

Faculté des sciences

Ecologie d'*Ixodes ricinus* : Effets de la gestion forestière sur son habitat, la litière forestière

Auteur: **Alexandre MAGERAT**

Promoteur.ices: **Prof. Sophie VANWAMBEKE, Louis BEAUTRIX**

Lecteur: **Prof. Eric LAMBIN**

Année académique 2025–2026

Master [120] en sciences géographiques, orientation générale, à finalité
approfondie

Remerciements

Ce mémoire représente l'aboutissement de neuf années d'études. Neuf années pendant lesquelles l'envie d'abandonner, en raison d'un grand nombre d'échecs, a été plus que forte. Et pourtant ce mémoire prouve qu'après les échecs, si on s'accroche, on peut voir la lumière. Ce mémoire, qui clôt un grand et long chapitre, n'aurait pas pu être possible sans le soutien et l'aide de nombreuses personnes que je souhaite remercier.

Dans un premier temps je souhaite remercier l'ensemble des professeur.es qui m'ont transmis cette passion de la géographie et de l'écologie. Cette passion qui m'a permis d'être grandement intéressé et de m'amuser en travaillant sur ce sujet de mémoire.

Je remercie Mr. Hugues Titeux qui m'a permis de me poser les bonnes questions concernant la litière forestière, qui m'était en grande partie inconnue avant de commencer ce travail.

Je souhaite également remercier Mr Mathieu Jonard pour le partage du plan d'aménagement du bois de Lauzelle.

Merci à tous mes amis du groupe des Math 8, de l'Ultimate et du groupe Capsule pour leurs nombreux encouragements. Merci tout spécialement à Loïc Lieutenant pour sa relecture et ses conseils avisés.

Mes remerciements vont également à Louis Beautrix, qui a toujours été présent pour répondre à toutes mes questions et inquiétudes.

J'aimerais particulièrement remercier ma promotrice Sophie Vanwambeke pour ses nombreux conseils, ses idées de réflexion qui me poussaient à chercher plus loin, pour sa grande bienveillance et la motivation transmise au cours de ce long travail.

Je souhaite également remercier Bubu pour m'avoir supporté pendant tout ce long projet et pour tous ses encouragements.

Finalement mes derniers remerciements vont à ma maman. Je la remercie pour toutes les discussions que nous avons eues sur la compréhension, la rédaction, ainsi que pour nos longs débats et moments de réflexion partagés.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	Etat de l'art	2
2.1.	La tique (<i>Ixodes ricinus</i>)	2
2.1.1.	Cycle de vie	3
2.1.2.	Activité d' <i>Ixodes ricinus</i>	4
2.1.3.	Habitat	5
2.2.	Litière forestière	6
2.2.1.	Apport organique	6
2.2.2.	Décomposition de la litière	7
2.3.	Gestion forestière	8
2.3.1.	Influence de la gestion forestière sur l'abondance d' <i>Ixodes ricinus</i>	9
2.4.	Modèle conceptuel	10
3.	Objectif de l'étude	11
4.	Matériel et méthode	12
4.1.	Zone d'étude	12
4.1.1.	Bois de Lauzelle	12
4.1.2.	Sites d'étude	13
4.2.	Collectes des données	14
4.2.1.	Abondance des tiques	14
4.2.2.	Données environnementales	15
4.2.3.	Données sur la litière forestière	15
4.2.4.	Données concernant les paramètres biotiques	16
4.2.5.	Caractéristiques forestières des sites d'étude	17
4.2.6.	Données des années précédentes	18
4.3.	Analyses statistiques des données	19
4.3.1.	Litière forestière	21
4.3.2.	Effets des périodes de récoltes sur les données climatique	21
4.3.3.	Effet de la litière sur l'abondance de nymphes	22
4.3.4.	Interaction poids de la litière et VPD	23
4.3.5.	Validation modèles	23
5.	Résultats	24
5.1.	Analyse descriptive des sites d'étude	24
5.1.1.	Variables biotiques	24

5.1.2.	Variables microclimatiques	27
5.2.	Abondance nette d' <i>Ixodes ricinus</i>	30
5.2.1.	Collecte 2025	30
5.2.2.	Collectes de 2016 à 2025	32
5.3.	Abondance d' <i>Ixodes ricinus</i> selon la quantité de litière	33
5.3.1.	Année 2025	33
5.3.2.	Années 2016 – 2018 – 2024 – 2025.....	33
5.3.3.	Analyses de sensibilité.....	35
5.4.	Influence de la relation entre VPD et quantité de litière	36
5.4.1.	Année 2025	36
5.4.2.	Années 2016 – 2018 – 2024 – 2025.....	37
5.5.	Abondance d' <i>Ixodes ricinus</i> selon la gestion forestière	39
6.	Discussion.....	40
6.1.	Variation temporelle de l'abondance d' <i>Ixodes ricinus</i>	40
6.2.	Variation de la quantité de litière par site d'étude	41
6.3.	Relation entre l'abondance des nymphes et la quantité de litière	42
6.3.1.	Année 2025	42
6.3.2.	Année 2016 – 2018 – 2024 – 2025.....	43
6.4.	Relation entre l'abondance de nymphes et l'effet combiné quantité de litière / VPD.....	44
6.5.	Gestion forestière.....	45
6.6.	Limites	46
6.7.	Perspectives.....	48
7.	Conclusion	49
	Bibliographie.....	50
	Annexes	54

1. Introduction

De nos jours, les conséquences du changement climatique sont une réalité. Une réalité qui pousse une partie de la communauté scientifique à considérer notre époque comme une nouvelle période géologique, l'Anthropocène (Lewis & Maslin, 2015; Zalasiewicz et al., 2024). Cette nouvelle époque géologique, qui ne fait pas consensus pour les scientifiques, décrit cependant une situation réelle. Le système terre a évolué et certaines perturbations sont irréversibles (Zalasiewicz et al., 2024). La réalité est telle qu'on observe une augmentation des températures mondiales, une intensification des événements climatiques extrêmes ou encore une modification des régimes de précipitations (Pörtner et al., 2022).

Ces perturbations impactent directement la faune et la flore. Celles-ci sont soumises à des stress hydriques et/ou thermiques qui impactent directement leurs habitudes, voire leur survie. Les forêts font partie des écosystèmes touchés par ces perturbations. Ainsi, en vue de garantir les fonctions de la forêt, celle-ci est rendue plus résiliente et résistante au moyen de modes de gestion forestière spécifiques ou de certains aménagements forestiers. D'autre part, les niches écologiques de la faune évoluent. Les populations et individus répondent aux différents stress en changeant leurs aires de répartition. C'est le cas d'une espèce de tiques, la tique du mouton : *Ixodes ricinus* (Boehnke et al., 2017; Vacek et al., 2023).

Ixodes ricinus a vu son aire de répartition augmenter, s'étendant plus vers le Nord et plus en altitude, en raison de l'augmentation des températures (Vacek et al., 2023). Ces perturbations climatiques ont également permis d'allonger ses périodes d'activité. Durant celles-ci, la tique présente un danger pour les humains en tant que vecteur de maladies zoonotiques. Les hommes pouvant s'exposer à des risques lors de moments en forêts, le lieu principal d'habitat d'*Ixodes ricinus*, il y a donc un réel risque sanitaire (Bourdin et al., 2022).

Dans le cadre de ce mémoire, nous nous intéresserons particulièrement à cette espèce. Notre attention se portera sur son habitat, la litière forestière. Notre objectif sera d'étudier la dynamique des populations d'*Ixodes ricinus* en fonction de leur habitat, la litière forestière, à la lumière de l'influence de la gestion sylvicole moderne.

2. Etat de l'art

2.1. La tique (*Ixodes ricinus*)

Ixodes ricinus, qu'on appelle également “la tique du mouton”, est une espèce qui fait partie de la famille des *Ixodidae*, sous-famille des *Ixodinae* et sous-genre *Ixodes* (Kahl & Gray, 2023). *I. ricinus* est l'espèce de tiques la plus présente en Europe centrale (Tack et al., 2012) et est responsable, en tant que vecteur européen, de l'apparition de maladies zoonotiques telles que la borréliose de Lyme et l'encéphalite à tiques (Kahl & Gray, 2023; Knap et al., 2009). Comme illustré sur la figure 1 ci-dessous, *I. ricinus* est présente dans presque toute l'Europe centrale et par conséquent se retrouve également en Belgique.

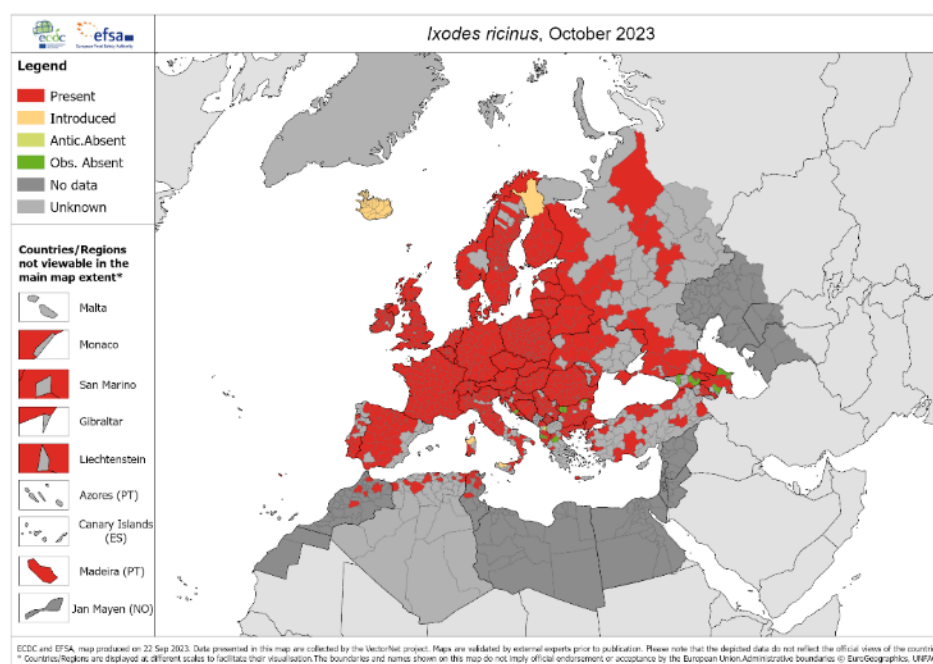


Figure 1 : Aire de distribution d'*Ixodes ricinus* d'Octobre 2023 (European Centre for Disease Prevention and Control and European Food Safety Authority, 2023)

I. ricinus requiert des conditions environnementales spécifiques pour sa survie. En effet, la tique est sujette à un risque de dessiccation. Dès lors une exposition au soleil, une humidité relative faible ou encore des températures élevées sont néfastes pour sa survie (Randolph & Storey, 1999; Tack et al., 2012). La tique cherche également à se nourrir via de l'ectoparasitisme hématophage sur différents hôtes (Vechtova et al., 2020).

Par ailleurs, la niche écologique de la tique présentant les caractéristiques citées ci-dessus (humidité, température, présence d'hôtes) se doit d'être stable dans le temps et spatialement. Toutes ces caractéristiques sont les conditions de survivabilité de la tique (Bourdin et al., 2023).

2.1.1. Cycle de vie

Le cycle de vie d'*Ixodes ricinus* comprend quatre stades de développement : œuf, larve, nymphe et adulte (Figure 2). Dès la sortie de l'œuf, sa vie parasitaire débute et trois stades de vie vont se succéder. Ces stades de vie se différencient par leur taille et par les attributs morphologiques. Effectivement, si leur taille augmente à chaque stade de développement, le nombre de pattes évolue également, puisque les larves ne possèdent que trois paires de pattes alors que les nymphes et adultes en possèdent quatre.

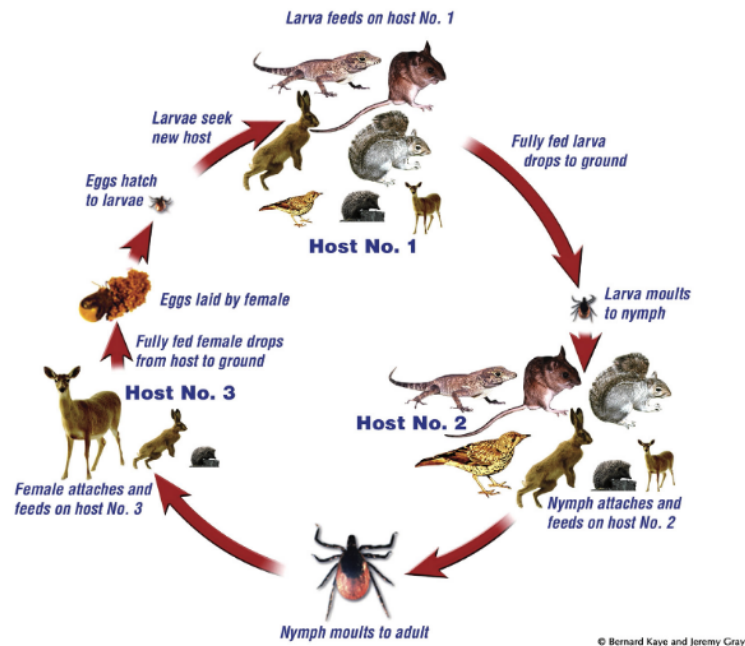


Figure 2 : Cycle de de vie d'*Ixodes ricinus* (Gray et al., 2016)

Afin de passer d'un stade de développement à un autre, *I. ricinus* doit se nourrir d'un repas sanguin en s'accrochant à un hôte. La taille de l'hôte parasité dépend du stade du développement de la tique (Bourdin et al., 2023; Gray et al., 2016). Sur l'ensemble de sa vie, la tique ne passe que 2 à 3 semaines sur un hôte, soit 1 à 2% de sa vie complète qui dure jusque 4 à 6 ans (Daniel et al., 2015; Kahl & Gray, 2023). La durée d'alimentation de la tique sur les hôtes dépend du stade de développement. Cela représente 3 à 5 jours au stade larvaire, 4 à 7 jours chez les nymphes et 7 à 11 jours chez les femelles adultes (Vechtova et al., 2020), les adultes mâles se nourrissant seulement occasionnellement (Kahl & Gray, 2023). Une fois le repas sanguin effectué, la tique va entamer son développement vers le stade suivant pendant plusieurs semaines à plusieurs mois. Cette période de développement peut en effet s'accompagner d'une phase de diapause en raison de conditions environnementales défavorable à la tique comme l'hiver, une sécheresse ou une inondation (Kahl & Gray, 2023).

Une fois les tiques devenues adultes, les femelles peuvent s'accoupler avec des tiques adultes mâles afin de réaliser une oviposition. Une ponte comprend en moyenne 2000 à 2500 œufs (Vechtova et al., 2020). L'accouplement peut se dérouler sur un hôte mais également dans la végétation (Kahl & Gray, 2023).

Le stade de développement des tiques influence aussi le risque sanitaire. En effet la tique n'est pas infectieuse initialement mais seulement après un repas sanguin sur un hôte portant un pathogène, tel que l'encéphalite à tiques par exemple (Gray et al., 2021).

2.1.2. Activité d'*Ixodes ricinus*

L'activité d'*Ixodes ricinus* est régie par les conditions microclimatiques/abiotiques de son environnement (Randolph & Storey, 1999). La tique a besoin d'un environnement humide, présentant un taux d'humidité supérieur ou égal à 80% (Daniel et al., 2015; Kahl & Gray, 2023; Knap et al., 2009; Tack et al., 2012). *I. ricinus* présente également des besoins concernant la température, l'activité de quête de la tique débute lorsque la température se situe entre 7°C et 10°C (Kahl & Gray, 2023; Perret et al., 2000). Le déficit de saturation (VPD) est également une condition à l'activité de la tique. Si celui-ci est trop élevé, la dépense énergétique de l'individu augmente. Perret et al. (2000) parlent d'un seuil d'activité de quête pour le VPD estimé à 4,4 mmHg (0,59 kPa). Ces exigences de température, d'humidité et de VPD sont essentielles pour limiter les pertes en eau et éviter la dessiccation qui peut être fatale pour *I. ricinus* (Boehnke et al., 2017; Daniel et al., 2015; Tack et al., 2012; Vacek et al., 2023).

Dès que les conditions microclimatiques/abiotiques sont remplies, la tique monte dans la strate herbacée/arbustive, atteignant jusqu'à 1,2 mètre de haut, afin de s'accrocher à un hôte (Kahl & Gray, 2023). Lorsque les conditions ne sont plus favorables, la tique redescend dans la litière pour garantir sa survie (Estrada-Peña et al., 2013; Knap et al., 2009). Les conditions microclimatiques peuvent devenir défavorables en raison du rythme nycthéméral, par la variation de température, d'humidité ou encore par la présence ou l'absence des rayons solaires. Notons que certains habitats présentent des microclimats spécifiques qui peuvent impacter l'activité de la tique (Boehnke et al., 2017).

Parallèlement, l'activité d'*I. ricinus* dépend aussi de la disponibilité et de la présence des hôtes (Vacek et al., 2023). Lorsque les conditions abiotiques sont propices à la quête, *I. ricinus* adopte une stratégie d'embuscade sur la végétation, basée sur des stimuli extérieurs tels que les gradients de dioxyde de carbone, les vibrations, les ombres soudaines et les augmentations locales de température (Gray et al., 2021).

Au-delà du rythme nycthéméral, l'activité d'*I. ricinus* est également saisonnière (Figure 3). Effectivement des conditions défavorables sont observées pendant de longues périodes, du fait des conditions météorologiques variables pendant l'année. Ainsi, on peut observer différents pics d'activité de quête (Figure 3), le pic de quête principal ayant généralement lieu au printemps alors que pendant l'été l'activité diminue. On peut également observer un second pic en automne (Gray et al., 2016; Kahl & Gray, 2023). Les pics de quêtes correspondent à des conditions climatiques et microclimatiques qui garantissent la survivabilité des tiques. Lorsque les conditions sont défavorables de manière continue ou lorsque la durée du jour se réduit, la tique assure sa survie en entamant un phénomène de diapause, notamment pendant l'hiver (Kahl & Gray, 2023).

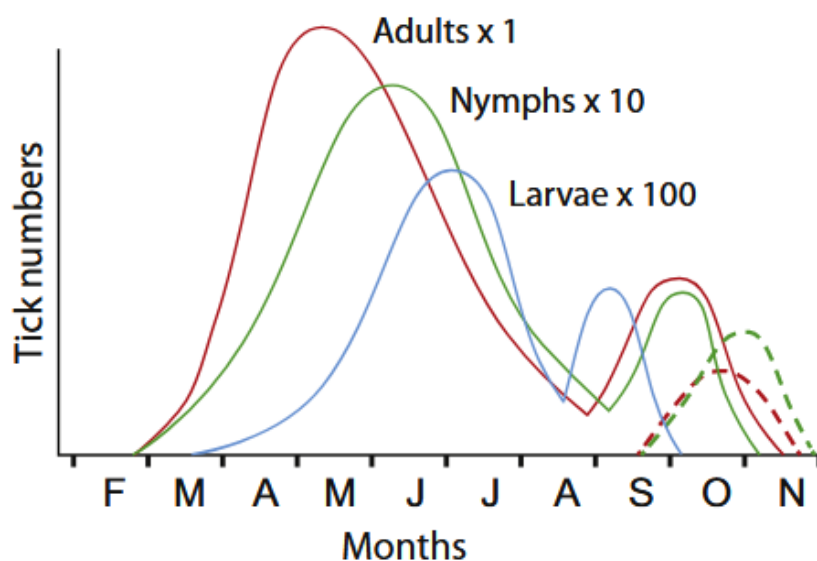


Figure 3 : Activité de quête d'*Ixodes ricinus* (Gray et al., 2016)

2.1.3. Habitat

L'habitat d'*Ixodes ricinus* doit donc satisfaire aux conditions de survivabilité. Dès lors, plusieurs types d'habitats peuvent convenir à *I. ricinus*, tels que des anciennes terres agricoles où la végétation s'est implantée (Vanwambeke et al., 2010), des écotones forestiers qui garantissent une grande richesse d'hôtes (Blache et al., 2025), des mosaïques d'habitats incluant des patches de forêt et de pâturage (Blache et al., 2025) ou encore des zones forestières. Ces zones forestières présentent l'habitat idéal qui remplit parfaitement les conditions de survivabilité et d'activité de la tique (Blache et al., 2025; Bourdin et al., 2023).

Premièrement, pour ce qui est de la quête, la forêt est l'habitat de nombreux hôtes de toutes les tailles qui peuvent être parasités par les différents stades de vie d'*I. ricinus*. Au plus l'abondance de ces hôtes est importante, au plus l'abondance de tiques est grande (Bourdin et al., 2023). De plus, la strate arbustive et herbacée au sein d'une forêt permet aux tiques de s'élever afin d'atteindre les différents hôtes (Kahl & Gray, 2023).

Ensuite, concernant la question de l'environnement de vie, la forêt offre un couvert forestier qui permet de limiter l'ensoleillement direct et donc d'éviter la dessiccation qui peut être fatale pour *I. ricinus* (Bourdin et al., 2023; Kahl & Gray, 2023).

De plus, la forêt garantit des habitats présentant des microclimats adaptés à la survie d'*I. ricinus*. De nombreuses études stipulent que la litière forestière représente une niche écologique pour *I. ricinus* (Boehnke et al., 2017; Vacek et al., 2023). Effectivement cet habitat garantit une humidité relative importante et une température basse, qui permettent à la tique d'y nicher (Boehnke et al., 2017; Kahl & Gray, 2023). Les conditions environnementales de ce microhabitat sont directement en relation avec l'abondance de tiques et la dynamique de quête.

Les essences forestières, la structure forestière ou encore le type de forêts ont également un impact sur l'abondance de tiques (Kahl & Gray, 2023; Tack et al., 2012). Ce point sera repris plus en détail dans le sous chapitre « Influence de la gestion forestière sur l'abondance d'*Ixodes ricinus* ».

2.2. Litière forestière

Un grand nombre d'études sur l'abondance des tiques considèrent et indiquent que la litière forestière et l'humus forestier sont l'habitat d'*Ixodes ricinus* (Boehnke et al., 2017; Daniel et al., 2015; Kahl & Gray, 2023; Vacek et al., 2023). La litière possède des capacités spécifiques à stocker l'eau et à limiter l'évaporation. Cette capacité est fonction de son épaisseur et de sa masse (Boehnke et al., 2017; Zagyvai-Kiss et al., 2019). Ainsi la litière garantit des conditions de survivabilité pour *I. ricinus*, même lorsque le climat est sec, avec des conditions de température et d'humidité stables (Boehnke et al., 2017; Kahl & Gray, 2023). Par conséquent l'espèce passe la majorité de son cycle de vie au sein de la litière (Daniel et al., 2015). Celle-ci se présente comme une zone de refuge lorsque les conditions microclimatiques ne sont pas favorables dans la strate herbacée/arbustive en vue d'une activité de quête (Kahl & Gray, 2023). La litière est également un endroit permettant à la tique d'évoluer d'un stade de développement à un autre en évitant l'exposition au soleil et par conséquent la dessiccation (Boehnke et al., 2017; Kahl & Gray, 2023). Les sections ci-dessous feront l'état de l'art de la dynamique de la litière forestière.

La définition de la litière n'est pas unanime dans la littérature scientifique. Ce mémoire se réfère à la définition de (Krishna & Mohan, 2017), à savoir "la couche de matière végétale morte présente à la surface du sol ou la matière végétale morte détachée d'une plante vivante".

Par ailleurs, la litière se doit d'être pérenne dans le temps mais également stable spatialement en vue d'être un niche écologique idéale pour les tiques. De ce fait, la forêt se prête à être une zone d'habitat adéquate. On note que la pérennité de la litière dépend de deux facteurs principaux, à savoir la décomposition de la litière et l'apport organique pour celle-ci (Krishna & Mohan, 2017 ; Park et al., 1998).

2.2.1. Apport organique

L'apport organique est donc la quantité de matière organique tombant de la végétation jusqu'au sol. Cette chute totale de litière diffère entre deux classes de végétaux : les Gymnospermes et les Angiospermes. Les angiospermes présentent une chute de litière plus importante que les gymnospermes dans les régions tempérées européennes (Fuertes et al., 2025; Liu et al., 2004). La couverture spatiale de la litière provenant des gymnospermes est homogène, à l'inverse des angiospermes présentant une litière répartie de manière irrégulière (Putuhena & Cordery, 1996).

La quantité d'apport organique à la litière dépend également des essences forestières présentes sur sites (Nachtergale et al., 2002 ; Staelens et al., 2011). D'après Staelens et al. (2011), les espèces de chênes produisent plus de biomasse de litière que les espèces de bouleaux pour une même surface terrière.

Au-delà de l'apport organique, la quantité de litière est également influencée par la topographie, la litière des plateaux pouvant être soumise à des déplacements vers, entre autres, les creux / fonds de vallées et s'y accumulant (Nachtergale et al., 2002).

2.2.2. Décomposition de la litière

La décomposition de la litière démarre par la fragmentation de la matière organique, d'une part par la macrofaune du sol mais également par des facteurs abiotiques, tels que la pluie qui favorise la fragmentation (Krishna & Mohan, 2017). Une fois la litière fragmentée, la mésofaune, par exemple les vers enchytréides, différents arthropodes ainsi que les champignons, vont décomposer les fragments de matière organique. Ce processus conduit à la minéralisation de la matière organique et à la libération de nutriments dans le sol (Jabiol et al., 2007; Krishna & Mohan, 2017; Neumann et al., 2018).

Cette fragmentation et décomposition se fait de manière continue dans le temps, de même que l'apport organique qui est également presque continu. Ainsi on définit plusieurs horizons et sous-horizons, observables et identifiables comme faisant partie de la litière. Ces différents horizons font partie de l'horizon holorganique (Horizon 0) (Jabiol et al., 2007).

Notons que le taux de décomposition de la litière est par ailleurs régi par les conditions abiotiques de la placette forestière. Ces conditions influencent la quantité de biomasse de la macrofaune tels que les vers de terre anéciques (Jabiol et al., 2007). Le taux de décomposition dépend également des essences forestières et de la qualité de la matière organique rejetée. Cette qualité est souvent mesurée par le rapport C/N. Ainsi les feuillus, qui sont caractérisés par un rapport C/N plus faible, favorisent une décomposition plus rapide, à l'inverse des conifères, qui sont caractérisés par un rapport C/N plus important (Fuertes et al., 2025; Wang et al., 2008; Zhang et al., 2008).

Ainsi, entre les différentes placettes, on observe une quantité de litière qui varie, du fait du taux de décomposition qui diffère (Zagyvai-Kiss et al., 2019).

2.3. Gestion forestière

La forêt est un patrimoine commun ou privé qui rend des services qui peuvent être récréatifs, économiques, écologiques, didactiques, ... En vue de proposer au mieux ces services, les forêts sont gérées selon des plan d'aménagements (Baudry, 2015). Ces aménagements sont définis spatialement mais également temporellement, en suivant le développement des différentes placettes au sein d'une forêt. Dès lors, les différents peuplements présents sur les placettes suivent des modèles sylvicoles. Ceux-ci peuvent être classés selon trois facteurs. Premièrement le mode de régénération, qui détermine l'origine des individus, peut être sexué (futaie), asexué (taillis) ou, par combinaison, taillis-sous-futaie. Le deuxième facteur est que les placettes peuvent être équiennes (peuplement homogène) ou inéquiennes (peuplement hétérogène) selon les classes d'âges et de dimensions des individus. Enfin, la composition spécifique du peuplement détermine la mixité ou non des essences au sein de ce peuplement.

Au sein d'un peuplement, le forestier peut réaliser des interventions sylvicoles afin de garantir la fonction de ce peuplement. Par exemple, une coupe à blanc peut être réalisée dans un objectif de production. Dans une autre perspective, le forestier peut réaliser des éclaircies ou des dégagements afin de réduire la compétition des individus.

De nos jours, une nouvelle manière de gérer la forêt a été intégrée pour certaines zone forestières, l'objectif étant de rendre la forêt plus résiliente et résistante face aux pressions induites par le dérèglement climatique sur les écosystèmes forestiers (Fahey et al., 2018; Vanroy et al., 2024). Pour atteindre ces objectifs, les forestiers cherchent par exemple à améliorer la complexité structurale de la forêt, faire varier la diversité des essences, augmenter la richesse spécifique ou encore conserver une certaine quantité de bois mort au sol (Blache et al., 2025; Fahey et al., 2018).

Cette complexité forestière favorise donc la résilience et la résistance de la forêt, et est également utile pour la faune forestière. Effectivement l'hétérogénéité des habitats induite par ce mode de gestion forestière permet une plus grande disponibilité de nourriture ou encore de niches écologiques pour la faune (Vacek et al., 2023; Vanroy et al., 2024). Dès lors, dans des sous-bois denses, on observe une quantité plus importante de faune (Randolph & Storey, 1999).

Le choix des essences forestières est également important puisque certaines sont plus résistantes au dérèglement climatique que d'autres (Dyderski et al., 2025). En outre, au-delà du changement climatique, certaines stations forestières peuvent être soumises à différents stress tel qu'un stress hydrique, un stress lié au vent, ... Face à ceux-ci, certaines essences seront plus résistantes que d'autres (Baudry, 2015).

2.3.1. Influence de la gestion forestière sur l'abondance d'*Ixodes ricinus*

La forêt étant l'habitat d'*Ixodes ricinus*, ses caractéristiques et les modèles de gestion qui lui sont appliqués sont susceptibles d'exercer une influence sur l'abondance d'*I. ricinus*.

Les forêts mixtes favorisent l'abondance de tiques (Gray et al., 2021; Tack et al., 2012). Cet effet s'explique par l'apport qu'offre une forêt mixte pour les hôtes, celle-ci offrant des sources de nourriture plus variées et donc l'abondance d'hôtes y étant plus importante. Cette abondance d'hôtes induit une abondance plus importante de tiques (Blache et al., 2025; Bourdin et al., 2023; Gray et al., 2021).

Les forêts mixtes garantissent également un couvert forestier plus fermé, ce qui conduit à une humidité plus importante. L'humidité étant un facteur de survivabilité, la survie de la tique y est plus favorisée. Cette hypothèse se nomme « canopy packing » (Bourdin et al., 2023). Les forêts mixtes, du fait de la diversité des essences forestières, peuvent maintenir un microclimat plus stable dans le temps en raison de la présence de lignine dans la chute de la litière des gymnospermes (Gillerot et al., 2022). Ainsi des conditions de survivabilité peuvent être maintenues dans le temps malgré des températures extrêmes (Bourdin et al., 2023).

Les essences forestières ont également un impact sur l'abondance de tiques. Cependant on ne retrouve pas de consensus dans la littérature scientifique à ce sujet. Bourdin et al. (2022) ont observé une abondance plus importante dans les forêts de pins que dans les parcelles de bouleaux et que dans les parcelles de chênes. Cependant dans l'étude de Tack et al. (2012) l'effet inverse est observé, les chênaies montrant une abondance de tiques plus importante que dans les peuplements de pins. Cela suggère donc que les facteurs sont multiples et pas uniquement liés aux essences.

La fragmentation de la forêt exerce une influence sur l'abondance de tiques. Effectivement, par fragmentation se crée une mosaïque d'habitats avec des écotones le long des patchs de forêts. Les écotones sont des habitats propices pour un grand nombre d'hôtes, ce qui exerce une influence positive sur l'abondance de tiques (Baudry, 2015; Blache et al., 2025; Bourdin et al., 2023). Les patchs de forêts peuvent en outre être reliés par des corridors permettant la dispersion de la faune. La répartition spatiale des patchs et leur connectivité via les corridors écologique définit donc l'abondance spatiale des tiques qui sont dépendants des hôtes pour leur dispersion (Tack et al., 2012).

Les forêts possédant une grande complexité structurelle présentent donc une abondance de tiques plus importante. Cette diversité structurelle garantit en effet plus d'opportunités d'alimentation pour les hôtes et donc pour les tiques également (Vanroy et al., 2024). Ces forêts offrent également un microclimat plus favorable aux tiques (Estrada-Peña et al., 2013).

On notera cependant que certaines pratiques forestières peuvent avoir des effets négatifs sur l'abondance de tiques. On peut citer la coupe rase d'une placette ou ilot, qui a pour conséquence de supprimer le couvert forestier et ainsi modifier le microclimat. Cette ouverture entraîne en outre une exposition au soleil, ce qui augmente le risque de dessiccation de la tique (Vacek et al., 2023).

2.4. Modèle conceptuel

Sur base de l'état de l'art autour de l'écologie d'*Ixodes ricinus*, de la litière forestière et de la gestion forestière, ce mémoire propose ce modèle conceptuel présentant les interactions entre ces différents facteurs (Figure 4).

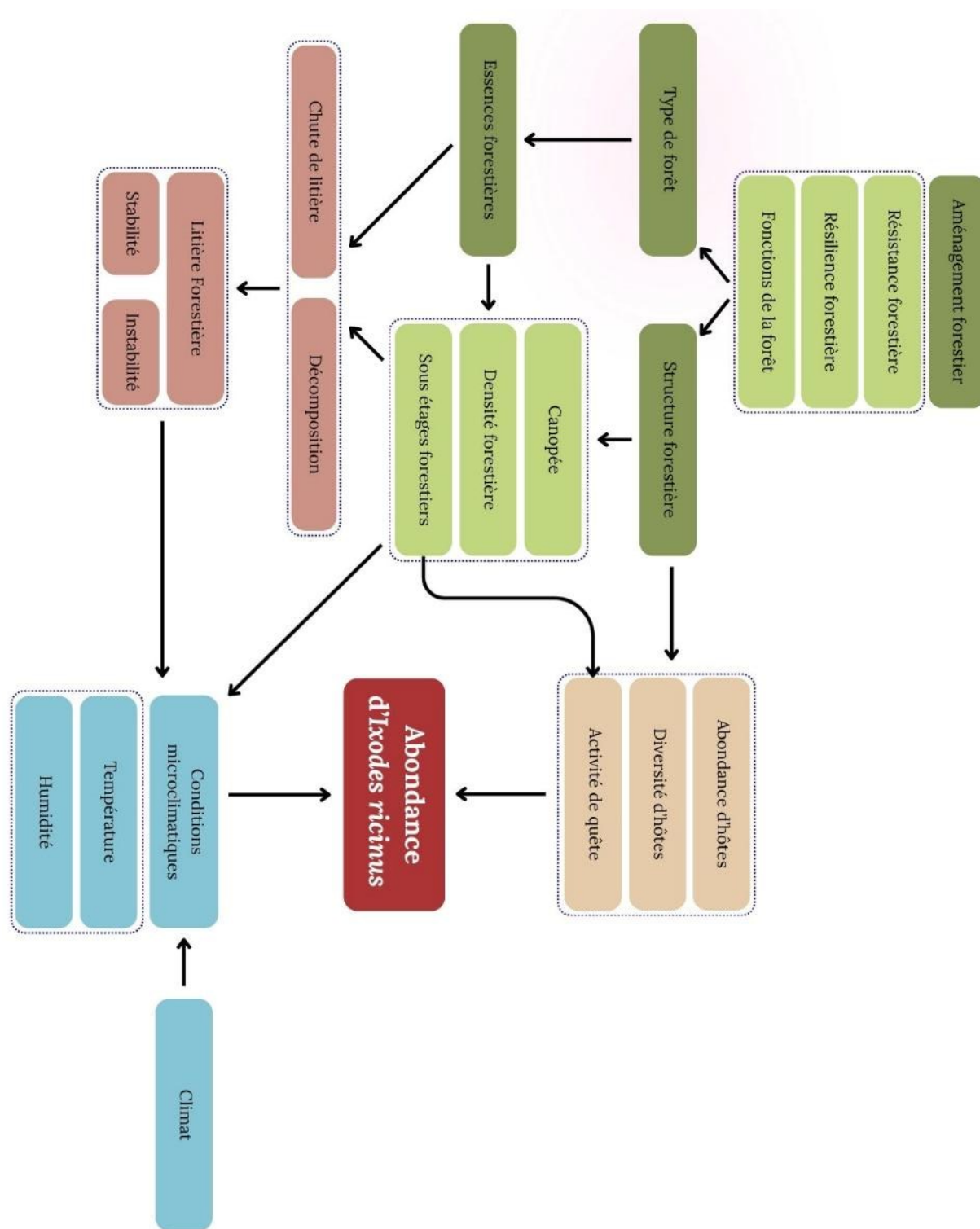


Figure 4 : Modèle conceptuel de l'écologie d'*Ixodes ricinus* : Effets de la gestion forestière sur son habitat, la litière forestière

3. Objectif de l'étude

Ce mémoire a pour objectif de s'intéresser aux effets de la gestion forestière sur l'abondance d'*Ixodes ricinus*. L'étude est effectuée dans le bois de Lauzelle, en Belgique, sur neuf sites d'étude. Sur chacun de ces sites, des collectes à travers le temps ont été effectuées afin de relever les variations temporelles et spatiales de l'abondance d'*I. ricinus*. Pour chaque période de récolte, les données microclimatiques ont été relevées. En outre, une mesure de la quantité de litière a été effectuée sur chaque site. Concernant la gestion forestière, très peu de données quantitatives exploitables étant disponibles, il ne pourra être fait dans ce travail qu'une approche théorique et descriptive des effets sur les populations d'*I. ricinus*. De cette approche méthodologique découle la première hypothèse de travail :

- Hypothèse : La quantité de litière mesurée est différente en fonction du type de site d'études (IF – TF – OF) et des différents modèles de gestions sylvicoles.

La littérature scientifique présente systématiquement la litière comme étant l'habitat d'*I. ricinus* (Boehnke et al., 2017; Daniel et al., 2015; Kahl & Gray, 2023; Vacek et al., 2023). Les études effectuées sur la litière s'intéressent principalement à l'apport organique de la litière aux sols par sa décomposition, ainsi qu'à la relation entre essences forestières et litière. Les caractéristiques de la litière ne sont donc que très peu, ou pas, étudiées en rapport avec l'écologie des tiques. Seule la capacité de la litière à présenter un habitat offrant les conditions nécessaires à la survie de la tique est décrite. Nous considérons ici que la quantité de litière est positivement reliée à la qualité d'habitat pour *I. ricinus*.

- Hypothèse : Une quantité de litière importante fournit un habitat de meilleure qualité pour les tiques et favorise leur abondance.

Au-delà de la quantité de litière présente sur un site d'étude, une donnée importante est la valeur de son VPD, la dessiccation étant le principal obstacle à la survie d'*I. ricinus*. Sur un site forestier présentant un VPD de surface défavorable à la survie des tiques lors de leur activité de quête, une plus grande quantité de litière sera favorable pour garantir un habitat permettant de maintenir les conditions de survie. Cet effet de compensation pourra induire la présence d'une population de tiques plus nombreuse.

- Hypothèse : Lorsque le VPD augmente, une quantité de litière importante peut maintenir un microhabitat favorable à la survie et à l'activité de la quête, et donc garantir une abondance d'*I. ricinus* importante.

Finalement, les données disponibles (qualitatives et globales) concernant la gestion forestière du bois de Lauzelle, mises en relation avec les caractéristiques de la litière, seront étudiées par rapport à l'abondance d'*I. ricinus* échantillonnées.

4. Matériel et méthode

4.1. Zone d'étude

4.1.1. Bois de Lauzelle

Cette étude a été réalisée dans le bois de Lauzelle (BDL). Le BDL est une forêt périurbaine située en Belgique, au Nord de Louvain-La-Neuve, à l'Est d'Ottignies et au Sud de Wavre. Sa superficie est de 203 hectares. Le bois de Lauzelle exerce plusieurs fonctions : sociale avec ses chemins de balade, économique via l'exploitation forestière, écologique avec la conservation de la nature et didactique pour la recherche ou l'apprentissage au sein de l'UCLouvain. En effet, le bois est propriété de l'UCLouvain. Le bois fait également partie du réseau Natura2000 depuis 1994 (Baudry, 2015). La topographie du BDL est accidentée en raison de la présence d'un ruisseau, « Le Blanc Ry », affluent de la Dyle. Le BDL est situé dans une région sablo limoneuse. Les précipitations annuelles moyennes y sont comprises entre 750 et 800 mm, la température annuelle moyenne y est de 10,5°C (Baudry, 2015).

4.1.1.1. *Plan d'aménagement du bois de Lauzelle*

Les différentes fonctions du bois régissent le plan d'aménagement de celui-ci. Pour cela, le BDL a été découpé spatialement en plusieurs unités de gestion. Ainsi le bois a été délimité en huit compartiments au sein desquels se trouvent différents sous-compartiments tels que des parcelles et ilots qui aident à la bonne gestion. Tout le chapitre ci-dessous a été écrit sur base des informations partagées par le plan d'aménagement du bois de Lauzelle de Baudry (2015).

Ainsi le bois garantit une fonction écologique. Effectivement, les contraintes du réseau Natura2000 permettent de maintenir un intérêt écologique pour le bois. On peut noter par exemple l'obligation du maintien de deux arbres morts par hectare ou encore d'un arbre d'intérêt biologique pour deux hectares de forêt.

En 2004 et en 2013, des inventaires forestiers ont été réalisés dans le bois de Lauzelle. Les données ne sont donc pas à jour, mais certaines tendances sont néanmoins observables. On peut noter que la complexité structurelle a augmenté au sein des peuplements entre les deux inventaires et tend encore vers une augmentation. Cette tendance n'est cependant observée que dans les peuplements de feuillus et n'est pas observée dans les peuplements résineux. On observe également une augmentation de la densité du bois entre les deux inventaires.

Dans un second temps, les inventaires forestiers permettent d'observer une tendance d'homogénéisation des peuplements auparavant mélangés entre résineux et feuillus. Effectivement il semblerait qu'il y ait une volonté de distinction entre les peuplements de feuillus et les peuplements résineux. Cette tendance n'est pas observable concernant la diversité spécifique au sein d'un même peuplement, ce qui montre une volonté de garantir des peuplements mélangés de différentes essences spécifiques.

Au sein du BDL, seules quatre espèces recouvrent 75% de volume total du bois : le hêtre commun, le chêne indigène, le pin sylvestre et le bouleau verruqueux. On observe par ailleurs certaines espèces envahissantes qui seront amenées à disparaître au profit d'espèces indigènes.

Enfin, l'aménagement du bois poursuit aussi comme objectif la conservation des habitats. Plus spécifiquement le maintien et la restauration des lisières qui sont d'une grande importance écologique étant donné qu'elles constituent un habitat important pour la faune forestière (Blache et al., 2025).

4.1.2. Sites d'étude

L'abondance des tiques a été relevée et étudiée sur neuf sites d'étude au sein du bois de Lauzelle (Figure 5). Ces sites d'étude présentent des caractéristiques forestières différentes en raison de leur localisation. Les sites « OF » ne se situent pas directement dans le bois mais en dehors du bois (Outside forest). Les sites « TF » ont une localisation au plus proche des infrastructures humaines (Trail forest). Les Sites « IF » sont situés au sein d'un peuplement (Interior forest). Ce mémoire est réalisé dans la continuité des travaux de Rousseau *et al.* (2024) sur la même zone d'étude qui a établi cette classification entre les sites. Des photos des différents sites d'étude sont disponibles en annexe 2.

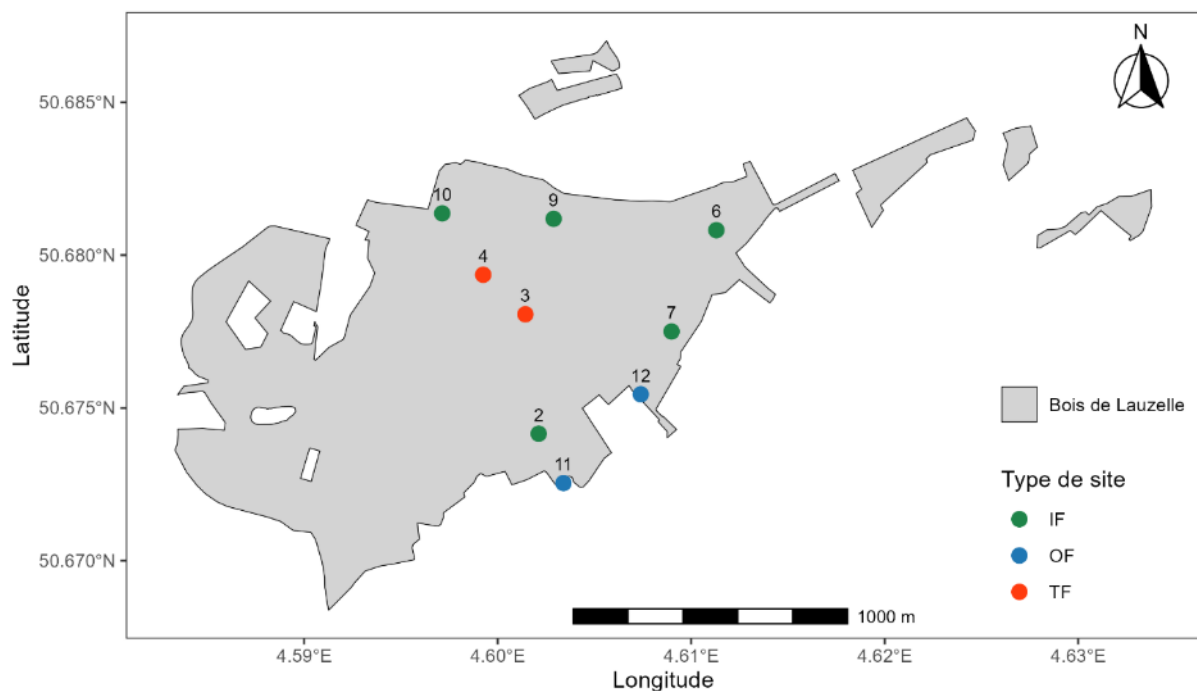


Figure 5 : Localisation des neuf sites d'étude dans le bois de Lauzelle - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

4.2. Collectes des données

4.2.1. Abondance des tiques

Les tiques ont été collectées dans le Bois de Lauzelle sur une période de huit mois, de mi-mars 2025 jusque fin octobre 2025. Les différentes collectes se faisaient entre trois et cinq semaines après la récolte précédente. Ainsi sept périodes de récolte ont pu être réalisées.

Les collectes se sont déroulées par un temps sec et non venteux sur les différents sites d'étude. Du fait de la durée du temps de collecte sur l'ensemble des sites d'étude, toutes les collectes n'ont pas toujours été réalisées le même jour. L'écart maximum entre deux collectes pour une même période de récolte étant neuf jours. Cet écart s'explique également par le fait que certaines collectes de certains sites d'étude étaient réalisées par Louis Beatrix (PHD student) alors que les collectes des autres sites étaient réalisées par l'auteur de ce mémoire. Les sites ont été échantillonnés dans un ordre pseudo-aléatoire au cours de chaque période de récolte.

La méthode de collecte des tiques utilisée est la méthode du flagging. Cette méthode permet de capturer les tiques en quête d'un hôte (Estrada-Peña et al., 2013). Un drap en flanelle claire d'une surface de 1m² a été traîné sur chaque site d'étude sur une distance de 10 mètres dans une zone de végétation homogène, la végétation ciblée étant la litière. Cette action a été répétée six fois, soit trois aller-retours qui représentent les six passages. Après chaque passage, les tiques ont été récoltées sur le drap à l'aide de pincettes, elles ont été identifiées et comptées selon leur stade de développement (nymphe et adulte). Les tiques une fois identifiées et comptées ont été conservées dans des tubes Eppendorf contenant de l'éthanol. Chaque tube a été identifié par le numéro du site d'étude échantillonné, accompagné de la date de collecte. Le stade de développement larvaire a également été récolté et comptabilisé à la fin du 6^{ème} passage, à l'aide de ruban adhésif large et transparent permettant de décoller les larves du drapeau. Les larves n'ont pas été stockées dans des tubes mais seulement comptabilisées.

Le transect échantillonné pour chaque site d'étude a été, à chaque collecte, vérifié à l'aide d'un mètre. Le flagging a été réalisé toujours exactement au même emplacement pour toutes les périodes de récolte. Il y a eu exception à la suite de perturbations humaines par le garde forestier (Site 10) ou au passage trop fréquent du récolteur ayant perturbé le site (Site 2, 6 et 12). Dans le cas où le site était perturbé, un autre transect était défini au plus proche de l'ancien, sur une strate herbacée/arbustive similaire. Dans le cas où le drap était rendu humide par le passage sur la végétation, celui-ci était changé par un drap sec semblable.

4.2.2. Données environnementales

Sur chaque site et pour chaque période de récolte, des données environnementales ont été récupérées. À cet effet, la température (°C) et l'humidité relative de l'air (%) ont été mesurées à l'aide d'un capteur d'humidité et de température. Celui-ci était placé au niveau de la litière sur le transect. Au bout de quelques minutes, les données de température et d'humidité stabilisées ont été récupérées. Le capteur n'ayant pas été utilisé pour la première récolte (Avril), la température pour cette période de récolte a été récupérée via la station météorologique d'Uccle. Concernant les données d'humidité manquantes, une procédure d'imputation a été mise en place. Un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) a été ajusté en fonction de la température et de la saison. La variable "site d'étude" a été intégrée en tant que variable aléatoire. Le modèle révèle une forte prédictivité (corrélation observé-prédit $\approx 0,86$). Le modèle a donc été utilisé pour estimer les valeurs manquantes d'humidité qui ont été ajoutées dans le jeu de donnée.

Grace aux mesures de température et d'humidité, le déficit de pression de vapeur (VPD) a pu être calculé via la formule ci-dessous (Perret et al., 2000; Tagliapietra et al., 2011).

$$VPD = e_s(T) * \left(1 - \frac{RH}{100}\right)$$
$$e_s(T) = 0,6108 * \exp\left(\frac{17,27 * T}{T + 237,3}\right) \text{ et } RH = \frac{e}{e_s(T)} * 100$$

RH étant l'humidité relative (%), $e_s(T)$ étant la pression de vapeur d'eau saturante à la température de l'air, e étant la pression partielle de la vapeur d'eau (kilopascals - kPa) et la température T s'exprimant en degré Celsius (°C).

4.2.3. Données sur la litière forestière

En vue de répondre aux questions de recherches de ce mémoire, la masse sèche de la litière forestière des différents sites d'étude a été mesurée. La litière a été récupérée sur une surface prédéfinie par un quadrat de 30 cm par 30 cm (Figure 6). Une photographie de chaque quadrat pour chaque site d'étude est disponible en annexe 3.



Figure 6 : Quadrat sur le site d'étude n°6

Le quadrat a été déposé sur le sol et fixé à celui-ci par les quatre coins pour éviter tout déplacement. Une fois le quadrat mis en place, la litière forestière au sein du quadrat a été récupérée. Un couteau a été utilisé afin de découper les éléments organiques à cheval entre l'intérieur et l'extérieur du quadrat. Cette méthodologie permet une standardisation des données. Par la suite, la litière forestière récupérée a été stockée en vue d'un séchage ultérieur. La litière forestière récoltée ne reprend que les horizons du sol *OLn* et *OLv* à savoir la litière nouvelle peu/pas décomposée/transformée (Jabiol et al., 2007) (Figure 7). L'horizon *OLt* représentant l'horizon de transition entre les horizons fragmentés et les horizons *OLn* et *OLv* n'a pas été récupéré tout comme l'horizon *OF* et *OH* du fait de la complexité d'identification de ces horizons les uns par rapport aux autres mais également par rapport aux horizons minéraux sous-jacents (Jabiol et al., 1994). Les horizons *OLn* et *OLv* sont facilement identifiables du fait de la décomposition peu importante de la litière forestière.

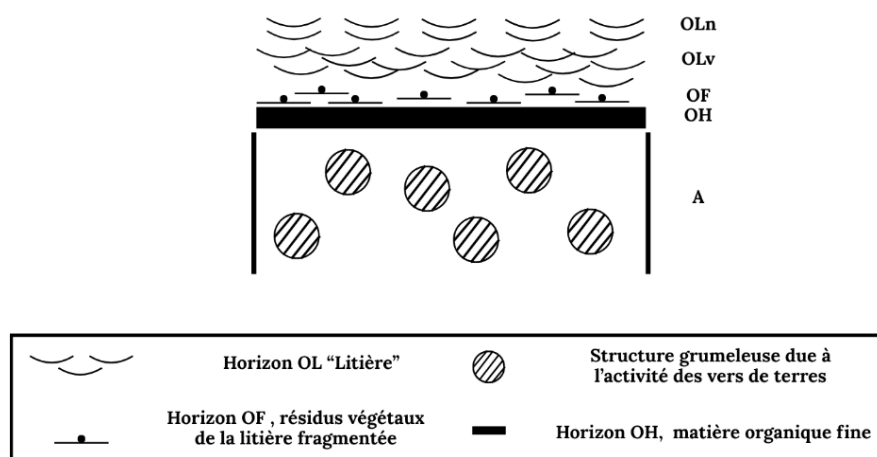


Figure 7 : Représentation schématique d'une forme d'humus forestier (Jabiol et al., 1994)

Une fois la litière récupérée pour chaque site, elle a été chauffée dans un four de laboratoire Venti-line à 105°C pendant une période de 24 heures. Cette méthode de séchage a été utilisée par Zagyvai-Kiss et al. (2019) en vue de mesurer et comparer la capacité de rétention en eau de la litière forestière selon différentes espèces d'arbres. La quantité de litière n'aurait à notre connaissance jamais été mesurée ou interprétée de manière quantitative pour une étude concernant l'écologie de la tique. Cette méthodologie a été appliquée en vue de répondre à nos questions de recherche concernant la litière. Une fois la litière séchée, celle-ci a été pesée au moyen d'une balance ayant une précision au centième de gramme.

Notons que la litière n'a été récoltée qu'une seule fois par site, le 22 mars 2026.

4.2.4. Données concernant les paramètres biotiques

La couverture végétale du sol a été identifiée suivant cinq recouvrements possibles : feuilles, herbes, ronces, fougères ou autres. Pour chaque relevé, cette végétation a pu être indiquée comme la végétation principale 1, principale 2 ou secondaire 1, secondaire 2. La végétation identifiée comme « autres » ne concerne que le site 11, indiquant la présence de graminées comme étant la végétation principale, et sur le site 3, indiquant la présence de pousses d'arbre comme étant la végétation secondaire.

La hauteur de la végétation sur laquelle le drap était trainé a également été échantillonnée pour chaque période de récolte et pour chaque site d'étude. Cette hauteur a été mesurée à un endroit qui a été jugé représentatif de la hauteur de la végétation principale moyenne du transect échantillonné.

4.2.5. Caractéristiques forestières des sites d'étude

Aucune donnée quantitative ou qualitative de la sylviculture n'a pu être obtenue pour quantifier ou qualifier les sites d'étude examinés dans ce mémoire. Par conséquent à l'aide de ses compétences forestières et du plan d'aménagement du bois de Lauzelle (Baudry, 2015), l'auteur de ce mémoire décrit dans cette sous-section les différentes caractéristiques forestières des sites d'étude reconnaissables et exploitables dans la table 1.

Les types de sites « OF » ne sont pas localisés dans le bois mais bien en lisière de celui-ci. Les caractéristiques forestières indiquées dans la table 1 pour ces sites font dès lors référence au peuplement le plus rapproché.

Table 1 : Caractéristiques forestières des sites d'étude

Site d'étude	Type de site	Classe d'âge	Régénération	Type d'essences	Objectif du peuplement
11	OF	Equienne	Futaie	Feuillus	Production
12	OF	Inéquienne	Taillis	Feuillus	Conservation
3	TF	Inéquienne	Futaie	Feuillus	Production
4	TF	Inéquienne	Taillis	Feuillus	Accueil
10	IF	Inéquienne	Taillis sous futaie	Feuillus	Production
2	IF	Inéquienne	Futaie	Feuillus	Production
6	IF	Inéquienne	Futaie	Mixte	Production
7	IF	Equienne	Futaie	Résineux	Production
9	IF	Inéquienne	Taillis sous futaie	Feuillus	Production

Dans le cadre de ce mémoire, le type d'essence n'étant pas connu et difficilement interprétable, il n'a pas été possible de classer les essences des peuplements des sites d'étude entre les classes de végétaux angiospermes et gymnospermes. La totalité des résineux étant des gymnospermes (Jacquemart et al., s. d.), ce mémoire caractérise tous les peuplements de feuillus comme des peuplements d'angiospermes.

Notons également quelques informations complémentaires sur certains sites. Le site 10 présente une forte densité concernant la strate arbustive. Les forestiers y ont réalisé une éclaircie entre la 5^{ème} et la 6^{ème} période de récolte (mi - septembre). D'autre part, une éclaircie avait été réalisée sur le site 2 juste avant le début des périodes de récolte.

4.2.6. Données des années précédentes

Durant les années 2016, 2018 et 2024, des séries de récoltes suivant une méthodologie similaire ont pu être réalisées sur les mêmes sites d'étude dans le bois de Lauzelle. Cependant certaines différences sont notables. La première porte sur le nombre de passages du drapeau effectués dans le cadre de la méthode de récolte « Flagging » pour l'année 2016. En 2016, le drapeau a été trainé dix fois sur le transect, contrairement aux autres années où celui-ci était toujours trainé six fois. Deuxièmement, les facteurs climatiques n'ont été récupérés à l'aide du capteur que pour l'année 2024. Les facteurs climatiques pour l'année 2016 et 2018 ont été récupérés via la station météorologique d'Uccle. Enfin, la hauteur de végétation n'a pas été récoltée pour l'année 2018.

Les résultats de récoltes concernant l'abondance d'*Ixodes ricinus* pourront permettre de considérer les mêmes hypothèses de recherches pour les différentes années. A noter qu'en fonction des années certains sites d'étude n'ont pas été échantillonnés. Les sites échantillonnés lors de chaque année de récolte sont repris dans la table 2 ci-dessous.

Table 2 : Sites d'étude échantillonnés en fonction des années

Année de récolte	Sites d'étude échantillonnés
2016	2 – 3 – 4 – 6 – 7
2018	2 – 3 – 4 – 6 – 7 – 9 – 10 – 11 – 12
2024	2 – 3 – 4 – 7
2025 (Année actuelle)	2 – 3 – 4 – 6 – 7 – 9 – 10 – 11 – 12

4.3. Analyses statistiques des données

Ce mémoire s'appuiera sur quatre jeux de données :

- Un jeu de données **Collecte_all** qui reprend l'abondance de nymphes par période de récolte et par site pour les années 2016, 2018, 2024 et 2025.
- Le jeu de données **Litter_all** qui reprend l'abondance moyenne de nymphes par site pour les années 2016, 2018, 2024 et 2025.
- Le jeu de données **Collecte_2025** qui reprend l'abondance de nymphes par période de récolte et par site pour l'année 2025.
- Le jeu de données **Litter_2025** qui reprend l'abondance totale de nymphes par site d'étude pour l'année 2025.

Ces différents jeux de données sont focalisés sur l'abondance de nymphes. Effectivement les analyses statistiques ne seront pas réalisées pour les stades de développement larvaire et adulte. Les larves présentent une activité irrégulière importante (Vechtova et al., 2020). Les adultes présentent une abondance plus faible que les nymphes sur les différents sites d'étude. De plus les nymphes sont le plus souvent étudiées dans la littérature du fait d'un risque sanitaire plus important (Daniel et al., 2015; Tack et al., 2012; Vacek et al., 2023).

Dans ce cadre, on répertorie plusieurs variables explicatives (Table 3) de l'abondance d'*Ixodes ricinus* qui ont été échantillonnées, récupérées et mesurées sur le terrain. Les variables quantitatives continues ont été standardisées en vue d'une meilleure comparaison entre ces variables.

Table 3 : Descriptions des variables explicatives

Variable	Description	Unité
Name_site	N° du site d'étude	/
Recolte	Période de récolte (1 -7)	/
Température	Température récupérée à l'aide du capteur	°C
Humidité	Humidité relative récupérée à l'aide du capteur	% HR
VPD	VPD calculé sur base des valeurs de température et d'humidité récupérées à l'aide du capteur	kPa
Végétation_high	Hauteur de la végétation principale d'un site d'étude	cm
Poids	Poids de la litière sèche d'un site d'étude	gr
Type_site	Type de site forestier pour le bois de Lauzelle (Rousseau <i>et al.</i> , 2024)	Facteur (IF – TF – OF)
Régénération	Type de régénération d'un peuplement	Facteurs (Taillis - Taillis sous futaie - Futaie)
Age	Classe d'âge d'un peuplement	Facteurs (Équienne - Inéquienne)
Essences	Type d'essences présent sur le peuplement	Facteurs (Feuillus – Mixte - Résineux)
Saison	Cycle des quatre saisons	Facteurs (Été – Printemps – Automne – Hiver)

Pour ces variables explicatives, la colinéarité a été étudiée via le test de corrélation de Pearson ainsi que par le facteur d'inflation de variance (VIF). Dans un premier temps, la matrice de corrélation de Pearson (Figure 8) permet d'identifier les variables fortement corrélées. Le seuil de colinéarité a été fixé à 0,6 – 0,7 (valeur absolue). Dans un second temps, le VIF a permis d'évaluer la colinéarité de manière multivariée. Un seuil de VIF supérieur à 3 a été fixé pour détecter les variables fortement colinéaires. Sur base de ces tests de colinéarité, certaines variables présentant une trop forte colinéarité n'ont pas été incluses conjointement dans les modèles statistiques.

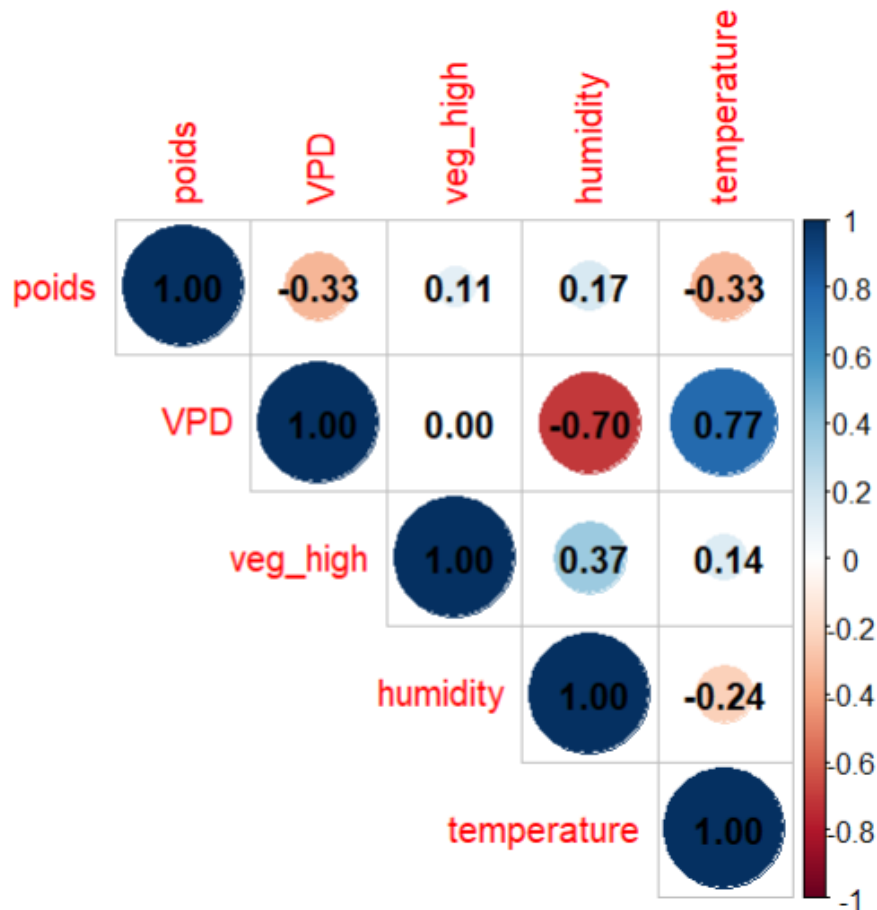


Figure 8 : Matrice de de corrélation de Pearson des variables explicatives

Ce travail se focalisera d'abord sur une analyse descriptive de l'abondance temporelle d'*Ixodes ricinus*, de même que l'abondance relative aux différents sites d'étude suivant leurs classifications « IF », « TF » et « OF » et les différents modes de gestion sylvicole.

4.3.1. Litière forestière

Sur base des résultats de mesure du poids de la litière sèche des différents sites d'étude (Table 4), nous nous sommes intéressés à la variabilité du poids en fonction des sites d'étude par rapport à leurs classification IF – TF – OF et par rapport aux différentes gestions sylvicoles. La distribution de la variable litière ne suit pas une distribution normale.

Table 4 : Poids de la litière sèche pour chaque site d'étude

Site d'étude	Poids litière sèche (gr)
9	64.22
3	57.53
4	11.61
11	6.74
10	48.41
7	103.65
6	51.43
12	84.35
2	95.06

Pour étudier l'impact de la classification des sites d'étude sur le poids de la litière, nous avons réalisé le test de Kruskal-Wallis qui pourrait permettre d'identifier des différences entre les trois classifications. Etant donné le déséquilibre entre le nombre de sites présentant la classification « IF » et les autres classifications, ces dernières ont été regroupées en une autre classification « N-IF ». Ce regroupement s'explique également par la différence de chute de litière attendue au cœur d'un peuplement forestier (« IF ») en comparaison à des sites d'étude en bordure (« TF ») ou extérieur (« OF ») d'un peuplement. Cette nouvelle classification permet de réaliser le test de de Wilcoxon afin d'également identifier une différence statistique significative entre les deux nouvelles classifications de sites d'étude.

Concernant la gestion sylvicole, aucun test statistique expliquant la quantité de litière n'a été réalisé du fait de la faible représentativité des sites d'étude dans chaque catégorie de gestion sylvicole (Table 1). La majorité des sites d'étude sont repris dans une seule catégorie, autant pour les classes d'âge que pour le type d'essences ou pour le type de régénération.

4.3.2. Effets des périodes de récoltes sur les données climatique

Pour chacune des variables environnementales (Humidité, Température et VPD) par période de récolte et par site d'étude, un modèle de régression linéaire mixte a été construit afin d'évaluer chaque caractéristique forestière des sites d'étude (Table 1). Les variables explicatives testées sont le type de site (Rousseau et al., 2024), les classes d'âges, le type d'essences et le mode de régénération. La période de récolte a été imputée en tant qu'effet aléatoire. Les seuils de significativité ont été fixés à 0,1.

4.3.3. Effet de la litière sur l'abondance de nymphes

Cette sous-section cherche à évaluer la relation entre le poids de la litière sèche et l'abondance d'*Ixodes ricinus* par site d'étude. Cette relation est étudiée pour l'année 2025 via le jeu de donnée **Litter_2025** et pour toutes les années d'échantillonnage via le jeu de donnée **Litter_all**.

Concernant les données de 2025, un test de corrélation de Spearman a été réalisé, ainsi qu'un modèle linéaire généralisé (GLM) pour prédire l'abondance totale de nymphes par site d'étude sur l'ensemble des périodes de récolte. L'abondance de nymphes suit une distribution binomiale négative en raison de la surdispersion dans les données.

Un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) a également été construit sur base des données pour toutes les années de récoltes (2016 – 2018 – 2024 – 2025). L'abondance de nymphes a été agrégée par site d'étude pour chaque année. Sur base de cette abondance, la moyenne d'*I. ricinus* pour une période de récolte a été calculée afin de standardiser l'abondance. Cette étape s'explique par le fait que le nombre de périodes de récolte est différent en fonction des années. Des modèles de type Poisson et binomiale négative ont été comparés, le modèle binomial négatif a été retenu en raison de la surdispersion dans les données. Le poids a également été utilisé comme variable explicative. Différentes structures incluant des effets aléatoires pour le site d'étude et l'année ont été testées.

Pour les différents modèle et tests statistiques, les seuils de significativité ont été fixés à 0,1.

Pour les deux modèles et le test de corrélation de Spearman, les analyses ont été appliquées au jeu de données comprenant tous les sites d'étude et à un jeu de donnée excluant le site 9. Celui-ci a été retiré des jeux de données en raison de l'abondance importante de nymphes sur ce site, qui serait susceptible d'être lié à un contexte spécifique à ce site d'étude (corridor écologique).

Les deux modèles ont été comparés avec un modèle équivalent nul sans variable explicative, afin d'évaluer l'apport de la variable "poids de la litière". La comparaison a été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC). Les modèles présentant une différence d'AIC inférieure à deux ont été considérés comme équivalents.

4.3.3.1. Analyses de sensibilité

Pour le modèle de régression du jeu de donnée **Litter_2025**, une analyse de sensibilité a été réalisée en excluant chaque site de manière itérative. L'objectif était de vérifier la robustesse du modèle et de s'assurer que la relation observée entre le poids de la litière et l'abondance des nymphes n'est pas fortement impactée par un site d'étude en particulier.

4.3.4. Interaction poids de la litière et VPD

Cette section s'intéresse à évaluer l'interaction entre le poids de la litière et le VPD mesuré pour chaque site d'étude lors de chaque période de récolte, par rapport à l'abondance d'*Ixodes ricinus*.

Nous cherchons à tester l'impact du poids de la litière sur l'activité de la tique, en fonction de la variation du VPD. Pour cela un seuil de VPD délimite les conditions favorables pour l'activité d'*I. ricinus* : si $VPD \leq 0,59$ kPa alors la tique est en activité, ce qui n'est pas le cas si $VPD > 0,59$ kPa. L'objectif est ici de visualiser si une litière abondante permet l'activité de la tique malgré le fait que les conditions de VDP soient défavorables.

Dans cet objectif, nous cherchons à prédire l'abondance totale de nymphes en 2025 par site d'étude et par période de récolte via le jeu de données **Collecte_2025**. L'abondance de nymphes suit une distribution binomiale négative. Un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) a été utilisé, les variables de période des récoltes et sites d'échantillonnage ont été incluses en tant qu'effets aléatoires. Plusieurs modèles ont été comparés en faisant varier la structure des modèles et l'interaction des variables explicatives. La comparaison des modèles a été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC). Les modèles présentant une différence d'AIC inférieure à deux ont été considérés comme équivalents.

La même méthode de modélisation a été suivie pour l'ensemble des années de récolte échantillonnées (2016 – 2018 – 2024 – 2025) via le jeu données **Collecte_all**. Cependant les observations hivernales ont été retirées de l'analyse en raison du faible nombre de données (8 observations sur les 179). Notons également que l'effet "période de récolte" n'a pas été inclus car le calendrier et le nombre de sessions diffèrent d'une année à l'autre. Ainsi, afin de prendre en considération les variations interannuelles des conditions environnementales/microclimatiques et de l'abondance de nymphe, l'année de récolte a été intégrée en tant qu'effet aléatoire. La variable "saison" a été ajoutée en tant qu'effet fixe. Celle-ci permet de représenter les variations d'abondance liées à l'activité saisonnière de la tique. Finalement, comme pour le modèle 2025, l'interaction entre le poids de la litière et le VPD a été incluse. Le poids de la litière est considéré comme fixe par site d'étude pour toutes les années de récolte en raison du manque de données pour les différentes années précédentes. La comparaison des modèles a également été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC). Les modèles présentant une différence d'AIC inférieure à deux ont été considérés comme équivalents.

Pour les différents modèle statistiques, les seuils de significativité ont été fixés à 0,1.

4.3.5. Validation modèles

Les résidus des différents modèles utilisés ont été contrôlés à l'aide du package R DHARMA en évaluant la dispersion, la surreprésentation de zéros et l'hétéroscédasticité.

Concernant la majorité des modèles, l'ensemble des diagnostics a été validé. Cependant les deux modèles caractérisant les jeux de données reprenant l'abondance totale de nymphes par site d'étude pour l'année 2025 (**Litter_2025**) incluant et excluant le site 9 présentent un défaut d'homoscédasticité. Le choix a cependant été fait de conserver ces modèles, cette problématique s'expliquant par le faible nombre d'observations ($N = 9$ et $N = 8$) qui est associé à une forte variance écologique

5. Résultats

5.1. Analyse descriptive des sites d'étude

5.1.1. Variables biotiques

5.1.1.1. *Quantité de litière selon le site d'étude*

On constate une variation spatiale de la quantité de litière selon les sites d'étude (Figure 9). Le site 7 présente la quantité de litière la plus importante (103,65 gr) et les sites d'études 11 et 4 présentent la quantité de litière la plus faible (6,74 gr et 11,61 gr).

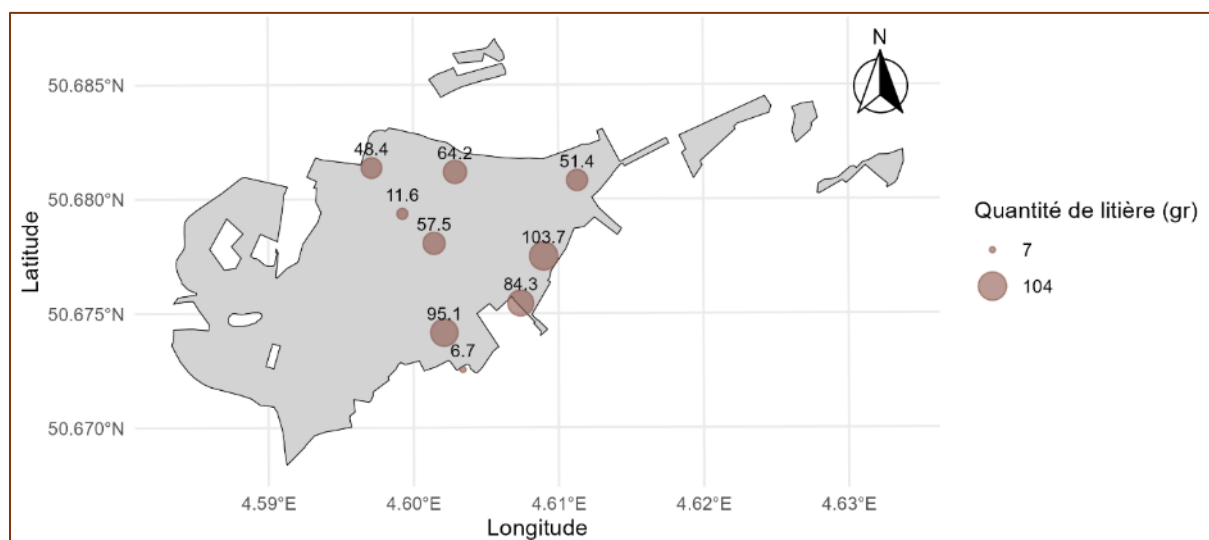


Figure 9 : Variation spatiale de la quantité de litière pour chaque site d'étude

5.1.1.2. Quantité de litière selon le type de site d'étude

On constate également une différence sur le graphique selon le type de site. On observe une quantité supérieure de litière sur les sites situés au cœur de la forêt dans un sous-bois dense (IF) par rapport aux sites forestiers proches des sentiers (TF) et aux sites situés hors forêt (OF) (Figure 10).

Le test de Kruskal-Wallis comparant la quantité de litière pour les différents types de sites d'étude n'est pas significatif (p -valeur = 0.4646). Le test de Wilcoxon présente également un résultat non significatif (p -valeur = 0.2857).

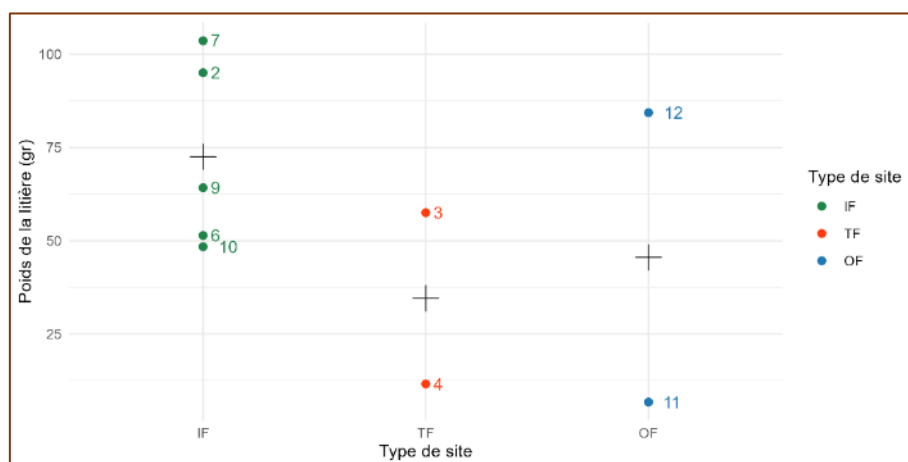


Figure 10 : Poids de la litière selon les sites d'étude - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.1.1.3. Quantité de litière selon la gestion sylvicole des sites d'étude

Les quantités de litière récupérées in situ ont été comparées pour tous les modes de gestion sylvicole, selon le type de régénération (Figure 11A), les différents types d'essences forestières (Figure 11B) ou encore les différentes classes d'âges (Figure 11C).

Le poids moyen de la litière en fonction du type de régénération est semblable pour les futaies (62,9 gr) et les taillis sous futaie (65,6 gr). Le type de régénération "taillis" présente quant à lui un poids plus faible, de 11,6 gr. Concernant le type d'essences, les résineux montrent une quantité de litière plus abondante que pour les forêts mixtes ou de feuillus. Et enfin il n'y a pas de différence selon les classes d'âge.

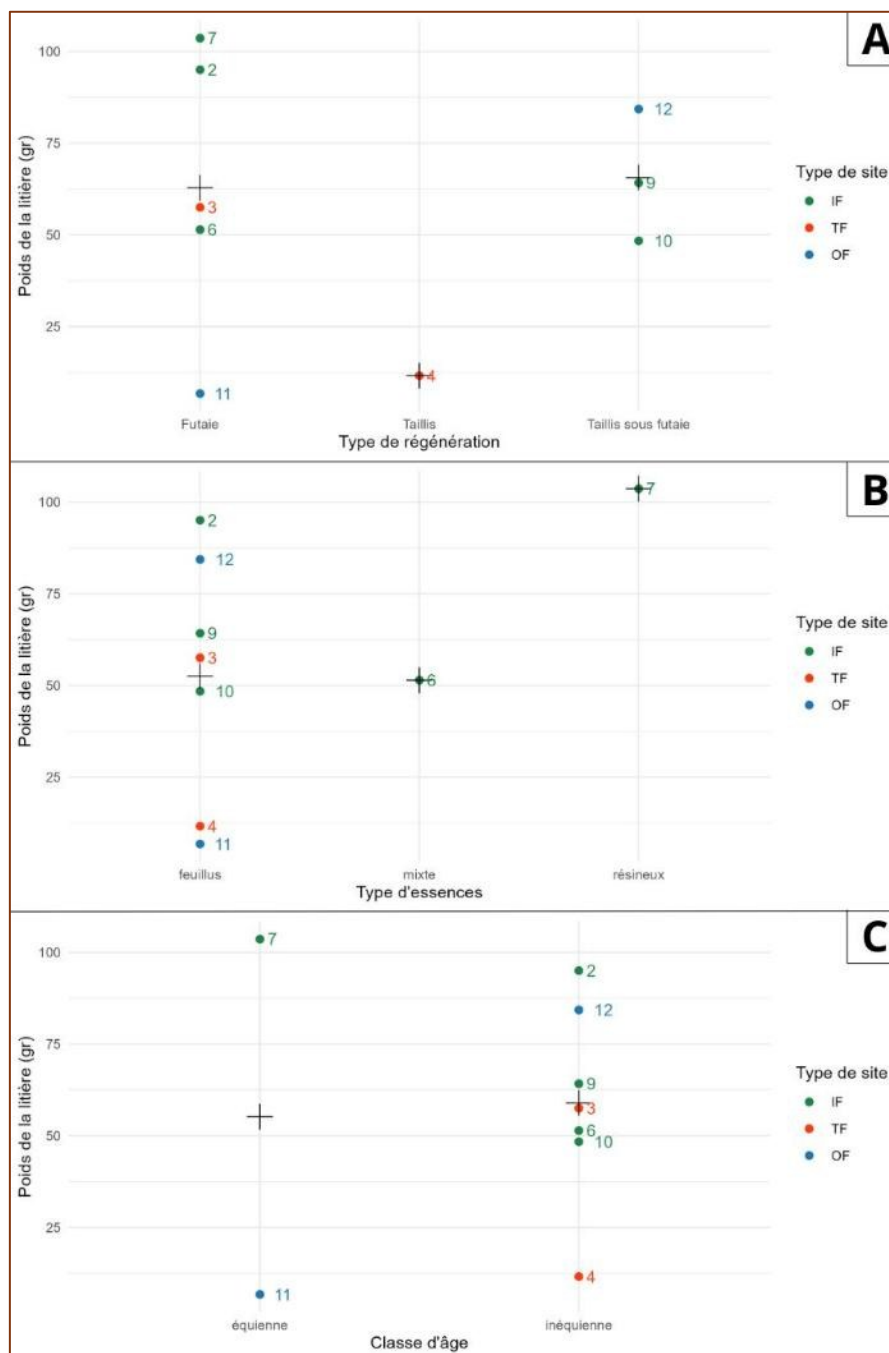


Figure 11 : Poids de la litière sèche par site d'étude en fonction du type de régénération **(A)** en fonction du type d'essences forestières **(B)** et en fonction des classes d'âge **(C)** - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.1.1.4. Hauteur de la végétation (strate herbacée – Arbustive)

La hauteur de végétation diffère selon les sites d'étude mais également selon les types de site. On observe que les sites de catégorie « OF » présentent une végétation plus haute que les autres types de site (Figure 12).

La variation de hauteur de végétation au sein d'un même site reste faible à modérée pour la majorité de sites d'étude, à l'exception du site 11 et du 7. Cette variation plus importante s'explique par le type de végétation principale de la strate herbacée présente sur ces deux sites. Il s'agit respectivement de graminées et de fougères. Ces deux espèces de plantes développent en effet une forte croissance durant le printemps (Bruxelles environnement, 2020; *Stades de développement des graminées*, s. d.).

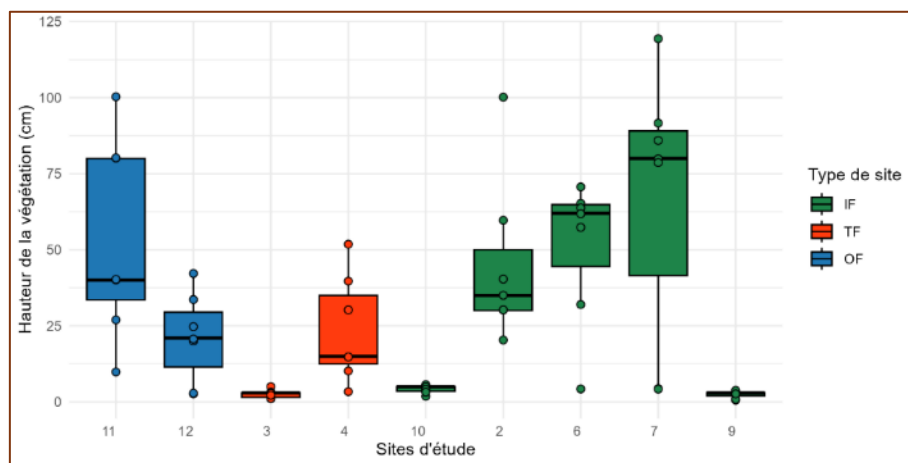


Figure 12 : Variation de hauteur de végétation des sites d'étude - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.1.2. Variables microclimatiques

5.1.2.1. Température

La figure 13 montre une variation de température entre les sites également influencée par leur typologie. La température moyenne varie entre 26,9°C (Site 11) et 18°C (Site 6), ce qui donne une amplitude thermique de 9°C entre les sites d'étude sur l'ensemble de l'année.

Les résultats des modèles statistiques montrent que les sites « OF » présentent une tendance significative à des températures plus élevées par rapport aux sites « IF » (p-valeur = 0,054). Cette tendance est également observable pour les sites « TF » mais pour ceux-ci n'est pas significative (p-valeur = 0,137). Concernant le type d'essences, les peuplements mixtes et résineux montrent des températures significativement plus basses par rapport aux peuplements de feuillus (p-valeur = 0,054 et p-valeur = 0,041). Les types de régénérations ne présentent pas de différences significatives. Finalement la variation de température pour les peuplements inéquiennes par rapport aux peuplement équiennes ne montrent pas d'effets significatifs.

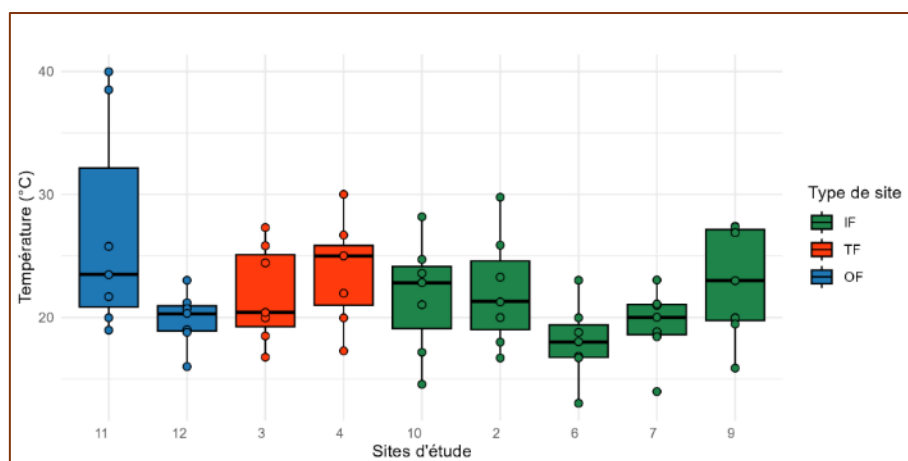


Figure 13 : Variation de température des sites d'étude - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.1.2.2. Humidité relative

L'humidité moyenne varie entre 65.9% (Site 6) et 45.6% (Site 11). La variation d'humidité au sein d'un même site est importante pour tous les sites d'étude, l'humidité relative pouvant s'élever jusqu'à 86.5% et baisser jusqu'à 34,5% pour le site n°7 par exemple (Figure 14).

Les résultats des modèles statistiques indiquent une humidité relative significativement moins élevée des sites « OF » par rapport aux sites « IF » (p -valeur = 0,018). Aucune différence significative n'a été observée pour les sites « TF » comparés aux sites « IF ». On observe également une valeur significativement plus élevée (p -valeur = 0,0048) de l'humidité sur le site 7 (peuplement mixte) par rapport aux sites d'étude présentant un peuplement de feuillus. Les sites résineux montrent une humidité plus élevée mais cet effet n'est pas significatif (p -valeur = 0.117). Concernant le type de régénération, aucun effet significatif n'a été détecté. Finalement les sites d'étude inéquiennes présentent une valeur significativement plus élevée de l'humidité relative par rapport aux sites équiennes (p -valeur = 0,086).

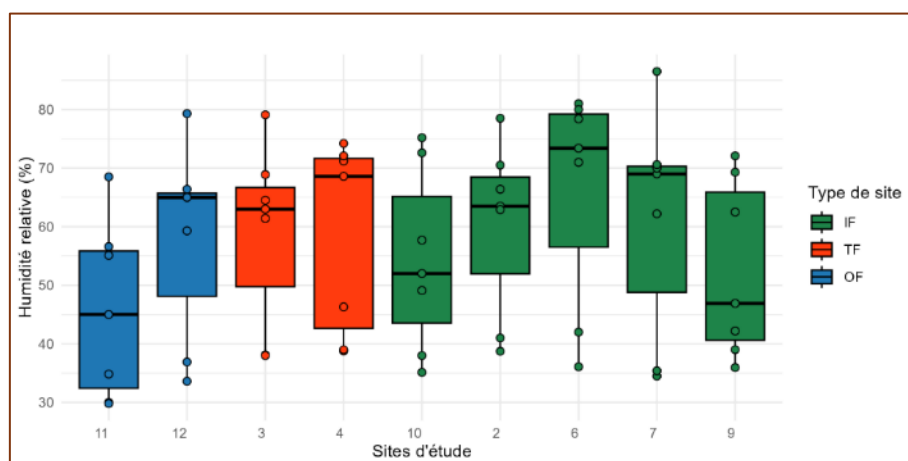


Figure 14 : Variation d'humidité des sites d'étude - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.1.2.3. VPD

Le VPD moyen varie entre 2,25 kPa (Site 11) et 0,76 kPa (Site 6). La variation du VPD au sein d'un même site reste assez faible pour tous les sites, à l'exception du site 11. Celui-ci présente une grande variation entre le VPD maximum de 5,17 kPa et le VPD minimum de 0,82 kPa (Figure 15).

Les modèles incluant les types de sites montre un VPD significativement plus élevé pour les sites « OF » par rapports aux sites « IF » (p-valeur = 0,011). La même relation est observée par rapport aux sites « TF » mais celle-ci n'est pas significative (p-valeur = 0,724). Les peuplements mixtes présentent un VPD significativement moins élevé par rapport aux peuplements de feuillus (p-valeur = 0,049), contrairement aux peuplements résineux qui ne montrent pas de différence significative (p-valeur = 0,141). Les modèles incluant le type de régénération ne montrent pas de variation significative. Enfin les sites présentant un peuplement inéquienne montrent un VPD significativement moins élevé par rapport au peuplement équienne (p-valeur = 0,026).

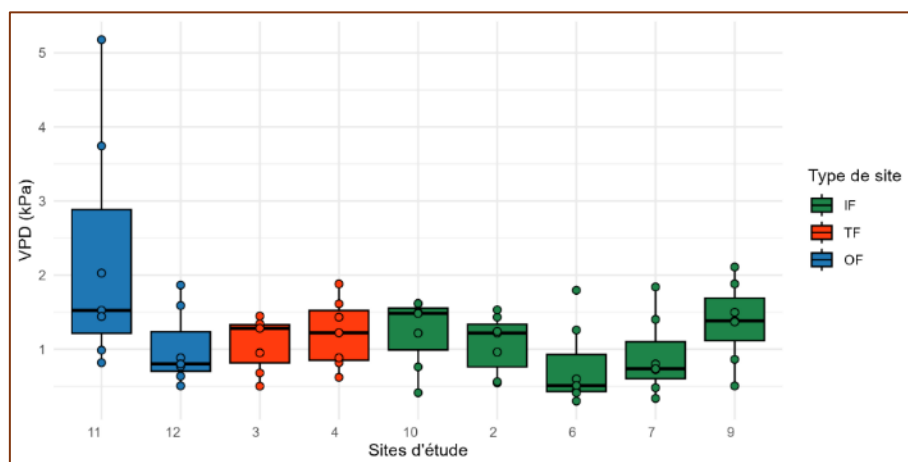


Figure 15 : Variation de VPD des sites d'étude - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.2. Abondance nette d'*Ixodes ricinus*

5.2.1. Collecte 2025

Lors des sept périodes de récoltes sur les neuf sites d'étude du bois de Lauzelle, nous avons récolté au total 404 larves, 422 nymphes et 73 adultes. La tendance pour l'abondance de nymphes montre un pic d'activité pour les périodes de récolte de mai et juin. Ce pic se réduit jusqu'à la dernière période de récolte de fin octobre. D'autre part, on observe un pic d'activité du stade larvaire lors de la période de récolte de mai. Enfin, concernant l'abondance d'adultes, celle-ci reste stable au cours de l'ensemble des périodes de récolte (Figure 16). La variation d'abondance temporelle des nymphes pour chaque site d'étude est disponible en annexe 4.

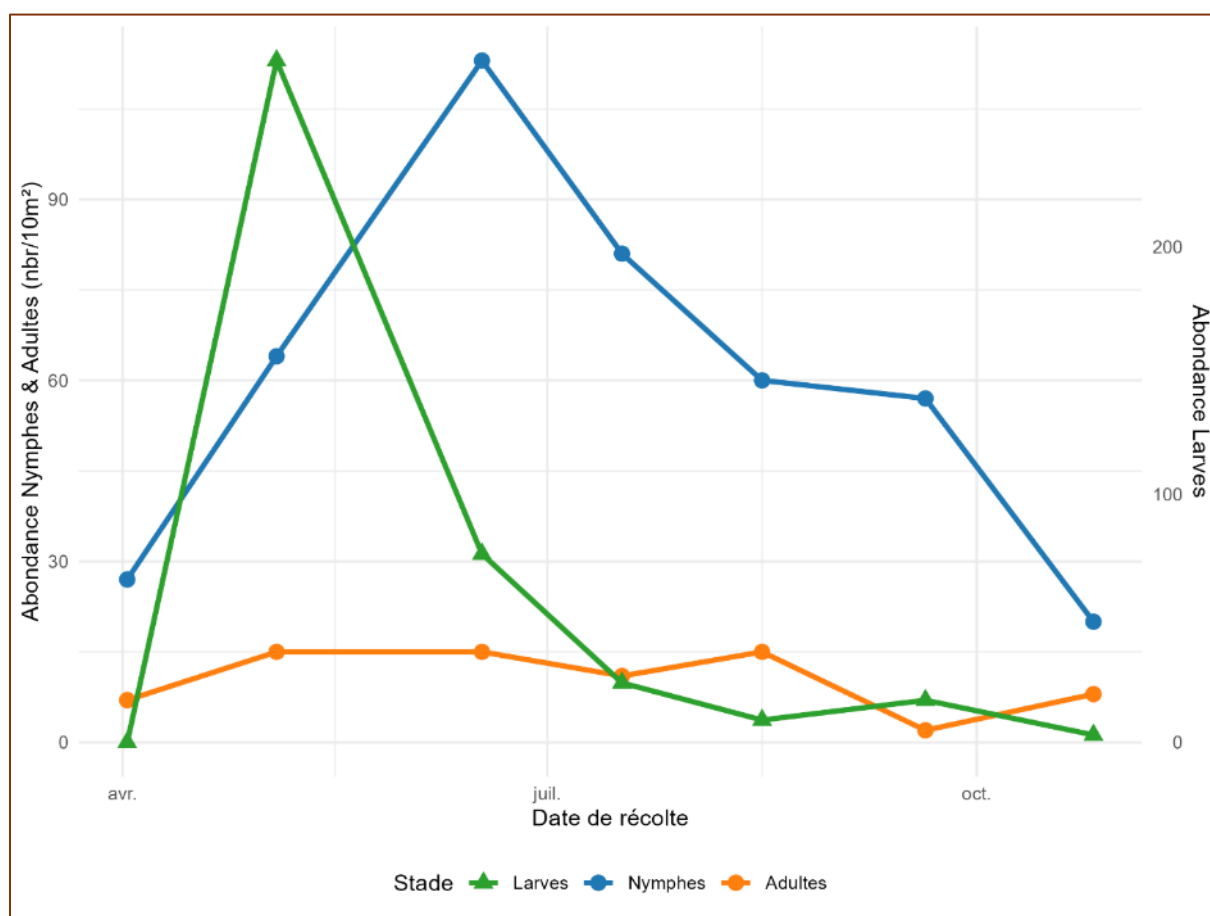


Figure 16 : Variation d'abondance des trois stades de développement d'*Ixodes ricinus* selon les périodes de récolte

En plus d'observer une variation temporelle, on observe également une variation spatiale de l'abondance de tiques entre les sites d'étude (Figure 17, 18 et 19). Concernant les nymphes, le site 9 présente une abondance plus importante que les autres sites, à l'inverse des sites 4 et 11 présentant une abondance moyenne proche de 0. On observe par ailleurs une abondance importante de larves sur le site 3.

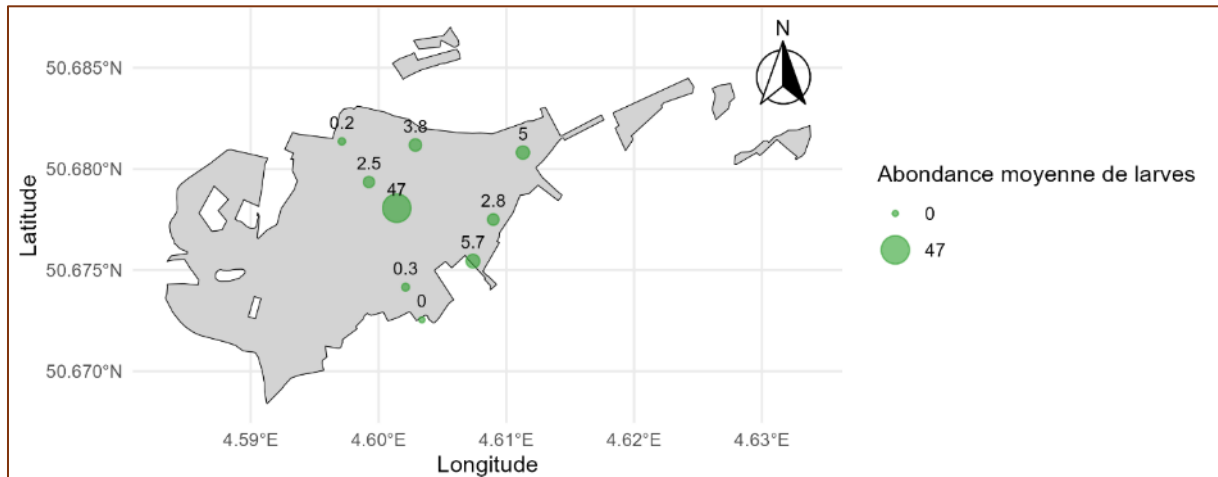


Figure 17 : Variation spatiale de l'abondance moyenne de larves sur l'ensemble des périodes de récolte (nbr/10m²)

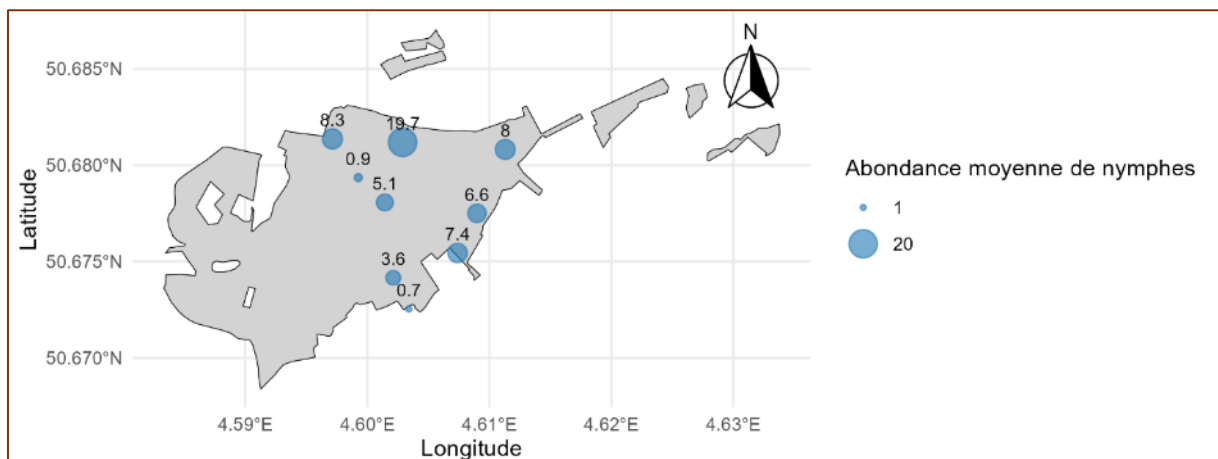


Figure 18 : Variation spatiale de l'abondance moyenne de nymphes sur l'ensemble des périodes de récolte (nbr/10m²)

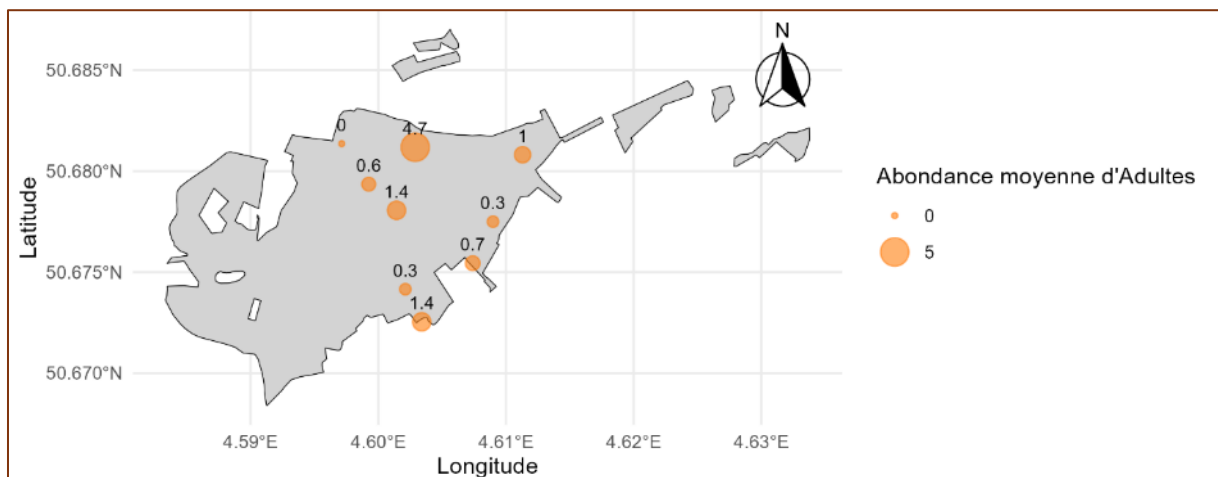


Figure 19 : Variation spatiale de l'abondance moyenne d'adultes sur l'ensemble des périodes de récolte (nbr/10m²)

5.2.2. Collectes de 2016 à 2025

La figure 20 permet de visualiser l'abondance moyenne des nymphes par périodes de récolte pour toutes les années d'échantillonnage. La forme de la courbe d'abondance reste assez semblable d'année en année avec un pic d'abondance pour les années 2016 – 2018 – 2025 entre mi-mai et mi-juin, on note cependant une plus forte abondance début juin pour l'année 2016 en comparaison avec les autres années. L'abondance de nymphes par site d'étude pour chaque année est reprise en annexe 5.

Notons également que les sites d'étude pour l'année 2024 n'ont pas été échantillonnés entre début mai et fin juillet.

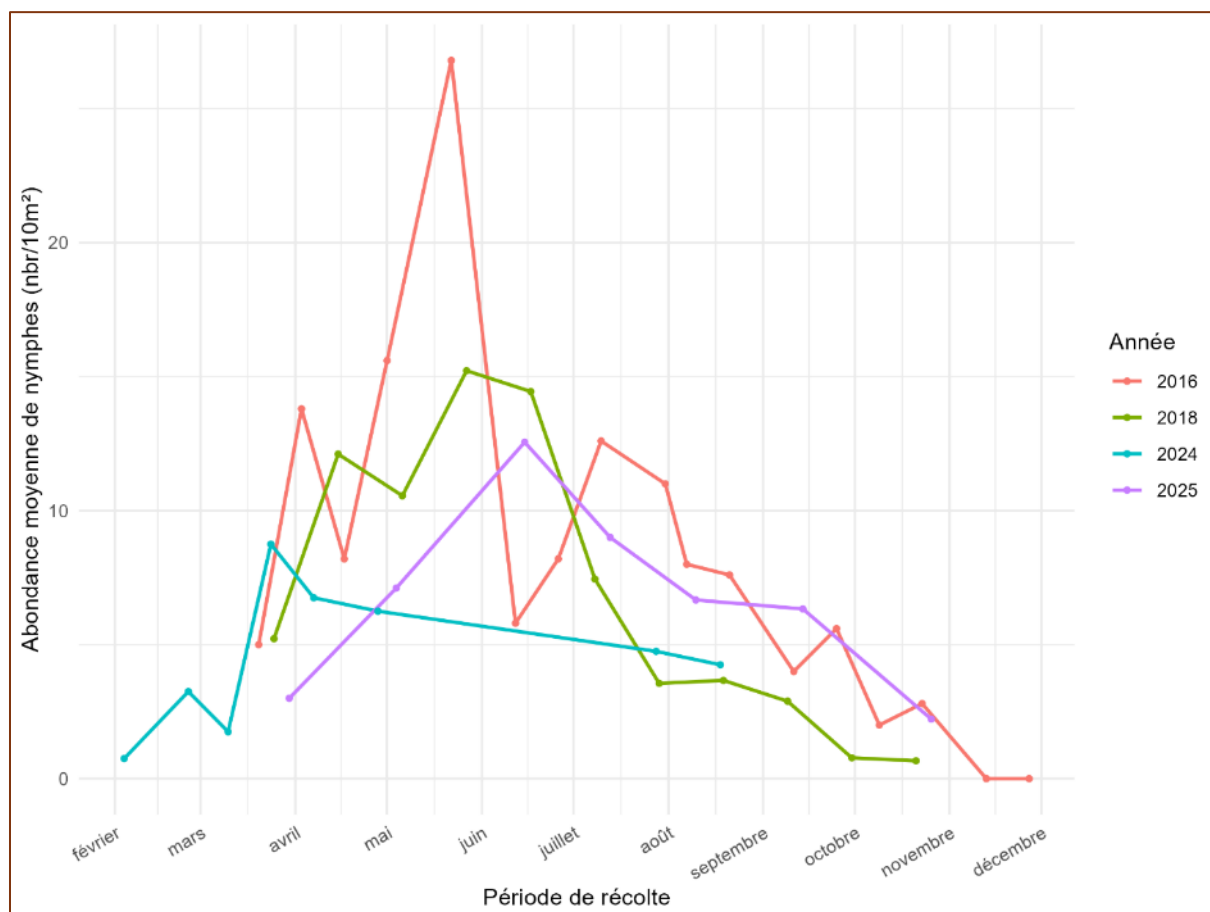


Figure 20 : Variation de l'abondance moyenne des nymphes selon les périodes de récolte pour les différentes années de récolte (2016 – 2018 – 2024 – 2025)

5.3. Abondance d'*Ixodes ricinus* selon la quantité de litière

5.3.1. Année 2025

Les analyses du test de corrélation de Spearman entre le poids de la litière et l'abondance de nymphes par site d'étude ont été réalisées, d'une part sur base du jeu de données comprenant le site n°9, mais aussi sur le jeu de données ne comprenant pas le site n°9. L'analyse de ces tests indique une corrélation positive mais faible ($\rho = 0,283$ et $\rho = 0,286$). Cependant les deux tests ne sont pas significatifs (p-valeur = 0,463 et p-valeur = 0,5008).

La différence d'AIC entre les modèles nuls et les modèles comprenant le poids de la litière est inférieur à 2, par conséquent les deux modèles sont considérés comme équivalents. En effet, pour le jeu de données complet on observe $\Delta AIC = 0,58$, et pour le jeu de donnée n'incluant pas le site 9, on observe $\Delta AIC = 1,26$. Dans les deux cas, la variable "poids" n'apporte pas d'amélioration suffisante du modèle par rapport aux modèles nuls (Table 5).

Les modèles montrent cependant une relation positive faible entre l'abondance de tiques et le poids de la litière, mais cet effet n'est pas significatif (p-valeur = 0,087 et p-valeur = 0,051) (Table 5).

Table 5 : Résultats du modèle (GLM) analysant l'abondance des nymphes en fonction du poids de la litière pour l'année 2025

	Avec site 9 (Estimate $\pm$ SE)	P-valeur	Sans site 9 (Estimate $\pm$ SE)	P-valeur
Intercept	2,579 $\pm$ 0,738	0,005	2,514 $\pm$ 0,547	4,36e-06
Poids	0,020 $\pm$ 0,012	0,087	0,017 $\pm$ 0,009	0,051
ΔAIC	0,58		1,26	

5.3.2. Années 2016 – 2018 – 2024 – 2025

Les résultats des modèles de l'abondance moyenne des nymphes par sites d'étude sur l'ensemble des années de récolte suggèrent, par la différence d'AIC, que la structure spatiale est importante et que l'année de récolte ne contribue pas à l'explication de l'abondance (Table 6). Pour le jeu de données complet incluant le site 9, on constate $\Delta AIC = 1,8$. Cela suggère que la variable "poids" n'apporte pas d'amélioration par rapport au modèle nul. Cependant lorsque le site 9 est retiré, $\Delta AIC = 6,4$ (Table 6).

Table 6 : Comparaison de modèles expliquant l'abondance de nymphes en fonction de la quantité de litière sur base du critère d'information d'Akaike (AIC)

Modèles	AIC – 2016/18/24/25
(1 name_site)	158.0555
Poids + (1 name_site)	156.2434
Poids + (1 name_site) + (1 Year)	158.2434
Modèles sans site n°9	AIC – 2016/18/24/25
(1 name_site)	137.0635
Poids + (1 name_site)	130.6818
Poids + (1 name_site) + (1 Year)	132.6818

Concernant les deux modèles, ceux-ci montrent une relation positive faible entre l'abondance de tiques pour les sites d'étude, en fonction des années et du poids de la litière. Cet effet est significatif ($p = 0,038$ et $p = 0,002$) (Table 7). On observe également que la variance associée à l'effet aléatoire des sites change selon l'inclusion du site 9 ou non ($0.139 > 1e-10$).

Table 7 : Résultats du modèle (GLMM) analysant l'abondance des nymphes en fonction du poids de la litière pour les années 2016 – 2018 – 2024 – 2025

	Avec site 9 (Estimate $\pm$ SE)	P-valeur	Sans site 9 (Estimate $\pm$ SE)	P-valeur
Intercept	1,113 $\pm$ 0,389	0,004	1,020 $\pm$ 0,252	5.56e-05
Poids	0,017 $\pm$ 0,006	0,038	0,011 $\pm$ 0,003	0,002
Δ AIC	1,81		6,38	

La figure 21 nous montre, pour chaque année de récolte, la relation graphique entre l'abondance moyenne de nymphes et le poids de la litière. On observe effectivement une tendance positive entre ces deux variables, quelle que soit l'année. Comme le montre la variance, on observe une abondance moyenne relative importante sur le site 9 pour l'année 2018 et 2025. Notons que le site 9 n'a pas été échantillonné en 2016 et 2024.

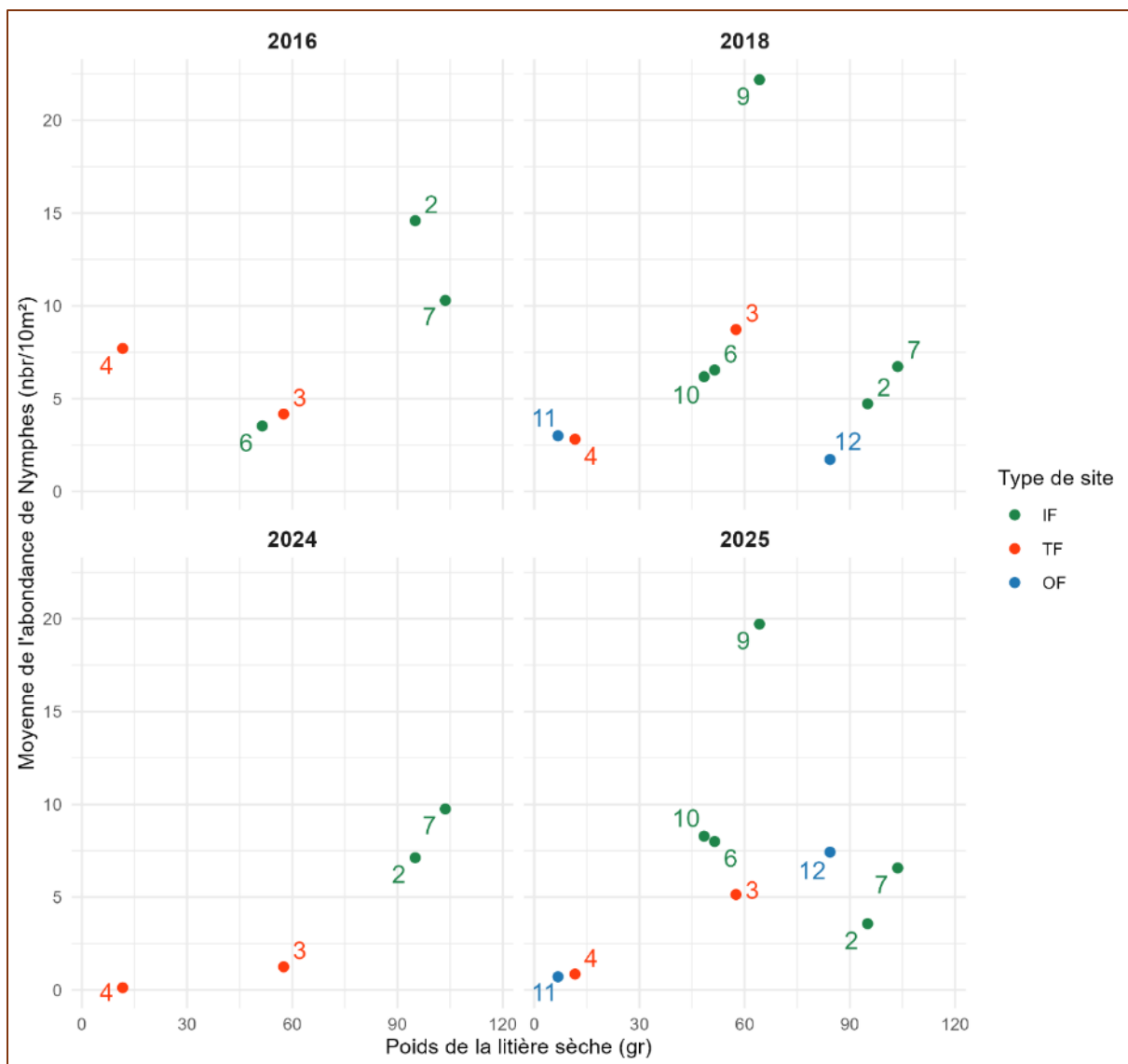


Figure 21 : Relation entre le poids de la litière et l'abondance de nymphes pour chaque année d'échantillonnage - (" IF " : Interior forest / " OF " : Outside forest / " TF " : Trail forest)

5.3.3. Analyses de sensibilité

L'analyse de sensibilité pour l'abondance de nymphes de 2025, en fonction du poids de la litière, montre que les sites 2 et 7 réduisent la significativité du modèle. Lorsque les sites 4 ou 11 sont retirés, le modèle n'est plus significatif (p-valeur = 0,43 et 0,51) et la relation devient neutre. La relation observée par les différents modèles montre systématiquement une relation positive ou neutre avec le retrait itératif des sites. Cependant le modèle n'est pas toujours significatif.

5.4. Influence de la relation entre VPD et quantité de litière

5.4.1. Année 2025

La figure 22 nous montre l'impact du poids de la litière sur l'activité de la tique en fonction de la variation du VPD pour les collectes de 2025. On constate que lorsque le VPD est supérieur au seuil d'activité d'*Ixodes ricinus* (0,59 kPa), une faible quantité de litière induit une faible abondance de tiques. Cette abondance de tiques augmente avec le poids de la litière. D'un autre coté lorsque le VPD est inférieur au seuil d'activité d'*I. ricinus*, l'abondance de nymphes se réduit avec l'augmentation du poids de la litière.

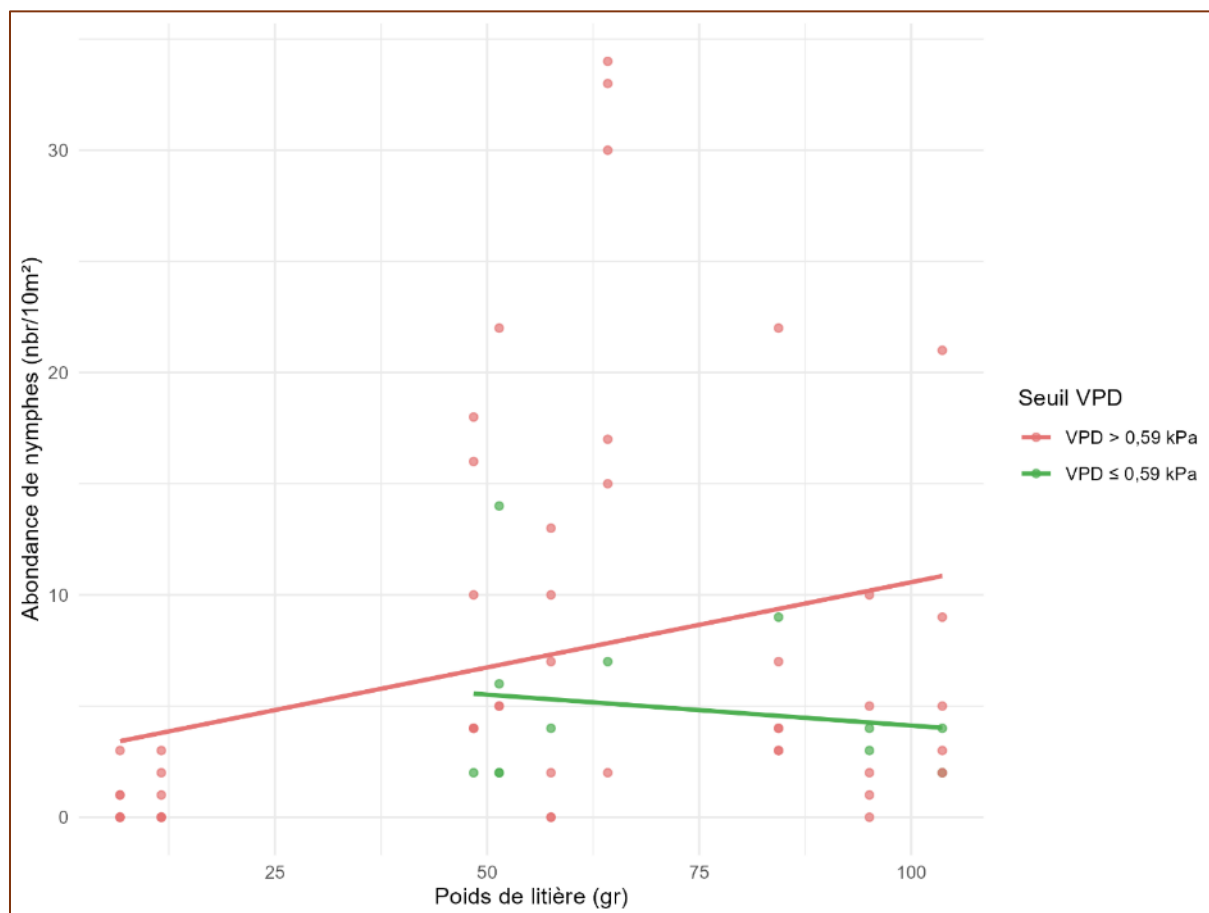


Figure 22 : Abondance de nymphes en 2025 en fonction du poids de litière selon le seuil de VPD

Le modèle (Table 8) incluant une interaction entre le poids de la litière et le VPD présente la meilleure performance de modèle selon la différence d'AIC.

Table 8 : Comparaison de modèles pour 2025 basée sur le critère d'information d'Akaike (AIC)

Modèles	AIC
(1 name_site) + (1 Recolte)	358.6566
Poids_STD + (1 name_site) + (1 Recolte)	356.2419
VPD_STD + (1 name_site) + (1 Recolte)	360.5189
VPD_STD + Poids_STD + (1 name_site) + (1 Recolte)	357.8627
VPD_STD * Poids_STD + (1 name_site) + (1 Recolte)	353.3338

Les résultats du modèle indiquent que le poids a un effet positif significatif. Le VPD a un effet positif mais celui-ci n'est pas significatif. L'interaction entre le poids et le VPD montre un effet positif significatif. Cela implique que l'effet positif du poids de la litière sur l'abondance des nymphes dépend du VPD. Cet effet est plus marqué lorsque le VPD augmente (Table 9).

Table 9 : Résultats du modèle (GLMM) analysant l'abondance des nymphes en fonction du poids de la litière, du VPD et de l'interaction du poids et du VPD pour l'année 2025

	Estimate $\pm$ SE	P-valeur
Intercept	1,542 $\pm$ 0,319	1.29e-06
VPD	0,604 $\pm$ 0,377	0,108
Poids	1,214 $\pm$ 0,517	0,019
VPD * Poids	1,551 $\pm$ 0,598	0,009
Δ AIC	5,323	

5.4.2. Années 2016 – 2018 – 2024 – 2025

Le modèle incluant les variables "poids" et "saisons" présente la meilleure performance (Table 10). Cependant, au vu de la question de recherche, le modèle intégrant l'interaction entre le VPD et le poids de la litière a été retenu. La différence d'AIC étant inférieure à deux entre ces deux modèles, nous considérons qu'ils sont équivalents.

Table 10 : Comparaison de modèles pour 2016/2018/2024/2025 basée sur le critère d'information d'Akaike (AIC)

Modèles	AIC
(1 name_site) + (1 Year)	1603.701
Saison + (1 name_site) + (1 Year)	1551.098
VPD_STD + (1 name_site) + (1 Year)	1605.635
Poids_STD + (1 name_site) + (1 Year)	1602.043
VPD_STD + Saison + (1 name_site) + (1 Year)	1551.355
Poids_STD + Saison + (1 name_site) + (1 Year)	1549.191
VPD_STD + Poids_STD + Saison + (1 name_site) + (1 Year)	1549.821
VPD_STD * Poids_STD + Saison + (1 name_site) + (1 Year)	1550.458

Les résultats montrent que la dynamique de l'abondance de nymphes est principalement liée aux saisons. L'abondance de nymphes est significativement moins élevée en été et en automne par rapport à la saison printanière. Le poids de la litière montre un effet positif significatif. A l'inverse, le VPD montre une tendance négative mais celle-ci n'est pas significative. Finalement l'interaction entre le poids et le VPD affiche un coefficient positif mais qui n'est pas significatif. La tendance significative de l'effet tampon du poids de la litière sur un VPD plus élevé ayant été observée en 2025 ne se généralise pas pour les observations interannuelles. Ce constat est également observable sur la figure 23 reprenant l'abondance de nymphes en fonction du poids de litière, selon le seuil de VPD pour les différentes années de récolte.

Table 11 : Résultats du modèle (GLMM) analysant l'abondance des nymphes en fonction du poids de la litière, du VPD et de l'interaction du poids et du VPD pour les années 2016 – 2018 – 2024 – 2025

	Estimate ± SE	P-valeur
Intercept	2,192 ± 0,243	2e-16
VPD	- 0,174 ± 0,211	0,409
Poids	0,732 ± 0,352	0,038
Saison_été	- 0,290 ± 0,158	0,067
Saison_automne	- 1,525 ± 0,189	7.36e-16
VPD * Poids	0,378 ± 0,326	0,247
ΔAIC (Modèle null)	53,243	

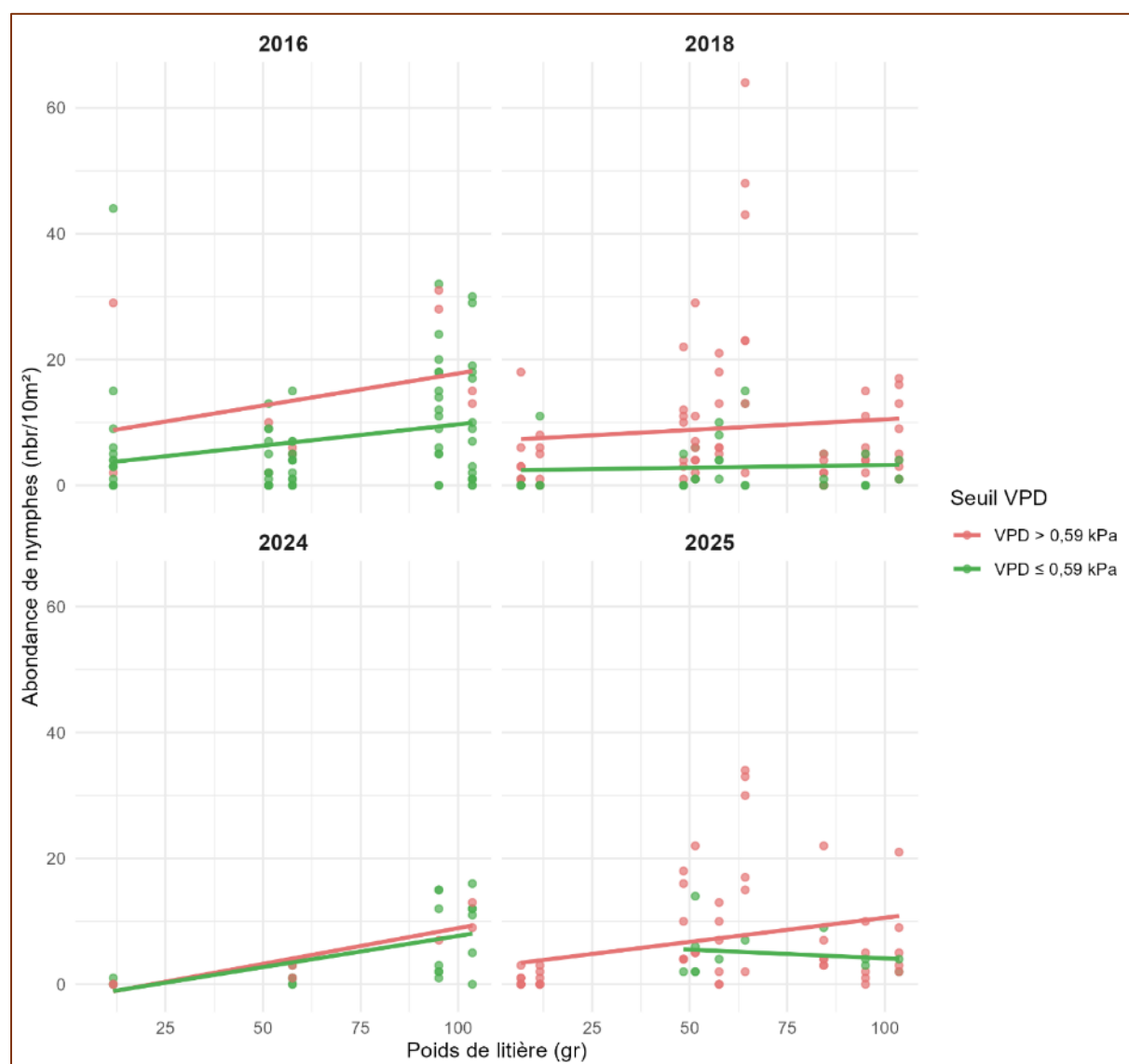


Figure 23 : Abondance de nymphes en fonction du poids de litière selon le seuil de VPD pour les années 2016 – 2018 – 2024 – 2025

5.5. Abondance d'*Ixodes ricinus* selon la gestion forestière

On constate une abondance de nymphes différente en fonction des modes de gestion sylvicole. Du point de vue du type de régénération, on constate une abondance moyenne plus importante pour les taillis sous futaies (11,8 nymphes/site) par rapports aux futaies (4,8 nymphes/site). Les taillis présentent une abondance moyenne très faible (Figure 24A).

Pour la comparaison selon les types d'essences, l'abondance moyenne de nymphes se situe entre 6,53 nymphes/site et 8 nymphes/site. L'abondance est donc du même ordre de grandeur. Cependant seuls deux sites présentent des peuplements autres que des peuplements de feuillus (Figure 24B).

Finalement on observe une abondance moyenne de nymphes plus importante pour les peuplements inéquiennes, avec 7,5 nymphes/site, par rapports aux peuplement équiennes qui présentent une abondance moyenne de 3,6 nymphes/site (Figure 24C).

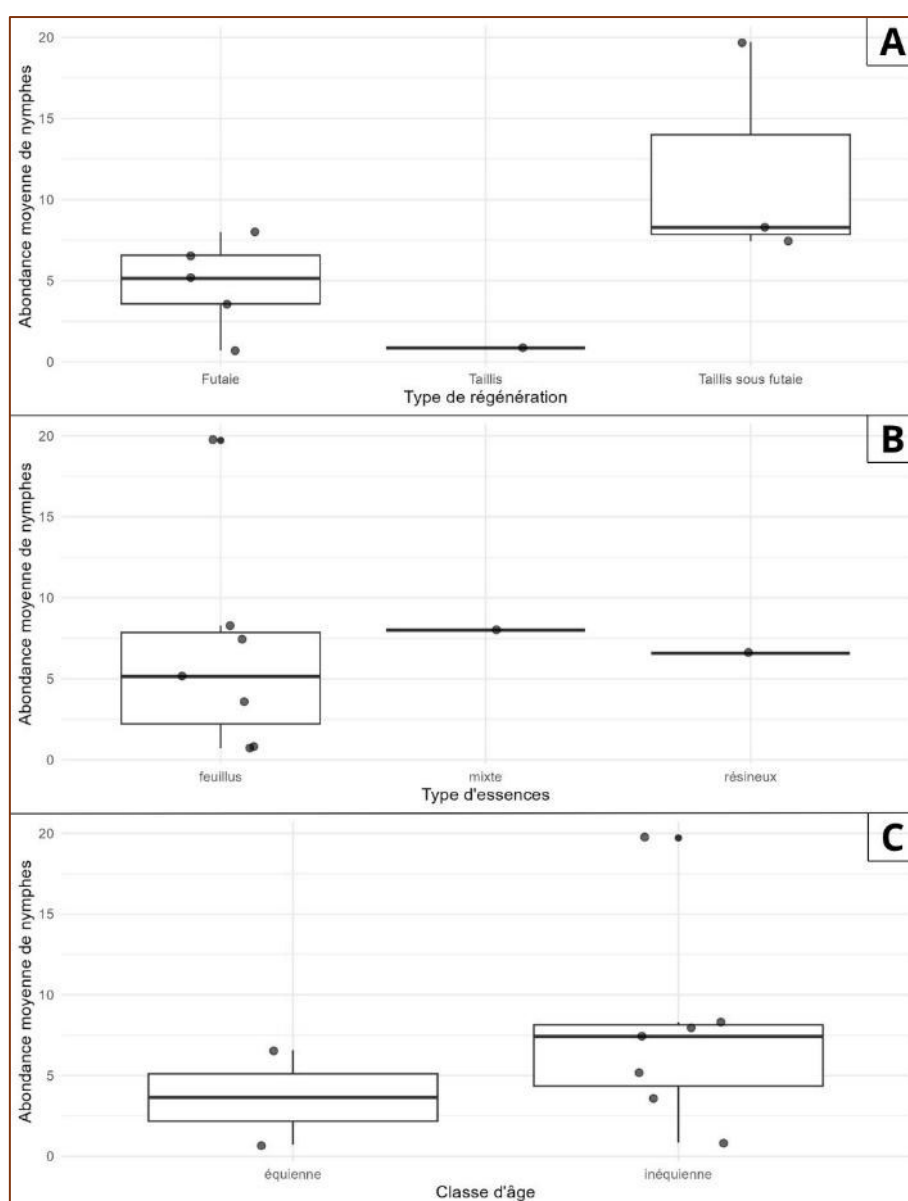


Figure 24 : Abondance moyenne de nymphes par site d'étude en fonction du type de régénération **(A)** en fonction du type d'essences forestières **(B)** et en fonction des classes d'âge **(C)**

6. Discussion

6.1. Variation temporelle de l'abondance d'*Ixodes ricinus*

L'abondance de tiques déduite des récoltes de l'année 2025 est comparable à la courbe théorique d'abondance des nymphes relative au cycle saisonnier d'*Ixodes ricinus* (Figure 3 et 16). Le pic d'activité, bien qu'un peu tardif, se déroule effectivement entre avril et juillet (Gray et al., 2016; Kahl & Gray, 2023). Ce pic d'activité correspond aux conditions favorables qui garantissent l'activité d'*I. ricinus*. Notons que ce pic d'activité se déroule lors de la saison de croissance du sous-étage forestier. Celle-ci s'étend du début du printemps jusqu'à la fin de l'été, jusqu'à ce que la canopée soit dense et ne laisse plus passer les rayons solaires nécessaires à la croissance de ce sous-étage forestier (Jagodziński et al., 2016). Ce sous-étage est favorable à l'activité de quête d'*I. ricinus* (Vacek et al., 2023).

On remarque cependant que l'activité de la tique observée pendant l'été 2025 ne corrobore pas la baisse d'activité attendue lors de l'été (Gray et al., 2016; Kahl & Gray, 2023). Cette différence peut s'expliquer par les caractéristiques des sites d'études 3, 9 et 10 qui présentent une forte abondance pendant l'été (Annexe 4). Effectivement les conditions microclimatiques des sites d'étude peuvent fortement varier et offrir localement des conditions favorables à la poursuite de l'activité de quête (Boehnke et al., 2017). Le site 3 est situé dans le fond de vallée humide du bois de Lauzelle, ce qui peut garantir un taux d'humidité élevé constant, cette hypothèse n'est cependant pas démontrée par les taux d'humidité relevés à l'aide du capteur. Cependant le capteur ne relève le pourcentage d'humidité qu'une seule fois sur une période entre 3 et 5 semaines. Il n'a donc pas relevé les conditions microclimatiques des jours précédents, ce qui a pourtant pu permettre à la population de tiques d'être active (Boehnke et al., 2017). Le site 10 présente une strate arbustive très dense, ce qui peut limiter le rayonnement solaire au sol, surtout lors de la période de croissance (Boehnke et al., 2017; Jagodziński et al., 2016), et ainsi garder un taux d'humidité important. Cette strate arbustive dense peut également servir de niche écologique à la faune, ce qui peut expliquer l'abondance observée (Bourdin et al., 2023 ; Gray et al., 2021). Finalement le site 9 présente la plus grande abondance, l'hypothèse avancée étant que ce site, qui se situe au sein de la forêt « OF », est également un corridor écologique pour la faune. Effectivement, au nord du site 9 se trouve un terrain de golf et au sud se trouve une zone clôturée à des fins scientifiques (Baudry, 2015). Ces deux affectations ne permettent pas ou difficilement le passage de la faune (Zeller et al., 2012). Cela pourrait, à travers un effet de corridor, accroître la quantité de faune, influençant directement l'abondance de tiques (Bourdin et al., 2023 ; Gray et al., 2021).

Finalement on remarque que l'activité du stade nymphal diminue fortement à l'approche de l'hiver, en raison des conditions microclimatiques qui deviennent défavorables (Kahl & Gray, 2023). Lorsque les conditions sont défavorables, la tique réagit par des phénomènes de diapause, ce qui explique cette diminution d'activité observable en hiver (Figure 16) (Kahl & Gray, 2023).

L'abondance temporelle observée pour l'année 2025 nous montre donc l'activité saisonnière d'*I. ricinus*. Celle-ci est affectée temporellement en raison du microclimat des sites d'études mais également en raison des facteurs biotiques tels que la présence de faune ou la densité et hauteur de végétation du sous-étage forestier.

6.2. Variation de la quantité de litière par site d'étude

La figure 9 montre que la quantité de litière varie spatialement en fonction des sites d'étude. Nos résultats montrent que cette variation peut s'expliquer par la localisation de ces sites d'étude au sein du bois de Lauzelle via le type de site étudié (IF – TF – OF) mais également en raison des modes de gestion sylvicole.

Les tests de Kruskal-Wallis et Wilcoxon ne sont pas significatifs concernant la variation de quantité de litière en fonction de types de sites. Cette non-significativité peut s'expliquer par le peu de sites étudiés, réduit à 9. Cependant la figure 10 montre une quantité plus importante pour les sites « IF » comparés aux sites « TF » et « OF ». Cette différence s'explique par la fermeture relative de la canopée des différents sites. Une canopée fermée fournira une quantité de matière organique plus importante qu'une canopée plus ouverte (Nachtergale et al., 2002). Effectivement, les sites « IF » se trouvant au sein même d'un peuplement sont fortement couverts par les différents houppiers des arbres présents sur les sites. Les sites « TF » présentent une canopée moins fournie, du fait qu'ils sont situés sur des chemins, à densité d'arbre moins importante. Finalement, les sites « OF » ne se situent pas au sein de la forêt mais bien en lisière. Le site 11 ne montre aucun arbre dans un rayon de quatre mètres autour de la zone d'étude. Pour le site 12, on observe un recouvrement par les houppiers des arbres de lisière, ce qui explique la quantité importante de litière.

Concernant les différents modes de gestion sylvicole appliqués, et en premier paramètre selon le type d'essences sur les peuplements, la figure 11B montre une différence plus importante de la quantité de litière sèche des résineux par rapport aux feuillus. Cette différence s'explique par le taux de décomposition de la matière organique rejetée selon le type d'essences. Les feuillus présentent une décomposition plus rapide que les résineux en raison du rapport C/N plus faible qui influence la biomasse de décomposeurs (Fuentes et al., 2025; Wang et al., 2008 ; Zhang et al., 2008). Puisqu'on observe une décomposition plus rapide pour les feuillus, on obtient par conséquent une quantité de litière moins importante, et ce malgré l'apport organique plus important pour les feuillus que pour les conifères (Liu et al., 2004). Cela montre donc qu'en fonction du type d'essences (gymnospermes et angiospermes), la quantité de litière observée pour les horizons *OLn* et *OLv* est principalement déterminée par la vitesse de décomposition plutôt que par l'apport organique.

L'abondance de litière pour le site 6, présentant un peuplement mixte, montre une quantité de litière équivalente à la quantité moyenne de litière pour les feuillus. Cette observation est différente des résultats observés par Wang et al. (2008), ceux-ci montrant une quantité de litière plus importante pour les peuplements mixtes par rapport aux monocultures.

La tendance de variation du poids de la litière en fonction des classes d'âges présentes au sein d'un peuplement est difficilement exploitable (Figure 11C). Les peuplements inéquiennesses se situent sur les sites 11 et 7. Le site 11 ne se trouvant pas directement dans le bois, il est difficile d'en tirer des conclusions, si ce n'est que la faible quantité de litière observée sur ce site s'explique par son écart avec le bois. Le site 7 présente la plus grande quantité de litière, plus de quinze fois supérieure au site 11. Cependant cette abondance est explicable par la présence de résineux sur le site d'étude comme expliqué précédemment.

Finalement nos résultats ne montrent pas que le type de régénération influence la quantité de litière (figure 11A). Seul le site 4 présente un mode de régénération taillis avec une quantité de litière très faible. Cependant ce site est situé dans une clairière, en lisière du peuplement.

En conclusion, la faible quantité de sites ne permet pas d'affirmer de différenciation significative entre les sites, concernant la quantité de litière. Cependant on observe que la variation de quantité de litière dépend principalement des essences forestières (Staelens et al., 2011 ; Zhu et al., 2019) et de la localisation spécifique des sites d'études au sein du bois (Nachtergale et al., 2002). La production de la litière est également impactée par la densité de végétation (Zhu et al., 2019), cependant cette composante n'a pas pu être étudiée dans le cadre de ce mémoire. La quantité de litière est également plus abondante dans les cuvettes en raison d'une accumulation de la litière provenant d'autres sites (Nachtergale et al., 2002).

6.3. Relation entre l'abondance des nymphes et la quantité de litière

6.3.1. Année 2025

Les modèles pour l'année 2025 incluant et excluant le site 9 suggèrent que le poids de la litière seule n'apporte pas d'amélioration statistiquement significative par rapport à un modèle nul. Le modèle analysant la totalité des neuf sites montre une faiblesse statistique. Celle-ci est confirmée par l'analyse de sensibilité, qui montre que la significativité du modèle varie grandement lors du retrait d'un site ou d'un autre. Cette faiblesse statistique s'explique par la faible quantité de sites étudiés.

Il est donc compliqué d'affirmer une relation statistique claire, cependant la modélisation montre constamment une faible relation positive entre le poids de la litière et l'abondance de nymphes.

Cette persistance positive peut s'expliquer par les habitudes écologiques d'*Ixodes ricinus*. La litière, ou un habitat équivalent, paraît être une condition nécessaire à la survie de la tique face à la dessiccation. La litière offre un refuge à la tique lorsque les conditions microclimatiques sont défavorables à l'activité de quête (Estrada-Peña et al., 2013; Kahl & Gray, 2023; Knap et al., 2009). Cette condition nécessaire est également compatible avec les résultats de l'analyse de sensibilité, qui nous montre que le modèle semble reposer sur les sites 4 et 11, présentant une litière quasi inexistante et une abondance de nymphes moyenne proches de 0 (Figure 10). Cependant cette condition n'est pas suffisante, *I. ricinus* dépendant également de la présence d'hôtes (Bourdin et al., 2023).

En conclusion, pour le modèle de l'année 2025, il est difficile d'établir une relation fiable entre le poids de la litière et l'abondance de nymphes. L'analyse de sensibilité montre que les caractéristiques des sites d'étude ont un impact important sur l'abondance de nymphes.

6.3.2. Année 2016 – 2018 – 2024 – 2025

Les modèles multi-années montrent qu'une variabilité spatiale de l'abondance de nymphes est un facteur explicatif significatif contrairement à la variabilité interannuelle. Les conditions propres aux sites d'étude (microhabitats, microclimats, ...) jouent un rôle plus important que les fluctuations temporelles.

Le poids de la litière présente une relation positive avec l'abondance de nymphes pour les modèles interannuels incluant et excluant le site 9. L'effet est significatif mais la relation est faible (Table 7).

L'inclusion du site 9 montre une variabilité importante entre les sites, cette variabilité disparaît lors du retrait du site 9. Ces résultats indiquent que le seul poids de la litière, dans le cas d'une forte variabilité spatiale, ne suffit pas à expliquer l'abondance des nymphes. Effectivement, d'autres facteurs liés aux caractéristiques des sites expliqueraient cette dispersion, tels que les conditions microclimatiques ou encore la couverture de la canopée (Boehnke et al., 2017 ; Bourdin et al., 2023)

La relation positive entre le poids et l'abondance est observée de manière similaire entre les différentes années (Figure 21), ce qui suggère un effet écologique stable. Cet effet pourrait être lié au fait que la litière peut garantir des conditions microclimatiques favorables pour l'activité d'*I. ricinus* (Boehnke et al., 2017).

Le modèle excluant le site 9 montre que le poids de la litière améliore la qualité d'ajustement, contrairement au modèle incluant ce site. Ce résultat rejoint l'hypothèse énoncée au point 6.1 selon laquelle ce site présenterait une caractéristique, autre que la litière, qui induit une forte abondance, à savoir que ce site serait un corridor écologique pour la faune (Baudry, 2015 ; Blache et al., 2025).

Cependant ces résultats doivent être interprétés avec prudence. Effectivement la quantité de litière a été considérée comme stable à travers les années, ce qui amène deux biais. D'une part, la parcelle forestière ne montre potentiellement pas les mêmes caractéristiques pour chacune des années de récolte. La surface terrière a pu augmenter, une intervention sylvicole telle qu'une éclaircie a pu être réalisée, ... Par ailleurs, la quantité d'apport organique peut fortement varier. Même si la parcelle est identique, on peut observer des différences significatives de masse de litière foliaire entre les années (Staelens et al., 2011).

6.4. Relation entre l'abondance de nymphes et l'effet combiné quantité de litière / VPD

L'effet capturé par le modèle de 2025 analysant l'impact conjoint du VPD et de la quantité de litière par rapport à l'abondance de tiques indique que la quantité de litière impacte positivement l'abondance de nymphes et que cet impact est fonction du déficit de saturation (VPD). Plus le VPD est important, plus la quantité de litière impacte positivement l'abondance de tiques. Dans le cas de figure où le VPD est faible, l'abondance de tiques dépend également du poids mais de manière moindre.

L'activité de quête d'*Ixodes ricinus* est régie par les conditions microclimatiques de son environnement. *I. ricinus* monte dans la végétation en quête d'un repas sanguin lorsque ces conditions lui sont favorables. Dès que les conditions telles que l'humidité ou le déficit de pression lui sont défavorables, la tique redescend dans la litière afin d'éviter une dessiccation (Boehnke et al., 2017; Daniel et al., 2015; Randolph & Storey, 1999 ; Tack et al., 2012; Vacek et al., 2023). Au sein de la litière, les conditions favorables à l'activité de la quête et à la survie de la tique sont maintenues (Boehnke et al., 2017; Kahl & Gray, 2023). Ainsi la litière devient également une zone d'affût.

Nos résultats montrent cette relation : lorsque le VPD est supérieur au seuil d'activité de quête estimé à 0,59 kPa par Perret et al. (2000), les tiques sont redescendues dans la litière pour éviter les conditions microclimatiques défavorables. Certains sites ne présentent pas de litière, et donc la quantité de tiques est faible, cette hypothèse est observable pour les sites 11 et 4 qui se situent en clairière.

Lorsque les conditions microclimatiques sont favorables, induisant un VPD plus petit que 0,59 kPa, la quantité de litière semble ne plus avoir d'influence (Figure 22). Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les tiques sont montées dans la végétation et donc ne sont plus présentes dans la litière. Cette montée dans la végétation est effectuée par les stades de développement nymphes et adultes (Randolph & Storey, 1999). La hauteur atteinte dans la végétation dépend des conditions microclimatiques (Randolph & Storey, 1999). Mais la méthode de récolte (Flagging) n'est pas optimale pour collecter sur les différentes strates du paysage (Estrada-Peña et al., 2013 ; Tack et al., 2011). Effectivement si la strate herbacée/arbustive est trop dense ou haute, le drapeau n'atteint pas la litière. Inversement, certains sites présentent peu de strate herbacée/arbustive. Dans ce cas, cette strate ne serait pas échantillonnée car le choix du transect a été effectué pour présenter une végétation homogène tout en priorisant la litière.

Concernant le modèle interannuel, la tendance significative de l'effet tampon du poids de la litière sur un VPD plus élevé ne se généralise pas. Ce résultat peut s'expliquer par la méthode de récolte des valeurs de température et d'humidité nécessaires au calcul du VPD pour les précédentes années. Celles-ci n'ont pas été récupérées à l'aide d'un capteur déposé sur le transect de récoltes pour les années 2016 et 2018. Ces variables environnementales pour 2016 et 2018 ont été récupérées via la station météorologique d'Uccle. Ces variables climatiques ne reflètent donc pas la variabilité microclimatique spatiale des différents sites d'étude. Effectivement, selon Boehnke et al. (2017), il existe une forte différence entre les conditions climatiques en forêt et celles enregistrées par une station météorologique. D'autre part, chaque microhabitat présente ses propres conditions microclimatiques. Et par conséquent, les données environnementales de 2016 et 2018 ne reflètent pas le stress hydrique ressenti par les tiques sur les sites d'étude au moment des collectes.

Notons que les données concernant la litière ont été considérées comme stables pour toutes les périodes de récolte et interannuellement. Comme expliqué dans la sous-section 6.3.2, la quantité totale de litière peut fortement varier entre les années. Elle peut également varier au sein d'une seule année (Staelens et al., 2011). Effectivement, la chute de litière dépend des conditions climatiques mais également des essences forestières. Dans l'étude de Staelens et al. (2011), les bouleaux ont perdu les feuillages d'août jusqu'en novembre tandis que les chênes commençaient la perte de feuillage en octobre. Ainsi la quantité de litière varie temporellement au sein d'une année.

6.5. Gestion forestière

Les différents modèles de gestion sylvicole montrent un impact direct sur les conditions microclimatiques (humidité, température et VPD) des sites d'étude. On constate que le mode de régénération ne montre aucune influence. Inversement, les peuplements mixtes et inéquiennes offrent des conditions microclimatiques plus favorables concernant le déficit de saturation (VPD) et l'humidité relative. Notons cependant que les valeurs mesurées dépendent de l'heure de récolte, ce qui n'a pas été pris en compte dans les modèles statistiques. Les modèles analysent également un nombre inégal de sites entre les différents modes de gestions, ce qui représente un biais important (Table 1).

La litière, du fait de son épaisseur et son poids, garantit des conditions d'humidité élevées et donc représente une niche écologique adaptée pour *Ixodes ricinus* (Boehnke et al., 2017; Zagvyai-Kiss et al., 2019). En outre, nos résultats n'indiquent pas de relation significative entre l'abondance et le poids de la litière seule (Table 5). Cependant, on observe cette relation significative si on prend en compte l'interaction entre la quantité de litière et le VPD (Table 8). Finalement nos résultats des analyses descriptives des sites d'étude par rapport au poids de la litière ne permettent pas d'identifier des différences significatives du fait du faible nombre de sites étudiés et de la répartition inégale des sites d'études parmi les types de gestion forestière identifiés (Figure 11).

Les forêts mixtes favorisent l'abondance de tiques, par une nourriture variée qui induit une plus grande quantité d'hôtes, qui est positivement reliée à l'abondance de nymphes (Bourdin et al., 2023 ; Gray et al., 2021). Les conditions d'activité des tiques ne dépendent pas seulement de la présence d'hôtes mais également des conditions microclimatiques. Celles-ci, dans les forêts mixtes, sont favorables entre autres en raison du couvert forestier important, induisant une humidité relative plus importante au sein de la forêt (Bourdin et al., 2023). En outre de ces faits, nos résultats mis en relation avec la littérature suggéreraient également que l'apport organique des essences de types résineux et feuillus d'une forêt mixte induirait une quantité de litière stable temporellement (Gillerot et al., 2022). Effectivement, la décomposition de litière provenant de feuillus est plus importante que la décomposition de matière organique provenant de résineux (Fuertes et al., 2025; Wang et al., 2008; Zhang et al., 2008). Par conséquent un peuplement mixte garantirait une litière plus stable qu'un peuplement monospécifique de feuillus. Cette litière stable, à travers l'effet mesuré de l'interaction entre le poids de la litière et le VPD, induirait une abondance de tiques plus importante.

De nos jours, afin de rendre les forêts plus résilientes et résistantes face au dérèglement climatique, la complexité structurelle est améliorée par, entre autres, la diversité des essences (Blache et al., 2025; Fahey et al., 2018). L'augmentation de cette diversité tendrait donc à une diminution des peuplements monospécifiques et pourrait impacter positivement l'abondance de tiques à travers l'augmentation de litière due aux peuplements mixtes.

Concernant plus particulièrement le bois de Lauzelle, le plan d'aménagement met en œuvre une augmentation de la complexité structurale qui impacte également positivement l'abondance de tiques (Estrada-Peña et al., 2013 ; Vanroy et al., 2024). Dans le cas d'une augmentation de la complexité structurale, une quantité de litière importante ne serait potentiellement pas une condition nécessaire en raison de la présence des différents sous-étages forestiers, qui induiraient des conditions microclimatiques favorables à travers un VPD bas (Estrada-Peña et al., 2013). D'autre part, le plan d'aménagement montre une volonté d'homogénéisation des peuplements auparavant mixtes (Baudry, 2015). Ce qui pourrait impacter négativement l'abondance de tiques.

6.6. Limites

Certaines critiques et limites sont à prendre en considération concernant les résultats et la méthodologie abordés dans ce travail.

Premièrement la méthode d'échantillonnage de l'abondance de tiques « Flagging » présente des limites concernant son efficacité. Effectivement cette méthode dépend de la strate herbacée/arbustive (Tack et al., 2011). Pour certains sites d'étude, le drapeau rentre en contact directement avec la litière en raison d'une absence de strate herbacée/arbustive. Pour d'autres sites d'étude, le drapeau est trainé directement sur cette strate. En fonction des conditions microclimatiques, les tiques pourraient ne pas être actives dans la strate arbustive mais bien actives dans la litière. Ainsi durant l'été, il est peut-être compliqué d'atteindre la végétation basse en raison d'un sous-étage forestier très dense comme sur les sites 2, 6, 7 et 11 (Knap et al., 2009). Cette problématique peut mener à une sous-estimation de l'abondance en fonction des strates présentes sur les sites. D'autre part le site 2 présente un important recouvrement de ronces (Annexe 2). Ces ronces provoquent des à-coups lors du passages du drapeau ce qui perturbe la récolte. Par conséquent, la méthode du « Flagging » tend donc à sous-estimer l'abondance absolue des tiques (Boehnke et al., 2017).

Comme abordé dans les points 6.3 et 6.4, la quantité de litière a été considérée comme fixe dans le temps. Cette hypothèse présente de fortes limites en raison de la variation de litière interannuellement, causée par les conditions climatiques (Staelens et al., 2011). Mais la quantité de litière varie également sur une année en fonction du climat annuel et des essences forestières.

Les travaux de Boehnke et al. (2017) mettent en lumière que les mesures microclimatiques ponctuelles ne reflètent pas les conditions réelles ressenties par les tiques au sein de leur environnement. Ce même résultat a été observé pour les mesures récupérées à l'aide de la station météorologique. Cependant les données environnementales pour 2024 et 2025 ont été récupérées via une mesure ponctuelle lors des périodes de récolte et les données environnementales pour 2016 et 2018 ont été mesurées par la station météorologique de Uccle. Ainsi nos données ne représentent pas directement les conditions microclimatiques réelles des microhabitats.

L'heure de récolte n'a pas été prise en compte dans cette étude, pourtant celle-ci pourrait avoir un effet non négligeable sur l'abondance d'*I. ricinus*. Effectivement, l'heure de la journée montre une influence forte pour les variables environnementales, qui déterminent directement l'abondance de tiques. Afin de minimiser cette problématique, il serait intéressant de récupérer les valeurs des variables environnementales de manière continue via des data loggers pour chaque site d'étude. Cela permettrait également d'identifier les réponses microclimatiques des différents sites d'étude par rapport aux conditions météorologiques telles que l'ensoleillement, les précipitations ou encore les périodes sèches.

Cette étude est principalement limitée par le nombre restreint de données. Il serait intéressant d'augmenter le nombre de sites d'étude, permettant ainsi une meilleure comparaison entre les différentes caractéristiques des sites d'étude (type de site, gestion sylvicole). Augmenter le nombre de sites d'étude pourrait également améliorer la robustesse des modèles. D'autre part, les données interannuelles sont difficilement comparables en raison des différences méthodologiques de récolte de données environnementales, mais également par le fait que certains sites n'ont pas été collectés lors de certaines années de récolte (Table 2). Il serait donc intéressant de garder une méthodologie de récolte la plus stable possible interannuellement et d'échantillonner tous les sites d'étude chaque année.

6.7. Perspectives

Ce travail montre qu'il existe des effets non négligeables de la litière sur l'abondance d'*Ixodes ricinus*. Il serait donc intéressant de continuer de s'intéresser à cette relation.

La variation temporelle de la quantité de litière n'a pas pu être abordée dans ce travail. Il serait intéressant de s'y intéresser. Effectivement la chute de litière n'est pas homogène pendant l'année, celle-ci dépend des conditions climatiques et des caractéristiques des essences forestières (Staelens et al., 2011). Collecter une quantité de litière à chaque site d'étude pour chaque période de récolte mènerait à des résultats plus robustes, cependant il est clair que cette nouvelle approche demanderait un investissement en temps conséquent. Pour cela nous suggérons de s'intéresser au poids de la litière à des moments stratégiques liés à la « growing season » (Jagodziński et al., 2016). Une première mesure pourrait être réalisée au début du printemps quand les feuillages et la canopée ne se développent pas encore. Une seconde fois vers la fin de l'été, lorsque les plantes entrent en sénescence. Finalement une dernière mesure pourrait être réalisée à partir de début novembre vers la fin de la chute de litière automnale (Staelens et al., 2011).

Les résultats de l'interaction entre la quantité de litière et le VPD par rapport à l'abondance de nymphes suggèrent que la litière offre une zone permettant à la tique de maintenir son activité lorsque le VPD dépasse un certain seuil. Il serait intéressant de capturer le VPD à différentes hauteurs afin de mieux comprendre le mouvement ascendant et descendant des tiques dans la végétation et au sein de la litière, ainsi que l'impact de la variation de VPD à une certaine hauteur sur la valeur du VPD au sein de la litière. Dès lors nous suggérons de mesurer le VPD au sein même de la litière, sur la litière et à une certaine hauteur inférieure à 1,2 mètres au sein de la végétation (Kahl & Gray, 2023). Ainsi ces trois mesures permettraient de déterminer les variables microclimatiques représentant les différentes zones de persistance d'*I. ricinus*. Cette idée s'inscrirait dans la continuité de l'étude de Boehnke et al. (2017) qui ont mesuré l'humidité de manière continue sur 3 ans au sein de la litière, à 50 cm du sol et à 2m de hauteur. Cependant leur étude ne s'intéressait qu'aux conditions microclimatiques ressenties par les tiques et n'abordait pas à la relation entre ces conditions et la litière. Ces données, mises en relation avec la quantité de la litière, permettraient d'établir un potentiel seuil de quantité de litière garantissant des conditions microclimatiques stables nécessaire à l'activité et à la survivabilité des tiques. Ce seuil pourrait dépendre des conditions microclimatiques du sous-étage forestier. Lorsque ces conditions montrent une trop grande variation, une certaine quantité de litière est nécessaire pour garantir l'activité des tiques.

Finalement nos résultats suggèrent que la quantité de litière varie en grande partie en raison du type d'essences et de la localisation des sites d'études. Ces résultats peuvent inciter à étendre cette étude dans différents lieux boisés, qui présentent des modèles de gestions sylvicoles différents de ceux appliqués au sein du bois de Lauzelle. Ceci pourrait permettre d'identifier l'influence des modèles de gestion sylvicole sur la quantité de litière mais également sur le VPD des différents sites d'étude, et par conséquent l'interaction de ces deux paramètres par rapport à l'abondance de nymphes.

7. Conclusion

La litière est un facteur majeur dans la dynamique d'activité d'*Ixodes ricinus*. Elle garantit un habitat propice à la survivabilité et à l'activité de la tique. Cette capacité est fonction de la masse et de l'épaisseur de la litière qui induit un taux d'humidité élevé.

Les analyses descriptives suggèrent la confirmation de notre première hypothèse de travail et indiquent que la quantité de litière varie en fonction des types de gestion sylvicole et de la localisation des sites d'étude. Cependant la faible quantité de sites étudiés ne permet pas d'obtenir des résultats statistiquement significatifs. Cette quantité de litière est variable selon les essences forestières présentes, pour lesquelles l'apport organique et la vitesse de décomposition peut différer.

La nombre restreint de sites ne permet également pas d'affirmer l'influence positive supposée de la quantité de litière sur l'abondance de nymphes. Néanmoins cette influence positive se confirme pour une analyse interannuelle lors du retrait d'un site d'étude présentant une abondance très importante. Ce résultat est cependant grandement discutable du fait que la litière a été considérée comme fixe pour chaque site d'étude indépendamment de la saison et de l'année.

Conformément à notre troisième hypothèse, nos résultats montrent que l'interaction entre la quantité de litière et le VPD influence l'abondance de nymphes. Un site d'étude présentant une masse importante de litière garantirait l'activité de la tique malgré une augmentation du VPD qui lui est pourtant défavorable. La litière montre donc un rôle de refuge lors de périodes de stress hydrique.

Dans un contexte de changement climatique, l'évolution vers des forêts mixtes et à complexité structurelle est favorisée. Nos conclusions suggèrent que ces modes de gestion pourraient favoriser les populations d'*I. ricinus* en stabilisant la litière, ce qui offrirait des habitats favorables à l'activité des tiques.

Nos résultats présentent cependant une limite méthodologique en raison de la faible quantité de sites échantillonnés. Il serait intéressant de continuer cette étude sur un plus grand nombre de sites présentant des caractéristiques différentes. De même, il serait pertinent de s'intéresser à la quantité de litière de manière temporelle afin de mieux comprendre la dynamique de l'impact de la litière sur la population de tiques.

Bibliographie

- Baudry, O. (2015). *Bois de Lauzelle : Plan d'aménagement 2015–2035*. Université catholique de Louvain.
- Blache, N., Chalvet-Monfray, K., Déprés, C., & Morand, S. (2025). A scoping review of the impacts of forest cover dynamics on acari-borne diseases : Beyond forest fragmentation. *Heliyon*, 11(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2025.e41893>
- Boehnke, D., Gebhardt, R., Petney, T., & Norra, S. (2017). On the complexity of measuring forests microclimate and interpreting its relevance in habitat ecology : The example of Ixodes ricinus ticks. *Parasites & Vectors*, 10(1), 549. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2498-5>
- Bourdin, A., Bord, S., Durand, J., Galon, C., Moutailler, S., Scherer-Lorenzen, M., & Jactel, H. (2022). Forest Diversity Reduces the Prevalence of Pathogens Transmitted by the Tick Ixodes ricinus. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.891908>
- Bourdin, A., Dokhela, T., Bord, S., van Halder, I., Stemmelen, A., Scherer-Lorenzen, M., & Jactel, H. (2023). Forests harbor more ticks than other habitats : A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 541, 121081. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121081>
- Bruxelles environnement. (2020). *La fougère aigle*. https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/IF_biodiversite_Fougere_aigle_DEF_FR.pdf
- Daniel, M., Malý, M., Danielová, V., Kříž, B., & Nuttall, P. (2015). Abiotic predictors and annual seasonal dynamics of Ixodes ricinus, the major disease vector of Central Europe. *Parasites & Vectors*, 8(1), 478. <https://doi.org/10.1186/s13071-015-1092-y>
- Dyderski, M. K., Paź-Dyderska, S., Jagodziński, A. M., & Puchałka, R. (2025). Shifts in native tree species distributions in Europe under climate change. *Journal of Environmental Management*, 373, 123504. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123504>
- Estrada-Peña, A., Gray, J., Kahl, O., Lane, R., & Nijhof, A. (2013). Research on the ecology of ticks and tick-borne pathogens—Methodological principles and caveats. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 3, 29. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2013.00029>
- European Centre for Disease Prevention and Control and European Food Safety Authority. (2023, novembre 20). *Ixodes ricinus - current known distribution : October 2023*. ECDC. Tick Maps. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/ixodes-ricinus-current-known-distribution-october-2023>
- Fahey, R. T., Alvares, B. C., Burton, J. I., D'Amato, A. W., Dickinson, Y. L., Keeton, W. S., Kern, C. C., Larson, A. J., Palik, B. J., Puettmann, K. J., Saunders, M. R., Webster, C. R., Atkins, J. W., Gough, C. M., & Hardiman, B. S. (2018). Shifting conceptions of complexity in forest management and silviculture. *Forest Ecology and Management, Special issue on Linking basic and applied research in North American forest ecosystems – the 11th North American Forest Ecology Workshop*, 421, 59-71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.011>
- Fuertes, A., Moreno-Fernández, D., Jankowski, P. A., Alberdi, I., Adame, P., González, I., Cañellas, I., & Oliveira, N. (2025). Drivers of litter dynamics across Spanish forests : An assessment using ICP-forests Level I monitoring data. *Forest Ecology and Management*, 596, 123061. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123061>

- Gillerot, L., Landuyt, D., Oh, R. R. Y., Chow, W., Haluza, D., Ponette, Q., Jactel, H., Bruelheide, H., Jaroszewicz, B., Scherer-Lorenzen, M., Frenne, P., Muys, B., & Verheyen, K. (2022). Forest structure and composition alleviate human thermal stress. *Global Change Biology*, 28, 7340-7352. <https://doi.org/10.1111/gcb.16419>
- Gray, J., Kahl, O., & Zintl, A. (2021). What do we still need to know about *Ixodes ricinus*? *Ticks and Tick-borne Diseases*, 12(3), 101682. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101682>
- Gray, J. S., Kahl, O., Lane, R. S., Levin, M. L., & Tsao, J. I. (2016). Diapause in ticks of the medically important *Ixodes ricinus* species complex. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 7(5), 992-1003. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2016.05.006>
- *Introduction, définitions—eADCF – Savoir-faire en production fourragère*. (s. d.). Consulté 18 mai 2026, à l'adresse <https://www.eagff.ch/fr/connaître-les-plantes-des-prairies/graminees/stades-de-developpement/introduction-definitions>
- Jabiol, B., Brêthes, A., Brun, J.-J., Ponge, J.-F., & Toutain, F. (1994). Une classification morphologique et fonctionnelle des formes d'humus : Propositions du Référentiel Pédologique 1992. *Revue forestière française*, 46(2), 152-166. <https://doi.org/10.4267/2042/26527>
- Jabiol, B., Brêthes, A., Brun, J.-J., Ponge, J.-F., & Toutain, F. (2009). Une classification morphologique et fonctionnelle des formes d'humus : Propositions du référentiel pédologique 1992. *Revue Forestière Française*, 46, 152-166. <https://doi.org/10.4267/2042/26527>
- Jabiol, B., Brêthes, A., Ponge, J.-F., Toutain, F., & Brun, J.-J. (2007). *L'humus sous toutes ses formes, deuxième édition*.
- Jacquemart, A.-L., Lutts, S., & Quinet, M. (s. d.). Règne végétal. *Biologie végétale*. Consulté 22 mai 2026, à l'adresse <https://biologievegetale.be/regne-vegetal/>
- Jagodziński, A. M., Dyderski, M. K., Rawlik, K., & Kałna, B. (2016). Seasonal variability of biomass, total leaf area and specific leaf area of forest understory herbs reflects their life strategies. *Forest Ecology and Management*, 374, 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.050>
- Kahl, O., & Gray, J. S. (2023). The biology of *Ixodes ricinus* with emphasis on its ecology. *Ticks and Tick-borne Diseases*, 14(2), 102114. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2022.102114>
- Knap, N., Durmiš, E., Saksida, A., Korva, M., Petrovec, M., & Avšič-Županc, T. (2009). Influence of climatic factors on dynamics of questing *Ixodes ricinus* ticks in Slovenia. *Veterinary Parasitology*, 164(2), 275-281. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2009.06.001>
- Krishna, M. P., & Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems : A review. *Energy, Ecology and Environment*, 2(4), 236-249. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>
- Lewis, S. L., & Maslin, M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171-180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>
- Liu, C., Westman, C. J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G. Z., Man, R., & Ilvesniemi, H. (2004). Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 13(2), 105-114. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x>
- Nachtergale, L., Ghekiere, K., De Schrijver, A., Muys, B., Luyssaert, S., & Lust, N. (2002). Earthworm biomass and species diversity in windthrow sites of a temperate lowland forest. *Pedobiologia*, 46(5), 440-451. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00151>
- Neumann, M., Ukonmaanaho, L., Johnson, J., Benham, S., Vesterdal, L., Novotný, R., Verstraeten, A., Lundin, L., Thimonier, A., Michopoulos, P., & Hasenauer, H. (2018). Quantifying

Carbon and Nutrient Input From Litterfall in European Forests Using Field Observations and Modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 784-798.
<https://doi.org/10.1029/2017GB005825>

- Park, H.-T., Hattori, S., & Tanaka, T. (1998). Development of a numerical model for evaluating the effect of litter layer on evaporation. *Journal of Forest Research*, 3(1), 25-33.
<https://doi.org/10.1007/BF02760289>
- Perret, J.-L., Guigoz, E., Rais, O., & Gern, L. (2000). Influence of saturation deficit and temperature on *Ixodes ricinus* tick questing activity in a Lyme borreliosis-endemic area (Switzerland). *Parasitology Research*, 86(7), 554-557. <https://doi.org/10.1007/s004360000209>
- Pörtner, H.-O., Roberts, D., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., Rama, B., Belling, D., Dieck, W., Götze, S., Kersher, T., Mangele, P., Maus, B., Mühle, A., & Weyer, N. (2022). *Climate Change 2022 : Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
<https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Putuhen, W. M., & Cordery, I. (1996). Estimation of interception capacity of the forest floor. *Journal of Hydrology*, 180(1), 283-299. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02883-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02883-8)
- Randolph, S., & Storey, K. (1999). Impact of Microclimate on Immature Tick-Rodent Host Interactions (Acari : Ixodidae): Implications for Parasite Transmission. *Journal of medical entomology*, 36, 741-748. <https://doi.org/10.1093/jmedent/36.6.741>
- Rousseau, R., Mori, M., Kabamba, B., & Vanwambeke, S. O. (2024). Tick abundance and infection with three zoonotic bacteria are heterogeneous in a Belgian peri-urban forest. *Experimental and Applied Acarology*, 93(1), 49-69. <https://doi.org/10.1007/s10493-024-00919-2>
- Staelens, J., Nachtergale, L., De Schrijver, A., Vanhellemont, M., Wuyts, K., & Verheyen, K. (2011). Spatio-temporal litterfall dynamics in a 60-year-old mixed deciduous forest. *Annals of Forest Science*, 68(1), 89-98. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0010-5>
- Tack, W., Madder, M., Baeten, L., Vanhellemont, M., Gruwez, R., & Verheyen, K. (2012). Local habitat and landscape affect *Ixodes ricinus* tick abundances in forests on poor, sandy soils. *Forest Ecology and Management*, 265, 30-36. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.028>
- Tack, W., Madder, M., De Frenne, P., Vanhellemont, M., Gruwez, R., & Verheyen, K. (2011). The effects of sampling method and vegetation type on the estimated abundance of *Ixodes ricinus* ticks in forests. *Experimental and Applied Acarology*, 54(3), 285-292. <https://doi.org/10.1007/s10493-011-9444-6>
- Tagliapietra, V., Rosà, R., Arnoldi, D., Cagnacci, F., Capelli, G., Montarsi, F., Hauffe, H. C., & Rizzoli, A. (2011). Saturation deficit and deer density affect questing activity and local abundance of *Ixodes ricinus* (Acari, Ixodidae) in Italy. *Veterinary Parasitology*, 183(1), 114-124. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2011.07.022>
- Vacek, Z., Cukor, J., Vacek, S., Václavík, T., Kybicová, K., Bartoška, J., Mahlerová, K., & Molina, S. M. (2023). Effect of forest structures and tree species composition on common tick (*Ixodes ricinus*) abundance—Case study from Czechia. *Forest Ecology and Management*, 529, 120676. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120676>
- Vanroy, T., Martel, A., Baeten, L., Fonville, M., Lens, L., Pasmans, F., Sprong, H., Strubbe, D., Van Gestel, M., & Verheyen, K. (2024). The effect of forest structural complexity on tick-borne

pathogens in questing ticks and small mammals. *Forest Ecology and Management*, 562, 121944. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121944>

- Vanwambeke, S. O., Šumilo, D., Bormane, A., Lambin, E. F., & Randolph, S. E. (2010). Landscape Predictors of Tick-Borne Encephalitis in Latvia : Land Cover, Land Use, and Land Ownership. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 10(5), 497-506. <https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0116>
- Vechtova, P., Fussy, Z., Cegan, R., Sterba, J., Erhart, J., Benes, V., & Grubhoffer, L. (2020). Catalogue of stage-specific transcripts in Ixodes ricinus and their potential functions during the tick life-cycle. *Parasites & Vectors*, 13(1), 311. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04173-4>
- Wang, Q., Wang, S., & Huang, Y. (2008). Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. *Forest Ecology and Management*, 255(3), 1210-1218. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.026>
- Zagyvai-Kiss, K. A., Kalicz, P., Szilágyi, J., & Gribovszki, Z. (2019). On the specific water holding capacity of litter for three forest ecosystems in the eastern foothills of the Alps. *Agricultural and Forest Meteorology*, 278, 107656. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107656>
- Zalasiewicz, J., Adeney Thomas, J., Waters, C. N., Turner, S., & Head, M. J. (2024). The meaning of the Anthropocene : Why it matters even without a formal geological definition. *Nature*, 632(8027), 980-984. <https://doi.org/10.1038/d41586-024-02712-y>
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement : A review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., & Zhou, G. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems : Global patterns and controlling factor. *Journal of Plant Ecology*, 1. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>
- Zhu, X., Liu, W., Chen, H., Deng, Y., Chen, C., & Zeng, H. (2019). Effects of forest transition on litterfall, standing litter and related nutrient returns : Implications for forest management in tropical China. *Geoderma*, 333, 123-134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.023>

Annexes

Annexe 1 :

Le code et les données utilisées dans le cadre de ce mémoire sont disponibles sur ce lien
Github : https://github.com/Mageratucl/Magerat_66261700_2026.git

Annexe 2 :





Annexe 2 : Photographies des sites d'étude lors de la première récolte (Avril) et lors de la 4^{ème} récolte (Juillet)

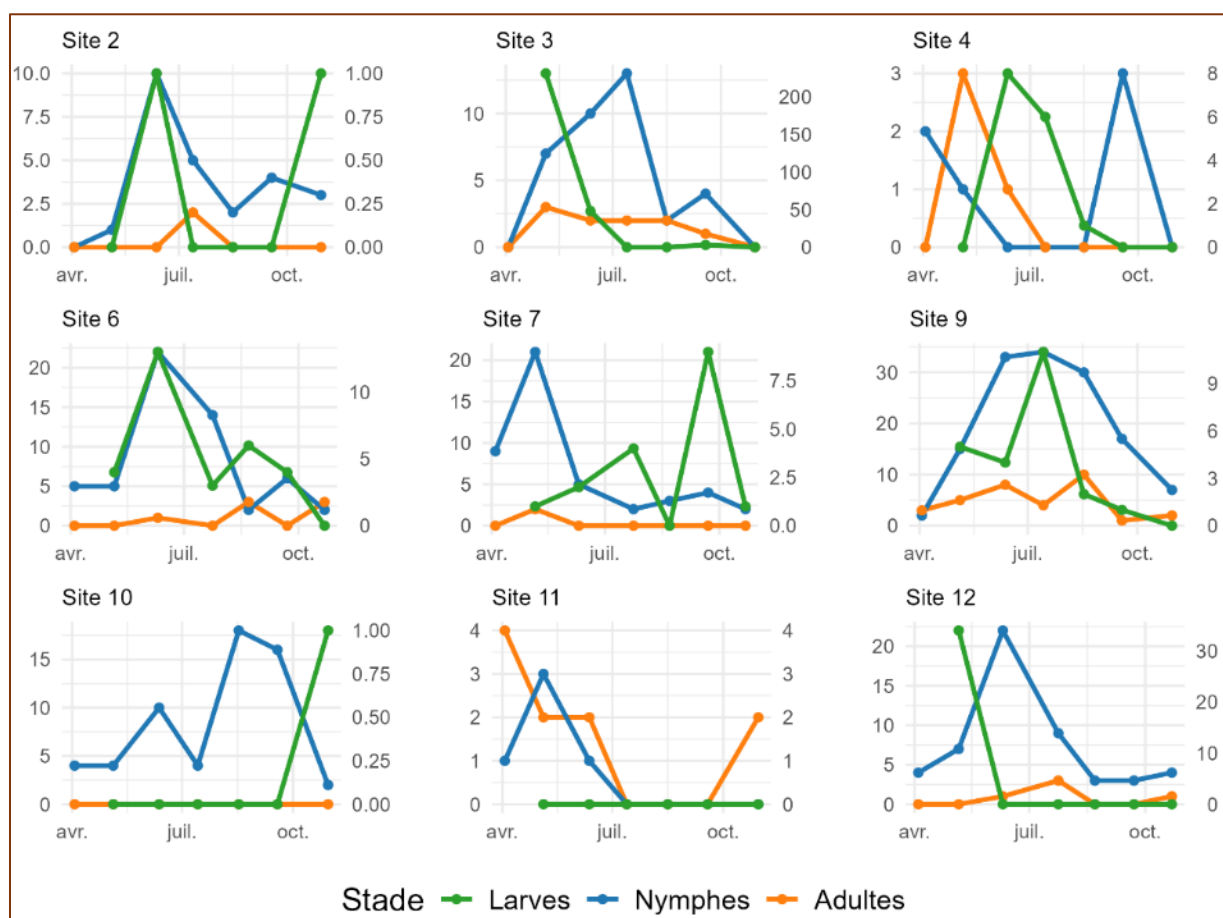
Annexe 3 :





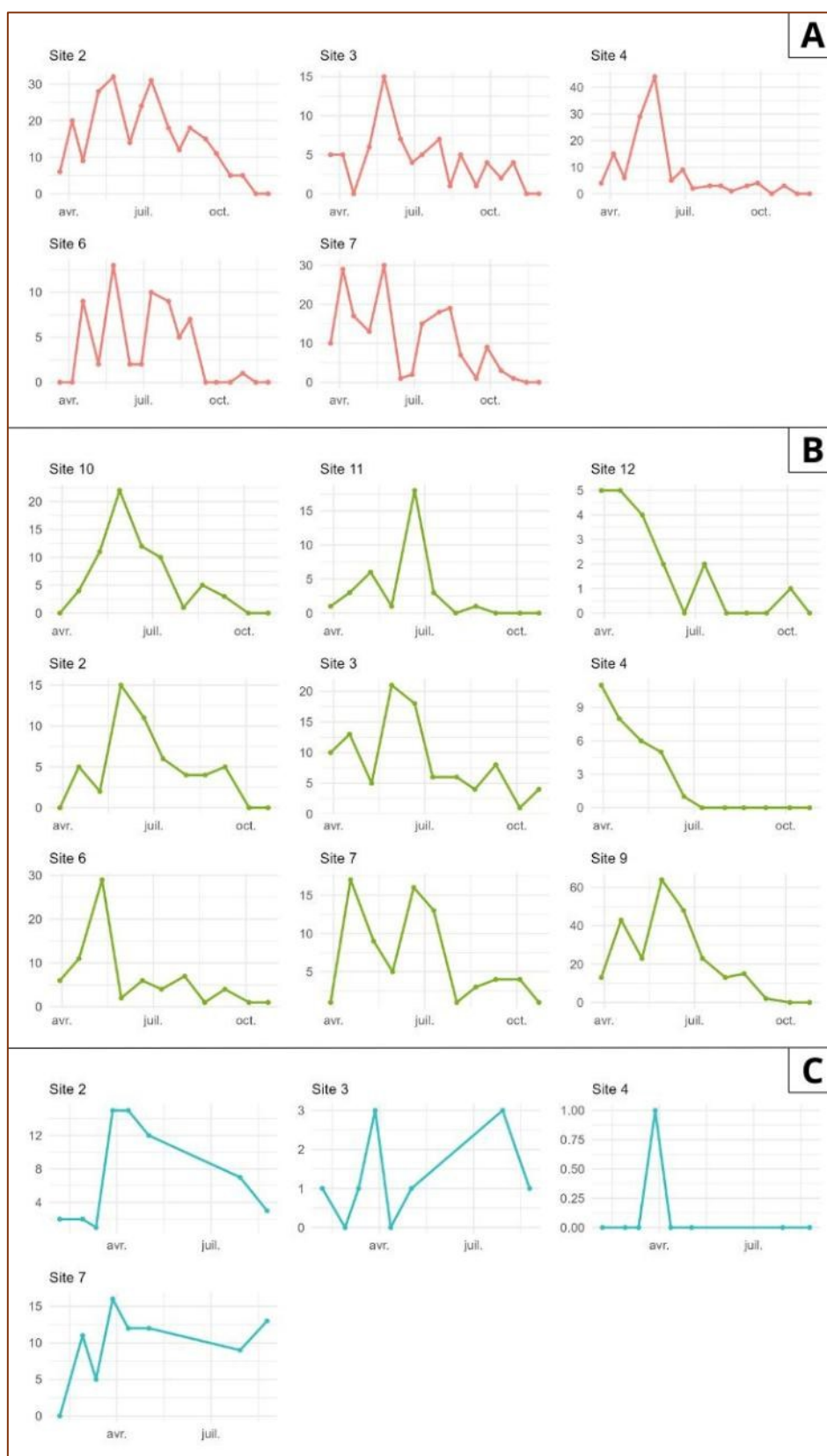
Annexe 3 : Quadrats des différents sites d'étude

Annexe 4 :



Annexe 4 : Variation d'abondance des trois stades de développement d'*Ixodes ricinus* selon les périodes de récolte pour chaque site d'étude

Annexe 5 :



Annexe 5 : Variation d'abondance de nymphes selon les périodes de récolte pour chaque site d'étude pour l'année de récolte 2016 **(A)** pour l'année de récolte 2018 **(B)** et pour l'année de récolte 2024 **(C)**

Contact

Si vous désirez me contacter afin d'obtenir plus d'informations sur la réalisation de ce mémoire, voici mes coordonnées :

Numéro de téléphone : +32 479 74 79 01

Adresse électronique : alexandremagerat@gmail.com

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des sciences

Place des sciences, 2 bte L6.06.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/sc