulements de tronc) et estimés par le modèle CBM pour les dépôts secs et l'échange de la canopée (récrétion).....	166
Tableau 15 – Bilan annuel (2012) des flux des éléments (en kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocriisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.	168

Tableau 16 - Bilan annuel (2013) des flux des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.....	169
Tableau 17 - Bilan annuel (2014) des flux des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.....	170
Tableau 18 - Bilan annuel (2015) des flux des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) hors couvert dans les trois stations du site de Montiers. Les écarts-types sont indiqués en italique. S1 – alocrisol, S2 – calci-brunisol, S3 – rendisol.....	171
Tableau 19 - Stocks des éléments ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans la biomasse aérienne (tronc + branches), les racines fines et grosses, l'humus, le sol total (terre fine + cailloux) et le pool échangeable dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol). Les écarts-types sont indiqués en italique.....	279
Tableau 20 – Flux annuels des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) des dépôts atmosphériques en solution (<i>precipitations</i>), des dépôts atmosphériques particulaires (<i>dust deposition</i>), du drainage à la base du système sol (-60 cm dans S1 et S2, -30 cm dans S3) et de l'exportation de biomasse dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$	280
Tableau 21 - Flux annuels des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) des pluviollessivats (<i>throughfall</i>), des écoulements de tronc (<i>stemflow</i>), des apports au sol (<i>stand deposition = throughfall + stemflow</i>) et du prélèvement racinaire (<i>root uptake</i>) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$	281
Tableau 22 - Flux annuels de drainage des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) sous la litière (<i>forest floor</i> ; FF) à différentes profondeurs de sol dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique. Les flux hydriques annuels sont exprimés en $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$	282
Tableau 23 - Flux annuels des éléments (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) de la restitution des rémanents (<i>residues</i>), de la chute de litière (<i>total litterfall</i>), de l'immobilisation aérienne (<i>aboveground immobilisation</i>), du renouvellement des racines fines (<i>fine roots turnover</i>) et de l'immobilisation dans les grosses racines (<i>coarse roots immobilisation</i>) dans les trois stations du site expérimental de Montiers (S1, alocrisol ; S2, calci-brunisol ; S3, rendisol), moyennés sur la période 2012-2015. Les écarts-types sont indiqués en italique.	283

Photographies

Photographie 1 – Vue sur la forêt domaniale de Montiers et sur la tour à flux du site expérimental (INRA, M.-P. Turpault)	31
Photographie 2 – Quelques profils des sols étudiés dans les sous-stations expérimentales de Montiers (au niveau des fosses de réception).....	35
Photographie 3 - Période de dormance observée le 9 avril 2013 (à gauche) et apparition des feuilles observée le 8 avril 2014 (à droite) dans la forêt domaniale de Montiers.....	36
Photographie 4 – Dispositif de récolte des solutions hors sol (gouttière de pluviollessivat, collier d'écoulement de tronc) et des litières (bac à litière) sous le couvert végétal dans la station S3.	38
Photographie 5 – Capteur et bidon de collecte des dépôts atmosphériques sur la tour à flux de Montiers.	40
Photographie 6 – Gouttière de prélèvement des pluviollessivats dans le site expérimental de Montiers.	41
Photographie 7 – Dispositif de récolte des écoulements de tronc.....	42
Photographie 8 – Peuplement de la station S3 du site expérimental de Montiers.....	42
Photographie 9 – Bac à litière (site expérimental de Montiers).....	43
Photographie 10 – Fosse de réception des solutions dans une sous-station du site expérimental de Montiers.....	45
Photographie 11 – Description d'un profil de sol (à gauche) et prélèvement d'horizons de sol (à droite) dans une fosse de réception du site expérimental de Montiers.....	48
Photographie 12 – Comptage des impacts racinaires dans une sous-station du site de Montiers.....	49
Photographie 13 – Extraction des racines du volume de sol séché (au laboratoire INRA-BEF).....	49
Photographie 14 – Sondage à la pelleuse en vue la détermination de la profondeur d'apparition de la roche-mère calcaire (site expérimental de Montiers).....	50
Photographie 15 – Cailloux calcaires extraits du sol de la station S3 (site expérimental de Montiers).....	50
Photographie 16 – Lames préparées à partir d'échantillons de sable grossier (SG), de sable fin (SF) et de limon grossier (LG) prélevés à différentes profondeurs (colonne de gauche) dans les sols des sous-stations S13 (station S1 ; alocrisol), S21 (S2 ; calci-brunisol) et S31 (S3 ; rendisol) en vue de l'observation au MEB.....	81
Photographie 17 – Installation de flûteaux (lysimètres sans tension ; à gauche) et de bougies poreuses (lysimètres avec tension appliquée ; à droite) à différentes profondeurs de sol dans une sous-station du site expérimental de Montiers.....	103
Photographie 18 – Vue aérienne sur la forêt domaniale de Montiers-sur-Saulx.....	321

