

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

BIODISPONIBILITÉ DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DISSOUTE DES ARBRES DANS
LES EAUX DE RUISELLEMENT ET DE PERCOLATION

MÉMOIRE PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA
MAITRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
LAURENCE EARLS-BÉLANGER

JUIN 2025

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire, de cette thèse ou de cet essai a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire, de sa thèse ou de son essai.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire, cette thèse ou cet essai. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire, de cette thèse et de son essai requiert son autorisation.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

Maitrise en sciences de l'environnement

Direction de recherche :

François Guillemette

directeur de recherche

Vincent Maire

codirecteur de recherche

Jury d'évaluation

Vincent Maire

codirecteur de recherche

Éric Harvey

Évaluateur

Alexandre Roy

Évaluateur externe



REMERCIEMENTS

Je veux d'abord remercier François Guillemette et Vincent Maire pour m'avoir accueilli comme assistante de recherche lorsque j'étais encore au baccalauréat et ensuite de m'avoir fait confiance pour continuer au cycle supérieur avec ce projet.

J'aimerais remercier spécialement Isabelle Dalcher-Gosselin pour m'avoir appris énormément sur le monde des arbres et de m'avoir également fait confiance pour ton projet, Mérédith Bélanger et Clara Molhant pour votre aide dans les récoltes et mesures en laboratoires.

Un gros merci à l'équipe du MFFP pour la collecte des échantillons des sites Laflamme et pour les trajets en motoneiges.

Merci également à mes collègues du MicrEau pour l'aide dans les mesures en laboratoires et aussi pour les analyses statistiques.

Merci infiniment à ma famille pour votre support durant cette aventure et de votre compréhension lorsque je devais travailler les soirs et les fins de semaine. Merci à mon père d'être venu faire une récolte au site de Tirasse. Merci également à Minette qui s'installait pour dormir sur mon ordinateur. Je n'osais jamais me lever pour la réveiller, alors je continuais à travailler pour plusieurs heures.

RÉSUMÉ

Le premier chapitre introduit l'importance des arbres dans l'interception des précipitations par la canopée et leur rôle dans la régulation des flux de carbone au sein du réseau trophique des bassins versants. La matière organique (MO) est connue dans les systèmes terrestres et aquatiques comme une variable importante pour les transferts de carbone et autres nutriments. Il y a un manque de connaissance au niveau de la matière organique dissoute (MOD) en provenant des arbres. Les précipitations sont captées par la canopée des arbres et l'eau s'écoule par deux voies, soit par l'eau s'écoulant de la canopée percolant sur les feuilles et entre les trous (eau de percolation) et l'eau de ruissellement s'écoulant du tronc de l'arbre (eau de ruissellement). Avant d'arriver au sol, l'eau est enrichie en MOD créant donc un premier enrichissement substantiel. L'effet de la MOD des arbres sur les bassins versants dépend ensuite de la composition chimique et de la biodisponibilité du carbone qu'elle compose. C'est pourquoi ce mémoire s'intéresse à étudier la composition chimique de la MOD des arbres comme une variable d'influence sur la consommation de carbone par les bactéries. Cette connaissance permettra de mieux quantifier la décomposition et les flux générés de carbone tout au long des bassins versants en forêts boréales et tempérées au Québec.

Le deuxième chapitre fait le point sur les connaissances actuelles de la MOD des arbres dans la littérature. Les sujets abordés dans ce chapitre du mémoire portent sur la MOD des arbres, sur la composition chimique de cette MOD, la biodisponibilité ainsi que l'influence de la saisonnalité sur la composition de la MOD.

Le troisième chapitre est l'article scientifique portant sur les méthodes utilisées afin de réaliser le projet de recherche, les résultats obtenus et de leurs interprétations en lien avec les connaissances actuelles sur la MOD des arbres. En résumé, des mesures de concentration, de biodisponibilité et de composition de la MOD ont été effectuées pour huit espèces d'arbres en forêts boréales et tempérées pour les eaux de ruissellement et de percolation. Les mesures de biodisponibilités ont été effectuées pour des incubations à court terme (24 heures) et à long terme (28 jours). La caractérisation de la composition de la MOD a été effectuée à l'aide des caractéristiques optiques en fluorescence et en absorbance (modélisation PARAFAC). Une analyse en composante principale ainsi que des modèles linéaires généralisés ont permis de mettre

en relation la à la composition de la MOD. Une plus grande concentration en carbone a été trouvée dans les eaux de ruissellement par rapport aux eaux de percolation. Pour la consommation à court terme, l'essence l'arbre et le type d'écoulement étaient les variables d'influence. La moyenne de consommation du carbone était plus élevée pour les eaux de percolations ainsi que pour les espèces de feuillus. Pour la consommation à long terme, uniquement l'essence de l'arbre était une variable d'influence. Les moyennes de consommation de carbone étaient légèrement supérieures pour les espèces de feuillus. L'analyse en composante principale a permis d'observer que l'axe 1 séparait la MOD protéique et fraîchement produite qui était associée aux eaux de percolation de la MOD humique et microbienne associé aux eaux de ruissellement. Les eaux associées à l'essence de l'arbre se distinguaient davantage sur l'axe 2 où les feuillus étaient associés à des composantes aromatiques. Les modèles linéaires généralisés de la consommation à court terme et à long terme ont permis de vérifier quelles variables influençaient les modèles de consommation. Il a été observé que plusieurs variables influençaient la consommation à court terme comme l'année de récolte, la période phénologique, l'essence de l'arbre, la composante principale 1 et 2 de l'analyse en composante principale tandis qu'uniquement l'année de récolte ainsi que l'essence de l'arbre étaient d'influence pour la consommation à long terme. Les résultats dans cette étude suggèrent qu'il y a une grande quantité de carbone qui est captée par l'interception des précipitations par le couvert forestier. La composition de la MOD des arbres diffère selon plusieurs facteurs comme le type d'écoulement, l'essence de l'arbre et la saison phénologiques. La composition chimique exercera ensuite une influence sur la consommation bactérienne à court terme et à long terme selon la biodisponibilité du carbone dans la MOD.

Le dernier chapitre fait un retour sur les différents objectifs en survolant les principaux résultats obtenus tout en explorant les limites et améliorations possibles.

Mots clés : Matière organique dissoute, eaux de ruissellement, eaux de percolation, biodisponibilité, consommation bactérienne, modélisation PARAFAC..

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ	IV
Table des matières.....	VI
Liste des tableaux.....	VII
Liste des figures	VIII
Liste des abréviations, sigles et acronymes	IX
Chapitre 1.....	1
Description du projet.....	1
1.1. Introduction à la problématique	1
1.2. Objectifs et Hypothèses.....	3
Chapitre 2.....	5
Revue de littérature	5
2.1. MOD issue des arbres	5
2.2. Composition chimique	7
2.3. Biodisponibilité	12
2.4. Phénologie.....	15
Chapitre 3.....	17
Biodisponibilité de la matière organique dissoute des arbres dans les eaux de ruissellement et de percolation.....	17
Résumé.....	18
3.1 Introduction	19
3.2. Matériel et Méthodes.....	22
3.3. Résultats	29
3.4. Discussion	39
3.5. Conclusion.....	45
Remerciements.....	46
Figures supplémentaires.....	47
Références.....	49
Chapitre 4.....	53
Conclusions et Recommandations	53
4.1 Retour sur les principaux résultats du projet de recherche.....	53
4.2 Conclusion générale	54
4.3 Pistes d'amélioration et futures directions	55

Liste des tableaux

Tableau 3.1 Résumé des caractéristiques des cinq composantes trouvées par le modèle PARAFAC (Coble et al., 2014).....	35
Tableau 3.2 Résultat des tests ANOVA sur les différentes caractéristiques de l'eau des arbres pour les concentrations en COD (mg L ⁻¹)	38
Tableau 3.3. Résultat des tests ANOVA sur les différentes caractéristiques de l'eau des arbres pour la consommation de COD à court-terme et consommation de COD long-terme.	41
Tableau 3.4. Résultat des modèles GLM pour la consommation de COD à court-terme et la consommation de COD long-terme.	45
Tableau S1 Moyennes par essence d'arbre et par type d'écoulement des valeurs de l'indice d'aromaticité SUVA ₂₅₄ (mg ⁻¹ L ⁻¹).	55

Liste des figures

Figure 1.1. Interceptions des précipitations par le couvert forestier. L'eau de ruissellement en rouge et l'eau de percolation en jaune.	1
Figure 2.1. Matrices d'excitation et d'émission montrant la position des cinq principaux pics d'intensité de fluorescence (Fellman et al., 2010).	8
Figure 2.2. Représentation en trois dimensions de matrices d'excitation et d'émission et la décomposition en cinq composantes (Murphy et al., 2013).	10
Figure 2.3. Composantes identifiées par la modélisation PARAFAC d'échantillons de flux incluant le hêtre et le peuplier jaune (Wheeler et al., 2017).	11
Figure 3.1. Carte des sites d'études et installations de collecte d'eau. A) Site de l'UQTR en forêt tempérée, site Tirasse en forêt boréale et Site Laflamme en zone de transition entre les deux biomes. B) et C) Collecteurs à eaux de ruissellement et de percolation.	23
Figure 3.2. Diagramme à moustache de la concentration en carbone organique dissoute (mg L-1) des différentes espèces selon le type d'écoulement durant A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.	30
Figure 3.3. Diagramme à moustache de la consommation relative de carbone organique dissoute à court-terme des différentes espèces selon le type d'écoulement durant A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.	31
Figure 3.4. Diagramme à moustache de la consommation relative de carbone organique dissout à long-terme des différentes espèces selon le type d'écoulement et A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.	33
Figure 3.5. Analyse en composante principale de la composition de la MOD à partir des indices de fluorescence et d'absorbance ainsi que les composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons récoltés dont les couleurs représentent A) les types d'écoulement, B) la phénologie et C) l'essence de l'arbre.	35
Figure 3.6. Modèles linéaires généralisé pour la consommation de carbone à court-terme pour A) l'année de récolte, B) la phénologie, C) l'essence de l'arbre, D) la composante principale 1 et E) la composante principale 2.	37
Figure S1. Analyse en composante principale de la composition de la MOD à partir des indices de fluorescence et d'absorbance ainsi que les composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons récoltés dont les couleurs représentent les types d'écoulement.	54
Figure S2. Modèles linéaires généralisés pour la consommation de carbone à long terme pour A) l'année de récolte et B) l'essence de l'arbre.	55

Liste des abréviations, sigles et acronymes

ACP	<i>Analyse en composante principale</i>
BCOD	<i>Biodisponibilité du carbone organique dissous</i>
COD	<i>Carbone organique dissous</i>
COT	<i>Carbone organique total</i>
FI	<i>Fluorescence index</i>
GLM	<i>Régression linéaires généralisés</i>
HIX	<i>Humification index</i>
MEE	<i>Matrice d'excitation et d'émission</i>
MO	<i>Matière organique</i>
MOD	<i>Matière organique dissoute</i>
Sr	<i>Slope ratio</i>
PARAFAC	<i>Modélisation en facteur parallèle</i>

Chapitre 1

Description du projet

1.1. Introduction à la problématique

Plus du tiers de la superficie du Canada est recouvert de forêts et plus du trois quarts de cette superficie est représentée par la forêt boréale. Plus précisément, au Québec, la forêt boréale recouvre près du tiers du territoire (Statistiques Canada, 2018). Les forêts remplissent de nombreuses fonctions et services écosystémiques. En effet, elles permettent l'atténuation des changements climatiques par l'absorption du gaz carbonique, les humains s'en servent aussi dans l'industrie du bois, pour des activités récréotouristiques ainsi que pour le maintien de la biodiversité (FAO, 2021). Dans le cycle hydrologique, l'interception des précipitations est une autre fonction particulièrement importante que permettent les forêts (Gavazzi et al., 2016). Les arbres captent ces précipitations par deux voies, soit par l'eau s'écoulant de la canopée percolant sur les feuilles et entre les trous (eau de percolation) et l'eau de ruissellement s'écoulant du tronc de l'arbre (eau de ruissellement) (van Stan & Stubbins, 2018). Avant l'arrivée au sol, cette eau est enrichie en matière organique dissoute (MOD) provenant du lessivage des feuilles et de l'écorce pour l'eau de percolation et de ruissellement (van Stan et al., 2012). L'interception des précipitations par le couvert forestier représente donc un premier enrichissement substantiel en matière organique avant d'atteindre le sol (Moore, 2003; Stubbins et al., 2017). La MOD est la forme de matière organique (MO) retrouvée dans l'eau et dans les sols. Près de la moitié de la masse sèche de MOD est du carbone (carbone organique dissous) et le reste est composé d'hydrogène, oxygène, azote, phosphore et soufre (Dittmar & Stubbins, 2013). Le transfert de la MOD depuis les arbres a le potentiel d'influencer les écosystèmes terrestres et aquatiques en aval à mesure qu'elle circule à travers les bassins versants. L'apport de MOD en provenance des arbres peut donc jouer un rôle dans la régulation des flux de carbone au sein du réseau trophique des bassins versants (Cole et al., 2007; Dittmar & Stubbins, 2013; Fellman et al.,

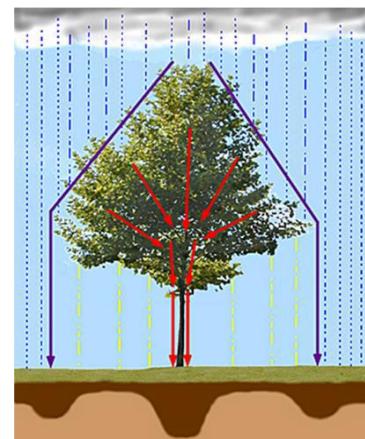


Figure 1.1. Interceptions des précipitations par le couvert forestier. L'eau de ruissellement en rouge et l'eau de percolation en jaune.

2009; Jansen et al., 2014). De cette façon la MOD est une variable importante pour les écosystèmes par sa contribution au cycle du carbone et à la distribution de nutriments entre ceux-ci (Jansen et al., 2014). Bien que la MOD ait été souvent étudiée dans les systèmes aquatiques et terrestres, très peu se sont intéressés à la MOD dérivée des précipitations qui s'écoulent sur les arbres (van Stan & Stubbins, 2018). Bien que peu nombreuses, ces études sur l'eau de la MOD des arbres indiquent que les concentrations en carbone organique dissous (COD), peuvent être supérieures aux concentrations des lixiviats de litière, de sol et des bassins versants pour des climats et conditions similaires (van Stan & Stubbins, 2018). Ces flux de carbone constituent une source importante d'enrichissement du sol en MOD et potentiellement des milieux aquatiques selon l'intensité, la durée des précipitations, les patrons d'écoulement de l'eau à l'intérieur des bassins versants et la saisonnalité (Levia et al., 2012; van Stan & Stubbins, 2018). Il est donc essentiel d'évaluer l'impact du couvert forestier sur l'enrichissement en MOD sur les précipitations, car la canopée des arbres joue un rôle important dans leur interception (Angelini et al., 2011).

Les effets potentiels de la MOD des arbres sur les bassins versants dépendent de la composition chimique et de la biodisponibilité du COD dont elle est composée. Des études antérieures utilisant la spectroscopie ont montré que la MOD des arbres est principalement composée de molécules de types aromatiques incluant les tanins et la lignine, avec des fluorophores de types protéiques et humiques et de matières fraîchement produites (Levia et al., 2012; Ryan et al., 2022; Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017). Plusieurs facteurs peuvent influencer la composition de la MOD notamment en fonction de sa source, soit selon le type d'écoulement ou encore selon l'espèce d'arbre (van Stan et al., 2017). L'écoulement préférentiel qui est formé par la morphologie de l'arbre influence la composition chimique de la MOD. L'enrichissement de l'eau en MOD de l'eau de percolation a une composition et concentration en carbone différente de l'eau de ruissellement. Une fois au sol, la MOD issue des arbres peut soutenir le métabolisme des micro-organismes qui la décomposent et créer des sites de fortes activités biogéochimiques (Dittmar & Stubbins, 2013). Cette forte activité biogéochimique est dû à la stimulation de l'activité microbienne des sols ou des écosystèmes aquatiques qui reçoivent la MOD des arbres fortement enrichis. La réponse métabolique microbienne dépend de la réactivité biologique, ou biodisponibilité de la MOD des arbres qui varie selon la composition chimique.

Les recherches actuelles entourant les eaux de ruissellement et de percolation des arbres se concentrent généralement à l'étude d'une à deux espèces (Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) ou à un type de forêt dominée par les conifères ou les feuillus (Levia et al., 2012; Qualls et al., 1991; Thieme et al., 2019). Peu d'entre elles se sont intéressées à la biodisponibilité de la MOD et le potentiel de cet enrichissement pour les communautés microbiennes. Ce mémoire s'intéresse donc à étudier la composition chimique de la MOD des arbres comme une variable d'influence sur la consommation de carbone par les bactéries. Cette connaissance permettra de mieux quantifier la décomposition et les flux générés de carbone tout le long des bassins versants en forêts boréales et tempérées au Québec.

1.2. Objectifs et Hypothèses

Très peu d'études se sont concentrées sur la biodisponibilité de la MOD des arbres malgré son impact sur la microbiologie des sols. Pour pallier ce manque d'informations, les objectifs et hypothèses de ce projet de recherche découlent de l'objectif de recherche principale qui est *d'analyser l'influence de la composition chimique de la matière organique dissoute sur la biodisponibilité dans les eaux de ruissellement et de percolation pour les périodes avec feuilles et sans feuilles de différentes espèces d'arbres dans la forêt boréale et tempérée*. Afin d'y arriver, les eaux de ruissellement et de percolation de huit espèces d'arbres de conifères et de feuillus seront récoltées dans les forêts boréales et tempérées sur une période de trois ans.

Cet objectif principal est divisé en sous-objectifs spécifiques. Le premier sous-objectif est de **quantifier la biodisponibilité à court terme (< 48h) et à long terme (28 jours) de la MOD des arbres en fonction du type d'écoulement, des espèces et des périodes phénologiques avec et sans feuilles**. La biodisponibilité de la MOD des arbres à court terme et à long terme sera mesurée avec un respiromètre et avec un analyseur de carbone organique total. La biodisponibilité du carbone est étroitement reliée avec la composition chimique. L'hypothèse est que la MOD provenant des eaux de feuillus sera plus labile à court terme, en particulier dans l'eau de

percolation. Par leur composition chimique plus aromatique, il est anticipé que les eaux d'espèces de conifères et les eaux de ruissellement seront dégradés à plus long terme.

Le deuxième sous-objectif est **d'analyser la composition chimique de la MOD des arbres pour les eaux de ruissellement et de percolation durant les périodes avec feuilles et sans feuilles**. La composition chimique de la MOD des arbres pourra être mesurée en analysant les propriétés optiques (fluorescence et absorbance). Une des hypothèses est qu'il y aura des différences entre la composition chimique des espèces d'arbres notamment entre les conifères et les feuillus. Il est anticipé de retrouver des signaux plus aromatiques pour les espèces de conifères. Les signaux plus aromatiques des conifères pourraient provenir de la matière de type ligneuse qui est retrouvé en dominance. Des signaux dominants de type tanique (protéiques) sont anticipés en ce qui concerne les espèces de feuillus. Une autre hypothèse est qu'il y aura une différence entre la composition chimique des eaux de ruissellement et de percolation. Des signaux de types humiques sont anticipés en plus grande proportion dans l'eau de ruissellement et des signaux protéiques en provenance des polyphénols des feuilles sont attendus dans l'eau de percolation.

Le troisième et dernier objectif est de tester **l'influence de la composition chimique de la MOD de l'eau des arbres sur la biodisponibilité à court et long terme**. Afin de répondre à cet objectif, il sera nécessaire de mettre en relation la composition chimique de la MOD des espèces d'arbres ainsi que les types d'écoulement avec la consommation bactérienne. Les hypothèses principales sont que les variations anticipées au niveau de la composition de la composition de la MOD entraîneront des répercussions sur sa biodisponibilité. Il est anticipé que les échantillons ayant de plus forts signaux aromatiques (indice SUVA₂₅₄) comme les eaux de conifères et les eaux de ruissellement seront moins biodisponibles. Les composantes protéiques sont aussi des prédicteurs de biodisponibilité et ainsi une moins grande contribution de ces composantes est attendue.

Chapitre 2

Revue de littérature

2.1. MOD issue des arbres

Le premier contact entre les cycles hydrologiques et terrestres de la matière organique se produit lorsque les précipitations percolent au travers de la canopée des arbres et ruissellent le long du tronc. Avant même ce premier contact avec la végétation, les précipitations sont déjà faiblement enrichies en COD. En effet, la pluie récolte de la matière contenant du carbone comme de la poussière, du gaz et pollén se trouvant dans l'atmosphère. En Amérique du Nord, les concentrations en COD des précipitations varient entre 1.0 et 3.4 mg L⁻¹. Ces concentrations peuvent être influencées par les activités anthropiques où la présence d'industries ajoute des composés organiques à l'atmosphère et il est possible de trouver les valeurs pouvant varier entre 0.6 et 7.6 mg L⁻¹ (Aitkenhead-Peterson et al., 2003). Cependant, on assiste à un enrichissement substantiel de l'eau de pluie au niveau de l'interception par le couvert végétale (Kaiser & Guggenberger, 2000). Dans un écosystème forestier, au moment où la pluie entre en contact avec la végétation il y a enrichissement de ces composés organiques présents sur les feuilles et le tronc tel que la poussière, le pollén, miellat de pucerons et la lixiviation de la matière végétale (Aitkenhead-Peterson et al., 2003). L'eau enrichie en matière organique des arbres s'infiltre ensuite dans les couches organiques du sol contribuant à la dynamique des sols (Jansen et al., 2014). Il a été estimé que près de 90 % du flux intercepté par la canopée atteint le sol forestier (Murray, 2014). La majorité de la matière organique retrouvée dans les sols provient de la photosynthèse au niveau des feuilles qui est redistribuée dans toutes les parties de la plante (Bolan et al., 2018). Cette matière organique (particulaire) végétale composée de feuilles mortes, d'écorce et de racines enrichit la litière du sol par ces apports. Le destin de cette MOD dans le sol est variable où celle-ci peut être minéralisée, retenue dans le sol ou exportée dans les systèmes aquatiques (Kaiser & Kalbitz, 2012). De cette façon, la matière organique dissoute est omniprésente autant dans les écosystèmes terrestres que aquatiques. Il est reconnu dans la littérature que la matière organique joue un rôle clé dans les processus biogéochimiques de ces écosystèmes (Bolan et al., 2018; Dittmar & Stubbins, 2013). En effet, les flux de matière organique sont importants pour la distribution des nutriments dans un écosystème et entre ceux-ci (Qualls et al., 1992). La MOD

d'origine terrestre est la plus importante source de carbone transférée vers les écosystèmes aquatiques (Battin et al., 2009). Par sa composition où près de la moitié de la masse sèche de MOD est du carbone (COD), elle peut soutenir la respiration bactérienne en servant de nourriture pour ces organismes (Dittmar & Stubbins, 2013). De ce fait, la MOD est une source d'énergie considérable pour les réseaux trophiques (Battin et al., 2009).

Bien que l'interception par le couvert végétal représente le premier enrichissement substantiel en MOD et malgré le potentiel d'impact que peut avoir la MOD des arbres tout le long du bassin versant, très peu d'attention y a été accordée (Van Stan & Stubbins, 2018). Plusieurs facteurs peuvent influencer la MOD de l'eau des arbres notamment au niveau du type d'écoulement. Les flux d'écoulement se déplacent de la canopée par deux voies, soit par l'eau percolant à travers les branches de la voûte de l'arbre, soit par l'eau de ruissellement s'écoulant le long du tronc de l'arbre (Van Stan et al., 2012). Plusieurs différences entre les eaux de ruissellement et de percolation sont observables et découlent principalement de la morphologie de l'espèce de l'arbre. La forme de la canopée et la géométrie des branches forment un entonnoir concentrant l'eau à s'écouler préférentiellement vers la base du tronc. L'eau de ruissellement offre généralement une plus grande variabilité en COD par rapport à l'eau de percolation (7 à 332 mg L⁻¹ pour le ruissellement et 5 à 57 mg L⁻¹ pour la percolation) (Van Stan & Stubbins, 2018). Ce plus grand potentiel d'enrichissement en COD est dû principalement au temps de résidence de la pluie sur les surfaces. Il est estimé que le temps de résidence est inférieur ou égal à 30 minutes pour l'eau de percolation (van Stan et al., 2017) tandis qu'il est présumé plus long pour l'eau de ruissellement par la distance à parcourir pour se rendre à la base et à la rugosité de l'écorce (Johnson & Lehmann, 2006). L'eau de ruissellement est alors souvent plus enrichie en carbone que l'eau de percolation. L'eau de ruissellement a ainsi un plus grand pouvoir d'impact potentiel sur l'enrichissement en carbone du sol. C'est pourquoi une plus grande attention a été portée par les études antérieures sur les flux de ruissellement (Johnson & Lehmann, 2006).

L'accès localisé et l'impact direct au sol de la MOD des arbres fortement enrichie en carbone aurait le potentiel de créer un point chaud (« *hot spot* ») ainsi qu'un moment chaud (« *hot moment* ») d'activité microbienne autour de l'arbre. La MOD des arbres créerait des microsites à

la base des arbres lors des précipitations. Ces microsites fortement enrichis auraient le potentiel nutritif afin de soutenir le métabolisme des bactéries hétérotrophes pour créer des moments et des points chauds (Dittmar & Stubbins, 2013). Jusqu'à présent, aucune étude ne s'est intéressée spécifiquement aux moments et points chauds biogéochimiques microbiens que peut créer l'eau des arbres dans les sols forestiers. En particulier, la quantité, la composition et la biodisponibilité de la MOD déposée au sol au courant de l'année en forêt boréale et tempérée demeurent à ce jour très peu documenté.

2.2. Composition chimique

La matière organique dissoute (MOD) est un mélange complexe de composés organiques présents dans les milieux qui la composent. La MOD a grandement été étudié dans les systèmes aquatiques et peut être séparée en deux grandes classes, soit les substances humiques et protéiques (Aiken, 2014). La matière de type humique, issu majoritairement de sources allochtones, représente la fraction prédominante de la matière dissoute colorée. Elle se distingue par une structure chimique complexe et riche en composés aromatiques. En raison de la diversité des milieux terrestres dont elle est issue, sa composition est souvent très variable (Gabor et al., 2014). En comparaison, la matière de type protéique provient essentiellement de sources autochtones, notamment liées à l'activité biologique telle que la production primaire. Elle se caractérise par une structure plus simple, principalement composée de composés aliphatiques (Gabor et al., 2014). Bien que la matière protéique ait été identifiée initialement dans les systèmes aquatiques, elle a également été détectée dans la matière organique issue des arbres, s'ajoutant aux composés typiquement plus aromatiques associés à la lignine et cellulose (Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017).

Les techniques d'analyse de spectroscopie sont couramment utilisées dans les systèmes aquatiques afin d'obtenir les caractéristiques chimiques de la MOD (Fellman et al., 2010). La spectroscopie est un moyen rapide et efficace de définir les différentes sources de la MOD et pour déterminer la contribution relative de chacune d'elles dans le système aquatique (Lee et al., 2020). La fluorescence est un phénomène qui requiert la présence de composés moléculaires absorbant

l'énergie lumineuse (chromophores) et capable de réémettre cette énergie sous forme de lumière (fluorophores) (Mopper et al., 1996). Le spectre d'émission de la fluorescence dépend de la structure des molécules de l'échantillon. Ces caractéristiques font des traceurs optiques des outils précieux pour analyser la composition chimique de la MOD dans les systèmes aquatiques (Fellman et al., 2010). La fluorescence émise par les composés est mesurée à l'aide d'une matrice d'excitation et d'émission (MEE), qui est obtenue par le spectre d'émission pour différents intervalles de longueurs d'onde d'excitation et d'émission (Stedmon et Bro, 2008).

L'inspection visuelle des pics d'intensités de fluorescence permet d'identifier typiquement cinq régions du spectre pouvant être corrélées à des caractéristiques écologiques de la MOD (Fellman et al., 2010). Ces cinq pics d'intensité (Figure 2.1) sont associés à des propriétés humiques de la MOD (C et A), à des caractéristiques protéiques (T et B) et à la production microbienne (M). Les fluorophores humiques C et A ont des propriétés optiques qui représentent une partie de la MOD provenant de la dégradation des plantes vasculaires et sont situées dans de longues longueurs d'onde (Coble, 1996). Les pics d'intensité protéiques T et B ont des propriétés optiques ressemblants aux acides aminés de tryptophane et tyrosine (Coble, 1996). Le pic M a un spectre d'émission dans de plus faibles longueurs d'onde et est associé à la production microbienne (Fellman et al., 2010).

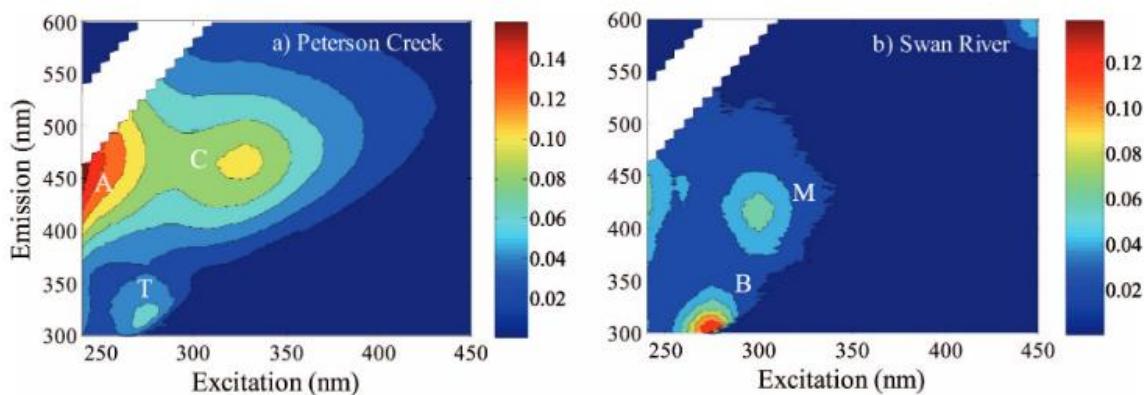


Figure 2.1. Matrices d'excitation et d'émission montrant la position des cinq principaux pics d'intensité de fluorescence (Fellman et al., 2010).

L'analyse des matrices d'excitation et d'émission (MEEs) permet d'obtenir des indices de fluorescence afin de caractériser la MOD.

- L'indice *Fluorescence index* (FI) est un indicateur de la source de la MOD. Celui-ci est calculé par le ratio entre l'intensité d'émission à 450 nm et celle à 500 nm toutes deux engendrées par une longueur d'onde d'excitation à 370 nm (McKnight et al., 2001). Cet indice permet de différencier les sources de MOD d'origine terrestre de celles provenant des communautés microbiennes. Des valeurs de FI proches de 1.23 sont associées à une MOD provenant des plantes terrestres et de la matière organique du sol, tandis que des valeurs proches de 1.68 indiquent que la matière organique dans le milieu aquatique est d'origine microbienne (Cory et al., 2010) ;
- L'*humification index* (HIX) informe sur la proportion de composés humiques. Cet indice est calculé par la division de la région du spectre d'émission 435-480 nm à celui de 300-445 nm excités à 254 nm (Zsolnay et al., 1999). Cet indice évalue la concentration en composés humiques dans la MOD, en prenant en compte le degré d'humification, qui se traduit par une émission de fluorescence dans les longues longueurs d'onde ;
- Le *freshness index* ($\beta:\alpha$) permet de scinder la MOD qui est récemment produite (β) de celle qui est plus décomposée (α) (Fellman et al., 2010). Cet indice est obtenu par le ratio entre l'intensité d'émission à 380 nm et celui de l'intensité maximale entre 420 et 435 nm à une excitation de 310 nm (Parlanti et al., 2000). Des intensités de fluorescence dans la région β (FRESH > 1) sont associé à une MOD récemment produite par les communautés microbiennes, tandis que des intensités dans le spectre α (FRESH < 0.6) sont liées à une MOD d'origine terrestre (Huguet et al., 2009).

Indices obtenus par l'absorbance ;

- L'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ ($L \text{ mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$) permet de mesurer les arrangements moléculaires aromatiques de la MOD. Elle est obtenue par le résultat de la division de la valeur d'absorbance à 254 nm et la concentration en carbone (Weishaar et al., 2003).
- L'indice Sr (*slope ratio*) est corrélé au poids moléculaire de la MOD et est obtenu par la résultante du ratio entre la pente se situant entre 275 et 295 nm et celle située entre 350 et 400 nm. Les composés ayant un poids moléculaires élevés présentent une forte absorbance dans les

longueurs d'onde longues (350-400 nm). Ainsi, de faibles valeurs de Sr indiquent une MOD composée de molécules à poids moléculaire élevé (Helms et al., 2008).

Une analyse plus complète de la composition de la MOD peut être effectuée lorsque la base de données contient assez d'échantillons par une modélisation en facteur parallèle (PARAFAC).

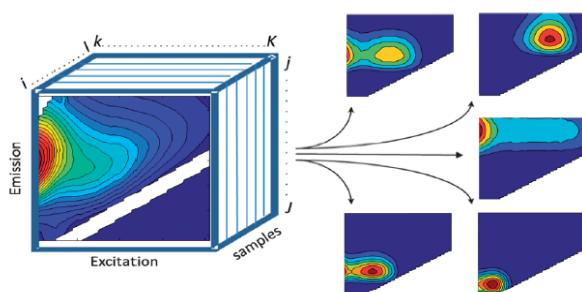


Figure 2.2. Représentation en trois dimensions de matrices d'excitation et d'émission et la décomposition en cinq composantes (Murphy et al., 2013).

Cette technique permet de faire une analyse tridimensionnelle du spectre d'émission et d'excitation de fluorescence pour tous les échantillons. De cette façon, la modélisation PARAFAC permet de regrouper les fluorophores qui reviennent dans l'ensemble de échantillons et de les décomposer en différentes composantes (Stedmon et Bros, 2008). Le pourcentage de contribution de

chacune des composantes du modèle peut être ensuite déterminé. Les techniques d'analyse de spectroscopie sont également utilisées dans la caractérisation de la qualité de la MOD des arbres, car les propriétés optiques sont globalement similaires à celle des milieux aquatiques (Stubbins et al., 2017). Étant donné que ces techniques ont été développées afin de caractériser la MOD des systèmes aquatiques, les études de la composition de la MOD des arbres restent ainsi limitées. Les études qui ont utilisé la spectroscopie pour caractériser la MOD des arbres ont montré que la MOD des arbres est principalement composée de molécules de types aromatiques incluant les tanins et la lignine, avec des fluorophores de types protéiques et humiques et de matière fraîchement produite (Levia et al., 2012; Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017).

Bien que les études de la composition de la MOD des arbres soient limitées, encore moins d'études ont effectué une modélisation PARAFAC afin de la caractériser. Il est attendu que la contribution de chacune des composantes variera selon l'essence d'arbre et selon le type d'écoulement. Des composantes humiques (fluorophore C et A) sont attendues dans tous les échantillons, car ils représentent une partie de la MOD provenant de la dégradation des plantes

vasculaires (Figure 2.3). Dans les forêts tempérées et dans le système aquatique, les composantes protéiques T et B peuvent être des prédicteurs de biodisponibilité de la MOD (Fellman et al., 2009). Il est trouvé que la matière de type ligneuse est dominante pour l'eau des conifères (Thieme et al., 2019) et que l'eau de ruissellement est plus aromatique que l'eau de percolation (Stubbins et al., 2017), il est anticipé d'avoir une plus faible contribution des composantes protéiques pour les conifères et pour l'eau de ruissellement.

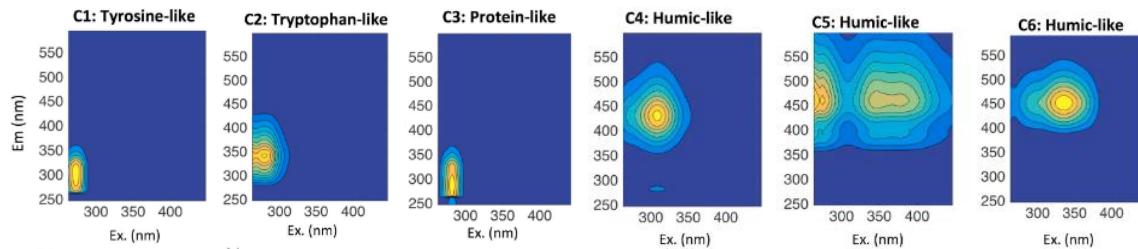


Figure 2.3. Composantes identifiées par la modélisation PARAFAC d'échantillons de flux incluant le hêtre et le peuplier jaune (Wheeler et al., 2017).

Les facteurs actuellement connus pour influencer la qualité de la MOD des arbres sont les espèces et le type d'écoulement. Thieme et al (2019) ont caractérisé la MOD avec technique de spectrométrie de masse cyclotron ionique transformée de Fourier à ultra haute résolution (FT-ICR/MS) des arbres dans des forêts de conifères et de feuillus et ils ont pu associer les composantes à des molécules de lignines, tanins et protéines en différentes proportions. Ces proportions dans la composition de la MOD des arbres varient selon le type de forêts. La matière de type ligneuse est dominante pour les forêts de conifères suivis du type tanique. Ces mêmes molécules sont présentes dans la matière de l'eau dans les forêts de feuillus (forêt de hêtre), mais en différentes proportions où la matière de type tanique est dominante. Les variations de la qualité de la MOD en fonction du type d'écoulement ont été documentées avec l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ ($\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$). Cet indice montre que l'eau des arbres est plus enrichie en composés aromatiques que les valeurs rapportées pour les systèmes terrestres et aquatiques. L'eau de ruissellement est plus aromatique avec des valeurs entre 2.5 et 6.2 $\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ (Levia et al., 2012; Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) que l'eau de percolation avec des valeurs entre 2.2 et 2.9 $\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ (Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) en comparaison avec les rivières aux États-Unis avec des valeurs entre 1.3 à 4.6 $\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ (Spencer et al., 2012). Cette différence peut s'expliquer avec une eau de

ruissellement qui s'enrichit davantage en composés aromatiques comme la lignine au contact avec l'écorce (Stubbins et al., 2017). Des études sur la MOD des arbres ont trouvé une corrélation négative entre la consommation microbienne et l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ (Stubbins et al., 2017; Thieme et al., 2019).

2.3. Biodisponibilité

Les micro-organismes sont omniprésents dans la biosphère et comprennent les bactéries, champignons et tout autres organismes vivants invisibles à l'œil nu. La consommation du carbone par les micro-organismes est un aspect important dans l'étude du cycle biogéochimique du carbone, car elle représente l'un de ses principaux puits (Cole et al., 2007). En effet, le carbone organique issu des écosystèmes terrestres ou aquatiques peut être utilisé par les micro-organismes comme source d'énergie pour soutenir leur métabolisme, qui est une source d'élément constitutif de leur biomasse. Certains facteurs peuvent influencer cette consommation du carbone. Cette incidence peut d'abord provenir de facteurs extrinsèques comme la température, la composition microbienne et la disponibilité des nutriments et/ou d'oxygène (Zweifel et al., 1993). Elle peut également provenir de facteurs intrinsèques, incluant la quantité de la MOD en carbone et ses propriétés moléculaires, particulièrement reliées à la taille et la complexité des molécules (Koehler et al., 2012a). De ce fait, la composition du carbone contenu dans la MOD en provenance de systèmes naturels est variable par la différence d'origine et par le traitement que peut subir cette matière. Ces variations dans la composition du carbone sont décrites dans la littérature comme étant des réservoirs différents de carbone qui sont définis selon leur degré de réactivité à la consommation microbienne. Le degré de réactivité est associé à la période de consommation microbienne et exprimé comme le carbone labile ou récalcitrant durant une période donnée. Cette période varie sensiblement dans la littérature, en partie pour refléter les processus naturels ou encore le temps de résidence moyen des stocks de carbone dans les systèmes naturels. Par exemple, une étude s'est intéressée à la consommation à court terme pour mieux refléter les processus de décomposition instantanée ou *in situ* en lac (période de 48 heures) vs le devenir du carbone sur une plus grande période, soit 28 jours ; au-delà de cette période, le carbone restant était considéré comme récalcitrant à la décomposition (Guillemette & del Giorgio, 2011). Il est aussi possible de

trouver plusieurs synonymes créant une confusion dans la littérature entourant les termes désignant le concept de décomposition du carbone par les bactéries. Les termes « biodisponible » (*bioavailable*), « biodégradable » (*biodegradable*) et « bioréactive » (*bioreactive*) sont utilisés pour désigner le carbone disponible qui peut être potentiellement consommé par les micro-organismes dans une période de temps donnée (Guillemette & del Giorgio, 2011; Howard et al., 2018; Servais et al., 1995). Le terme « biodisponibilité » sera utilisé dans ce mémoire pour décrire le carbone disponible pour la consommation microbienne.

Les échantillons récoltés dans cette étude ont été filtrés avec des filtres d'une porosité de 0.7 µm afin de retirer les organismes microbiens supérieurs à cette taille. De cette façon, elle contient la matière colloïdale, les gels (polymères), les bactéries, les champignons et les virus. Le matériel plus gros est donc de la matière organique associée aux minéraux et de la matière organique particulaire (Lønborg, 2009). Le terme « bactéries » sera utilisé pour le reste de ce mémoire, mais il est pris en compte qu'il ne s'agit pas uniquement de bactéries dans les échantillons même s'ils sont plus spécifiquement visés dans l'étude.

Le concept de biodisponibilité du carbone est connu et bien étudié dans les systèmes aquatiques et terrestres. Des études en laboratoire en système fermé ont permis de confirmer l'importance de la qualité de la composition de la MOD sur l'activité bactérienne. En effet, une grande consommation du carbone dans les premières heures/ jours suivies d'un ralentissement de consommation a été observée. Cette différence dans la vitesse de consommation forme donc une courbe exponentielle décroissante et qui a été décrite par le modèle de continuum de réactivité (Koehler et al., 2012b). Ce ralentissement observé est dû à une consommation sélective des substances les plus labiles en premiers (Middelburg, 1989). Ensuite, il a été étudié qu'il n'y a pas de relation entre la concentration de COD et l'activité bactérienne ou croissance bactérienne. Une petite quantité de carbone peut supporter le métabolisme bactérien sur une longue période (Raymond & Bauer, 2000). Les données actuelles entourant la biodisponibilité des écosystèmes terrestres varient selon la profondeur du sol, l'utilisation des terres et la contamination du sol, il est possible de trouver des valeurs de dégradation entre 10 et 44 % (Kalbitz et al., 2003). En ce qui concerne les systèmes aquatiques, ce pourcentage a tendance à avoir peu de variation entre les

lacs, les rivières et les systèmes marins avec une moyenne de 15 % (Søndergaard et Middleboe.,1995).

Bien que peu nombreuses, les études de biodisponibilité de l'eau des arbres suggèrent une forte réactivité de cette MOD (Kalbitz et al., 2003). Les données actuelles présentent une biodisponibilité se situant entre 50 et 75 % pour l'eau de percolation (Qualls et Haines., 1992). La forte réactivité de la MOD des arbres est similaire à celle de lixiviat de feuille qui peut atteindre 75 % (Kalbitz et al., 2003). Bien que les données de lixiviat ne représentent pas les conditions naturelles des précipitations qui ruissellent et percolent sur les arbres, certaines informations sur la composition de la MOD de l'eau de percolation peuvent être similaires. Effectivement, l'étude de Qualls et Haines (1992) a mesuré que plus du tiers du COD extrait de feuilles fraîches était des composantes hydrophiles et dont la moitié était des carbohydrates. Ces mêmes composantes sont retrouvées dans le peu de données existantes sur la MOD des arbres. Les composés hydrophiles sont labiles et donc facilement accessibles pour la consommation bactérienne (Thieme et al., 2019 ; Qualls et Haines.,1992). Parmi ces composés hydrophiles, il est possible de retrouver des carbohydrates et certains aminoacides comme du tannin et de la tyrosine en différentes proportions dans les eaux de ruissellement et de percolation. Les composés hydrophobiques sont aussi retrouvés dans l'eau des arbres dont des hydrocarbones condensés, des lipides et de la lignine et sont considérés comme du carbone récalcitrant (Thieme et al., 2019 ; Qualls et Haines.,1992). Comme discuté brièvement dans la section 2.2, des études sur la MOD des arbres ont trouvé une corrélation négative entre la biodisponibilité et l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ (Stubbins et al., 2017; Thieme et al., 2019). Cette même corrélation est trouvée dans l'étude de littière (Fellman et al., 2013) et de dégradation du sol (Kalbitz et al., 2003). Toutefois, l'étude de Thieme et al (2019) ont trouvé une plus grande biodisponibilité de l'eau de ruissellement (40 %) que l'eau de percolation (36 %). Les eaux de percolations avaient une grande part de composés hydrophobe et donc du carbone récalcitrant qui pourrait expliquer ce taux. De plus, la composition en matière de type humique semble importante pour les deux types d'écoulement, mais davantage pour l'eau de ruissellement. L'eau de percolation est accompagnée d'une portion de type protéique pouvant provenir des polyphénols extraits des feuilles (van Stan et al., 2017).

2.4. Phénologie

La phénologie associée à la saisonnalité des arbres a été démontrée comme ayant un impact sur les concentrations en COD (van Stan et al., 2012). Au cours de l'année, il est possible d'observer plusieurs phases telles qu'avec feuilles, sans feuilles et les périodes de transitions que sont la senescence et l'émergence. Dans cette étude, les phases phénologiques avec feuilles et sans feuilles ont été étudiées. La phase phénologique avec feuilles comprend la période estivale et une partie de la phase automnale jusqu'au moment de la perte des feuilles.

La forêt boréale canadienne subit des chutes de neige importantes dans la saison hivernale et 60 % de cette neige est interceptée par le couvert forestier (Storck et al., 2002). La MOD des arbres en provenance des chutes de neige en période hivernale a très rarement été explorée (Levia et al., 2012; Van Stan et al., 2012; Van Stan & Stubbins, 2018). Jusqu'à présent, les concentrations en COD pour les eaux de percolation hivernale ont été mesurés comme étant jusqu'à vingt fois moins concentrées qu'en été (32.32 mg L⁻¹ en juillet et 1.9 mg L⁻¹ en décembre) (Comiskey, 1978). Tout comme en période d'émergence et de sénescence, moins ou pas d'eau est captée par le feuillage augmentant le volume d'eau de ruissellement, diluant ainsi les concentrations (14.9 mg L⁻¹ avec feuilles et 9.2 mg L⁻¹ sans feuilles pour le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrn.) et 59.6 mg L⁻¹ avec feuilles et 30.4 mg L⁻¹ sans feuilles pour le tulipier de Virginie (*Liriodendron tulipifera* L.)) (Levia et al., 2012). De plus, le contact de l'écoulement des tiges et de l'écorce est plus long par le manque de feuillage. Au fil du temps, puisque plus d'eau est en contact avec l'écorce, cette humidité facilite la dégradation des composés solubles de lignine et l'eau de ruissellement devient plus aromatique dans la période hivernale (indice SUVA₂₅₄ de 6.32 L·mg⁻¹·m⁻¹ avec feuilles et 9.77 L·mg⁻¹·m⁻¹ sans feuilles pour le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrn.) et 8.79 L·mg⁻¹·m⁻¹ avec feuilles et 11.04 L·mg⁻¹·m⁻¹ sans feuilles pour le tulipier de Virginie (*Liriodendron tulipifera* L.)) (Levia et al., 2012). L'eau de ruissellement contient des quantités importantes de glucides neutres hydrophiles biodégradables ce qui rend la MOD biodisponible pour la consommation bactérienne (Guggenberger et al., 1994 ; Levia et al., 2012).

En période phénologique sans feuilles, il est attendu de trouver des concentrations en COD moins élevées qu'en période avec feuilles dues à l'augmentation du volume de ruissellement (Levia et al., 2012). Il est également attendu d'avoir une augmentation de l'aromaticité de l'eau de ruissellement causé par l'augmentation du temps de résidence sur les surfaces végétales (Guggenberger et al., 1994 ; Levia et al., 2012). Ces observations serviront de base pour formuler les hypothèses de travail au chapitre III.

Chapitre 3

Biodisponibilité de la matière organique dissoute des arbres dans les eaux de ruissellement et de percolation

Résumé

L’interception des précipitations par le couvert forestier représente le premier enrichissement substantiel en matière organique. Cette matière organique des arbres a le potentiel d’avoir un impact sur les écosystèmes terrestres et aquatiques en aval en initiant les flux de carbone pour l’ensemble du réseau trophique des bassins versants. Malgré son importance pour le réseau trophique, peu d’études se sont intéressées à la capacité de la matière organique à être dégradée et aux facteurs influençant cette dégradabilité. L’objectif principal de cette étude était donc d’analyser l’influence de la composition chimique de la matière organique dissoute sur la biodisponibilité pour les bactéries dans les eaux de ruissellement et de percolation de différentes espèces d’arbres dans la forêt boréale et tempérée. Un triplicat de huit espèces d’arbres ont été sélectionnés dans trois sites couvrant des biomes boréaux et tempérés au Québec. Ces trois sites sont l’Université du Québec à Trois-Rivières, le bassin versant du lac Laflamme dans la forêt Montmorency et le bassin versant du lac Tirasse dans la réserve faunique Ashuapmushuan. Chaque arbre était équipé d’un collecteur pour les eaux de ruissellement et un pour les eaux de percolations. La période de récolte s’est effectuée tout au long de l’année sur une période de trois ans pour un total de 37 récoltes. Les eaux de ruissellement et de percolation ont été récoltées dans le but de mesurer la MOD issue des arbres. Les échantillons d’eau ont été analysés afin de déterminer leurs concentrations en carbone organique dissous (COD), la quantité de COD biodisponible (court et long terme) ainsi que les caractéristiques optiques en fluorescence et en absorbance (modélisation PARAFAC). La MOD issue des arbres contient des valeurs en COD supérieur pour les eaux de ruissellement par rapport aux eaux de percolation. À court terme (24 heures) une plus grande biodisponibilité du carbone a été observé pour les eaux de percolation ainsi que pour les espèces de feuillus. Pour la biodisponibilité à long terme (28 jours), les moyennes de biodisponibilité étaient également supérieures pour les espèces de feuillus. Les analyses de composition chimique de la MOD montrent que les eaux de percolations étaient associées à de la matière protéique et labile tandis que les eaux de ruissellement étaient associées à de la matière récalcitrante comme de la matière humique et aromatique. Les résultats de cette étude suggèrent qu’une grande quantité de carbone biodisponible largement sous-estimée par le passé est amenée vers le sol depuis la canopée avec des conséquences pour l’activité bactérienne et la formation des sols en milieu forestier.

Mots-clés : Matière organique dissoute, eaux de ruissellement, eaux de percolation, biodisponibilité, consommation bactérienne, modélisation PARAFAC.

3.1 Introduction

Dans l'hémisphère nord, une vaste majorité du territoire est recouverte de forêts, dont la composition varie en fonction de la latitude. Au nord, la forêt boréale s'étend sur des milliers de kilomètres, dominée par des espèces résilientes comme l'épinette noire et le pin gris, adaptés aux conditions froides de ce climat. Plus au sud, les forêts tempérées et décidues prennent le relais, peuplées d'une diversité d'essences telles que le chêne, l'érable, le bouleau et le hêtre. Dans ces écosystèmes forestiers, le premier contact entre les cycles hydrologiques et terrestres de la matière organique (MO) se produit lorsque la pluie entre en contact avec la canopée des arbres. Une partie de cette eau est perdue par évaporation, retournant directement à l'atmosphère tandis que le reste s'écoule sur les arbres par différentes voies avant de rejoindre le sol. L'eau peut soit percoler à travers la voûte de l'arbre (eau de percolation) ou ruisseler le long des branches et du tronc (eau de ruissellement) avant d'atteindre le sol (Van Stan & Stubbins, 2018). Près de 90% de l'eau interceptée par la canopée atteint le sol forestier (Murray, 2014). Au contact des arbres, les précipitations s'enrichissent en MO provenant du lessivage des feuilles, des branches et du tronc, ce qui peut entraîner une augmentation de 10 à 100 fois de la concentration en carbone organique dissous (COD) de la matière organique dissoute (MOD) après le passage sur l'arbre (Aitkenhead-Peterson et al., 2003 ; Van Stan et Stubbins, 2018 ; Lombardo et al., 2018 ; van Stan & Gordon, 2018). La MOD est la forme de matière organique (MO) retrouvée dans l'eau et dans les sols. Près de la moitié de la masse sèche de MOD est du carbone (carbone organique dissous) et le reste est composé d'hydrogène, oxygène, azote, phosphore et soufre (Dittmar & Stubbins, 2013). L'interception des précipitations par le couvert forestier représente donc un premier enrichissement substantiel en MO qui a le potentiel d'influencer les communautés microbiennes des sols et la formation des sols eux-mêmes (Moore, 2003; Stubbins et al., 2017). Bien que la MOD des arbres soit une variable importante pour les écosystèmes, elle a très peu été étudiée (van Stan & Stubbins, 2018). Les études portant sur l'eau des arbres indiquent que les concentrations en COD peuvent être supérieures aux concentrations des lixiviats de litière, de sol et des bassins versants pour des climats et conditions similaires (van Stan & Stubbins, 2018). La MOD des arbres a donc le potentiel d'avoir un impact sur les écosystèmes terrestres et aquatiques en aval en initiant les flux en carbone pour l'ensemble du réseau trophique des bassins versants (Cole et al., 2007; Dittmar & Stubbins, 2013; Fellman et al., 2009; Jansen et al., 2014). Par sa complexité moléculaire

et sa composition en carbone, la MOD contribue à la diversité chimique autour de l'arbre (Llorens et al., 2022; Metzger et al., 2021; Tanaka, 2011; Van Stan & Allen, 2020).

Peu d'études s'intéressent à la MOD des arbres et celles existantes s'intéressent généralement à une ou deux espèces (Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017) ou à un type de forêt dominant, de conifères ou de feuillus (Levia et al., 2012; Qualls et al., 1991; Thieme et al., 2019). Ces études rapportent que les concentrations en carbone sont généralement supérieures pour les espèces de conifères par rapport aux espèces de feuillus (Kolkai et al., 1999; Thieme et al., 2019). L'eau de ruissellement offre généralement une plus grande variabilité en COD par rapport à l'eau de percolation (7 à 332 mg L⁻¹ pour le ruissellement et 5 à 57 mg L⁻¹ pour la percolation) (Van Stan & Stubbins, 2018). Ce plus grand potentiel d'enrichissement en COD est dû principalement au temps de résidence de l'eau sur la phyllosphère (Johnson & Lehmann, 2006). La phénologie, i.e. la saisonnalité des arbres, a également été démontrée comme ayant un impact sur les concentrations en MOD en forêts tempérées (Comiskey, 1978; Levia et al., 2012; Van Stan et al., 2012). En conditions hivernales, il a été montré que les eaux de percolation étaient jusqu'à vingt fois moins concentrées qu'en été (32.3 mg L⁻¹ en juillet vs. 1.9 mg L⁻¹ en décembre) (Comiskey, 1978). Les concentrations en carbone dans les eaux de ruissellement peuvent diminuer de 50 à 60 % en période sans feuilles (Levia et al., 2012). Malgré ces premières études, d'autres sont nécessaires afin d'obtenir un portrait représentatif des forêts boréales et tempérées soumises aux conditions hivernales typiques des milieux nordiques.

L'impact potentiel que peut avoir la MOD des arbres tout le long des bassins versants est influencé par la composition chimique et par la biodisponibilité du carbone. Des études antérieures utilisant la spectroscopie ont montré que la MOD des arbres est principalement composée de molécules de types aromatiques incluant les tanins et la lignine, avec des fluorophores de types protéiques et humiques et de matières fraîchement produites (Levia et al., 2012; Ryan et al., 2022; Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017). Il a été démontré par les propriétés optiques que la MOD des arbres diffère selon l'espèce d'arbre (Ryan et al., 2022; Wheeler et al., 2017) et selon le type d'écoulement (eau de ruissellement et de percolation) (Levia et al., 2012; Ryan et al., 2022; Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2012, 2017). Par exemple, les variations de la qualité de la MOD en fonction du type d'écoulement ont été documentées avec l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ (L mg⁻¹ m⁻¹). Cet indice montre que l'eau des arbres est plus enrichie en composés aromatiques que les valeurs rapportées pour les systèmes terrestres et aquatiques, l'eau de ruissellement ayant

des valeurs entre 2.5 et 6.2 L mg⁻¹ m⁻¹ (Levia et al., 2012 ; Stubbins et al., 2017 ; van Stan et al., 2017), tandis que l'eau de percolation présente des valeurs entre 2.2 et 2.9 L mg⁻¹ m⁻¹ (Stubbins et al., 2017 ; van Stan et al., 2017), comparativement aux rivières des États-Unis, qui ont des valeurs comprises autour de 1.3 et 4.6 L mg⁻¹ m⁻¹ (Spencer et al., 2012). Cette différence peut s'expliquer avec une eau de ruissellement qui s'enrichit davantage en composés aromatiques comme la lignine au contact avec l'écorce (Stubbins et al., 2017).

Les différences en proportion de ces molécules que compose le COD ont un impact sur la biodisponibilité de ces eaux dans l'environnement. Il a été démontré que la MOD des arbres peut être hautement labile (biodisponible; 50 à 75%) (Behnke et al., 2022; Howard et al., 2018; Qualls & Haines, 1992; Thieme et al., 2019) en comparaison de lixiviats de litière et de sols dans des climats et conditions similaires (Van Stan & Stubbins, 2018). En fonction de la biodisponibilité de ces apports concentrés de MOD au sol, les flux de COD ont le potentiel de créer des endroits ou moments chauds d'activité microbienne plus ou moins importante et localisée autour de l'arbre (Mcclain et al., 2003). Les données entourant la composition chimique et la biodisponibilité de la MOD des arbres restent cependant limitées dans la littérature (Van Stan et al., 2017), de sorte qu'il est difficile de prédire comment des changements dans la composition du couvert forestier pourront influencer la chimie et la réponse microbienne du sol.

Dans le but de mieux comprendre le rôle de la MOD des arbres dans les flux de carbone biodisponible vers le sol, il est nécessaire de déterminer ce qui influence les concentrations en carbone biodisponible et la composition chimique (quantité et qualité) de l'eau. Le premier objectif est de quantifier la biodisponibilité à court terme (<48h) et à long terme (28 jours) de la MOD des arbres en fonction du type d'écoulement, des espèces et des périodes phénologiques avec et sans feuilles. Le second objectif vise à analyser la composition chimique de la MOD des arbres pour les eaux de ruissellement et de percolation durant les périodes avec feuilles et sans feuilles. Finalement, le dernier objectif vise à tester l'influence de la composition chimique de la MOD de l'eau des arbres sur la biodisponibilité à court et long terme. Dans l'intention de répondre à ces objectifs, les eaux de ruissellement et de percolation de huit espèces d'arbres ont été récoltées dans les forêts boréales et tempérées tout au long de l'année, incluant la période hivernale, sur une période de trois ans (juin 2020 à mars 2023). La biodisponibilité et la composition chimique ont été estimées en comparant les concentrations en COD à court terme et à long terme lors d'incubation en laboratoire et en analysant les propriétés spectrales de la MOD, respectivement. Il

est attendu que les eaux de percolation et les eaux des espèces de feuillus soient plus biodisponible à court terme, vu leurs teneurs en composés protéiques élevés. Les eaux des conifères devraient quant à elles être plus biodisponible à long terme considérant leur composition plus aromatique. Des concentrations en carbone plus faibles devraient être finalement retrouvées en période sans feuilles, en supposant un effet de dilution avec un volume d'eau interceptée par le couvert forestier plus faible en l'absence de feuillage. Les connaissances issues de cette étude permettront de mieux quantifier la décomposition du carbone par les microorganismes, et ainsi de mieux comprendre les flux de carbone tout le long des bassins versants.

3.2. Matériel et Méthodes

3.2.1. Sites d'études

Dans cette étude, trois sites ont été sélectionnés afin de couvrir les biomes boréaux et tempérés le long d'un gradient nord-sud. D'abord, le site du bassin versant du lac Tirasse se trouve le plus au nord. Il se situe dans la réserve faunique Ashuapmushuan à 120 km au nord de Saint-Félicien (Figure 3.1 A, 49°12'45" N, 73°29'00" W). Localisé à proximité d'un site expérimental du MFFP dans la forêt boréale, on y trouve principalement de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) et du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) qui sont deux espèces ciblées dans l'étude. Ensuite, le site du bassin versant du lac Laflamme est localisé dans la forêt expérimentale Montmorency à 70 km au nord de Québec où notre accès est possible grâce au MFFP (Figure 3.1 A, 47°19'41" N, 71°07'37" W). Trois espèces d'arbres ont été sélectionnées pour ce site, soit l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et le sapin baumier (*Abies balsamea* L. Mill.). Le dernier site, le plus au sud, se trouve sur le campus de l'Université du Québec à Trois-Rivières (Figure 3.1 A, 46°20'56" N, 72°34'33" W). Quatre espèces d'arbres se trouvent sur ce site, soit le chêne rouge (*Quercus rubra* L.), l'érythrine (*Acer saccharinum* L.), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et le peuplier à grandes dents (*Populus Grandidentata* Michaux). Un total de huit espèces d'arbres sont à l'étude et réparties sur les trois sites, avec l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) présente dans les sites de l'Université du Québec à Trois-Rivières ainsi qu'à la forêt Montmorency. Pour chaque espèce d'arbres et site, trois réplicas (individus) ont été sélectionnés afin d'obtenir un échantillon

représentatif. Les 27 arbres (12 pour l'UQTR, 9 pour Laflamme et 6 pour Tirasse) ont été équipés avec les installations requises afin de récupérer l'eau de pluie (Figure 3.2).

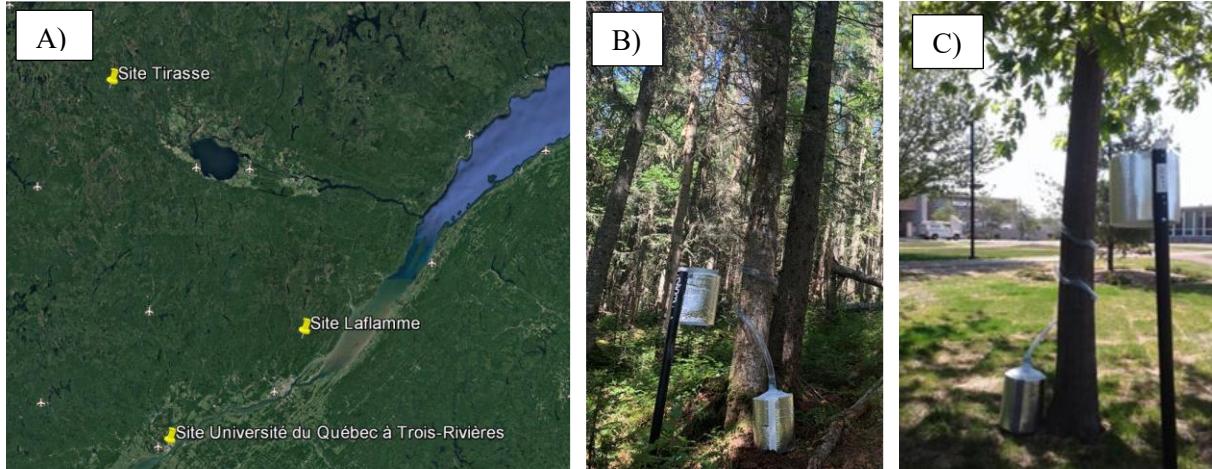


Figure 3.1. Carte des sites d'études et installations de collecte d'eau. A) Site de l'UQTR en forêt tempérée, site Tirasse (réserve faunique Ashuapmushuan) en forêt boréale et Site Laflamme (forêt Montmorency) en zone de transition entre les deux biomes. B) et C) Collecteurs à eaux de ruissellement et de percolation.

3.2.2. Échantillonnage de l'eau

La campagne de récolte de données s'est effectuée tout au long de l'année sur une période de trois ans. Les récoltes se sont effectuées aux deux semaines durant les mois de juin à novembre pour les années 2020 et 2021, une fois par mois de décembre 2021 à mai 2022 alors qu'une récolte a eu lieu en mars 2023. Les collecteurs ont été déployés pour une période de deux semaines sur les trois sites en récoltant les précipitations de cette période. Un total de 20 récoltes a été effectué en période avec feuilles et 17 récoltes en période sans feuilles. Bien que les conifères gardent leurs feuilles tout au long de l'année contrairement aux feuillus, la période avec feuilles fait référence à la période estivale et une partie de la phase automnale jusqu'au moment de la perte des feuilles des feuillus. La période sans feuilles fait référence au moment de l'année que les feuillus sont dépourvues de feuilles qui comprends la fin de la phase automnale, l'hiver et le début du printemps. En plus des collecteurs d'eau de ruissellement et de percolation, pour chacun des sites à l'étude, un collecteur contrôle (ECL) a été placé dans un endroit d'éclaircie où aucune interception n'est possible par le couvert forestier. Pour les sites des lacs Tirasse et Laflamme, le MFFP a des stations

météorologiques où ces collecteurs contrôles ont été déployés. À l'UQTR, le Laboratoire de recherche en environnement des régions froides (GLACIOLAB) possède une station météorologique où ce collecteur a été également placé.

Des bouteilles en polycarbonate de 20 L ont été utilisées afin de récolter l'eau de pluie. Ces bouteilles ont été peinturées et recouvertes de matériaux isolants, afin de réduire les variations de température et les protéger contre les radiations solaires (Figure 3.1 B). Afin de récolter l'eau de ruissellement, les arbres étaient équipés de colliers en tubes de PVC initialement coupés longitudinalement et fixés à l'écorce de l'arbre avec du silicone. La fin de ces tubes de 3.8 cm de diamètre était connectée à une bouteille en polycarbonate pour récolter l'eau. Ensuite, les mêmes bouteilles en polycarbonates ont été utilisées pour récolter les eaux de percolations. La partie supérieure des bouteilles a été coupée et inversée afin de créer un entonnoir de 26 cm de diamètre. Ces collecteurs étaient placés à une distance de 1.8 m du sol, soit à une distance d'un tiers de la canopée de l'arbre, et orientés vers le nord-ouest.

À la fin de chaque période d'échantillonnage de deux semaines, les volumes (L) des eaux récoltées de ruissellement et de percolation ont été mesurés à l'aide d'un bêcher de 4 L. Un volume de 250 ml a été gardé de chaque échantillon pour les analyses en laboratoire. Les données de volume ont été divisées par l'aire de l'entonnoir tandis que le volume de l'eau de ruissellement est divisé par l'aire de la couronne de l'arbre afin d'obtenir la quantité d'eau en millimètres.

3.2.3. Entreposage

Les sorties de collectes d'eau se sont fait en alternance entre le site de l'UQTR et Tirasse-Laflamme afin d'assurer de pouvoir traiter les échantillons dans la semaine suivant la récolte. Un total de 25 échantillons a été généré au site de l'UQTR, 13 et 19 pour les lacs Tirasse et Laflamme à chaque période d'échantillonnage. Dès l'arrivée des échantillons de 250 ml d'eau en laboratoire, ceux-ci ont été filtrés ou transférés la journée même dans des viales de verre, préalablement traitées à l'acide et brûlées à 550 °C. Sur les 250 ml d'échantillon d'eau récoltée sur le terrain, 120 ml a été filtrée à l'aide d'une seringue munie d'un filtre GF/F d'une porosité de 0.7 µm. Le filtrat obtenu a été divisé dans trois viales en verre prébrûlées dont l'une était dédiée à l'analyse de fluorescence et de l'absorbance (FDOM et CDOM) et les deux autres étaient réservés pour l'évaluation des teneurs en carbone organique dissous (COD). 40 µl d'acide chlorhydrique 37 % a été ajouté aux viales de COD afin d'arrêter les réactions biologiques (pH = 2). Ces viales contenant l'eau filtrée

et acidifiée ont été par la suite entreposées à 4 °C dans le noir avant leur analyse. Une partie d'eau non filtrée a été gardée pour les expériences de dégradations de carbone à court terme et à long terme.

3.2.4. Analyse et biodisponibilité du COD

Deux expériences ont été effectuées afin de quantifier la dégradation du carbone par les bactéries. L'une s'est effectuée à court terme, soit 24 heures et la seconde à long terme qui correspondait à une période de 28 jours. La première analyse de biodisponibilité s'est effectuée à court terme en mesurant la respiration bactérienne avec un respiromètre (*PreSens precision sensing*). Pour cette mesure, un réplique de chaque échantillon d'eau a été effectué, ainsi deux viales de 5 ml avec un senseur optique d'oxygène ont été nécessaires, pour un total de 10 ml d'eau non filtrée. Les échantillons ont été placés dans le respiromètre dès l'arrivée en laboratoire à la suite de la récolte de l'eau et ont été laissés pour une période de 24 heures à la noirceur à une température de 20 °C. Le respiromètre a été programmé pour mesurer l'oxygène (O₂) aux 30 minutes pour la période donnée. Les données récoltées ont servi à mesurer le taux de changement de concentration en oxygène de chacun des échantillons et calculer un taux de dégradation en mg de C par litre par jour en utilisant un coefficient respiratoire de 1.

Afin de déterminer la consommation de COD à long terme, l'analyse des concentrations en COD a été effectuée sur chaque échantillon à deux moments, soit au temps initial à l'arrivée au laboratoire puis après 28 jours. Les échantillons dédiés à l'estimation de la biodisponibilité du COD (BCOD) ont été incubés à la noirceur, sans filtration, à la température ambiante (20 °C) pour 28 jours. Ces échantillons d'incubation ont été filtrés avec des filtres GF/F uniquement après les 28 jours contrairement aux échantillons de temps initiaux qui ont été filtrés immédiatement. La concentration en COD a été déterminée à l'aide d'un analyseur portatif de carbone organique total (COT) *Sievers M9*. La consommation de carbone pour le long terme a été estimée comme le pourcentage de carbone perdu après l'incubation avec l'équation suivante ;

$$\%BCOD = \left(\frac{COD_{t1} - COD_{t28}}{COD_{t1}} \right) 100\%$$

où COD_{t1} et COD_{t28} représentent respectivement les concentrations en COD au jour 1 (arrivée au laboratoire) et au jour 28.

3.2.5. Analyses optiques

En vue de déterminer les caractéristiques optiques de la matière organique dissoute, des analyses en spectroscopie (FDOM et CDOM) ont été effectuées. Une des trois viales de 40 ml de chaque échantillon d'eau a été menée à température ambiante puis placée dans une cuvette de 1 cm en quartz pour l'analyse. L'analyse du spectre d'absorbance a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-VIS *Cary Eclipse* entre 230 et 800 nm. L'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ permet de mesurer les arrangements moléculaires aromatiques de la MOD. Elle est obtenue par le résultat de la division de la valeur d'absorbance à 254 nm et la concentration en carbone (L mg⁻¹ m⁻¹) (Weishaar et al., 2003). L'indice Sr (*slope ratio*) est corrélé au poids moléculaire de la MOD et est obtenu par la résultante du ratio entre la pente se situant entre 275 et 295 nm et celle située entre 350 et 400 nm. Les composés ayant un poids moléculaires élevés présentent une forte absorbance dans les longueurs d'onde longues (350-400 nm). Ainsi, de faibles valeurs de Sr indiquent une MOD composée de molécules à poids moléculaire élevé (Helms et al., 2008).

La fluorescence a été effectuée avec un spectrophotomètre à fluorescence *Cary Eclipse* afin de produire des matrices d'excitation et d'émission (MEEs). Ces matrices ont été obtenues dans un intervalle d'excitation de 230 à 450 nm ayant un accroissement de 5 nm et sur un spectre d'émission allant de 300 à 600 nm avec un intervalle d'accroissement de 2 nm. Les MEEs obtenues ont été corrigés pour l'*inner filter effect* qui est créé par l'absorption de l'intensité lumineuse de l'échantillon même. Les MEEs ont été normalisés et convertis en unités de Raman (R.U.). Ces corrigées ont ensuite été utilisées pour obtenir des indices de fluorescence et caractériser la matière organique dissoute. L'indice *Fluorescence index* (FI) permet de distinguer les sources de la MOD. Cet indice a été calculé par le ratio entre l'intensité d'émission à 450 nm et celle à 500 nm toutes deux engendrées par une longueur d'onde d'excitation de 370 nm (McKnight et al., 2001). Des valeurs de FI se rapprochant de 1.23 correspondent à une MOD d'origine des plantes terrestres et de la MO du sol, tandis que des valeurs autour de 1.68 indiquent une MO d'origine microbienne (Cory et al., 2010). L'indice *humification index* (HIX) a été calculé par la division de la région du spectre d'émission 435-480 nm à celui de 300-445 nm excité à 254 nm (Zsolnay et al., 1999). Cet indice évalue la concentration en composés humiques dans la MOD en prenant en compte le degré d'humification, qui se traduit par une émission de fluorescence dans les longues longueurs d'onde. L'indice de *freshness index* ($\beta:\alpha$) a été obtenu par le ratio entre l'intensité d'émission à 380 nm et

celui de l'intensité maximale entre 420 et 435 nm à une excitation de 310 nm (Parlanti et al., 2000). Des intensités de fluorescence dans la région β (FRESH > 1) sont associées à une MOD récemment produite par les communautés microbiennes, tandis que des intensités dans le spectre α (FRESH < 0.6) sont liées à une MO d'origine terrestre (Huguet et al., 2009).

Une modélisation en facteur parallèle PARAFAC (*Parallel factorial analysis*) a également été utilisée afin d'analyser les échantillons d'EEM et d'identifier des groupes chimiques distincts présents dans la MOD. Cette analyse PARAFAC a été réalisée avec le package toolbox drEEM (Murphy et al., 2014) du logiciel MatLab (version R2023a) et a permis de décomposer le spectre en cinq composantes informant sur la composition de la MOD. Les cinq composantes peuvent être corrélées à des caractéristiques écologiques de la MOD (Fellman et al., 2010). Ces cinq pics d'intensité sont associés à des propriétés humiques de la MOD (C et A), à des caractéristiques protéiques (T et B) et à la production microbienne (M) (Tableau 3.1). Les fluorophores humiques C et A ont des propriétés optiques qui représentent une partie de la MOD provenant de la dégradation des plantes vasculaires et sont situées dans de longues longueurs d'onde (Coble, 1996). Les pics d'intensité protéiques T et B ont des propriétés optiques ressemblantes aux acides aminés de tryptophane et tyrosine (Coble, 1996). Le pic M a un spectre d'émission dans de plus faibles longueurs d'onde et est associé à la production microbienne (Fellman et al., 2010). Le spectre d'intensité a été divisé en fonction des contributions de chacune des composantes et exprimé en pourcentage (% Fmax). Les données de spectres ont été comparées dans la banque de données OpenFluor (Murphy et al., 2014) et toutes les composantes ont été identifiées dans d'autres études, renforçant l'idée que le modèle développé est robuste.

Tableau 3.1 Résumé des caractéristiques des cinq composantes trouvées par le modèle PARAFAC (Coble et al., 2014)

Composante	Excitation max (nm)	Émission max (nm)	Description
M	310	410	Microbien-humique
C	360	460	Fluorophore humique
A	260	460	Fluorophore humique
T	275	340	Fluorophore protéique (Tryptophane)
B	275	305	Fluorophore protéique (Tyrosine)

3.2.6. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel RStudio (Version 4.2.1). Pour le premier objectif, des diagrammes à moustaches ont été produits afin d'illustrer la variabilité des concentrations en carbone des différentes espèces, d'essence, type d'écoulement et période phénologique. Le même type de diagramme a également permis de montrer les variations de biodisponibilité du carbone à court terme (24 heures) et à long terme (28 jours). Une analyse de la variance (ANOVA) réalisé avec le package ‘stats’ (v. 3.6.2) avec un test de Tukey ont permis de vérifier quelles caractéristiques de l'eau des arbres exercent une influence significative sur la consommation à court-terme et à long-terme. Pour le second objectif, analyse en composante principale (ACP) a été réalisée basée sur les caractéristiques spectrales de la MOD des arbres et a permis de mieux visualiser la répartition des caractéristiques des arbres. L'ACP a été conduite à l'aide des packages ‘devtools’ (v. 2.4.5) et ‘ggbiplots’ (v.0.55). Pour le troisième objectif, deux régressions linéaires généralisées (GLM, package ‘stats’ (v. 3.6.2)) ont été utilisées pour tester comment la biodisponibilité à court et long terme était influencées par le type d'écoulement (ruissellement, percolation), les périodes phénologiques (avec et sans feuilles), les années (2020 à 2023), les deux essences (décidus, conifères) et la qualité chimique de la MOD. La qualité chimique de la MOD a été décrite par les deux premières composantes principales de l'ACP effectuée pour l'objectif 2. La famille de distribution Gamma et un lien log a été utilisé.

3.3. Résultats

3.3.1. Teneurs en COD de l'eau des arbres

Les teneurs moyennes en carbone mesurées dans les collecteurs de contrôle (ECL) étaient entre 2.5 et 3.3 mg L⁻¹. Ces valeurs sont inférieures aux valeurs mesurées pour toutes les espèces et pour les deux types d'écoulement. Les eaux récoltées ont des teneurs variantes entre 9 mg L⁻¹ et 166 mg L⁻¹. Les résultats du test d'ANOVA montrent que l'espèce de l'arbre, les grands groupes taxonomiques (conifère vs feuillus) et le type d'écoulement influencent significativement les concentrations de carbone retrouvées dans les eaux. Les concentrations en carbone sont similaires en période phénologique avec et sans feuilles.

En général, les teneurs en COD étaient plus élevées dans les eaux de ruissellement que dans les eaux de percolation. Globalement, les eaux de ruissellement contiennent entre 2.7 et 3.5 fois plus de carbone en plus par rapport aux eaux de percolation. Des valeurs moyennes variant entre 40 et 140.2 mg L⁻¹ pour les eaux de ruissellement et entre 11.6 et 50.9 mg L⁻¹ de carbone ont été mesurées pour les eaux de percolation durant les deux années de l'étude (Figure 3.2). De plus, des différences marquées ont été observées entre les grands groupes taxonomiques, les valeurs étant entre 2.9 et 3.5 fois plus élevées dans les collecteurs situés sous la canopée des conifères (40 à 140.2 mg L⁻¹) comparativement à celles des feuillus (11.6 à 48.3 mg L⁻¹). Parmi toutes les espèces, les eaux de ruissellement de l'épinette noire (*Picea mariana*, PIM) présentaient les teneurs les plus élevées en COD autant pour la période sans feuilles (moyenne de 169.6 mg L⁻¹) qu'avec feuilles (moyenne de 166 mg L⁻¹). Les eaux de ruissellement du sapin baumier (*Abies balsamea*, ABB) étaient l'espèce avec les secondes valeurs les plus élevées avec une teneur moyenne en carbone de 164.3 mg L⁻¹ en période sans feuilles et 161 mg L⁻¹ pour la période avec feuilles.

Pour la période phénologique avec feuilles, les concentrations moyennes en COD étaient de 48.3 mg L⁻¹ dans l'eau de ruissellement et de 13.8 mg L⁻¹ dans l'eau de percolation pour les feuillus. Par contre, pour les conifères, les valeurs étaient de 138.6 mg L⁻¹ pour l'eau de ruissellement et de 50.9 mg L⁻¹ pour l'eau de percolation (Figure 3.2A). Pendant la période sans feuilles, les eaux de ruissellement des feuillus avaient une concentration en COD moyenne de 40 mg L⁻¹, tandis que celle des eaux de percolation était de 11.6 mg L⁻¹. Pour les conifères, les teneurs en COD étaient de 140.2 mg L⁻¹ dans l'eau de ruissellement et de 40.9 mg L⁻¹ dans l'eau de percolation (Figure 3.2B).

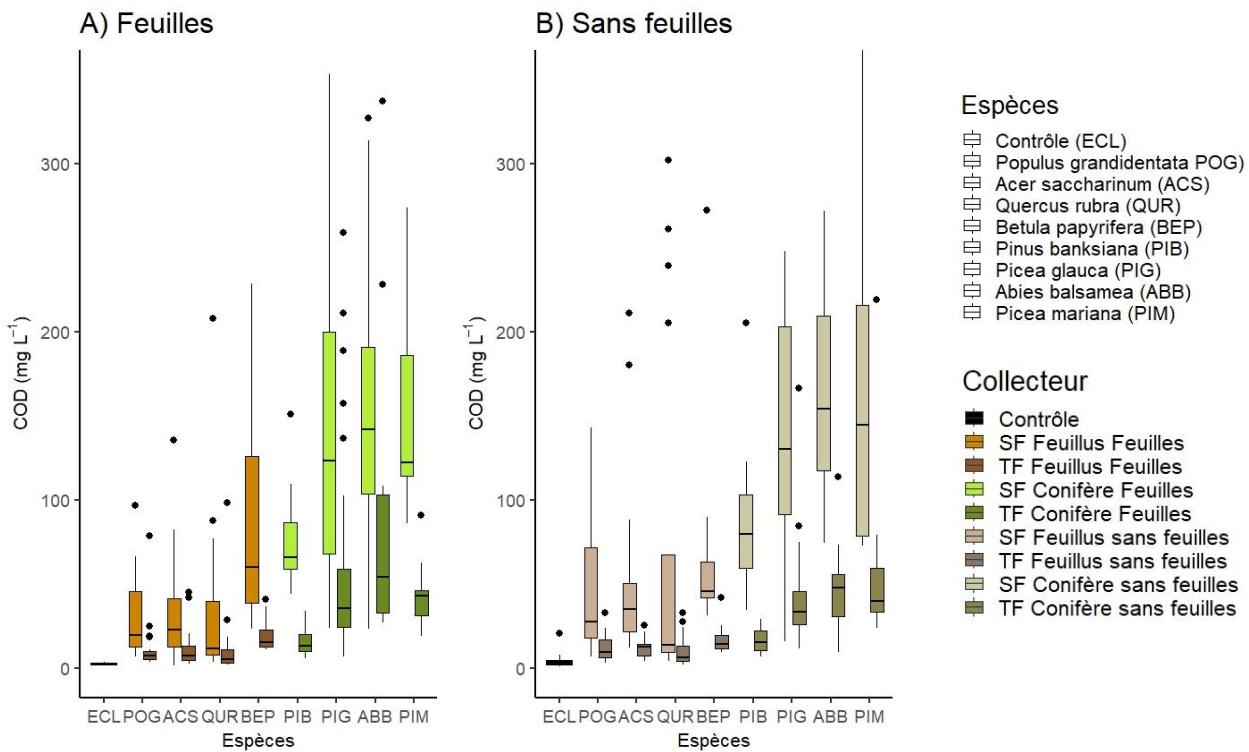


Figure 3.2. Diagramme à moustache de la concentration en carbone organique dissoute (mg L⁻¹) des différentes espèces selon le type d'écoulement durant A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.

Tableau 3.2 Résultat des tests ANOVA sur les différentes caractéristiques de l'eau des arbres pour les concentrations en COD (mg L⁻¹)

	Somme des carrés	Dd	Carré moyen	F	p
Concentration en COD					
Essence	554 838	2	277 419	82.4	< 0.001
Écoulement	619 936	1	619 936	184	< 0.001
Espèce	162 790	6	27 132	8.1	< 0.001
Phénologie	6 473	1	6 473	1.9	0.16
Résiduels	1 977 788	687	3 369		
Total	$r^2 = 0.15$				

3.3.2. Biodisponibilité du COD

Sur la période de 24 heures, entre 1 et 18% du carbone présent dans la MOD a été consommé. Les résultats des tests d'ANOVA et de Tukey montrent que l'essence de l'arbre et le type d'écoulement influencent significativement la consommation de carbone à court terme (Tableau 3.3). En général, la consommation relative moyenne de carbone était plus faible dans les eaux de ruissellement (entre 1 % et 7 %) que dans les eaux de percolation (entre 4.5% et 9%) (Figure 3.3). Par contre, cette tendance variait également selon les essences. Les feuillus ont montré une consommation relative moyenne de carbone allant de 3.3 % à 9% tandis que les conifères avaient des valeurs entre 1 % et 8.8 %. Dans l'ensemble, les feuillus avaient une plus grande consommation de carbone à court terme que les conifères dans les eaux de percolation, allant jusqu'à sept fois plus tandis que les différences dans les eaux de ruissellement n'étaient que deux fois plus.

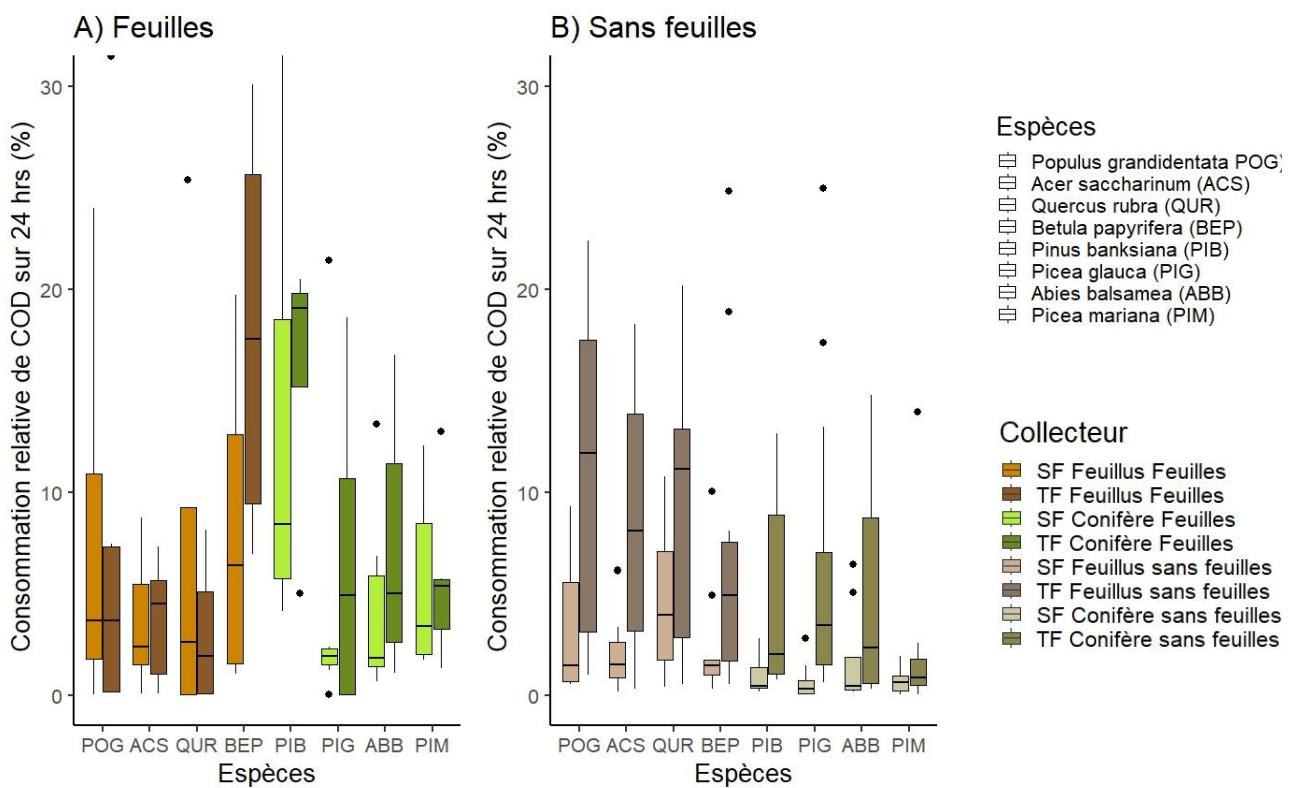


Figure 3.3. Diagramme à moustache de la consommation relative de carbone organique dissoute à court terme des différentes espèces selon le type d'écoulement durant A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.

Pour la période de consommation sur 28 jours, entre 20 et 61% du carbone présent dans la MOD a été consommé. Contrairement à la variation observée lors de la consommation à court terme, il y a très peu de différences entre les types d'écoulement, les essences d'arbre ou la phénologie dans la consommation à long terme. Les résultats des tests statistiques ANOVA et le test de Tukey ont révélé qu'uniquement l'essence de l'arbre était un facteur ayant une influence significative sur la consommation de COD à long terme (Tableau 3.3). Les consommations moyennes de carbones retrouvées chez les espèces de feuillus variaient entre 29 et 44 % tandis que les valeurs retrouvées chez les espèces de conifères sont de 28 à 40%. Bien que l'essence de l'arbre soit une variable significative, peu de différences sont observées dans les moyennes de consommation entre les feuillus et les conifères (Figure 3.4). Les espèces de conifères présentent une consommation moyenne légèrement inférieure à long terme par rapport aux feuillus (feuillus ; 29 à 44% vs. conifères ; 28 à 40%). Cette tendance d'une consommation plus élevée chez les feuillus, avait également été observée à court terme (Figure 3.3).

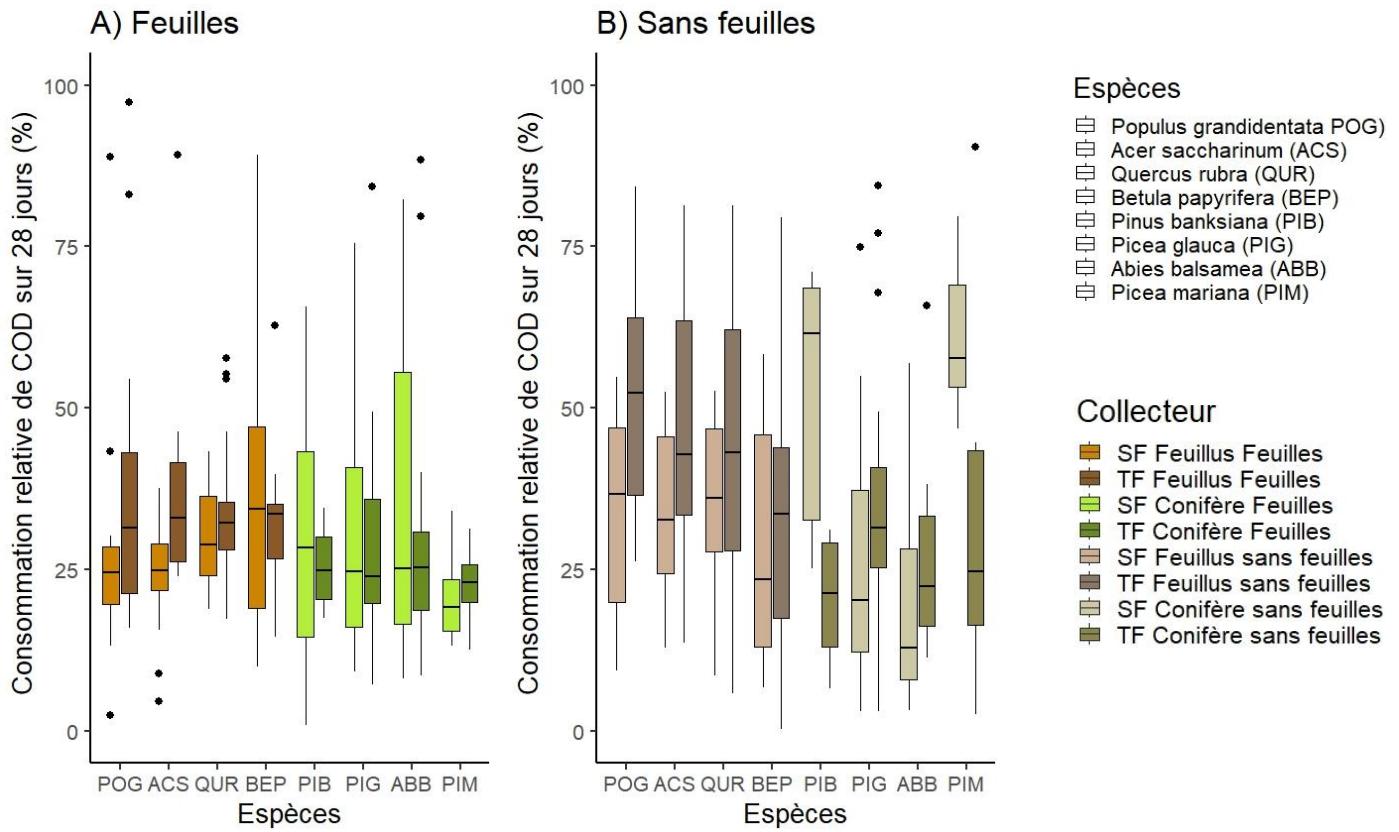


Figure 3.4. Diagramme à moustache de la consommation relative de carbone organique dissout à long terme des différentes espèces selon le type d'écoulement et A) la période phénologique avec feuilles et B) la période phénologique sans feuilles où SF représente les eaux de ruissellement et TF est pour les eaux de percolation.

Tableau 3.3. Résultat des tests ANOVA sur les différentes caractéristiques de l'eau des arbres pour la consommation de COD à court terme et consommation de COD long terme.

	Somme des carrés	Dd	Carré moyen	F	p
Consommation court terme					
Essence	649	2	324.3	6.735	< 0.001
Écoulement	884	1	883.7	18.352	< 0.001
Espèce	571	7	81.5	1.693	0.11
Phénologie	94	1	93.9	1.950	0.16
Résiduels	13 001	270	48.2		
Total	$r^2=0.15$				
Consommation long terme					
Essence	3 865	2	1 932.4	6.77	< 0.001
Écoulement	103	1	102.6	0.360	0.549
Espèce	1 052	7	150.3	0.527	0.814
Phénologie	258	1	257.6	0.902	0.343
Résiduels	132 729	465	285.4		
Total	$r^2=0.04$				

3.3.3. Composition chimique de la MOD

Une analyse en composante principale basée sur les caractéristiques spectrales de la MOD montre un premier axe représentant près de la moitié de la variance (43.5 %) et séparant la MOD protéique et fraîchement produite (B, T, FRESH) de la MOD humique et microbienne (A, HIX, C, M). Il y a une séparation de l'eau de percolation (variables protéiques) de l'eau de ruissellement (variables humiques et microbiennes) le long de l'axe. L'eau des collecteurs de contrôle quant à elle semble plus représentée du côté des variables protéiques (Figure 3.5A). Les échantillons en période phénologique avec feuilles et sans feuilles sont assez dispersés sur les axes de l'ACP, mais il y a une concentration des échantillons en période avec feuilles sur l'axe 1 du côté MOD humique et microbienne (A, HIX, C et M). Les échantillons en période sans feuilles se retrouvent aussi du côté de la MOD humique et microbienne, mais aussi s'étend également vers la MOD protéique et fraîchement produite (B, T, FRESH) (Figure 3.5B).

L'axe 2 de l'ACP représente 12% de la variance et est essentiellement relié à l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ et FI (*Fluorescence index*). Les échantillons associés à l'essence de l'arbre, soit conifère ou feuillu se trouvent également assez dispersés sur cet axe, mais une concentration des feuillu vers des composantes aromatiques, tandis que les espèces de résineux se trouvent vers des composantes non aromatiques (Figure 3.5C).

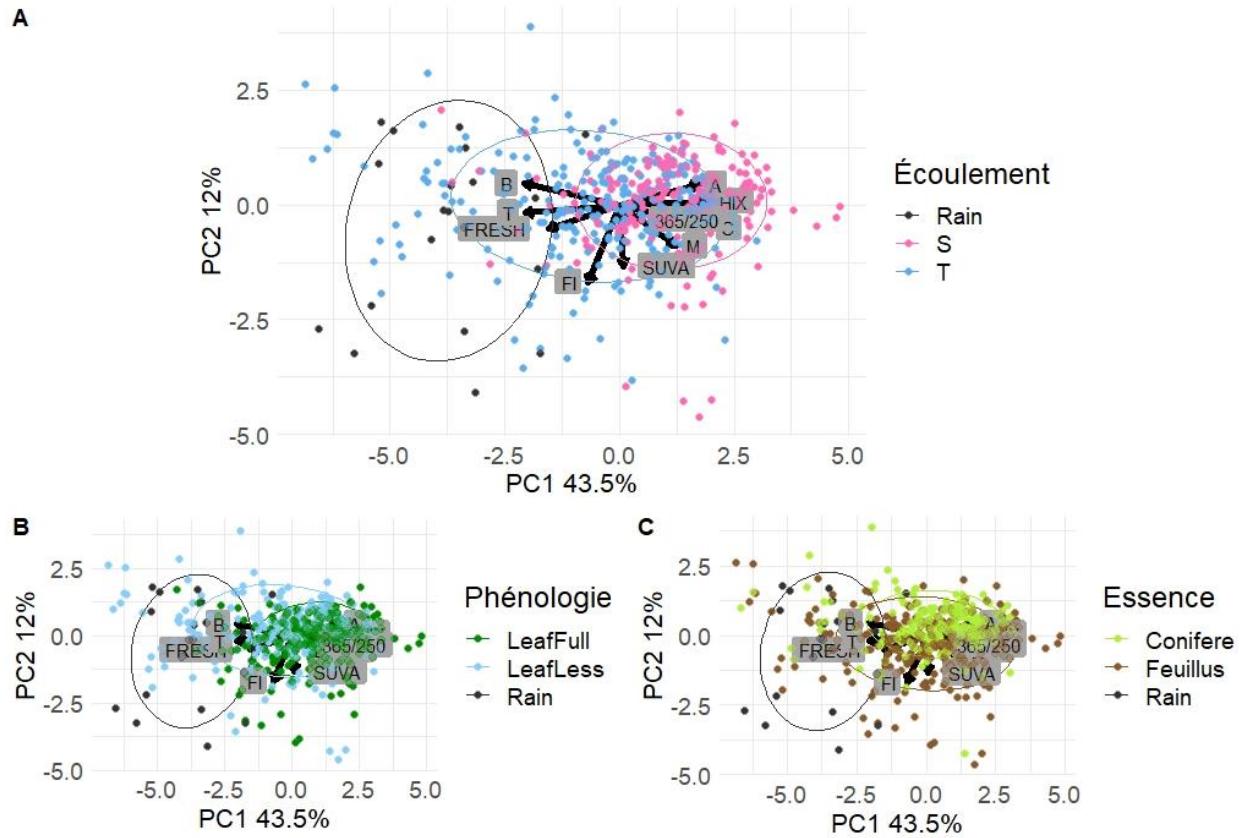


Figure 3.5 Analyse en composante principale de la composition de la MOD à partir des indices de fluorescence et d'absorbance ainsi que les composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons récoltés dont les couleurs représentent A) les types d'écoulement, B) la phénologie et C) l'essence de l'arbre.

Modèles linéaires généralisés

Les modèles linéaires généralisés ont été développés à partir d'une analyse en composante principale (ACP) semblable à celle montrée à la Figure 3.5, mais ne contenant pas les échantillons de contrôles (ECL). Cette ACP, montrée à la Figure S1, montre une séparation similaire des données en fonction des axes 1 et 2 lorsque les données contrôles sont exclues et le même type de corrélations entre les indices de composition chimique. Les résultats du modèle de consommation à court terme indiquent que l'année de récolte (r^2 de 0.47), la période phénologique (r^2 de 0.215), l'essence de l'arbre (r^2 de 0.06), la composante principale 1 (r^2 de 0.04) et 2 (r^2 de 0.03) exercent une influence significative sur la biodisponibilité de l'eau des arbres (Figure 3.6 A à E) (Tableau 3.4).

L'année de récolte est la variable du modèle qui avait le coefficient de détermination le plus élevé et donc la plus grande influence sur la biodisponibilité à court terme. Une plus grande consommation a eu lieu dans l'année 2020, suivi de 2023, 2022 et 2021 (Figure 3.6A). La température moyenne des récoltes effectuée dans l'année 2021 (13.5 °C en 2021) était plus élevée par rapport aux autres années, suivi de l'année 2020 (10.5 °C), 2022 (-4.9 °C) et 2023 (-1.8 °C). De plus hautes températures dans l'année de récolte 2021 peuvent avoir eu comme effet d'accélérer la consommation bactérienne dans les jours précédents la récolte réalisée aux deux semaines. Ainsi, une partie de la consommation du carbone pourrait ne pas avoir été captée en laboratoire. Une plus grande consommation de l'eau en période phénologique avec feuilles par rapport à la période phénologie sans feuilles a également été détectée par le modèle (Figure 3.6B). La répartition des échantillons selon les périodes phénologiques était assez dispersée le long des axes de l'ACP. Une plus grande concentration des points de période phénologiques avec feuilles se trouvait du côté de l'axe représenté par la MOD humique et la période sans feuilles se trouvait plus du côté de l'axe de la MOD protéique (Figure 3.5C). Une plus grande biodisponibilité à court terme est observée pour les espèces de conifères par rapport aux espèces de feuillus (Figure 3.6C). La composante principale 1 était négativement reliée à la consommation bactérienne à court terme. La consommation a diminué avec l'augmentation des propriétés humiques du COD. Par opposition, la présence de composés protéiques de la MOD, associées à de faibles valeurs de la composante principale 1 a entraîné une biodisponibilité du carbone plus grande à court terme (Figure 3.6D). La composante principale 2 avait également une relation négative avec la consommation bactérienne à court terme. Ainsi, la MOD avec des teneurs en composés aromatiques plus élevée (SUVA₂₅₄ et FI élevés) (Tableau S1) était consommée moins rapidement (Figure 3.6E).

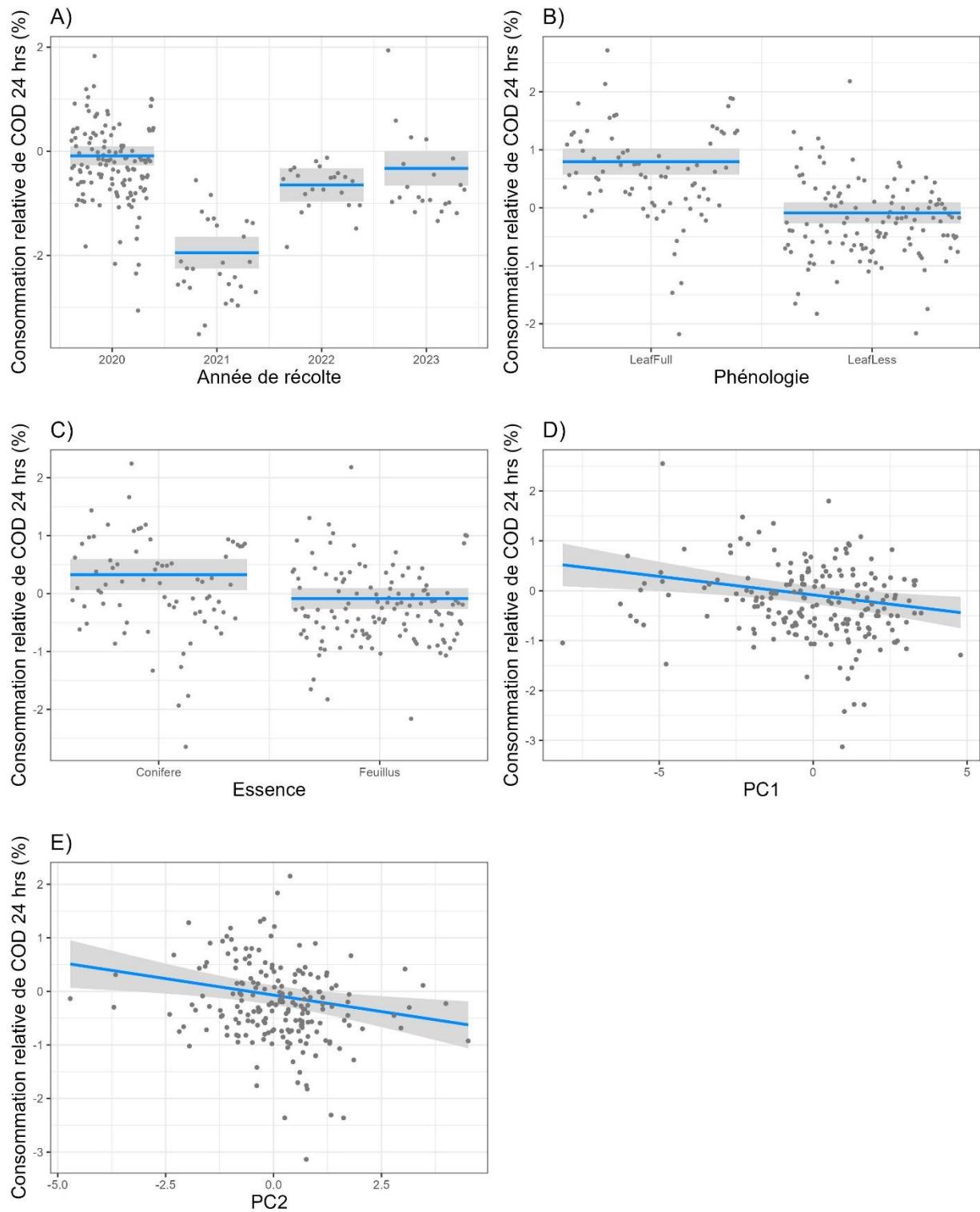


Figure 3.6 Modèles linéaires généralisés pour la consommation de carbone à court terme pour A) l'année de récolte, B) la phénologie, C) l'essence de l'arbre, D) la composante principale 1 et E) la composante principale 2.

Les résultats du modèle de consommation à long terme montraient que seulement l'année de récolte (r^2 de 0.08) ainsi que l'essence de l'arbre (r^2 de 0.03) exerçaient une influence significative sur la biodisponibilité de l'eau des arbres (Figure S2) et expliquaient environ 12 % de la variance observée (Tableau 3.4).

Tableau 3.4. Résultat des modèles GLM pour la consommation de COD à court-terme et la consommation de COD long-terme.

Variables	Estimation	Erreur std.	Valeur de T	Pr ($> t $)
Consommation court terme				
PC1	-0.07	0.025	-2.9	< 0.01
PC2	-0.12	0.045	-2.7	< 0.01
Essence	-0.4	0.121	-3.4	< 0.001
Phénologie	-0.9	0.135	-6.5	< 0.001
Année 2021	-1.8	0.159	-11.7	< 0.001
Année 2022	-0.5	0.183	-3.05	< 0.01
Année 2023	-0.2	0.188	-1.3	0.2
Total	n= 200	$r^2 = 0.53$	AICc = 409.8	
Consommation long terme				
Essence	0.2	0.058	3.5	< 0.001
Année 2021	-0.13	0.06	-2.28	< 0.1
Année 2022	0.47	0.122	3.85	< 0.001
Année 2023	0.23	0.528	0.44	0.66
Total	n= 343	$r^2 = 0.12$	AICc = 2877	

3.4. Discussion

Cette étude rassemble huit espèces d'arbres de différentes essences, pour deux types d'écoulement, tout le long de l'année et dans les biomes boréaux et tempérés contrairement aux études passées s'intéressant à seulement une ou deux espèces d'arbres (Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017), un type de forêt (Levia et al., 2012; Qualls et al., 1991; Thieme et al., 2019) ou un type d'écoulement (Chang & Matzner, 2000; Levia et al., 2012; Levia & Germer, 2015; Van Stan & Allen, 2020; van Stan & Gordon, 2018; van Stan & Levia, 2010). Ces éléments distinctifs ont permis d'assembler un portrait plus complet des variations de la biodisponibilité du carbone venant des arbres. En effet, nous avons montré qu'autant l'essence des arbres échantillonnés que la saisonnalité exerçaient une influence marquée sur les caractéristiques chimiques de la matière organique et par ricochet sur la biodisponibilité de cette dernière. Globalement, une plus grande biodisponibilité du carbone a été trouvée pour les espèces de feuillus par rapport aux espèces de conifères et particulièrement durant la période phénologique en présence de feuilles.

3.4.1. Quantité de COD de l'eau des arbres

Il a été mesuré qu'après le passage sur l'arbre, les concentrations en COD dans la MOD pouvaient augmenter de 10 à 100 fois (Lombardo et al., 2018; van Stan & Gordon, 2018). Nous avons observé des enrichissements similaires dans notre étude. Les teneurs moyennes en carbone mesurées dans les collecteurs de contrôles étaient entre 2.5 et 3.3 mg L⁻¹ en comparaison avec des valeurs moyennes entre 11.6 et 140.2 mg L⁻¹ après le passage sur les arbres, soit un enrichissement d'un facteur de 4 à 40 fois. Généralement, les eaux de ruissellement offrent un plus grand potentiel d'enrichissement en carbone par rapport aux eaux de percolation. Cette différence est due au temps de résidence de l'eau sur les surfaces qui est présumé plus long pour l'eau de ruissellement (Johnson & Lehmann, 2006) et qui augmente les possibilités d'échange entre l'écorce et l'eau de pluie. L'étude de Van Stan et Stubbins (2018) a recensé des valeurs en COD variant entre 7 et 332 mg L⁻¹ pour le ruissellement et 5 à 57 mg L⁻¹ pour la percolation. Ces valeurs sont comparables aux valeurs moyennes obtenues dans cette étude avec des valeurs se situant entre 40 et 140.2 mg L⁻¹ pour les eaux de ruissellement et entre 11.6 et 50.9 mg L⁻¹ pour les eaux de percolation (Figure 3.2).

Tel que mentionné précédemment, peu d'études se sont intéressées aux différences entre les essences d'arbres. En étudiant un plus large spectre d'espèce de conifères et de feuillus, nos

résultats montrent qu'une différence marquée dans les transferts de carbone arbre-pluie existe entre les grands groupes fonctionnels (conifère vs. feuillus), mais également entre espèces au sein de ces groupes (Figure 3.2). De façon générale, les concentrations en carbone étaient supérieures pour les espèces de conifères par rapport aux espèces de feuillus (valeurs de 2.9 à 3.5 fois plus élevées chez les conifères). Ces différences sont potentiellement attribuables aux différences morphologiques de chacun des groupes fonctionnels (Moore, 2003; van Stan & Levia, 2010; Van Stan & Stubbins, 2018). En effet, une relation positive entre l'angle d'insertion des branches et la quantité d'eau de ruissellement existe: plus l'angle d'insertion des branches est élevé, plus d'eau est canalisée vers le tronc (Dalcher-Gosselin et al., 2023; Gonzalez-Ollauri et al., 2020; Magliano et al., 2019; Sadeghi et al., 2020). Ainsi, un plus grand volume d'eau a pu être récolté pour les espèces de feuillus par rapport aux espèces de conifères (moyenne de 18.6 L pour feuillus et 1.8 L pour conifères) ayant pour effet de diluer les concentrations de COD dans les échantillons.

La MOD des arbres en période sans feuilles a très rarement été explorée (Levia et al., 2012; Van Stan et al., 2012; Van Stan & Stubbins, 2018). Jusqu'à présent, les concentrations en COD pour les eaux de percolation hivernale été mesurés comme étant jusqu'à vingt fois moins concentrées qu'en été (32.32 mg L^{-1} en juillet et 1.9 mg L^{-1} en décembre) (Comiskey, 1978) et de ruissellements (diminution de 50 à 60%) dans les forêts tempérées (Levia et al., 2012). De manière surprenante, une telle diminution n'a pas été observée en fonction de la phénologie. Au contraire, aucune différence significative a été notée dans notre étude. Une diminution de concentration en carbone de 16 à 19% en période sans feuilles a été observée, mais cette diminution n'était pas significative. Nos résultats mettent ainsi en évidence le rôle primordial des branches dans la génération de MOD lors du passage de l'eau à travers la canopée. Ce rôle est d'autant plus apparent quand on constate le fort chevauchement entre les signatures moléculaires des eaux de ruissellement et de percolation indépendamment de la phénologie (Figure 3.5). L'absence d'un apport ou d'une signature claire des feuilles, quoique surprenante, pourrait potentiellement s'expliquer par la présence de substances hydrophobes comme les cires à la surface de celles-ci. Quoiqu'il en soit, ces résultats suggèrent un rôle secondaire de la présence des feuilles sur la canopée des arbres réduisant principalement à un effet d'entonnoir vers les branches et le tronc.

3.4.2. Biodisponibilité et consommation de la MOD

Les quelques études publiées sur la biodisponibilité des eaux de ruissellement et de percolation ont démontré une biodisponibilité élevée (50 à 75%) (Behnke et al., 2022; Howard et al., 2018; Qualls & Haines, 1992; Thieme et al., 2019). Par exemple, il a été mesuré que l'eau des arbres dans les eaux de ruissellement et de percolation comme étant hautement biodisponible dans les premiers jours de consommation (36 à 73% de consommation; jour 1 à 4) (Howard et al., 2018). Les résultats de notre étude ont mesuré une biodisponibilité de 1 à 7% pour l'eau de ruissellement et de 4.5 à 9% pour les eaux de percolations sur 24h, soit environ 4 à 40% si on extrapole ces valeurs sur 4 jours. Les valeurs mesurées dans cette étude pour une période d'incubation de 28 jours sont également en accord avec ce qui est trouvé dans la littérature (15 à 40% pour les eaux de ruissellement et 17 à 35% pour les eaux de percolations (Thieme et al., 2019)). Dans cette étude, une moyenne de biodisponibilité de 29 à 40% est trouvée pour les eaux de ruissellement et de 27 à 44% pour les eaux de percolation. Les moyennes de biodisponibilité à long terme sont légèrement supérieures pour les eaux de percolations, ce qui concorde avec plusieurs études (Behnke et al., 2022; Qualls & Haines, 1992), mais le type d'écoulement n'était pas une variable d'influence significative. De plus, l'essence de l'arbre est une variable qui influence significativement la biodisponibilité à court terme et à long terme. Les feuillus ont montré une biodisponibilité moyenne en carbone légèrement supérieure aux conifères autant pour la biodisponibilité à court terme qu'à long terme (court-terme 3.3 % à 9% vs 1 à 8.8% ; long terme 29 à 44% vs 28 à 40%). À notre connaissance, notre étude est la première à ce jour à comparer les espèces de feuillus et de conifères en termes de consommation microbienne.

En comparant avec les écosystèmes terrestres et aquatiques, des valeurs de dégradation entre 10 et 44 % sont retrouvées dans le sol variant selon la profondeur, l'utilisation des terres et la contamination du sol (Kalbitz et al., 2003). Une consommation d'environ 15% est retrouvée pour les lacs, les rivières et les systèmes marins (Sendergaard & Middelboe, 1995). L'eau des arbres est donc plus biodisponible par rapport aux systèmes terrestres et aquatiques (van Stan & Stubbins, 2018). L'eau de percolation est généralement plus consommée (plus biodisponible) que l'eau de ruissellement. Nos résultats mettent en évidence le potentiel élevé de la MOD des arbres à soutenir le métabolisme microbien autant en sol qu'en milieu aquatique lors des épisodes de précipitation. De plus, nos observations d'une forte biodisponibilité de la MOD même en période

hivernale suggèrent que le printemps venu, cette matière protégée par le froid puisse stimuler rapidement la reprise du métabolisme dès le retour des températures plus clémentes avant même l'apparition, par exemple, des feuilles sur les arbres.

3.4.3. Qualité de la MOD des arbres

L'eau qui s'écoule des arbres a été démontrée comme étant plus enrichie en composés aromatiques en comparaison à d'autres systèmes. L'eau récoltée des arbres est généralement enrichie en composés aromatiques incluant les tanins et la lignine ou encore avec des fluorophores de types protéiques et humiques et de matière fraîchement produite (Guggenberger et al., 1994 ; Levia et al., 2012 ; Ryan et al., 2022 ; Thieme et al., 2019 ; Van Stan & Stubbins, 2018). Notre étude s'inscrit dans ces observations passées: la MOD des arbres se distingue sur le premier axe de l'analyse en composante principale par la MOD protéique et fraîchement produite d'un côté et la MOD humique et microbienne de l'autre (Figure 3.5). Cette séparation place l'eau de percolation du côté protéique et de l'eau de ruissellement plus riches en substances humiques et microbiennes. L'eau de ruissellement contient généralement des valeurs plus élevées en composés aromatiques (ex. SUVA₂₅₄ élevé) avec des signaux de fluorescence de type humique suite à son contact avec l'écorce de l'arbre riche en lignine et cellulose (Guggenberger et al., 1994 ; Ryan et al., 2022 ; Stubbins et al., 2017). Des signaux de type protéine sont plus associés aux eaux de percolation (Ryan et al., 2022), mais contiennent également des signaux aromatiques (Van Stan & Stubbins, 2018). L'eau de ruissellement est plus aromatique avec des valeurs entre 2.5 et 6.2 L mg⁻¹ m⁻¹ (Levia et al., 2012; Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) par rapport à l'eau de percolation avec des valeurs entre 2.2 et 2.9 L mg⁻¹ m⁻¹ (Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) causé par l'enrichissement en composés aromatiques comme la lignine au contact avec l'écorce. En comparant avec d'autres systèmes, les eaux de rivières aux États-Unis ont des valeurs entre 1.3 à 4.6 L mg⁻¹ m⁻¹ (Spencer et al., 2012). Dans cette étude, les valeurs d'aromaticité SUVA₂₅₄ varient entre 1.1 et 3.3 L mg⁻¹ m⁻¹ pour les eaux de ruissellement et entre 2.1 et 2.6 L mg⁻¹ m⁻¹ pour l'eau de percolation. Les valeurs mesurées dans cette étude sont légèrement en dessous de celles retrouvées dans les eaux de ruissellement par rapport à la littérature, mais similaires pour l'eau de percolation (Tableau S1).

L'axe 2 de l'ACP fait une distinction entre les deux grands groupes fonctionnels, soit entre les feuillus et les conifères (Figure 3.5C). La majorité des échantillons de feuillus se trouve associée à de fortes valeurs d'aromaticité associées à l'indice SUVA₂₅₄ tandis que les conifères y sont moins associés (conifère 1.1 à 2.1 L mg⁻¹ m⁻¹ et feuillus 2.6 à 3.3 L mg⁻¹ m⁻¹). Les valeurs mesurées sont similaires à celles retrouvées dans la littérature pour les feuillus (1.6 à 4.2 L mg⁻¹ m⁻¹ dans Stubbins et al., 2017) tandis qu'elles sont légèrement en dessous pour les conifères (2.4 à 4.1 L mg⁻¹ m⁻¹ dans Stubbins et al., 2017). Il est trouvé que les espèces de feuillus ont de la matière de type tanique et ligneux en dominance tandis que les espèces de conifère ont de la matière de type ligneuse en dominance, suivi de type tanique (Thieme et al., 2019). De plus, en séparant par l'essence de l'arbre, chez les feuillus, l'eau de ruissellement (3.3 L mg⁻¹ m⁻¹) était en moyenne plus aromatique que l'eau de percolation (2.6 L mg⁻¹ m⁻¹). L'opposé est observé pour les conifères, où l'eau de percolation (2.1 L mg⁻¹ m⁻¹) était plus aromatique que l'eau de ruissellement (1.1 L mg⁻¹ m⁻¹) (Tableau S1). Bien que nous ayons noté des différences systématiques dans la qualité de la MOD entre les espèces et le type d'écoulement, il semble que ces deux facteurs interagissent pour dicter la composition ultime de la MOD acheminée vers le sol.

3.4.4 Influence de la qualité de la MOD sur sa biodisponibilité

Les modèles linéaires généralisés ont permis de mettre en relation la composition chimique avec la biodisponibilité de la MOD tout en tenant compte de facteurs extrinsèques comme l'année de récolte, la période phénologique et l'essence de l'arbre. L'axe 1 de l'ACP distingue l'eau de percolation associée à des composantes protéiques et de matière fraîchement produite à l'eau de ruissellement associée à des composantes humiques et protéiques. Ainsi, la relation négative entre la consommation bactérienne à court terme et l'axe 1 (Figure 3.6D) indique une moins grande consommation à court terme pour les échantillons avec des propriétés humiques plus élevées. Par opposition, les teneurs en composés protéiques sont d'avantage consommées à court terme (faibles valeurs de la PC1). L'eau des conifères a eu une plus grande biodisponibilité à court terme que l'eau des feuillus (Figure 3.6C). Selon l'ACP, les feuillus sont plus associés à l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄. L'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ est en mesure de prédire la complexité moléculaire de la MOD. En effet, il y a une relation négative entre la dégradation du carbone et

l'indice d'aromaticité (Fellman et al., 2009; Kalbitz et al., 2003). L'axe 2 de l'ACP est associé à SUVA254 et a une relation négative avec la consommation bactérienne (Figure 3.6 E) est donc en accord avec ce qui est trouvé dans la littérature. Les composantes protéiques T et B peuvent également être des prédicteurs de biodisponibilité de la MOD (Fellman et al., 2009).

Les patrons de consommation de la MOD montrent que certaines sources de carbones comme les sources protéiques et labiles de la MOD présente dans les eaux de percolations sont susceptibles d'être consommées par les communautés bactérienne en premier, avant les sources de carbone plus récalcitrantes à la consommation comme les substances humiques et aromatiques. En consommant rapidement les molécules plus biodisponibles, et en laissant les substances humiques s'accumuler, les processus microbiens rendent ainsi possible une convergence moléculaire de la MOD après plusieurs jours de consommation. Ceci fait en sorte que la signature moléculaire finale devient d'un côté indistinct de la signature initiale, mais plutôt très semblable, peu importe la source initiale (Harfmann et al., 2019). Cette convergence moléculaire explique probablement le fait que la composition moléculaire n'a pas été identifiée comme un facteur important dans les modèles construits avec la consommation à long terme; il semble plus que ce soient davantage des facteurs extrinsèques comme le type d'essence ou la phénologie qui régissent le devenir de la MOD à plus long terme dans les écosystèmes récepteurs.

La température fait partie des facteurs extrinsèques pouvant influencer la consommation bactérienne (Zweifel et al., 1993). Ici, nous avons observé une moins grande consommation à court terme pour l'année de récolte 2021 en comparaison avec l'année 2020, 2022 et 2023. L'année 2021 a eu des températures moyennes de période de récolte plus élevée par rapport aux autres années (10.5 °C en 2020, 13.5 °C en 2021, -4.9 °C en 2022 et -1.8 °C en 2023). De plus hautes températures peuvent avoir eu comme effet d'accélérer la consommation bactérienne dans les jours précédents la récolte réalisée aux deux semaines. Ainsi, une partie de la consommation du carbone pourrait ne pas avoir été captée en laboratoire, constituant un biais méthodologique dans notre étude et menant à une sous-estimation de la biodisponibilité réelle de la MOD en 2021. Cependant, ce biais a été pris en compte par notre approche statistique et montre qu'il est possible de mettre en évidence le rôle de la composition chimique sur la biodisponibilité de la MOD.

3.5. Conclusion

L’interception des précipitations par le couvert forestier représente le premier enrichissement substantiel de la MOD et joue un rôle crucial dans la dynamique des cycles du carbone au sein du bassin versant. Plusieurs facteurs peuvent influencer la composition de la MOD des arbres, parmi lesquels l’écoulement, l’essence de l’arbre et la période phénologique jouent des rôles importants. Cette étude met en évidence l’importance de comprendre ce qui influence les concentrations en carbone et la composition chimique de l’eau des arbres afin de mieux quantifier la décomposition du carbone par les microorganismes, et ainsi de mieux comprendre les flux de carbone tout le long des bassins versants. Dans un contexte de changements climatiques, il est attendu d’observer une migration des espèces de feuillus qui remplaceront les espèces de conifères actuellement présentes (McKenney et al., 2007). Les températures plus élevées pourraient favoriser l’expansion d’espèces plus tolérantes à la chaleur comme certaines espèces de feuillus. Un changement dans la composition des forêts risque à son tour d’avoir un impact pour l’ensemble du réseau trophique de ces bassins versants. Il a été montré dans cette étude que l’écoulement et l’essence de l’arbre jouent un rôle important dans les concentrations de carbone qui atteint le sol. Près de trois fois moins de carbone a été récolté dans les collecteurs situés sous la canopée des feuillus comparativement à celles des conifères. Ainsi, la migration d’espèces de feuillus pourrait entraîner une moins grande quantité de carbone qui se rend au sol. Cependant, la plus grande biodisponibilité à court terme et à long terme observée pour les espèces de feuillus pourrait maintenir un niveau élevé de métabolisme en sol, et ce, particulièrement durant les moments de fortes précipitations. Les données entourant la réponse microbienne au sol directement sous la canopée des arbres restent très limitées et requièrent des études approfondies afin de pouvoir prédire l’impact de ces changements à l’échelle des bassins versants.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Isabelle Dalcher-Gosselin pour la mise en place du système de récolte et Mérédith Bélanger et Clara Molhant pour l'aide dans les récoltes et mesures en laboratoires. Pascal Desjardins, Jean-Philippe Mottard, Frédéric Émond et Pierre Otis ainsi que les autres membres de l'équipe du MFFP ont permis la collecte des échantillons des sites Laflamme été comme hiver. Cette étude a été financée par une subvention des Fonds de recherche du Québec – Nature et Technologies octroyée à F.G. et une subvention Découverte du Conseil de Recherche en Sciences naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) à F.G. et V.M.

Figures supplémentaires

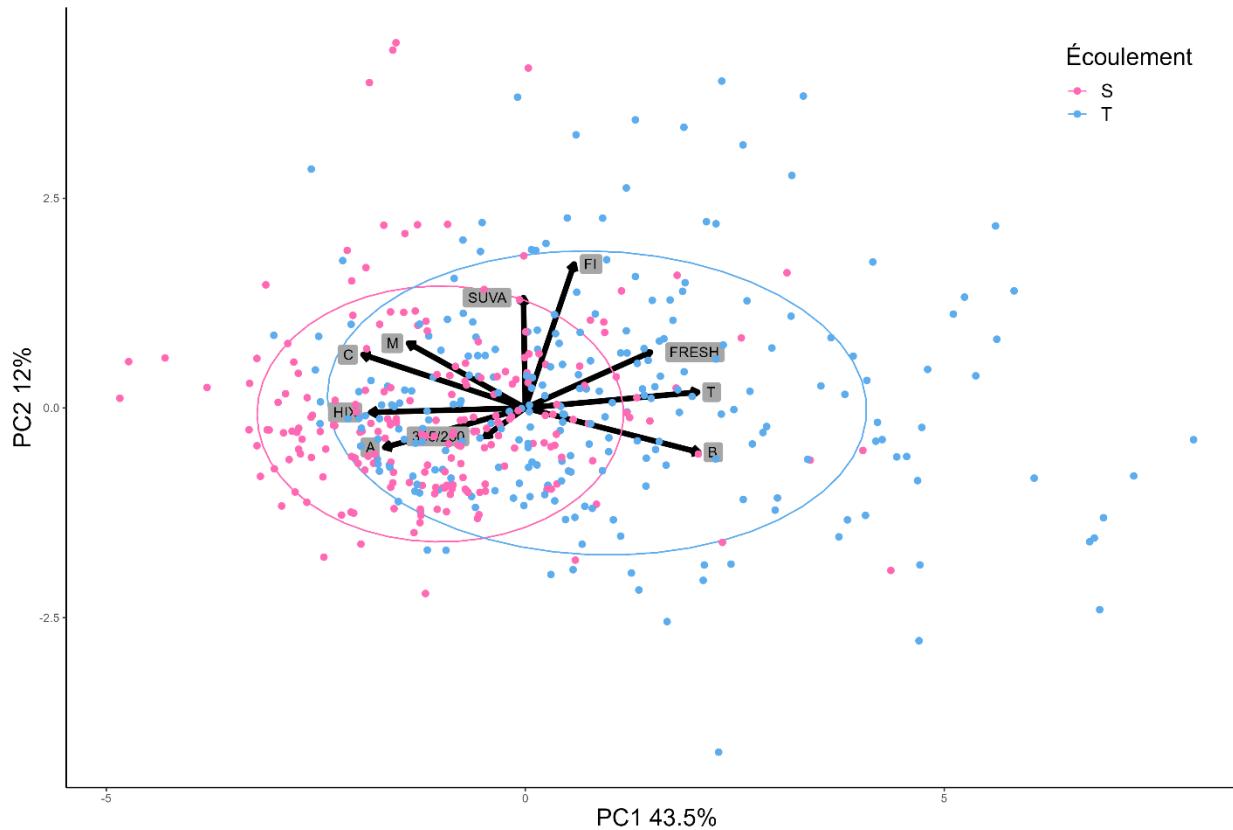


Figure S1 Analyse en composante principale de la composition de la MOD à partir des indices de fluorescence et d'absorbance ainsi que les composantes du modèle PARAFAC pour l'ensemble des échantillons récoltés dont les couleurs représentent les types d'écoulement.

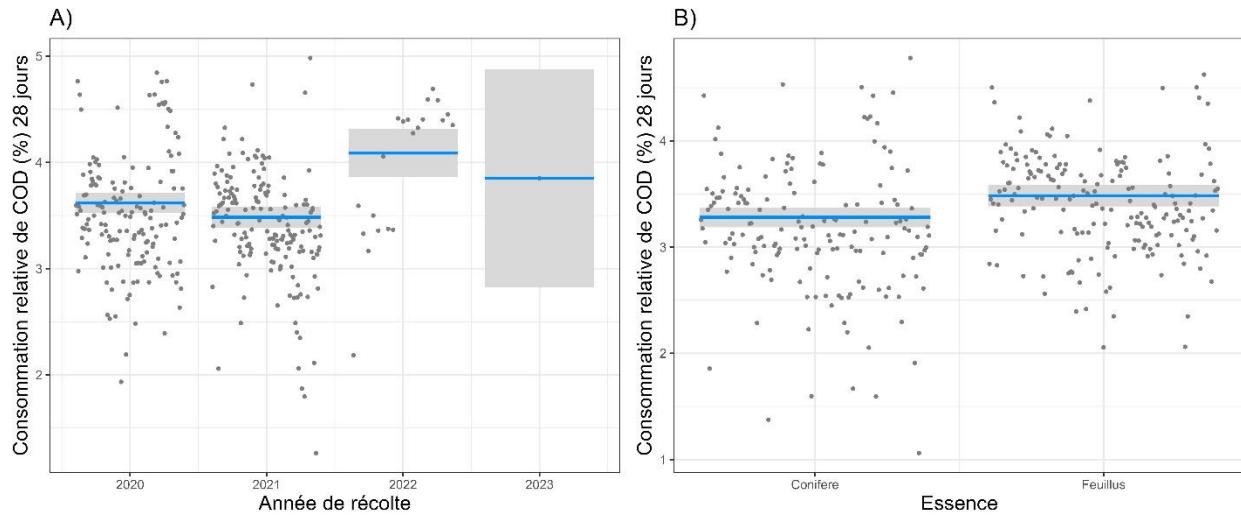


Figure S2 Modèles linéaires généralisés pour la consommation de carbone à long terme pour A) l'année de récolte et B) l'essence de l'arbre.

Tableau S1 Moyennes par essence d'arbre et par type d'écoulement des valeurs de l'indice d'aromaticité SUVA₂₅₄ (mg⁻¹ L⁻¹).

Essence	Écoulement	SUVA ₂₅₄ (mg ⁻¹ L ⁻¹)	Erreur standard
Feuillus	Ruisseaulement	3.3	0.43
	Percolation	2.6	0.25
Conifère	Ruisseaulement	1.1	0.13
	Percolation	2.1	0.17
ECL	Pluie	1.1	0.36

Références

- Angelini, I. M., Garstang, M., Davis, R. E., Hayden, B., Fitzjarrald, D. R., Legates, D. R., Greco, S., Macko, S., & Connors, V. (2011). On the coupling between vegetation and the atmosphere. *Theoretical and Applied Climatology*, 105(1), 243–261. <https://doi.org/10.1007/s00704-010-0377-5>
- Behnke, M. I., Fellman, J. B., D'Amore, D. V., Gomez, S. M., & Spencer, R. G. M. (2022). From canopy to consumer: what makes and modifies terrestrial DOM in a temperate forest. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00906-y>
- Chang, S. C., & Matzner, E. (2000). The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrological Processes*, 14(1), 135–144. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200001\)14:1<135::AID-HYP915>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200001)14:1<135::AID-HYP915>3.0.CO;2-R)
- Coble, P. G. (1996). Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. In *Marine Chemistry* (Vol. 51).
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Comiskey, C. E. (1978). Aspects of the Organic Carbon Cycle on Walker Branch Watershed: A Study in Land/Water Interaction. https://trace.tennessee.edu/utk_graddiss/2542
- Dalcher-Gosselin, I., Maire, V., Duchesne, L., Earls-Bélanger, L., Deschamps, L., Meloche, J., Van Stan II, J. & Guillemette, F. (2023). Influence de la morphologie des arbres sur la répartition des précipitations et du carbone organique dissous en forêt tempérées et boréales. Université du Québec à Trois-Rivières, mémoire de maîtrise.
- Dittmar, T., & Stubbins, A. (2013). Dissolved Organic Matter in Aquatic Systems. In *Treatise on Geochemistry: Second Edition* (Vol. 12, Issue March 2016). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.01010-X>
- Fellman, J. B., Hood, E., D'Amore, D. V., Edwards, R. T., & White, D. (2009). Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. *Biogeochemistry*, 95(2), 277–293. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9336-6>
- Fellman, J. B., Hood, E., & Spencer, R. G. M. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. In *Limnology and Oceanography* (Vol. 55, Issue 6, pp. 2452–2462). <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Gabor, R. S., Baker, A., McKnight, D. M., & Miller, M. P. (2014). *Aquatic Organic Matter Fluorescence* (P. G. Coble, J. Lead, A. Baker, D. M. Reynolds, & R. G. M. Spencer Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.

- Gonzalez-Ollauri, A., Stokes, A., & Mickovski, S. B. (2020). A novel framework to study the effect of tree architectural traits on stemflow yield and its consequences for soil-water dynamics. *Journal of Hydrology*, 582. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124448>
- Harfmann, J. L., Guillemette, F., Kaiser, K., Spencer, R. G. M., Chuang, C. Y., & Hernes, P. J. (2019). Convergence of Terrestrial Dissolved Organic Matter Composition and the Role of Microbial Buffering in Aquatic Ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(10), 3125–3142. <https://doi.org/10.1029/2018JG004997>
- Howard, D. H., Van Stan, J. T., Whitetree, A., Zhu, L., & Stubbins, A. (2018). Interstorm variability in the biolability of tree-derived dissolved organic matter (Tree-DOM) in throughfall and stemflow. *Forests*, 9(5), 1–10. <https://doi.org/10.3390/f9050236>
- Jansen, B., Kalbitz, K., & McDowell, W. H. (2014). Dissolved Organic Matter: Linking Soils and Aquatic Systems. *Vadose Zone Journal*, 13(7), vj2014.05.0051. <https://doi.org/10.2136/vj2014.05.0051>
- Johnson, M. S., & Lehmann, J. (2006). Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. In *Ecoscience* (Vol. 13, Issue 3, pp. 324–333). <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-3-324.1>
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D., & Matzner, E. (2003). Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. 113, 273–291. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00365-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00365-8)
- Koehler, B., von Wachenfeldt, E., Kothawala, D., & Tranvik, L. J. (2012). Reactivity continuum of dissolved organic carbon decomposition in lake water. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(1), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2011JG001793>
- Kolkai, R. K., Nater, E. A., Grigal, D. E., & Verry, E. S. (1999). ATMOSPHERIC INPUTS OF MERCURY AND ORGANIC CARBON INTO A FORESTED UPLAND/BOG WATERSHED.
- Levia, D. F., & Germer, S. (2015). A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. In *Reviews of Geophysics* (Vol. 53, Issue 3, pp. 673–714). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/2015RG000479>
- Levia, D. F., van Stan, J. T., Inamdar, S. P., Jarvis, M. T., Mitchell, M. J., Mage, S. M., Scheick, C. E., & Mchale, P. J. (2012). Stemflow and dissolved organic carbon cycling: Temporal variability in concentration, flux, and UV-Vis spectral metrics in a temperate broadleaved deciduous forest in the eastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(1), 207–216. <https://doi.org/10.1139/X11-173>
- Llorens, P., Latron, J., Carlyle-Moses, D. E., Näthe, K., Chang, J. L., Nanko, K., Iida, S., & Levia, D. F. (2022). Stemflow infiltration areas into forest soils around American beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) trees. *Ecohydrology*, 15(2). <https://doi.org/10.1002/eco.2369>
- Lombardo, L., Trujillo, C., Vanwallegem, T., & Gómez, J. A. (2018). Organic carbon fluxes by precipitation, throughfall and stemflow in an olive orchard in Southern Spain. *Plant Biosystems*, 152(5), 1039–1047. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1414082>

- Magliano, P. N., Whitworth-Hulse, J. I., Florio, E. L., Aguirre, E. C., & Blanco, L. J. (2019). Interception loss, throughfall and stemflow by *Larrea divaricata*: The role of rainfall characteristics and plant morphological attributes. *Ecological Research*, 34(6), 753–764. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12036>
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., & Pinay, G. (2003). Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. March 2002, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- McKenney, D. W., Pedlar, J. H., Lawrence, K., Campbell, K., & Hutchinson, M. F. (2007). Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees. *BioScience*, 57(11), 939–948. <https://doi.org/10.1641/B571106>
- Metzger, J. C., Filipzik, J., Michalzik, B., & Hildebrandt, A. (2021). Stemflow Infiltration Hotspots Create Soil Microsites Near Tree Stems in an Unmanaged Mixed Beech Forest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.701293>
- Moore, T. R. (2003). Dissolved organic carbon in a northern boreal landscape. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), 1–8. <https://doi.org/10.1029/2003gb002050>
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Wenig, P., & Bro, R. (2014). OpenFluor- An online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Analytical Methods*, 6(3), 658–661. <https://doi.org/10.1039/c3ay41935e>
- Murray, S. J. (2014). Trends in 20th century global rainfall interception as simulated by a dynamic global vegetation model : implications for global water resources. 114(October 2012), 102–114. <https://doi.org/10.1002/eco.1325>
- Qualls, R. G., & Haines, B. L. (1992). Biodegradability of Dissolved Organic Matter in Forest Throughfall, Soil Solution, and Stream Water. *Soil Science Society of America Journal*, 56(2), 578–586. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020038x>
- Qualls, R. G., Haines, B. L., & Swank, W. T. (1991). Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology*, 72(1), 254–266. <https://doi.org/10.2307/1938919>
- Ryan, K. A., Adler, T., Chalmers, A. T., Perdrial, J., Sebestyen, S., Shanley, J. B., & Stubbins, A. (2022). Optical properties of *dissolved* organic matter in throughfall and stemflow vary across tree species and season in a temperate headwater forest. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00985-x>
- Sadeghi, S. M. M., Gordon, A. D., & Van Stan, J. T. I. (2020). A Global Synthesis of Throughfall and Stemflow Hydrometeorology. In J. T. Van Stan, II, E. Gutmann, & J. Friesen (Eds.), *Precipitation Partitioning by Vegetation* (pp. 49–70). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-29702-2>
- Sendergaard, M., & Middelboe, M. (1995). A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon* (Vol. 118).
- Stubbins, A., Silva, L. M., Dittmar, T., & Van Stan, J. T. (2017). Molecular and optical properties of tree-derived dissolved organic matter in throughfall and stemflow from live oaks and eastern red cedar. *Frontiers in Earth Science*, 5(April). <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00022>

- Tanaka, T. (2011). Effects of the Canopy Hydrologic Flux on Groundwater (pp. 499–518). https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_25
- Thieme, L., Graeber, D., Hofmann, D., Bischoff, S., Schwarz, M. T., Steffen, B., Meyer, U. N., Kaupenjohann, M., Wilcke, W., Michalzik, B., & Siemens, J. (2019). Dissolved organic matter characteristics of deciduous and coniferous forests with variable management: Different at the source, aligned in the soil. *Biogeosciences*, 16(7), 1411–1432. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1411-2019>
- Van Stan, J. T., & Allen, S. T. (2020). What We Know About Stemflow's Infiltration Area. In *Frontiers in Forests and Global Change* (Vol. 3). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00061>
- Van Stan, J. T., & Gordon, D. A. (2018). Mini-review: Stemflow as a resource limitation to near-stem soils. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00248>
- Van Stan, J. T., & Levia, D. F. (2010). Inter- and intraspecific variation of stemflow production from *Fagus grandifolia* Ehrh. (American beech) and *Liriodendron tulipifera* L. (yellow poplar) in relation to bark microrelief in the eastern United States. *Ecohydrology*, 3(1), 11–19. <https://doi.org/10.1002/eco.83>
- Van Stan, J. T., Levia, D. F., Inamdar, S. P., Lepori-Bui, M., & Mitchell, M. J. (2012). The effects of phenoseason and storm characteristics on throughfall solute washoff and leaching dynamics from a *temperate* deciduous forest canopy. *Science of the Total Environment*, 430, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.060>
- Van Stan, J. T., & Stubbins, A. (2018). Tree-DOM: Dissolved organic matter in throughfall and stemflow. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 199–214. <https://doi.org/10.1002/lol2.10059>
- Van Stan, J. T., Wagner, S., Guillemette, F., Whitetree, A., Lewis, J., Silva, L., & Stubbins, A. (2017). *Temporal Dynamics in the Concentration, Flux, and Optical Properties of Tree-Derived Dissolved Organic Matter in an Epiphyte-Laden Oak-Cedar Forest*. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(11), 2982–2997. <https://doi.org/10.1002/2017JG004111>
- Wheeler, K. I., Levia, D. F., & Hudson, J. E. (2017). Tracking senescence-induced patterns in leaf litter leachate using parallel factor analysis (PARAFAC) modeling and self-organizing maps. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(9), 2233–2250. <https://doi.org/10.1002/2016JG003677>
- Zweifel, U. L., Norrman, B., & Hagstrom, A. (1993). Consumption of dissolved organic carbon by marine *bacteria* and demand for inorganic nutrients. *Marine Ecology Progress Series*, 101(1–2), 23–32. <https://doi.org/10.3354/meps101023>

Chapitre 4

Conclusions et Recommandations

4.1 Retour sur les principaux résultats du projet de recherche

L'objectif principal de recherche ayant mené à ce projet de maîtrise en sciences de l'environnement était d'analyser l'influence de la composition chimique de la matière organique dissoute sur la biodisponibilité dans les eaux de ruissellement et de percolation pour les périodes avec feuilles et sans feuilles de différentes espèces d'arbres dans la forêt boréale et tempérée. Cet objectif principal a été divisé en sous-objectifs qui étaient : (1) quantifier la biodisponibilité à court terme et à long terme de la matière organique dissoute (2) d'analyser la composition chimique de la matière organique dissoute de l'eau des arbres (3) et de vérifier l'influence de la composition chimique de la matière organique dissoute de l'eau des arbres sur la biodisponibilité.

Les teneurs en carbone mesurées dans l'eau des arbres après le passage sur les arbres ont augmenté d'un facteur de 4 à 40 fois montrant ainsi que l'interception des précipitations par le couvert forestier représente un enrichissement substantiel en carbone. Les eaux de ruissellement (40 à 140.2 mg L⁻¹) étaient davantage enrichies en carbone par rapport aux eaux de percolation (11.6 à 50.9 mg L⁻¹) principalement due au temps de résidence de l'eau sur les surfaces qui est présumé plus long pour l'eau de ruissellement ce qui augmente les possibilités d'échange entre l'écorce et l'eau de pluie. Environ trois fois plus de carbone a été trouvé pour les espèces de conifères (40 à 140.2 mg L⁻¹) par rapport aux espèces de feuillus (11.6 à 48.3 mg L⁻¹). Un plus grand angle d'insertion des branches a pour résultat de canaliser les eaux vers le tronc, diluant ainsi les concentrations en carbone retrouvées chez les eaux de ruissellement des feuillus. Une faible diminution dans les concentrations en carbone a été observée en période phénologique sans feuilles, mais sans avoir d'effet significatif sur les concentrations.

L'eau des arbres a été démontrée comme étant plus biodisponible par rapport aux systèmes terrestres et aquatiques. La biodisponibilité à court terme était influencée par l'essence de l'arbre et par le type d'écoulement. Une plus grande biodisponibilité a été observée pour les eaux de percolation et pour les espèces de feuillus. À long terme, uniquement l'essence de l'arbre influençait la biodisponibilité où les feuillus offraient une plus grande biodisponibilité par rapport aux conifères.

Une analyse en composante principale basée sur les caractéristiques spectrales de la MOD a permis de distinguer la MOD protéique et fraîchement produite de la MOD humique et microbienne. Cette séparation place l'eau de percolation du côté protéique et de l'eau de ruissellement plus riches en substances humiques et microbiennes. L'eau de ruissellement contenait des valeurs plus élevées en composés aromatiques par rapport aux eaux de percolation due à son contact avec l'écorce de l'arbre riche en lignine et cellulose. L'eau des feuillus avait également des valeurs plus élevées en composés aromatiques à comparer de l'eau de conifères. Selon les résultats obtenus, l'interaction entre les facteurs d'écoulement (ruissellement et percolation) et de groupe fonctionnel (conifère et feuillus) influencerait la composition chimique de la MOD des arbres.

4.2 Conclusion générale

Les contributions de ce projet de maîtrise ont permis de dresser un portrait sur les teneurs en COD, biodisponibilité à court et long terme, sur la qualité de la MOD des arbres ainsi que sur l'influence de la composition chimique sur sa biodisponibilité. Dans un contexte où des études sur les changements climatiques prédisent une migration vers le nord des espèces de feuillus au détriment des conifères, les résultats laissent présager une diminution de l'apport de COD vers le sol forestier. Des températures plus élevées pourraient favoriser l'expansion d'espèces plus tolérantes à la chaleur, comme certains feuillus. Un tel changement dans la composition des forêts pourrait avoir des répercussions sur l'ensemble du réseau trophique des bassins versants. Ce projet de maîtrise a démontré que l'écoulement de l'eau ainsi que le type d'essence influencent significativement les concentrations de carbone atteignant le sol. En effet, les collecteurs placés sous la canopée des feuillus ont capté près de trois fois moins de carbone que ceux situés sous les conifères. Autant à court qu'à long terme, une plus grande biodisponibilité et consommation du carbone ont été observées sous les feuillus. Par conséquent, la migration de ces espèces pourrait entraîner une diminution de la quantité de carbone atteignant le sol. De plus, une fois dans le sol, ce carbone étant plus facilement consommé, cela pourrait limiter le transfert de carbone et de nutriments vers les bassins versants connectés. L'importance du COD pour les communautés microbiennes du sol, le changement de celui-ci pourrait avoir des impacts sur la stabilisation et la

distribution du carbone dans le sol (Jansen et al., 2014). Cependant, les connaissances sur la réponse microbienne du sol directement sous la canopée des arbres demeurent limitées, et des recherches plus poussées sont nécessaires pour mieux anticiper les impacts de ces changements à l'échelle des bassins versants.

4.3 Pistes d'amélioration et futures directions

Le projet a initialement développé pour un premier projet de maîtrise sur l' « influence de la morphologie des arbres sur la répartition des précipitations et du carbone organique dissous en forêts tempérées et boréales » (par Isabelle Dalcher-Gosselin, 2023) et comprenait certains choix méthodologiques afin de réaliser ce projet, mais qui ont su très bien s'adapter pour ce projet. Quelques éléments ont dû être pris en compte lors de l'interprétation des résultats.

Tout d'abord, la récolte des eaux dans les collecteurs était aux deux semaines afin de limiter les efforts d'échantillonnage d'autant plus que nous avions des sites en milieux éloignés. En voulant mesurer la biodisponibilité du carbone dans l'eau des arbres, il est possible qu'une partie de la consommation bactérienne ait commencé sur site et n'a pas été capté en laboratoire. Il est également possible que lors de journées plus chaudes, il y a eu une plus grande consommation dans les collecteurs. Afin d'éviter une sous-estimation de la biodisponibilité de l'eau des arbres, il serait préférable de récolter l'eau immédiatement après les précipitations.

Ensuite, nous avons étudié les phases phénologiques avec et sans feuilles. Il aurait été possible d'analyser selon les quatre phases, soit avec feuilles, sans feuilles et les périodes de transitions que sont la sénescence et l'émergence. En ayant des sites éloignés, échantillonner dans des endroits inaccessibles en hiver était difficile. Nous avons pu nous rendre quelques fois dans un de ces sites en motoneige, mais ces récoltes demandaient beaucoup de préparations et d'organisation. Il n'était pas possible de maintenir la fréquence d'échantillonnage aux deux semaines pour ces sites en période hivernale. Avoir des sites accessibles tout au long de l'année nous aurait permis de maintenir les récoltes et d'avoir un portrait à l'année.

Malgré qu'il ait été démontré que la MOD des arbres représente le premier enrichissement substantiel en MO, très peu d'études se sont intéressées à la MOD des arbres. Les recherches actuelles se concentrent généralement à une ou deux espèces d'arbres (Stubbins et al., 2017; van Stan et al., 2017) ou à un type de forêt dominée par les conifères ou feuillus (Levia et al., 2012; Qualls et al., 1991; Thieme et al., 2019). Encore moins sont nombreuses les études sur la biodisponibilité de cette MOD (Behnke et al., 2022; Howard et al., 2018; Qualls & Haines, 1992; Thieme et al., 2019) et sur sa composition chimique (Levia et al., 2012; Ryan et al., 2022; Stubbins et al., 2017; Van Stan et al., 2017 ; Wheeler et al., 2017). Plus d'études sont nécessaires afin de bien comprendre le rôle de la MOD des arbres et de déterminer ce qui influence les concentrations en carbone et la composition chimique de l'eau dans le but de pouvoir prédire l'impact de ces changements à l'échelle des bassins versants

Dans le but pouvoir prédire l'impact de ces changements à l'échelle des bassins versants, des études entourant la réponse microbienne au sol directement sous la canopée des arbres seraient nécessaires. Il est estimé que près de 90 % du flux intercepté par la canopée atteint le sol forestier (Murray, 2014) et donc l'accès localisé et l'impact direct au sol de la MOD des arbres fortement enrichie en carbone auraient le potentiel de créer des microsites fortement enrichis en matière nutritive pour les bactéries hétérotrophes (Dittmar & Stubbins, 2013). Jusqu'à présent, aucune étude connue ne s'est intéressée spécifiquement aux moments et points chauds biogéochimiques microbiens que peut créer l'eau des arbres dans les sols forestiers.

Références

- Aitkenhead-Peterson, J. A., McDowell, W. H., et Neff, J. C. (2003). Sources, Production, and Regulation of Allochthonous Dissolved Organic Matter Inputs to Surface Waters. Dans Findlay, S. et Sinsabaugh, R. L. (Éd.), *Aquatic ecosystems : Interactivity of dissolved organic matter*. (25-70). San Diego, California: Academic Press.
- Angelini, I. M., Garstang, M., Davis, R. E., Hayden, B., Fitzjarrald, D. R., Legates, D. R., Greco, S., Macko, S., & Connors, V. (2011). On the coupling between vegetation and the atmosphere. *Theoretical and Applied Climatology*, 105(1), 243–261. <https://doi.org/10.1007/s00704-010-0377-5>
- Battin, T. J., Luyssaert, S., Kaplan, L. A., Aufdenkampe, A. K., Richter, A., & Tranvik, L. J. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2(9), 598–600. <https://doi.org/10.1038/ngeo618>
- Behnke, M. I., Fellman, J. B., D'Amore, D. V., Gomez, S. M., & Spencer, R. G. M. (2022). From canopy to consumer: what makes and modifies terrestrial DOM in a temperate forest. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00906-y>
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., & Senesi, N. (2018). Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. In *Advances in Agronomy* (1st ed., Vol. 110, Issue August). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3>
- Chang, S. C., & Matzner, E. (2000). The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrological Processes*, 14(1), 135–144. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200001\)14:1<135::AID-HYP915>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200001)14:1<135::AID-HYP915>3.0.CO;2-R)
- Chapin, F.S., Kedrowski, R.A., 1983. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreen and deciduous taiga trees. *Ecology* 64 (2), 376–391.
- Coble, P. G. (1996). Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. In *Marine Chemistry* (Vol. 51).
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Comiskey, C. E. (1978). *Aspects of the Organic Carbon Cycle on Walker Branch Watershed: A Study in Land/Water Interaction*. https://trace.tennessee.edu/utk_graddiss/2542
- Dittmar, T., & Stubbins, A. (2013). Dissolved Organic Matter in Aquatic Systems. In *Treatise on Geochemistry: Second Edition* (Vol. 12, Issue March 2016). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.01010-X>

- Fellman, J. B., Hood, E., D'Amore, D. V., Edwards, R. T., & White, D. (2009). Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. *Biogeochemistry*, 95(2), 277–293. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9336-6>
- Fellman, J. B., Hood, E., & Spencer, R. G. M. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. In *Limnology and Oceanography* (Vol. 55, Issue 6, pp. 2452–2462). <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Fellman, J. B., Petrone, K. C., & Grierson, P. F. (2013). Leaf litter age, chemical quality, and photodegradation control the fate of leachate dissolved organic matter in a dryland river. *Journal of Arid Environments*, 89, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.011>
- Gavazzi, M. J., Sun, G., McNulty, S. G., Treasure, E. A., & Wightman, M. G. (2016). Canopy rainfall interception measured over ten years in a coastal plain loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation. *Transactions of the ASABE*, 59(2), 601–610. <https://doi.org/10.13031/trans.59.11101>
- Guggenberger, G., Zech, W., & Schulten, H.-R. (1994). Formation and mobilization pathways of dissolved organic matter: Evidence from chemical structural studies of organic matter fractions in acid forest floor solutions. *Organic Geochemistry*, 21(1), 51–66. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(94\)90087-6](https://doi.org/10.1016/0146-6380(94)90087-6)
- Guillemette, F., & del Giorgio, P. A. (2011). Reconstructing the various facets of dissolved organic carbon bioavailability in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 734–748. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0734>
- Hagen-Thorn, A., Varnagiryte, I., Nihlgård, B., & Armolaitis, K. (2006). Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. *Forest Ecology and Management*, 228(1–3), 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.021>
- Howard, D. H., van Stan, J. T., Whitetree, A., Zhu, L., & Stubbins, A. (2018). Interstorm variability in the biolability of tree-derived dissolved organic matter (Tree-DOM) in throughfall and stemflow. *Forests*, 9(5), 1–10. <https://doi.org/10.3390/f9050236>
- Jansen, B., Kalbitz, K., & McDowell, W. H. (2014). Dissolved Organic Matter: Linking Soils and Aquatic Systems. *Vadose Zone Journal*, 13(7), vzb2014.05.0051. <https://doi.org/10.2136/vzj2014.05.0051>
- Johnson, M. S., & Lehmann, J. (2006). Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. In *Ecoscience* (Vol. 13, Issue 3, pp. 324–333). <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-3-324.1>
- Kaiser, K., & Guggenberger, G. (2000). *The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils*. 31, 711–725.
- Kaiser, K., & Kalbitz, K. (2012). Soil Biology & Biochemistry Cycling downwards e dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 29–32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>

- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D., & Matzner, E. (2003). *Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties*. 113, 273–291. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00365-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00365-8)
- Koehler, B., von Wachenfeldt, E., Kothawala, D., & Tranvik, L. J. (2012a). Reactivity continuum of dissolved organic carbon decomposition in lake water. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(1), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2011JG001793>
- Koehler, B., von Wachenfeldt, E., Kothawala, D., & Tranvik, L. J. (2012b). Reactivity continuum of dissolved organic carbon decomposition in lake water. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(1). <https://doi.org/10.1029/2011JG001793>
- Levia, D. F., van Stan, J. T., Inamdar, S. P., Jarvis, M. T., Mitchell, M. J., Mage, S. M., Scheick, C. E., & Mchale, P. J. (2012). Stemflow and dissolved organic carbon cycling: Temporal variability in concentration, flux, and UV-Vis spectral metrics in a temperate broadleaved deciduous forest in the eastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(1), 207–216. <https://doi.org/10.1139/X11-173>
- Lombardo, L., Trujillo, C., Vanwalleghem, T., & Gómez, J. A. (2018). Organic carbon fluxes by precipitation, throughfall and stemflow in an olive orchard in Southern Spain. *Plant Biosystems*, 152(5), 1039–1047. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1414082>
- Lønborg, C. (2009). Bioavailability of dissolved organic matter in coastal waters. *Tesis Doctoral, May 2009*, 1–131. <https://doi.org/10.13140/2.1.2498.2408>
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., & Pinay, G. (2003). *Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. March 2002, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T. et Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38–48, <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>
- Metzger, J. C., Filipzik, J., Michalzik, B., & Hildebrandt, A. (2021). Stemflow Infiltration Hotspots Create Soil Microsites Near Tree Stems in an Unmanaged Mixed Beech Forest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.701293>
- Middelburg, J. J. (1989). A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments. In *Geochimica et Cosmochimica Acta* (Vol. 53).
- Moore, T. R. (2003). Dissolved organic carbon in a northern boreal landscape. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), 1–8. <https://doi.org/10.1029/2003gb002050>
- Mopper, K., Feng, Z., Bentjen, S. B., & Chen, R. F. (1996). Effects of cross-flow filtration on the absorption and fluorescence properties of seawater. In *Marine Chemistry* (Vol. 55, Issue 96). ELSEVIER.

- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., et Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC. *Analytical Methods*, 5(23), 6557-6566.
- Murphy, K.R., Stedmon C. A., Wenig, P., Bro, R. (2014). OpenFluo- An online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Analytical Methods*, 6, 658-661. doi: 10.1039/c3ay41935e
- Murray, S. J. (2014). *Trends in 20th century global rainfall interception as simulated by a dynamic global vegetation model : implications for global water resources*. 114(October 2012), 102–114. <https://doi.org/10.1002/eco.1325>
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (2021). Services écosystémiques et biodiversité. Récupéré de <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/fr/> en date du 9 mai 2021.
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L. et Lamotte, M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic geochemistry*, 31(12), 1765-1781, [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00124-8)
- Qualls, R.G., Haines B. L. (1992). Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution and stream water. 56:578-586.
- Qualls, R. G., Haines, B. L., & Swank, W. T. (1991). Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology*, 72(1), 254–266. <https://doi.org/10.2307/1938919>
- Raymond, P. A., & Bauer, J. E. (2000). Bacterial consumption of DOC during transport through a temperate estuary. *Aquatic Microbial Ecology*, 22(1), 1–12. <https://doi.org/10.3354/ame022001>
- Ryan, K. A., Adler, T., Chalmers, A. T., Perdrial, J., Sebestyen, S., Shanley, J. B., & Stubbins, A. (2022). Optical properties of dissolved organic matter in throughfall and stemflow vary across tree species and season in a temperate headwater forest. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00985-x>
- Servais, P., Barillier, A., & Garnier, J. (1995). Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 31(1), 75–80. <https://doi.org/10.1051/limn/1995005>
- Søndergaard, M. ,et M. Middleboe. (1995). A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 118:283–294, doi:10.3354/meps118283
- Statistique Canada (2018). Un aperçu des ressources forestières du Canada. Récupéré de <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/180314/g-b001-fra.htm> en date du 9 mai 2021
- Stedmon, C. A., et Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(11), 572-579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>

- Storek, P., Lettenmaier, D. P., & Bolton, S. M. (2002). Measurement of snow interception and canopy effects on snow accumulation and melt in a mountainous maritime climate, Oregon, United States. *Water Resources Research*, 38(11), 5-1-5-16. <https://doi.org/10.1029/2002wr001281>
- Stubbins, A., Silva, L. M., Dittmar, T., & Van Stan, J. T. (2017). Molecular and optical properties of tree-derived dissolved organic matter in throughfall and stemflow from live oaks and eastern red cedar. *Frontiers in Earth Science*, 5(April). <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00022>
- Thieme, L., Graeber, D., Hofmann, D., Bischoff, S., Schwarz, M. T., Steffen, B., Meyer, U. N., Kaupenjohann, M., Wilcke, W., Michalzik, B., & Siemens, J. (2019). Dissolved organic matter characteristics of deciduous and coniferous forests with variable management: Different at the source, aligned in the soil. *Biogeosciences*, 16(7), 1411–1432. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1411-2019>
- van Stan, J. T., Levia, D. F., Inamdar, S. P., Lepori-Bui, M., & Mitchell, M. J. (2012). The effects of phenoseason and storm characteristics on throughfall solute washoff and leaching dynamics from a temperate deciduous forest canopy. *Science of the Total Environment*, 430, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.060>
- van Stan, J. T., & Stubbins, A. (2018). Tree-DOM: Dissolved organic matter in throughfall and stemflow. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 199–214. <https://doi.org/10.1002/lo2.10059>
- van Stan, J. T., Wagner, S., Guillemette, F., Whitetree, A., Lewis, J., Silva, L., & Stubbins, A. (2017). Temporal Dynamics in the Concentration, Flux, and Optical Properties of Tree-Derived Dissolved Organic Matter in an Epiphyte-Laden Oak-Cedar Forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(11), 2982–2997. <https://doi.org/10.1002/2017JG004111>
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R. et Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental science & technology*, 37(20), 4702–4708, <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Wheeler, K. I., Levia, D. F., & Hudson, J. E. (2017). Tracking senescence-induced patterns in leaf litter leachate using parallel factor analysis (PARAFAC) modeling and self-organizing maps. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(9), 2233–2250. <https://doi.org/10.1002/2016JG003677>
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B. et Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45-50, [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0) [Get rights and content](#)
- Zweifel, U. L., Norrman, B., & Hagstrom, A. (1993). Consumption of dissolved organic carbon by marine bacteria and demand for inorganic nutrients. *Marine Ecology Progress Series*, 101(1–2), 23–32. <https://doi.org/10.3354/meps101023>