

Faculté des sciences

Quel est le rôle des cerfs élaphe (*Cervus elaphus*) sur l'abondance et la distribution des tiques *Ixodes ricinus* sur l'île de South Uist?

Conceptualisation du *South Uist Model* (SUM)

Auteur : **Valentin Charlier**

Promotrices : **Prof. Caroline Millins, Prof. Sophie Vanwambeke**

Lectrice : **Prof. Marie-Laurence De Keersmaecker**

Année académique 2020-2021

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

Je me souviendrai toujours des paroles d'une de mes enseignantes : « Le mémoire ? Vous allez au moins pleurer deux fois au cours de sa réalisation ... ». Encourageant, motivant, tout ce dont un étudiant à besoin. Heureusement, malgré les doutes, l'anxiété et les heures de travail acharné, cela ne m'est pas arrivé grâce à certaines personnes que je souhaite remercier.

Merci Emile de m'avoir montré à quoi ressemblait un mémoire et de ne m'avoir jamais lâché quand j'en avais besoin et d'être en train de relire mon mémoire.

Merci au Great White Shark, à GOS et KSC de m'avoir si souvent inspiré en me faisant comprendre que la qualité primait sur la quantité et ce pour tous les aspects de la vie.

Merci à Harmony de m'avoir accompagné dans cette dure épreuve durant l'été et d'avoir toujours été là pour me motiver à avancer.

Merci à mes cokoteurs Carla, Charles, Nicolas, Victor et sa belle Lucie de m'avoir soutenu pendant l'été.

Merci à ma maman et ma sœur de me soutenir même si je suis presque sûr qu'elles ignorent quel est le sujet de mon mémoire.

Merci à Cécile pour sa relecture et ses commentaires toujours teintés d'humour.

Un grand merci à ma promotrice Caroline Millins pour sa disponibilité, ses conseils et ses encouragements tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Et finalement un tout grand merci à ma promotrice Sophie Vanwambeke de m'avoir guidé, encouragé et motivé dans les périodes les plus difficiles comme dans les autres. La réalisation de ce mémoire n'aurait pas pu se faire sans ses conseils et encouragements pour me pousser jusqu'au bout.

Valentin Charlier

16 Aout 2021

Table des matières

1	Introduction.....	1
2	Revue de la littérature.....	3
2.1	La borréliose de Lyme	3
2.1.1	Transmission de la borréliose de Lyme	3
2.1.2	Exposition humaine à la borréliose de Lyme	4
2.1.3	Incidence de la borréliose de Lyme.....	5
2.2	<i>Ixodes ricinus</i>	5
2.2.1	Description	5
2.2.2	Distribution.....	6
2.3	Rôles des cervidés.....	10
2.4	Mesures de préventions contre la borréliose de Lyme.....	11
2.4.1	Adoption de comportements individuels préventifs	11
2.4.2	Reduction des populations de tiques dans l'environnement	11
2.5	Modèles existants	14
2.6	Zone d'étude : South Uist Island	15
3	Matériels et méthodologie.....	16
3.1	Objectif du mémoire	16
3.2	Données et software utilisés.....	16
3.3	Conceptualisation et description du <i>South Uist Model</i>	17
3.3.1	Fonctionnement générale du <i>South Uist Model</i>	17
3.3.2	Description de l'automate cellulaire du <i>South Uist Model</i>	18
3.3.3	Description des agents du <i>South Uist Model</i>	20
3.3.4	Interactions entre les agents et leur environnement dans le <i>South Uist Model</i> 23	
3.3.5	Description des scénarios de gestions du <i>South Uist Model</i>	27
3.4	Analyse des résultats	29
4	Résultats	30
4.1	Analyse de sensibilité du <i>South Uist Model</i>	30
4.1.1	Variabilité interne du <i>South Uist Model</i>	30
4.1.2	Sensibilité des tiques <i>Ixodes ricinus</i>	31
4.1.3	Sensibilité du bétail	32
4.1.4	Sensibilité des hôtes alternatifs	32
4.1.5	Sensibilité des cerfs élaphe	33
4.2	Résultats des scénarios	34

4.2.1	Scénario 1 : Réduction de la population de cerfs élaphe	34
4.2.2	Scénario 2 : Exclusion des populations de cerfs élaphe	35
4.2.3	Scénario 3 : Traitements du bétail avec des acaricides	36
4.2.4	Scénario 4 : Application de multiples mesures	37
4.3	Comparaison des scénarios 1 et 2	37
4.4	Comparaison des scénarios 0,3 et 4	38
5	Discussion	40
5.1	Discussion des résultats	40
5.1.1	Scénario 1 : Réduction des populations de cerfs élaphe	40
5.1.2	Scénario 2 : Exclusion des populations de cerfs élaphe	41
5.1.3	Scénario 3 : Traitements du bétail avec des acaricides	43
5.1.4	Scénario 4 : Application de multiples mesures	43
5.1.5	Applicabilité des mesures à l'île de South Uist	44
5.2	Limites du <i>South Uist Model</i>	45
5.2.1	Disponibilités des données	45
5.2.2	Software <i>NetLogo</i>	45
5.3	Pistes d'améliorations du <i>South Uist Model</i>	46
5.3.1	Inclure la dynamique des populations	46
5.3.2	Inclure une plus large gamme de mouvements pour les agents	46
5.3.3	Inclure des mesures d'aménagements du territoire	47
5.3.4	Validation du modèle	48
5.4	Apports du <i>South Uist Model</i>	48
6	Conclusion	49
	Références	51
7	Liste des tableaux et figures	58
8	Annexes	iii
	Annexe 1 : Table de résultats <i>South Uist Model</i>	iv
	Annexe 2 : Distribution spatiale des tiques dans le <i>South Uist Model</i>	viii
	Annexe 3 : Evolution de la densité moyenne de tiques du <i>South Uist Model</i>	xii
	Annexe 4 : Cartographie des résultats du <i>South Uist Model</i>	xiii
	Annexe 5: Code <i>NetLogo</i> du <i>South Uist Model</i>	xxii

CHAPITRE 1

Introduction

Depuis plusieurs années, l'humanité fait face à l'émergence de plus en plus fréquente de zoonoses dans plusieurs régions du monde, soulignant la nécessité de comprendre les mécanismes sous-jacents responsables de l'apparition, la propagation et la persistance de ces maladies dans l'environnement, mais aussi de mettre en place des stratégies réduisant efficacement la transmission de maladie entre l'homme, l'environnement et la faune sauvage (Vercauteren *et al.*, 2006 ; Hartemink *et al.*, 2014).

Parmi ces maladies, l'émergence de la borréliose de Lyme a pu être observée dans de nombreuses régions d'Europe et d'Amérique du Nord ou elle n'était pas présente auparavant (Killpatrick *et al.*, 2017 ; Millins *et al.*, 2017). Cette maladie à vecteur est causée par la transmission du spirochète *Borrelia Burgdorferi sensu lato* via des arthropodes qui la transmettent à l'être humain. En Europe, le principal vecteur de la borréliose de Lyme est la tique *Ixodes ricinus* (Jahfari *et al.*, 2017 ; Killpatrick *et al.*, 2017). De nombreuses études indiquent que l'émergence de cette maladie correspond à un changement dans l'abondance et la distribution des tiques (Nicholson & Mather, 1996 ; Scharlemann *et al.*, 2008).

L'étude de la tique *I. ricinus* et des stratégies visant à réduire leur abondance et leur distribution est devenu une problématique primordiale sur le plan sanitaire dans de nombreuses régions faisant face à l'émergence de la borréliose de Lyme.

Depuis deux décennies, l'abondance et la distribution des tiques *I. ricinus* dans l'environnement ont évolué avec une augmentation importante en Europe et plus particulièrement au Royaume-Uni (Fletcher & Baines, 2017). Cette évolution est provoquée par de nombreux facteurs comme les changements climatiques, les mesures d'aménagement du territoire et la disponibilité en hôtes dans l'environnement. En effet, la survie des tiques dans l'environnement dépend de facteurs abiotiques comme les températures et l'humidité relative mais aussi de facteurs biotiques tels que la couverture végétale et la présence d'espèces servant d'hôtes aux tiques (EstradaPeña *et al.*, 2006 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

Les tiques *I. ricinus* se nourrissent sur une large gamme d'hôtes allant de petits mammifères, oiseaux, reptiles à des animaux plus grands tels que les animaux d'élevage et les cervidés (Fletcher & Baines, 2017 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Parmi ces espèces, les cervidés nourrissent de nombreuses tiques adultes et sont en Europe le principal hôte de reproduction des tiques adultes femelles. Le rôle de ces ongulés est donc primordial pour maintenir les tiques *I. ricinus* dans l'environnement et plusieurs études indiquent que l'abondance de tiques est favorisée par une densité élevée de cervidés dans plusieurs régions d'Europe (Killpatrick *et al.*, 2014 ; Millins *et al.*, 2017).

L'importance que jouent les cervidés dans le cycle de vie des tiques *I. ricinus* peut être utilisée par les autorités publiques pour réguler la densité de tiques dans l'environnement via la mise en place de stratégies de gestion des populations de cervidés. En effet, réduire le nombre de cervidés ou modifier leurs déplacements grâce à la mise en place de zones clôturées

permettraient de réduire l'abondance et la distribution des tiques dans l'environnement. En modifiant la densité de cervidés il serait dès lors possible de réduire l'incidence de la borréliose de Lyme dans plusieurs régions (Killpatrick et al., 2014 ; Millins et al., 2017).

Cependant la relation entre l'abondance de cervidés et des tiques *I. ricinus* ainsi que l'impact de ces stratégies de gestion est encore aujourd'hui mal quantifié et nécessite d'être plus exploré (Millins et al., 2021).

Afin de mieux comprendre le rôle joué par les cervidés sur l'abondance et la distribution des tiques, cette étude va s'intéresser au cas particulier de l'île de South Uist dont l'abondance de tiques serait liée à la présence de cerfs élaphe (*Cervus elaphus*).

Depuis plusieurs années, l'île présente une émergence particulièrement importante de cas de borréliose de Lyme. Cette émergence est d'autant plus intéressante qu'elle survient dans un écosystème composé essentiellement de paysages ouverts de prairies, bruyères et tourbières dépourvues de zone boisées. Malgré l'absence de cet environnement favorable au tiques *I. ricinus*, l'île présente une abondance de tique et une prévalence de la borréliose de Lyme aussi élevée que dans certaines zones forestières d'Ecosse (Millins et al., 2021).

L'émergence de la borréliose de Lyme sur l'île de South Uist et l'augmentation de l'abondance de tiques coïncideraient avec un changement de densité et de distribution des cerfs élaphe au cours des trente dernières années. En effet, plusieurs observations indiquent une présence plus importante de cervidés à proximité des zones résidentielles ou l'incidence de la borréliose de Lyme a augmenté. La mise en place de mesures de gestion des cerfs élaphe sur l'île pourraient permettre de réduire l'abondance de tiques et l'incidence de la borréliose de Lyme. (Millins et al., 2021).

Pour évaluer l'impact de ces mesures, un modèle sur l'île de South Uist est conceptualisé et analysé dans ce mémoire.

Plusieurs modèles ont déjà été utilisés pour étudier la dynamique des populations de tiques mais la plupart d'entre eux se focalisaient sur l'impact des conditions environnementales sur l'abondance des tiques et très peu se sont intéressés à l'impact des stratégies de gestion des cervidés pour réguler les populations de tiques dans l'environnement.

L'objectif est donc de conceptualiser et d'implémenter un modèle s'intéressant à l'impact de ces mesures de gestion sur la densité de tiques *I. ricinus* sur l'île de South Uist. Le South Uist Model conceptualisé est un modèle multi-agent qui étudie plusieurs scénarios de gestion visant à réduire l'abondance et la distribution des tiques dans l'environnement. Ce modèle s'articule autour de la question de recherche suivante : « Quel est le rôle des cerfs élaphe sur l'abondance et la distribution des tiques *I. ricinus* sur l'île de South Uist ? ».

Le chapitre 2 présente une revue de la littérature exhaustive reprenant des informations importantes sur la borréliose de Lyme, la tique *I. ricinus*, le rôle des cervidés, les différentes mesures de gestion des populations de tiques et les modèles déjà existants sur le sujet.

Le chapitre 3 présente la méthodologie utilisée et une description détaillée de la conceptualisation du *South Uist Model* et de son fonctionnement.

Le chapitre 4 présente les différents résultats obtenus par le modèle et le chapitre 5 une discussion détaillée de ces résultats ainsi que des pistes d'améliorations potentielles.

CHAPITRE 2

Revue de la littérature

2.1 La borréliose de Lyme

La borréliose de Lyme est l'une des maladies à vecteur les plus répandues dans les régions tempérées de l'hémisphère nord et plus particulièrement en Europe et en Amérique du Nord (Gray, 1998 ; James *et al.*, 2012 ; Aenishaenslin *et al.*, 2015a). Cette zoonose est induite par un spirochète (bactérie) appartenant au complexe d'espèce *borrelia burgdorferi sensu lato* (Bbsl) et est majoritairement transmise à l'être humain au travers des morsures de tiques appartenant à l'espèce *Ixodes ricinus* (James *et al.*, 2012; Jahfari *et al.*, 2017 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

Les tiques sont des vecteurs importants de maladies grâce à leur capacité de transmettre un grand nombre de pathogènes aux animaux comme aux hommes (Gillingham *et al.*, 2020). Dans l'hémisphère nord, il existe ainsi une très forte corrélation entre le nombre de cas recensés de borréliose de Lyme chez l'humain et l'abondance locale de tiques (Nicholson & Mather, 1996 ; Scharlemann *et al.*, 2008).

Seuls quatre espèces de tiques sont vecteurs pour la transmission des spirochètes de la maladie de Lyme aux humains : *I. ricinus* (Europe), *Ixodes scapularis* (Amérique du Nord orientale), *Ixodes pacificus* (Amérique du Nord occidentale) et *Ixodes persulcatus* (Asie). Dans la plupart des cas, une seule de ces espèces est responsable de la majorité des infections chez l'homme dans une région endémique (Killpatrick *et al.*, 2017). En effet en, Europe, la tique *I. ricinus* est le vecteur principal de la borréliose de Lyme (Mannelli *et al.*, 2012).

2.1.1 Transmission de la borréliose de Lyme

Le cycle de transmission de la spirochète Bbsl est un processus complexe qui dépend à la fois de la présence en suffisance de vecteurs et d'hôtes réservoirs compétents pour le spirochète (James *et al.*, 2012). Plus la densité de vecteurs est importante, plus le risque de transmission du pathogène est élevée (Gray, 1998 ; Jones *et al.*, 2014).

La transmission du pathogène se produit essentiellement par une transmission transstadiale .via des tiques se nourrissant sur des hôtes compétents qui vont transmettre le pathogène à d'autres tiques lorsqu'elles s'y nourrissent (Millins *et al.*, 2017). Une tique *I. ricinus* met plusieurs jours pour effectuer son repas durant lequel les spirochètes Bbsl vont se multiplier dans son système intestinal (Pal & Fikrig, 2003).

Bien que moins fréquentes, des transmissions transovariales (héréditaires) et les processus de *cofeeding* peuvent contribuer à la transmission du pathogène dans certaines circonstances (Millins *et al.*, 2017). Le *cofeeding* étant défini comme la transmission d'un pathogène d'une tique à une autre lorsqu'elles se nourrissent simultanément sur un hôte sans que celui-ci ne soit systématiquement infecté (Piesman & Gern, 2004 ; Mannelli *et al.*, 2012 ; James *et al.*, 2014). Cette propriété de *cofeeding* permet à certaines espèces d'hôtes incompetents de contribuer au cycle de transmission du pathogène (Mannelli *et al.*, 2012).Cependant, le

cofeeding reste un facteur de transmission de pathogène relativement peu significatif (Millins *et al.*, 2016).

Les hôtes jouent un rôle prépondérant dans le cycle de transmission du spirochète. En effet, ils permettent de réunir simultanément des tiques infectées et saines qui se nourrissent sur eux, favorisant ainsi la transmission du pathogène (Jahfari *et al.*, 2017). La prévalence du Bbsl dépend de la densité d'hôtes compétents qui transmettent le pathogène et de la densité d'hôtes de reproduction qui nourrissent les tiques sans pour autant permettre la transmission du pathogène (Jaenson & Tälleklint, 1992 ; Gray, 1998 ; Millins *et al.*, 2016).

Les hôtes de reproduction sont des espèces permettant aux tiques adultes de se nourrir et aux tiques adultes femelles de se reproduire. Généralement, ces hôtes ne permettent pas la transmission du pathogène bien que certains cas de *cofeeding* aient pu être détectés (Gray, 1998 ; Piesman & Gern, 2004).

Les hôtes réservoirs ou compétents sont des espèces qui participent significativement à la circulation et la propagation du spirochète dans l'environnement. En effet, lorsqu'une tique infectée par le pathogène Bbsl se nourrit sur un hôte réservoir, elle lui transmet le spirochète qui se diffuse, se multiplie et survit au sein de cet hôte (Gern *et al.*, 1998 ; Gray, 1998).

2.1.2 Exposition humaine à la borréliose de Lyme

A l'échelle locale, le risque d'infections chez l'être humain dépend de leurs interactions avec l'environnement et la distribution spatiale des tiques (Lambin *et al.*, 2010 ; Vanwambeke *et al.*, 2010). Plusieurs facteurs peuvent favoriser ces interactions et augmenter le risque d'exposition humaine.

Premièrement, l'accessibilité à des zones boisées augmente le risque d'exposition (Lambin *et al.*, 2010 ; Vanwambeke *et al.*, 2010). Les forêts sont des zones à haut risque pour la borréliose de Lyme car elles possèdent une abondance élevée de vecteurs et d'hôtes transmettant le pathogène. La prévalence de la maladie diminue lorsque la distance aux forêts augmente (Glass *et al.*, 1995).

Deuxièmement, la pratique d'activités récréatives ou de gestions forestières (récolte du bois, élagage, aménagement du territoire) augmente le nombre d'interactions entre les tiques et les êtres humains (Vanwambeke *et al.*, 2010). Ces activités ayant tendance à augmenter dans des zones où l'infestation de tiques est élevée (Nicholson & Mather, 1996 ; Piesman & Gern, 2004). Ainsi, la majorité des cas décelés chez les humains se produisent en été car les populations ont plus d'activités en extérieur quand le temps est plus favorable, augmentant le risque d'exposition aux tiques lors de promenades en nature (Slack *et al.*, 2011).

Troisièmement, l'émergence de maladies à vecteur dans une région peut être affectée par des changements politiques et économiques qui peuvent influencer le comportement des habitants et leurs interactions avec la nature. La privatisation de certaines zones forestières permet de réduire les risques en limitant l'accessibilité à des zones favorables aux tiques (Lambin *et al.*, 2010).

La majorité des cas détectés de borréliose de Lyme chez l'être humain sont dus à des morsures de tiques au stade nymphal. En effet, la prévalence du pathogène est proche de 0 au stade larvaire et sa transmission transovariale est quasiment nulle. De plus, la taille plus imposante des tiques au stade adulte fait qu'elles sont plus facilement détectées et plus rapidement retirées avant qu'elles se nourrissent durant les 24 à 48 heures requises pour transmettre la bactérie (Slack *et al.*, 2011 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

2.1.3 Incidence de la borréliose de Lyme

La borréliose de Lyme, originellement endémique à plusieurs régions, présente depuis plusieurs décennies une forte croissance en termes de distribution et d'incidence en Amérique du Nord mais aussi aux hautes latitudes et altitudes de l'Europe (Jahfari *et al.*, 2017 ; Killpatrick *et al.*, 2017 ; Millins *et al.*, 2017).

De plus, les changements dans l'aménagement du territoire ont un impact sur la prévalence de la borréliose de Lyme car une modification du comportement au sein des populations modifie leur exposition aux tiques infectées (Hofmeester *et al.*, 2016).

En Ecosse, l'incidence de la borréliose de Lyme a augmenté depuis deux décennies avec une plus large distribution de cas dans les régions centrales et occidentales (Millins *et al.*, 2016). À travers le pays, l'incidence de la maladie peut varier de 1,7 à 44,1 personnes infectées sur 100 000 avec une incidence annuelle moyenne estimée à 6,8 / 100 000 (Mavin *et al.*, 2015).

Cette augmentation du nombre de cas reportés peut s'expliquer par plusieurs facteurs tels qu'une augmentation du nombre de tests effectués au sein des populations à risques (Slack *et al.*, 2011 ; Mavin *et al.*, 2015) ou des changements climatiques peuvent aussi influencer l'incidence de la borréliose de Lyme en impactant le taux de survie, l'abondance et la vitesse d'infection des tiques *I. ricinus* (Mavin *et al.*, 2015).

Néanmoins, certaines zones associées à une augmentation du nombre de tiques montrent au contraire une diminution de la prévalence au pathogène Bbsl. En effet, dans des régions où la proportion d'hôtes incompétents est significativement plus grande que celle des hôtes compétents, les tiques se nourrissent principalement sur des hôtes ne permettant pas la transmission de pathogène créant un effet de dilution (Millins *et al.*, 2016).

2.2 *Ixodes ricinus*

2.2.1 Description

La tique *I. ricinus* est l'espèce de tiques la plus abondante et la plus largement distribuée en Europe et dans les îles britanniques (Scharlemann *et al.*, 2008 ; Li *et al.*, 2014 ; Lihou *et al.*, 2020). Depuis deux décennies, sa distribution et son abondance ont évolué avec notamment une augmentation au Royaume-Uni (Fletcher & Baines, 2017). L'*I. ricinus* est l'espèce de tiques la plus communément rencontrée par l'être humain, le bétail et les animaux domestiques (Scharlemann *et al.*, 2008).

Les mouvements des tiques dans l'environnement sont extrêmement restreints et ne se limitent qu'à des mouvements verticaux le long de la végétation. Par conséquent, la dispersion des tiques dans leur environnement dépend des caractéristiques de déplacement de leurs hôtes (Vanwambeke *et al.*, 2018).

La tique *I. ricinus* suit un cycle de vie composé de trois hôtes (Figure 1). Chaque stade de développement de la tique (larve, nymphe et adulte) nécessite un repas sanguin sur un hôte (Fletcher & Baines, 2017 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Pour atteindre un hôte, les tiques se mettent à l'affût dans la végétation et s'y attachent lorsqu'il passe (Gray, 1998). Une fois le repas terminé, les tiques se détachent de leur hôte, entrent en diapause physiologique (dormance), muent progressivement vers leur prochain stade de développement avant d'émerger plusieurs mois plus tard dans leur environnement (Gilbert, 2013 ; Norman *et al.*, 2015 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

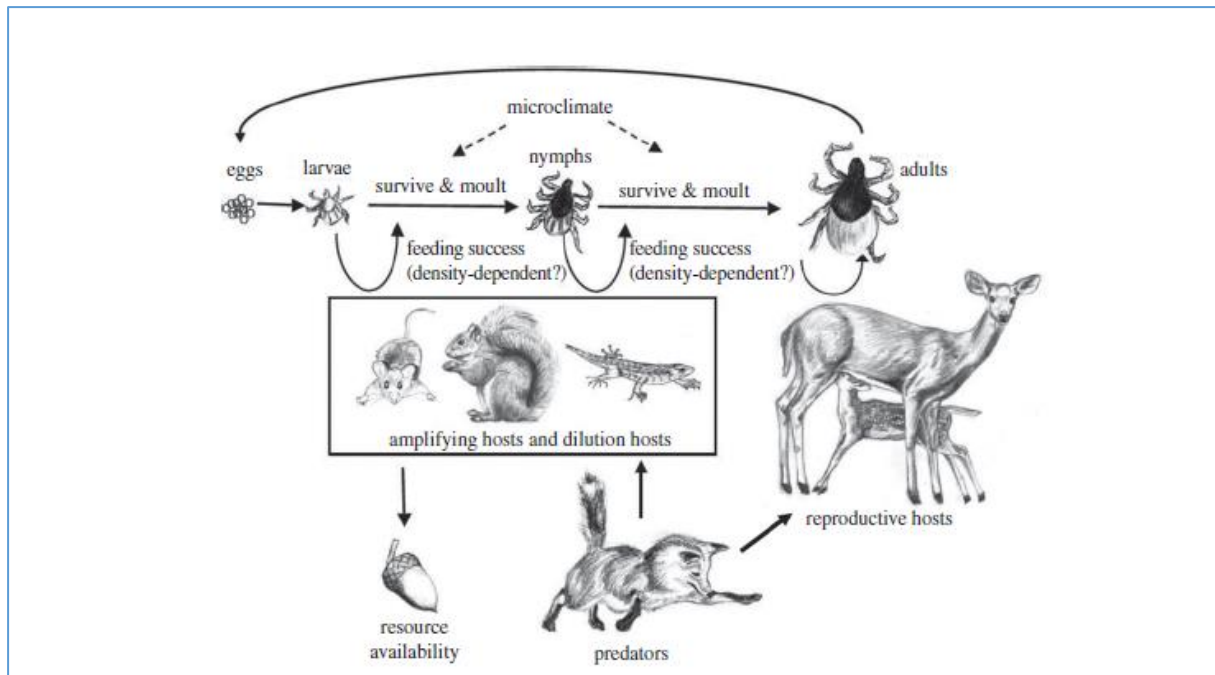


Figure 1 - Schematic of *I. ricinus* three host stages with larvae, nymphs and adults which take one blood meal (Killpatrick et al., 2017)

Au stade de larve et de nymphe, la tique peut se nourrir sur une large gamme d'hôtes allant de petits mammifères tels que les lièvres et les rongeurs, à des oiseaux, des reptiles ainsi que des mammifères plus gros tels que les moutons, les bovins ou encore certaines espèces de cervidés (Gray, 1998 ; Gilbert *et al.*, 2013 ; Fletcher & Baines, 2017).

Au stade adulte, les tiques se nourrissent surtout sur des grands mammifères. En effet, les femelles prennent leur repas sanguin essentiellement sur des ongulés tels que les cervidés (cerfs élaphe, chevreuils) ou le bétail (moutons, bovins) (James *et al.*, 2012). Une fois nourries, les tiques femelles pondent des milliers d'œufs afin d'engendrer une nouvelle génération de tiques (Gilbert, 2013 ; Hofmeester, 2016 ; Fletcher & Baines, 2017).

2.2.2 Distribution

Les tiques de l'espèce *I. ricinus* sont largement répandues en Europe, s'étendant de longitudes allant de l'Irlande jusqu'aux montagnes de l'Ural et de latitudes couvrant une zone allant de la Suède jusqu'en Afrique du Nord (Pietzsch *et al.*, 2005).

La distribution des tiques et leur abondance varient en fonction du climat, des microclimats locaux, des caractéristiques de l'environnement et de la densité d'hôtes disponibles (Estrada-Peña *et al.*, 2006 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Ainsi, les populations de tiques sont spatialement très hétérogènes et leur abondance varie énormément entre les saisons et les années en fonction des conditions climatiques, des modifications dans la structure de la végétation et de la disponibilité en hôtes (Scharlemann *et al.*, 2008).

2.2.2.1 Conditions environnementales favorables aux tiques

La première condition nécessaire à la présence de tiques dans l'environnement est la présence de facteurs environnementaux favorables.

Premièrement, les températures au sein d'une région affectent le cycle de vie des tiques en impactant leur durée de vie et en définissant leurs périodes d'activités et de développement (Estrada-Peña *et al.*, 2006). En effet, les tiques adultes et les nymphes ont besoin d'une température de minimum 7°C pour commencer leur recherche d'hôtes pour se nourrir (James *et al.*, 2012). Par conséquent, l'activité des tiques se produit essentiellement entre le printemps et l'automne lorsque les températures sont suffisamment clémentes (Norman *et al.*, 2015). La température diminuant progressivement avec l'altitude, les tiques sont aussi principalement retrouvées à de faibles altitudes où les températures sont plus élevées et la couverture végétale plus dense (James *et al.*, 2012 ; Millins *et al.*, 2016).

Des dynamiques spécifiques d'activités saisonnières ont ainsi pu être observées sous différentes conditions climatiques, notamment dues à différentes températures et ce sur l'ensemble de la distribution géographique de l'*I. ricinus* (Piesman & Gern, 2004). L'abondance et la période d'activité des tiques augmentent dans les climats plus chauds et humides (James *et al.*, 2012 ; Millins *et al.*, 2016).

Néanmoins, les tiques sont aussi sensibles à la dessiccation (sècheresse), elles ne sont donc pas retrouvées dans des environnements arides ou sans végétation. Des températures supérieures à 35°C sur plus de deux semaines seraient mortelles pour les tiques à chacun de leurs stades de développement (Obsomer *et al.*, 2013). Les températures peuvent ainsi réguler l'abondance de tiques dans certaines régions, soit directement par des vagues de chaleur ou de froid, soit indirectement en modifiant le type et la structure des végétations présentes dans l'environnement (Keesing *et al.*, 2009).

Deuxièmement, les précipitations et l'humidité relative dans l'environnement impactent le taux de survie des tiques (Estrada-Peña *et al.*, 2006). L'environnement doit présenter une couverture végétale suffisante pour que l'humidité relative à la base de la végétation se maintienne aux environs des 80 % durant les périodes les plus sèches de l'année (Gray, 1998 ; Piesman & Gern, 2004 ; Pietzsch *et al.*, 2005). Cependant, des zones trop humides comme les *wetland* ne sont pas favorables à la présence de tiques dans l'environnement (Gray, 1998).

Plus de tiques furent récoltées dans des régions au climat chaud et humide étant donné que l'humidité relative et la température sont des facteurs limitants le comportement des tiques et leur survie (James *et al.*, 2012).

Finalement, la structure, le type et la hauteur de la végétation influencent l'abondance de tiques dans l'environnement. En effet, ils peuvent créer des microclimats impactant le taux de survie des tiques et leur recherche d'hôtes, une végétation plus conséquente étant associée à une abondance plus importante d'hôtes pour les tiques (Gilbert, 2013).

2.2.2.2 Disponibilité en hôtes

La seconde condition nécessaire à la présence de tiques dans l'environnement est la présence d'une faune mixte et comportant un nombre suffisant d'hôtes pour nourrir les tiques à chacun de leur stade de développement (Gray, 1998).

En effet, la disponibilité en hôtes dans un habitat spécifique et leur abondance sont fondamentales à la survie des populations de tiques et déterminent leurs activités saisonnières, leur cycle de vie ainsi que la transmission de leurs pathogènes (Pietzsch *et al.*, 2005 ; Li *et al.*, 2014). Ainsi, la distribution des tiques au sein d'une région est proportionnelle à la densité d'hôtes disponibles (James *et al.*, 2012 ; Hofmeester *et al.*, 2016).

Cependant l'abondance d'espèces dans un environnement n'implique pas nécessairement qu'elles soient des hôtes favorables pour les tiques. En effet, certaines espèces disposant d'une réponse immunitaire rapide aux inflammations causées par la morsure de tiques se débarrassent des parasites en se toilettant régulièrement. Ce comportement défavorable au taux de survie des tiques impacte l'abondance des tiques dans certaines régions (Keesing *et al.*, 2009).

Dans les environnements composés de prairies et de bruyères, les animaux d'élevage sont des hôtes primordiaux pour tous les stades de développement des tiques *I. ricinus* (Lihou *et al.*, 2020). Ainsi, la présence d'élevages de moutons et de bovins sont des facteurs significatifs quant à la présence de tiques dans une région (Lihou *et al.*, 2020). A l'instar des cervidés, les bovins ne sont pas des hôtes compétents à la transmission de pathogènes mais ils affectent l'abondance des populations de vecteurs (Mannelli *et al.*, 2012). Tandis que les moutons sont considérés comme des hôtes réservoirs pour la transmission du pathogène BbSL, bien que le principal mécanisme de transmission soit le *cofeeding* (Piesman & Gern, 2004).

Dans certaines zones ne présentant pas suffisamment d'hôtes de reproduction, de faibles populations de tiques peuvent survivre grâce aux oiseaux qui transportent les larves et les nymphes provenant de régions voisines jusqu'à cet habitat (Gray, 1998). Ainsi, en l'absence de grands hôtes, les tiques adultes peuvent se nourrir sur des hôtes plus petits leur permettant de compléter leur cycle de vie (Jahfari *et al.*, 2017).

2.2.2.3 Habitats favorables aux tiques *I. ricinus*

Les tiques infestent des habitats présentant différents écotypes et vivent dans de nombreux types d'habitats ayant des conditions environnementales et une disponibilité en hôtes favorables à leur survie.

Premièrement, les plus grandes densités se retrouvent dans les zones boisées (Dobson *et al.*, 2011). En effet, les forêts sont considérées comme les habitats les plus communément associés à une haute densité de population de tiques car elles présentent à la fois un microclimat, une abondance d'hôtes et une couverture végétale favorables (James *et al.*, 2014).

Si les forêts de feuillus ou mixtes sont les plus favorables à la survie des tiques, les forêts de conifères disposant d'une litière suffisante et se situant dans des régions humides peuvent indiquer une abondance similaire de tiques (Millins *et al.*, 2017). Même si la végétation au sol y est moins dense, l'abondance de tiques est plus conséquente dans les forêts que dans les habitats ouverts car les environnements forestiers créent des microclimats favorables au développement et à la survie des tiques (Gilbert, 2013).

Deuxièmement, les écotones qui font la transition entre des environnements ouverts et des zones forestières présentent aussi une haute densité de tiques et une plus grande incidence d'infection à la borréliose de Lyme. Cette abondance découle du fait que des habitats fragmentés fournissent une plus grande diversité de ressources et abritent plus d'espèces (Pietzsch *et al.*, 2005 ; Lambin *et al.*, 2010 ; Millins *et al.*, 2016).

Troisièmement, les tiques peuvent être retrouvées dans des environnements de prairies et de collines ouvertes caractérisées par une végétation épaisse et des précipitations élevées, et où les hôtes principaux des tiques sont le bétail (Gray, 1998). Cependant, les prairies sont généralement considérées comme des environnements peu favorables aux tiques due à l'absence de végétation de hautes tailles et la pratique d'une agriculture de rotation (Millins *et al.*, 2021).

Enfin, les environnements de bruyères contiennent souvent une densité élevée de tiques à l'affût grâce à la combinaison d'une abondance d'hôtes disponibles et de microclimats favorables à leur survie (Lihou *et al.*, 2020).

Les tiques sont parfois retrouvées dans des zones ne présentant pas des conditions environnementales optimales à leur survie. Cette présence peut s'expliquer par le comportement et le déplacement de leurs hôtes ainsi que par le moment auquel elles sont tombées de leurs hôtes (Dobson *et al.*, 2011).

2.2.2.4 Changements dans la distribution des tiques *I. ricinus*

Depuis plusieurs années, la distribution des tiques s'est étendue ayant pour conséquence la présence de tiques et de leurs pathogènes dans des régions où elles étaient jusqu'alors absentes notamment dans des environnements situés à de plus hautes altitudes et latitudes (Gillingham *et al.*, 2020). Ces changements peuvent être expliqués par plusieurs facteurs.

Premièrement, les tiques peuvent voir leur distribution s'étendre dans de nouvelles régions grâce aux voyages d'oiseaux migrateurs ou aux transports d'animaux. Si les tiques trouvent dans la faune et la flore endémiques des conditions favorables à leur survie, elles pourraient alors s'établir dans ces nouvelles régions. La faune locale et la connectivité à des environnements favorables sont donc des facteurs particulièrement importants (Gillingham *et al.*, 2020).

Deuxièmement, cette propagation spatiale des tiques vers de nouveaux habitats peut être expliquée par des facteurs à plus large échelle comme des changements d'utilisation du sol, une fragmentation de l'habitat, des changements dans la structure et la composition de la végétation et dans les communautés d'hôtes ainsi que des changements climatiques (Killpatrick *et al.*, 2017).

En effet, les tiques étant conditionnées par le climat de leur habitat, une évolution vers des climats plus chauds et humides pourraient affecter considérablement la distribution et l'abondance des tiques dans certaines régions en modifiant la couverture végétale et la disponibilité en hôtes de ces régions (Jore *et al.*, 2011 ; Mannelli *et al.*, 2012).

D'une part, une modification du climat affecterait le développement, la survie et le déplacement des hôtes favorables aux tiques. Par exemple, un climat plus chaud dans les régions nordiques augmenterait la densité de cervidés dans l'environnement (Mannelli *et al.*, 2012). Néanmoins, un climat trop chaud réduirait la présence de cervidés, il serait dès lors possible d'observer un décalage des populations de cervidés du sud vers le nord qui affecterait la distribution des tiques dans l'environnement (Mannelli *et al.*, 2012).

D'autre part, une augmentation de température permettrait de prolonger la durée saisonnière d'activités des tiques et favoriserait une expansion de leur distribution dans des zones situées à des altitudes et latitudes plus élevées. Ces impacts sur l'écologie des populations de tiques en Europe pourraient augmenter le nombre de contacts entre les vecteurs et leurs hôtes et favoriser la propagation de pathogènes (Li *et al.*, 2016).

Bien qu'en Europe la distribution des habitats favorables aux tiques *I. ricinus* tend à rester relativement stable, certaines régions indiquent clairement une tendance positive avec le développement de nouveaux habitats favorables pour les tiques, notamment au Royaume-Uni (Estrada-Peña *et al.*, 2006).

2.3 Rôles des cervidés

En Europe et en Amérique du Nord, les cervidés fournissent des repas sanguins aux tiques et sont les principaux hôtes de reproduction des tiques adultes femelles (Millins *et al.*, 2016). L'abondance de cervidés permet ainsi de maintenir les tiques au sein de l'environnement et une augmentation de leur densité coïncide avec une augmentation de la densité des tiques *I. ricinus* dans de nombreuses régions (Scharlemann *et al.*, 2008 ; Killpatrick *et al.*, 2014 ; Millins *et al.*, 2017). Néanmoins, si de nombreuses études montrent cette connexion entre l'abondance de tiques et celle de cervidés, ces effets ne sont pas bien quantifiés (Killpatrick *et al.*, 2014).

Bien que nourrissant une large population de tiques, les cervidés ne sont pas des hôtes compétents permettant la transmission du pathogène Bbsl grâce à leur faible prévalence et à la présence d'anticorps plus résistants dans leur sang (Hofmeester *et al.*, 2016). Néanmoins, le rôle que jouent les cervidés dans le cycle de transmission de la bactérie Bbsl est parfois remis en cause. En effet, certains spirochètes ont été retrouvés dans la peau de Sika et de cerfs de Virginie, tandis que des cas de *cofeeding* ont été répertoriés sur des moutons et des cervidés (Gern *et al.*, 1998 ; Piesman & Gern, 2004 ; Millins *et al.*, 2016).

De plus les populations de cervidés contribuent indirectement à la prévalence de nombreuses maladies vectorielles comme la borréliose de Lyme en servant d'hôtes de reproduction pour les tiques *I. ricinus* (Killpatrick *et al.*, 2014 ; Millins *et al.*, 2017).

Le rôle des cervidés varie selon l'espèce : les chevreuils, Sika et cerfs de Virginie servent d'hôtes pour différents stades de développement des tiques *I. ricinus* tandis que les cerfs élaphe ne nourrissent que des tiques au stade adulte (James *et al.*, 2012). Les cerfs élaphe présents sur l'île de South Uist, bien qu'incompétents pour transmettre le spirochète Bbsl, sont les hôtes principaux de reproduction pour les tiques de l'espèce *I. ricinus* dans de nombreuses régions d'Ecosse (James *et al.*, 2012 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

En Ecosse, les zones présentant une densité de cervidés élevée présentent une abondance de tiques plus importante. Des mesures de gestion des cervidés, telles que la chasse et la mise en place de barrières, permettent de réduire l'abondance de tiques en réduisant la densité de cervidé (Fletcher & Baines, 2017).

2.4 Mesures de préventions contre la borréliose de Lyme

Actuellement, aucun vaccin n'est disponible pour lutter contre la transmission du pathogène Bbsl et le meilleur moyen de réduire les risques de maladie est de minimiser les risques d'exposition aux tiques (James *et al.*, 2012 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Le risque lié aux tiques dépend d'une part, de la densité de tiques infectées présentes dans l'environnement et d'autre part, de l'exposition humaine aux morsures de tiques. Ce risque va dépendre du comportement et de l'interaction des hommes avec leur environnement (Dobson *et al.*, 2011 ; Millins *et al.*, 2017).

La stratégie principale utilisée par les autorités sanitaires pour prévenir la borréliose de Lyme est de réduire le nombre de contact entre les humains et les tiques infectés par la bactérie Bbsl. Cette réduction peut se réaliser, soit via la réduction des populations de tiques au sein de l'environnement, soit via l'adoption de comportements individuels préventifs au sein des populations exposées au risque (Aenishaenslin *et al.*, 2015b)

2.4.1 Adoption de comportements individuels préventifs

Une augmentation de l'éducation et de la prise de conscience des risques liés à la présence de tiques permet d'augmenter la prise de mesures de protection personnelle au sein des populations (Killpatrick *et al.*, 2017). Parmi les mesures individuelles qui peuvent être prises, les plus courantes sont : le port de vêtements longs, l'application de répulsif contre les tiques, la vérification et le retrait des tiques potentielles après la visite de zones forestières ainsi qu'éviter les zones d'habitats des tiques durant les périodes où elles sont à l'affût (Piesman & Gern, 2004 ; Aenishaenslin *et al.*, 2015a).

Dans de nombreuses régions, l'application de mesures préventives peut aider les autorités sanitaires et les politiques en place pour prendre des décisions concernant la communication du risque, les mesures de préventions et de régulation (Hartemink *et al.*, 2014).

2.4.2 Réduction des populations de tiques dans l'environnement

Plusieurs interventions peuvent être mises en place pour réduire de manière effective la densité de vecteur en ciblant directement les tiques via l'utilisation d'acaricides, en modifiant l'environnement et en implémentant des mesures de gestion des populations de cervidés (Aenishaenslin *et al.*, 2015a)

2.4.2.1 Application d'acaricides sur le bétail

Au Royaume-Uni, de nombreuses stratégies de réduction des tiques se concentrent sur l'application de traitements à base d'acaricides sur les moutons en utilisant la technique du *sheep moping*. Cette technique consiste à utiliser les moutons pour ramasser les tiques présentes dans l'environnement et plus particulièrement les adultes femelles qui sont primordiales pour la gestation d'une nouvelle génération de tiques (Van Wieren *et al.*, 2016). Les moutons peuvent ensuite être traités par des acaricides qui tuent les tiques cherchant à s'y attacher. En utilisant la technique du *sheep moping* pour récolter les tiques présentes dans l'environnement, le traitement aux acaricides permet de réduire drastiquement la densité de tiques en quelques jours (Porter *et al.*, 2010 ; Van Wieren *et al.*, 2016).

En effet, l'application fréquente d'acaricides sur les élevages de moutons est corrélée avec une réduction de la densité des tiques. Cette mesure est d'autant plus efficace lorsque le traitement est maintenu par une application toutes les six semaines sur le bétail et qu'il est appliqué dans les périodes où les tiques sont à l'affût (Porter *et al.*, 2010 ; Fletcher & Baines, 2017). Dans des régions présentant une densité importante de tiques, le contrôle régulier et

le traitement des élevages de bétails avec des acaricides permettraient ainsi de réduire le risque de morsure de tiques chez l'Homme et minimiser la transmission de la borréliose de Lyme ainsi que d'autres pathogènes transmis par les tiques (Lihou *et al.*, 2020).

Les acaricides peuvent être la combinaison de produits naturels moyennement efficaces et de produits synthétiques plus efficaces et ayant une plus grande longévité (Killpatrick *et al.*, 2017). En effet, les acaricides les plus performants pour favoriser la régulation de tiques sont les produits appartenant à la catégorie des pyrethroides synthétiques : le *Flumethrin* et le *Deltamethrin*. En effet, ces deux acaricides ont un grand pouvoir d'éradication des tiques et leur effet est effectif sur plusieurs semaines. L'application fréquente d'acaricides permet ainsi de réduire les populations de tiques de 68 à 100 % dans certaines régions traitées (Van Wieren *et al.*, 2016b).

Par ailleurs, les traitements acaridiens peuvent aussi être appliqués sur les cervidés et les rongeurs présents dans l'environnement afin de réduire les populations de tiques (Piesman & Gern, 2004 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Le traitement d'animaux sauvages peut s'effectuer grâce à des boîtes à appâts pour les plus petits hôtes et des postes d'alimentation pour les cervidés où ceux-ci sont traités par des produits chimiques grâce à des rouleaux de peinture (Piesman & Gern, 2004 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Si les cervidés pouvaient être utilisés pour récolter les tiques à la place des moutons cela entraînerait une réduction drastique des populations de vecteurs et de la transmission du pathogène BbSL (Porter *et al.*, 2010). Cependant, une telle stratégie de contrôle sur des espèces sauvages, pose de nombreux problèmes en termes de facilité, traçabilité et de vérification. L'application d'acaricides étant dès lors plus aisée avec des espèces domestiquées comme le bétail (Sheaves & Brown, 1995 ; Van Wieren *et al.*, 2016).

Bien que particulièrement efficace dans la régulation des populations de tiques, l'utilisation d'acaricides est sujet à débat dus aux effets négatifs qu'ils pourraient produire dans l'environnement et leur toxicité pour l'homme (Piesman & Gern, 2004, Van Wieren *et al.*, 2016 a). Par exemple, la toxicité de certains acaricides peut avoir des effets extrêmement nocifs pour des biomes aquatiques mais en étant correctement appliqués sur le bétail et en limitant leur contact avec des points d'eau, les effets négatifs peuvent être limités (Van Wieren *et al.*, 2016b). L'utilisation de techniques alternatives aux acaricides est donc à privilégier (Piesman & Gern, 2004)

2.4.2.2 Gestion de l'environnement

L'abondance de tiques dans une région peut être régulée à travers différentes techniques de gestion de l'environnement (Piesman & Gern, 2004).

Tout d'abord, une modification de la structure de la végétation en brûlant/retirant la couverture végétale et la litière peut induire une réduction de l'abondance de tiques dans ces zones traitées. L'application de savons ou de dessiccants pour assécher la végétation peut aussi impacter la densité de tiques dans l'environnement (Piesman & Gern, 2004 ; Killpatrick *et al.*, 2017).

Ensuite l'introduction dans l'environnement d'agents biologiques de contrôles tels que les champignons ou les guêpes parasitoïdes qui pondent leurs œufs dans les larves des tiques peut entraîner une réduction des populations de tiques (Piesman & Gern, 2004).

Bien que ces techniques soient généralement bien reçues par la population locale, elles sont moins efficaces que le traitement par acaricides pour réduire l'abondance de tiques dans l'environnement (Piesman & Gern, 2004).

Finalement, les prairies étant des zones moins favorables à la survie des tiques, elles peuvent être utilisées comme piège à tiques. En effet, en transformant des environnements forestiers en prairies ouvertes, l'abondance de tiques va diminuer car elles y ont un taux de survie plus faible. La transformation de régions boisées en zone sans végétation permettrait de réduire la dispersion des tiques bien qu'elle pourrait augmenter la densité des tiques dans les environnements restants (Vanwambeke *et al.*, 2018).

2.4.2.3 Gestion des populations de cervidés

Une autre manière de réduire les populations de tiques consiste en la prise de mesures visant les espèces animales constituant les principaux hôtes des tiques ou étant potentiellement des hôtes réservoirs de l'agent pathogène (Aenishaenslin *et al.*, 2015a). Les gros mammifères tels que les ongulés sont directement ciblés par des stratégies de gestion visant à réduire les populations de tiques et la transmission du pathogène Bbsl (Li *et al.*, 2014 ; Millins *et al.*, 2017).

Comme les cervidés sont des hôtes importants pour les tiques *I. ricinus*, des stratégies de gestion visant à modifier leur densité et leurs mouvements peuvent affecter l'abondance de tiques et la transmission des pathogènes dans une région (Millins *et al.*, 2017).

Premièrement, dans des régions présentant une abondance de tiques, une réduction locale du nombre de cervidés devrait réduire le risque de contracter la borréliose de Lyme. En effet, réduire la densité de cervidés dans une région de plus de 87 % amènerait une réduction significative de l'abondance de tiques réduisant la vitesse d'infection des tiques de 50 % et le nombre de cas reportés de borréliose de Lyme de 80% (Killpatrick *et al.*, 2014). Cependant, contrôler et réguler l'abondance de tiques *I. ricinus* est une opération difficile. En effet, cette espèce de tique n'est pas spécifique à un seul type d'hôtes, elle peut infecter une variété de mammifères et d'oiseaux et la majorité de son cycle de vie se passe dans l'environnement (Lihou *et al.*, 2020). Ainsi une diminution du nombre de cervidés permettrait de réduire la densité de tiques s'il n'y a pas d'hôtes alternatifs (Vanwambeke *et al.*, 2018).

Deuxièmement, l'application de clôtures autour des prairies permettraient de contrôler la fréquence de pâturages des cervidés en réduisant leurs mouvements et le temps qu'ils passent dans des prairies (Li *et al.*, 2014 ; Vanwambeke *et al.*, 2018). En effet, les clôtures permettent de ralentir la propagation de maladies potentiellement transmises par les cervidés en créant à la fois une barrière physique qui empêche les animaux de passer et une barrière psychologique qui conditionne le comportement des espèces via des stimuli négatifs (Vercauteren *et al.*, 2006). Si cette stratégie permet de réduire la densité de tiques dans les prairies, elle favorise par contre l'augmentation de cette densité dans les zones adjacentes (Li *et al.*, 2014 ; Vanwambeke *et al.*, 2018).

Troisièmement, la délocalisation de populations de cervidés et leur réintroduction dans un autre environnement permettrait de contrôler le nombre de tiques dans certaines zones mais amènerait aussi une augmentation potentielle de la densité de tiques dans les zones de réintroduction (Li *et al.*, 2014 ; Vanwambeke *et al.*, 2018).

2.5 Modèles existants

Depuis quatre décennies, de nombreux modèles sur la dynamique des tiques ont été développés en se concentrant majoritairement sur l'impact de facteurs environnementaux sur les populations de tiques. Ces modèles ont pu estimer les variations saisonnières et annuelles au sein des tiques pour des régions, espèces et des conditions environnementales spécifiques (Norman *et al.*, 2015).

Il existe ainsi des modèles étudiant l'impact du changement sur l'abondance et la distribution des tiques en Europe (Estrada-Peña *et al.*, 2016). Un modèle basé sur des agents pour étudier l'impact de la température saisonnière sur la distribution de tiques *I. ricinus* et sur la transmission du pathogène Bbsl à travers l'Ecosse (Li *et al.*, 2016). Un modèle paramétrant le cycle de vie des tiques *I. ricinus* en fonction des températures décrivant avec succès les variations annuelles et saisonnières de l'abondance de tiques dans l'environnement (Norman *et al.*, 2015).

Certains modèles épidémiologiques se concentrent sur les processus écologiques et la propagation physique de la maladie. Cependant, ils ne prennent pas en compte les influences potentielles de la distribution des vecteurs/hôtes et de leur mouvements (Conner *et al.*, 2004). Ainsi, les dynamiques d'évolution des interactions entre les tiques et leurs hôtes ont été relativement peu étudiées dans des conditions d'environnements réelles (Roche *et al.*, 2008).

Des modèles plus récents ont conceptualisé le rôle que jouent différents hôtes dans la dynamique de populations des tiques, en s'intéressant aux hôtes comme les cervidés qui peuvent amplifier les populations de tiques et à ceux qui permettent à la fois de maintenir les populations de tiques et de transmettre des pathogènes (Norman *et al.*, 2015). Néanmoins, ces modèles peuvent parfois ne pas être validés suite à des problèmes méthodologiques découlant d'une compréhension insuffisante de la biologie des espèces modélisées, de leurs mouvements et comportements spécifiques ainsi que du choix des variables qui doivent être implémentées dans le modèle (Estrada-Peña *et al.*, 2016).

Prédire l'impact des stratégies de contrôles des cervidés sur la dynamique spatiale des tiques *I. ricinus* requière une compréhension approfondie de ces stratégies de gestion, du comportement des populations de cervidés face à ces changements et de l'écologie spatiale des relations entre les tiques et les cervidés. Les automates cellulaires et les modèles à agents permettent d'intégrer ces différentes composantes et jusque maintenant peu d'études se sont penchées sur la façon dont les mouvements des hôtes et l'hétérogénéité de l'environnement influencent la dynamique spatiale des densités de tiques (Li *et al.*, 2014).

Les résultats obtenus par ces modèles permettent de transmettre des informations et d'aider les politiques sanitaires à prendre des mesures préventives et de régulation des risques liés à la présence de tiques (Estrada-Peña *et al.*, 2016).

2.6 Zone d'étude : South Uist Island

L'île de South Uist est une île de 37,7 km² appartenant au complexe d'îles écossaises des *Western Isles* (Seivright, 2017). Contrairement à d'autres régions d'Ecosse, l'île de South Uist ne présente virtuellement aucun habitat forestier favorable à la présence de tiques (Halos *et al.*, 2010 ; James *et al.*, 2013). En effet, l'île se compose majoritairement d'habitats ouverts tels que des bruyères, des prairies ou encore des zones de tourbières. Malgré cette absence de zones forestières, l'île présente une abondance de tiques et une prévalence au Bbsl équivalentes à certaines zones forestières situées ailleurs en Ecosse (Millins *et al.*, 2021).

Depuis plusieurs années, l'île de South Uist a vu croître l'émergence de cas de borréliose de Lyme avec un nombre de cas avoisinant les 400 pour 100 000 habitants équivalant à 20 fois la moyenne nationale des îles britanniques (Seivright, 2017). Avec une prévalence du pathogène Bbsl de 6,4 %, retrouvée chez les tiques *I. ricinus* et une exposition élevée des populations, l'île de South Uist présente un risque important de borrélioses de Lyme (Millins *et al.*, 2021). Cette densité élevée de tiques sur l'île pourrait être expliquée par des changements intervenus sur l'île depuis plusieurs années.

D'une part, la communauté de vertébrés a drastiquement changé au cours des 30 dernières années avec un doublement des populations de cervidés. Cette augmentation s'est accompagnée d'un déplacement de leur territoire vers l'ouest à proximité des zones d'élevage et d'habitations (Seivright, 2017). Près de 72,7 % des cas recensés de morsures chez l'homme se situaient dans les jardins et 47,1 % à moins d'un kilomètre de leur résidence. Cette augmentation étant corrélée à une augmentation des signalements de cervidés à proximité des zones résidentielles (Millins *et al.*, 2021).

D'autre part, les techniques de pâturages ont été modifiées pour les troupeaux de moutons avec des déplacements annuels dans les bruyères pour y pâturer durant l'été favorisant les contacts entre les animaux d'élevage et les cervidés (Seivright, 2017).

CHAPITRE 3

Matériel et méthodologie

3.1 Objectif du mémoire

L'objectif principal de ce mémoire réside dans l'étude et la compréhension des interactions entre les tiques *Ixodes ricinus* et leurs hôtes de reproduction cerfs élaphe (*Cervus elaphus*) sur de l'île de South Uist. Pour ce faire, le *South Uist Model* (SUM), un modèle multi-agent, a été conceptualisé, paramétré et analysé pour étudier ces interactions. Un modèle multi-agent (MMA), permet de paramétrer les actions d'individus qui sont spatialisés et autonomes. Se basant sur le fondement des automates cellulaires, les MMA permettent d'explicitement des relations spatiales/aspatiales complexes entre une multitude d'individus (Bonnefoy *et al.*, 2001). Ces modèles permettent aussi de modéliser des phénomènes dynamiques émergents tels que la propagation de maladies (Crooks & Castle, 2001).

Le modèle s'articule autour de la question de recherche suivante « Quels rôles jouent les cerfs élaphe dans l'abondance et la distribution des tiques *Ixodes ricinus* ? ».

Le modèle explore aussi le rôle joué par les animaux d'élevages (moutons et bovins) et les petits mammifères présents sur l'île à propos de l'abondance et la distribution des tiques. La prise en compte de ces autres espèces qui permettent la transmission et la propagation de pathogènes comme la *Borrelia burgdorferi sensu lato* est importante pour analyser le cycle de vie des tiques.

Dans le SUM, plusieurs stratégies suggérées dans la littérature pour contrôler l'abondance de tiques sont implémentées afin d'en vérifier la pertinence. Les résultats obtenus par le modèle tenteront donc de valider ou d'infirmer les hypothèses suivantes :

1. Une réduction du nombre de cervidés permet de réduire l'abondance de tiques dans l'environnement.
2. L'exclusion des cervidés via la construction de clôtures permet de réduire l'abondance de tiques hors des zones clôturées.
3. Le traitement du bétail par des produits acaricides permet de réduire l'abondance de tiques dans l'environnement.

3.2 Données et software utilisés

La conceptualisation du SUM prend en compte les données suivantes relatives à l'île de South Uist en Ecosse :

- Un recensement du nombre et de la localisation des cerfs élaphe sur l'île de South Uist (Seivright, 2017 ; Scottish Natural Heritage, n.d.).
- Une base de données sur la densité de nymphes récoltées dans les *Western Isles* lors d'un échantillonnage en 2018 (Millins *et al.*, 2021).
- Une base de données sur la densité de tiques adultes collectées lors d'un échantillonnage standardisé tel que décrit dans l'étude de Millins *et al.* (2021) durant l'année 2018 (Dr Caroline Millins, personnel communication).
- Un recensement du nombre d'élevages de bovins et de moutons dans les *Western Isles* entre 1995 et 2017 (Scottish Government, n.d.).

Le comportement et les mouvements des agents dans le modèle ainsi que leurs interactions avec les tiques présentes dans l'environnement ont été conceptualisés et implémentés sur la base d'une revue de la littérature ciblée.

Afin de réaliser ce modèle, le software *NetLogo* a été utilisé. *NetLogo* est un logiciel gratuit développé par *The Centre for Connected Learning and Computer-Based Modelling* de l'université de North Western. *NetLogo* permet l'importation de fichiers *raster* et *shapefile* permettant la création d'un MMA qui prend en compte des composantes spatiales (Crooks & Castle, 2001).

Le software *NetLogo* convient bien à la modélisation de systèmes complexes évoluant dans le temps et mettant en interactions de nombreux agents opérant simultanément (Tisue & Wilemsky, 2004). L'environnement dans *NetLogo* se compose d'agents mobiles appelés *Turtles* se mouvant sur une grille cellulaire composée de *Patches* qui sont des cellules carrées modélisées en deux dimensions. Tous les agents interagissent avec leur environnement et peuvent effectuer plusieurs tâches simultanément. De plus, les agents possèdent à tout instant des coordonnées offrant la possibilité de les localiser sur un *patch* spécifique (Tisue & Wilemsky, 2004). Les mouvements des agents sont paramétrés en termes de *patches*, ce qui implique que les agents ne se déplacent pas selon une distance mais bien selon un nombre de cellules (Sklar, 2007).

3.3 Conceptualisation et description du *South Uist Model*

Cette partie définit les composantes du SUM en décrivant les propriétés des agents, de l'environnement ainsi que les interactions existantes entre les deux.

3.3.1 Fonctionnement générale du *South Uist Model*

Le SUM modélise l'évolution de la densité de tiques (nymphes et adultes) à l'affût et nourries dans l'environnement sur une période de trois mois. Le fonctionnement général du modèle est le suivant (Figure 2) :

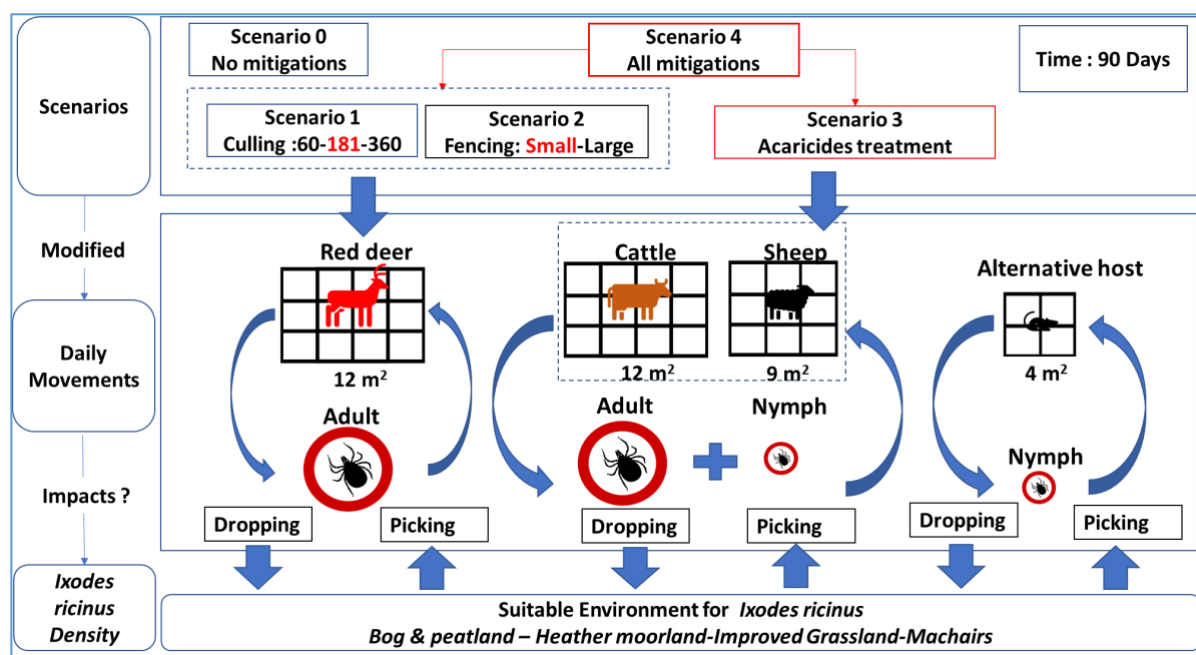


Figure 2 - Conceptual description of *South Uist Model*

Plusieurs stratégies de gestion des populations de tiques *I. ricinus* sont implémentées dans le modèle. Chaque scénario modifie le comportement et les mouvements journaliers des agents spécifiquement touchés par les mesures. Les scénarios 1 et 2 impactent uniquement le comportement des cervidés tandis que le scénario 3 s'intéresse à l'application d'acaricides sur le bétail uniquement. Le scénario 4 reprend plusieurs stratégies de gestion issues des autres scénarios (en rouge dans la figure 2). Chaque scénario d'analyse est répété cinq fois afin d'évaluer la variation interne du modèle et les effets stochastiques des mouvements des hôtes.

Les agents présentent une activité journalière composée de trois actions principales : se déplacer, récolter des tiques à l'affût et déposer des tiques ayant effectué leur repas sanguin dans l'environnement. Ce cycle d'interactions avec les tiques, au cours des 90 jours d'analyse, réduit le nombre de tiques à l'affût dans l'environnement et y augmente progressivement le nombre de tiques nourries.

L'objectif du SUM est d'évaluer la variation spatiale et quantitative des tiques *I. ricinus* dans l'environnement de l'île South Uist en fonction des différentes stratégies de gestion afin d'en évaluer l'efficacité.

3.3.2 Description de l'automate cellulaire du *South Uist Model*

La première composante importante du SUM est son environnement implémenté dans *NetLogo* sous la forme d'un automate cellulaire, c'est-à-dire une grille composée de *patches* ayant des propriétés spécifiques pouvant évoluer au cours du temps. Dans le SUM, chaque *patch* possède trois propriétés principales :

1. Le type d'occupation du sol.
2. La densité de tiques à l'affût (nymphe et adulte).
3. La densité de tiques nourries (nymphe et adulte).

Le type d'occupation du sol fut implémenté dans le modèle sur la base du *shapefile* d'occupation du sol de l'île de South Uist (Uist_LandCover_WGS84) fourni par l'Université de Liverpool (Dr Caroline Millins, personnel communication). L'île de South Uist fut modélisée dans *NetLogo* (Figure 3) avec une résolution de 601 * 601 *patches*. La surface d'un *patch* a été évaluée sur la base du ratio entre l'aire totale de l'île calculée via le logiciel R et du nombre total de *patches* présents dans *NetLogo*. L'aire d'un *patch* dans le SUM a ainsi été évaluée à 3320,21 m² et la résolution à 57,62 m.

Ces deux valeurs permettent d'une part, de définir les déplacements des agents en termes de nombre de *patches* et d'autre part, de calculer les différentes densités d'*I. ricinus* pour chaque *patch*.

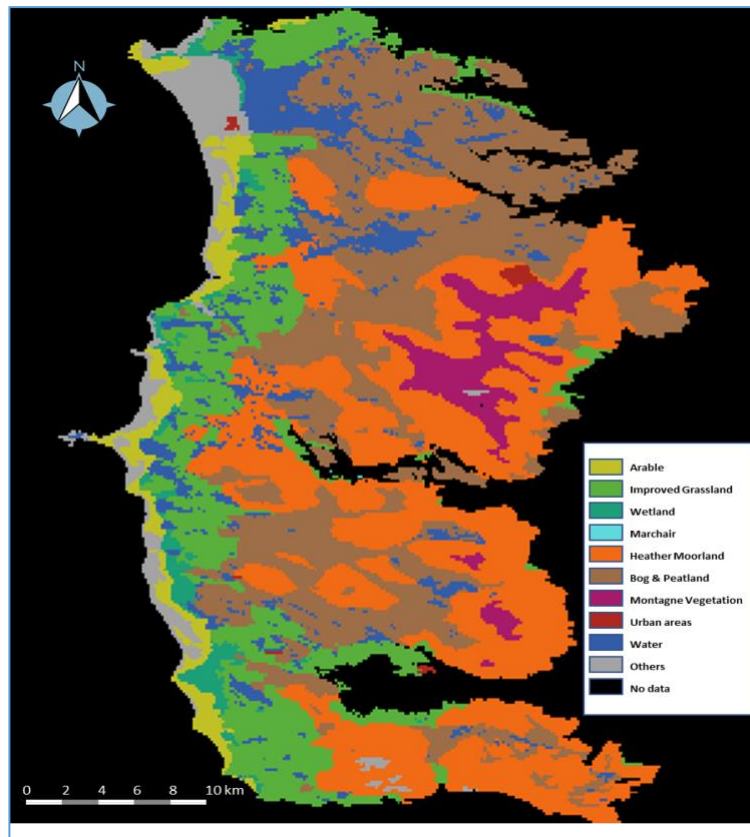


Figure 3 - Land cover on the island of South Uist realised in Netlogo

Ainsi, la densité moyenne de tiques adultes et de nymphes à l'affût sur chaque *patch* a été évaluée dans *NetLogo* sur la base des données récoltées sur les nymphes et adultes dans les *Western Isles*. Ces données communiquent des informations sur l'abondance de tiques dans les environnements de prairies côtières et de pâturage, de tourbières, de landes et bruyères, de jardins et de machairs (environnements de prairies situés en bord de mer en Ecosse et Irlande). La densité de nymphes et de tiques adultes implémentées dans le SUM, a été calculée sur la moyenne des résultats obtenus par les deux bases de données (Table 1). La première base de données ne disposant pas de données sur la densité de tiques adultes, cette densité n'est calculée que sur la seconde base de données.

Table 1 - Mean questing tick densities (adults and nymphs) calculated for 100 m² and for a patch of the South Uist Model (Based on Millins et al., 2021)

Occupation du sol	Densité moyenne de nymphes collectées sur 100 m ² en 2018		Densité moyenne de nymphes pour un patch du SUM (3320,21 m ²) calculée sur la moyenne des deux bases de données.	Densité moyenne de tiques adultes collectées sur 100 m ² (2 ^{ème} base de données)	Densité moyenne de tiques adultes pour une cellule de SUM (3320,21 m ²) calculée d'après la seconde base de données.
	1 ^{ère} base de données	2 ^{ème} base de données			
Tourbières	5.56 ± 4,81	5,58 ± 4,81	184,68	0,875 ± 0,53	29,05
Prairies côtières	0.5 ± 0,5	No data	16.60	No data	No data
Jardins	15.29 ± 13,31	No data	507.67	No data	No data
Landes et bruyères	23.38 ± 22,17	20,94 ± 22,17	735,23	1,833 ± 1,18	60,87
Prairies de pâturages	13.58 ± 20,53	16,30 ± 20,53	496,03	4 ± 1,49	132,81
Machairs	No data	1 ± 0,5	33,20	0,499 ± 0,22	16.60

Les données étant récoltées ponctuellement sur l'île, de nombreuses zones de l'île ne présentent aucune information sur la densité de tiques. Les valeurs de densité mesurées ont dès lors été appliquées de façon homogène sur l'ensemble des *patches* d'un même environnement. Dans le SUM, la valeur de ces densités est arrondie à l'unité la plus proche. Le nombre de tiques *I. ricinus* au stade nymphal et adulte pour un *patch* sont donc respectivement de : 185 et 29 pour les tourbières, 17 et 0 pour les prairies côtières, 735 et 61 pour les landes et bruyères, 435 et 133 pour les prairies de pâturages et de 33 et 17 pour les machairs. Les jardins n'étant pas repris dans la carte d'occupation du sol de South Uist, leur densité de tiques n'est pas incluse dans le SUM. Le choix de ne pas prendre en compte l'incertitude relativement importante a pour objectif de simplifier le modèle en homogénéisant la densité de tiques pour un environnement identique.

Certains environnements présents sur l'île ne sont pas favorables à la survie des tiques et aucun échantillonnage n'y a été réalisé. En effet, les conditions environnementales étant néfastes à la survie des tiques en altitude, les végétations de montagnes sont peu susceptibles d'être propices à la présence de tiques. Les terres arables et les zones urbaines ne présentent pas une couverture végétale suffisante à la survie des tiques tandis que les *Wetland* sont trop saturées en eau que pour favoriser leur survie. Dans le SUM, la densité de tiques dans ces environnements est établie comme nulle et reste constante tout au long du modèle considérant que les tiques déposées dans ces environnements défavorables meurent.

Dans le SUM, tous les *patches* d'un environnement spécifique présentent initialement une densité équivalente de tiques adultes et de nymphes (Annexe 4, Figure 1), cette densité varie pour chaque *patch* en fonction des déplacements des hôtes. La densité de tiques à l'affût ne peut que décroître, car les tiques prélevées, transportées et puis déposées sur les *patches* sont considérées comme nourries et seront dès lors évaluées par la densité de tiques nourries déposées dans l'environnement obtenu à la fin du modèle.

3.3.3 Description des agents du South Uist Model

La seconde composante importante du SUM est la présence d'agents appelés communément *Turtles* dans l'environnement de *NetLogo*. Ces agents sont tous des espèces ou groupes d'espèces jouant un rôle dans le cycle de vie des tiques *I. ricinus* sur l'île de South Uist. Dans le modèle, quatre types d'agents sont implémentés : les cerfs élaphe, le bétail composé d'élevage de moutons et de bovins et les hôtes alternatifs.

Chaque type d'agents est caractérisé par plusieurs propriétés qui leur sont propres : le nombre d'individus, une localisation initiale et le nombre moyen de tiques *I. ricinus* qui les infestent (Table 2). Dans le SUM, les individus de chaque espèce d'hôtes sont répartis de manière hétérogène dans l'environnement qui leur est attribué.

Les différents hôtes peuvent être parasités par un nombre maximum de tiques se nourrissant sur eux simultanément. En effet, une étude menée sur l'interaction des tiques *I. ricinus* avec leurs hôtes indique un nombre maximal de tiques pouvant aller jusqu'à 150 adultes et environ 300 nymphes pour un cerf et jusqu'à six nymphes recensées sur des petits mammifères (Li *et al.*, 2014). Dans le SUM, les valeurs estimées pour les cervidés sont appliquées aux autres ongulés étant donné que ce sont tous des grands mammifères.

Table 2 - Number of ticks (adults and nymphs) carried by an agent and initial location in the SUM

Agents	Nombre d'individus /élevage*	Localisation	Nombre initial de nymphes portées par un individu	Nombre maximal de nymphes portées par un individu	Nombre initial de tiques adultes portées par un individu	Nombre maximal de tiques adultes portées par un individu
Cerfs élaphe	778	Landes et bruyères	0	0	16($\pm$ 7) -30	150
Bovins	145*	Prairies de pâtures	16	300	4	150
Moutons	359*	Prairies de pâtures	5	300	4	150
Hôtes alternatifs	500	Landes, bruyères et prairies de pâtures	1	6	0	0

3.3.3.1 Le cerf élaphe (*Cervus elaphus*)

Le cerf élaphe est la seule espèce de cervidés présente dans la zone d'étude et 778 individus ont été répertoriés en 2017. La distribution des cerfs élaphe sur l'île de South Uist est relativement homogène (Figure 5) avec des groupes d'individus essentiellement retrouvés dans les environnements de bruyères et de landes localisés au centre et à l'est de l'île (Seivright, 2017). Dans le modèle, les cervidés sont donc distribués de manière hétérogène et aléatoire dans les environnements de landes et bruyères.

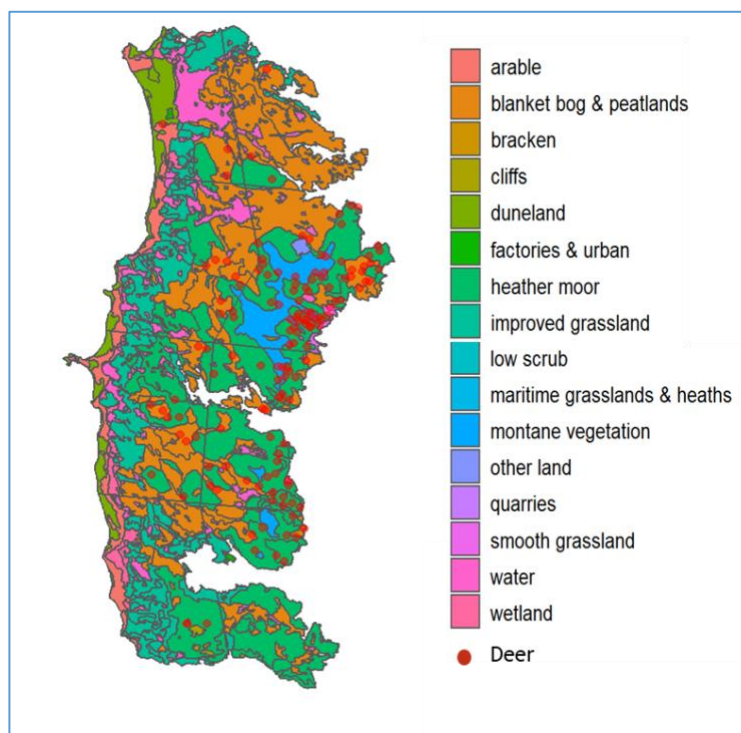


Figure 4 - Deer location on South Uist Landcover, based on Deer count Index (Scottish Natural Heritage, n.d.)

En moyenne le nombre de tiques adultes femelles récoltées varie entre 16 ($\pm$ 7) sur un individu (Jaenson & Tälleklint, 1992) et une trentaine de tiques (Halsey & Milner, 2018). Les cervidés présents dans le modèle portent un nombre initial de tiques oscillant entre 9 et 30. Les cerfs élaphe n'étant infestés que par des tiques *I. ricinus* au stade adulte (James *et al.*, 2012), ils ne porteront pas de nymphes dans le modèle.

3.3.3.2 Les animaux d'élevages : moutons et bovins

Le bétail sur l'île de South Uist, se composait en 2017 respectivement de 21 031 moutons répartis dans 359 élevages et de 1847 bovins répartis dans 145 élevages (Scottish Government, n.d.). Le modèle étant limité dans ses performances par le nombre d'agents implémentés, le nombre de bovins et de moutons sera agrégé au nombre d'élevages.

Cette simplification se base sur l'hypothèse que les animaux d'élevage ont des comportements indiquant une hiérarchie sociale entre les individus. Les mouvements de chaque individu étant mutuellement influencés par ceux des autres parmi les espèces grégaires, les animaux d'un élevage restent relativement proches les uns des autres lors du pâturage (Stephen *et al.*, 2011). Par conséquent, les mouvements, la vitesse et le comportement de pâturage d'un individu tendent à être représentatifs de l'ensemble du troupeau dans un système pastoral (Moritz *et al.*, 2012). Sur la base de ce comportement, un individu représente tout un troupeau dans le modèle ainsi que l'impact de celui-ci sur la distribution des tiques sur l'île de South Uist.

Bien que communément consignés aux prairies, les élevages de bovins et de moutons vont parfois pâturer dans les bruyères durant l'été (Sheaves & Brown, 1995). Cette pratique peut favoriser la dispersion des tiques dans les élevages lorsque le bétail retourne dans les prairies. Dans le modèle, les élevages de bétail ont été implémentés uniquement sur les pâtures.

En moyenne, 9,8 ($\pm$ 3,8) tiques *I. ricinus* sont trouvées sur des moutons et se composent respectivement de nymphes (5) et de tiques adultes femelles (4) (Van Wieren *et al.*, 2016). Une étude menée sur la prévalence de pathogènes chez les bovins indique que le nombre de nymphes récoltées sur un individu oscille entre 1 et 16 (Alborzi *et al.*, 2013). Dans le modèle, les bovins sont initialement infestés par le même nombre de tiques adultes que les moutons.

3.3.3.3 Les hôtes alternatifs

La dernière catégorie d'agents présents sur l'île de South Uist est celle des hôtes alternatifs. Cette catégorie n'est pas définie par une espèce spécifique mais plutôt par un amalgame d'espèces appartenant à la classe des petits mammifères et servant d'hôtes pour les nymphes *I. ricinus*. Le comportement de cet agent est moins spécifique mais s'inspire en grande partie des rongeurs.

Sur l'île de South Uist, l'abondance estimée de rongeurs est approximativement de 4,7 individus capturés sur 100 m² dans les prairies et les bruyères selon une base de données préliminaire calculée sur l'île entre 2019 et 2020 (Dr Caroline Millins, personal communication). Avec en moyenne 156,05 individus par *patch*, le nombre total d'hôtes alternatifs serait trop élevé que pour être implémenté dans le modèle. Par conséquent un nombre arbitraire de 500 individus a été inclus dans le modèle pour analyser l'impact de ces espèces sur la distribution des tiques tout en sachant que cet impact devra être proportionnellement amplifié par le nombre réel d'individus pour en évaluer la réelle intensité. Étant donné que les captures n'ont été effectuées que dans les environnements de prairies et de bruyères, les hôtes alternatifs y sont aléatoirement localisés au début du modèle.

Pour les hôtes alternatifs, le nombre de nymphes se nourrissant sur des rongeurs peut varier entre 0 et une vingtaine selon les espèces, avec une densité moyenne estimée à une nymphe par individu (Tälleklint & Jaenson, 1997). La faible densité de nymphes retrouvées sur des rongeurs peut s'expliquer par le fait que les nymphes sont à l'affût plus haut dans la végétation et s'attachent préférentiellement à des hôtes plus larges. Les rongeurs supportent surtout des larves dans le cycle des tiques *I. ricinus* (Warnas, 2005).

3.3.4 Interactions entre les agents et leur environnement dans le *South Uist Model*

3.3.4.1 Déplacement journalier des agents

Dans le SUM, les agents présentent tous des propriétés de mouvements qui leurs sont spécifiques. Sur une journée, chaque agent effectue un certain nombre de mouvements et se déplace d'une distance évaluée en nombre de *patches* (Table 3). Un mouvement équivaut dans le modèle à la distance parcourue par un agent durant une période d'une heure.

Table 3 - Movement of agents in the South Uist Model

Agents	Période d'activités	Nombre de mouvements par jour	Déplacement effectué au cours d'une heure (m)	Déplacement effectué au cours d'une heure dans le SUM (nombre de <i>patches</i>)
Cerfs élaphe	Nocturne	8	69-403	3-7
Bétaux (moutons/bovins)	Diurne	16	20-160	1-3
Hôtes alternatifs	Nocturne	8	20-60	0,5-1

Le déplacement des cerfs élaphe va dépendre de trois facteurs : le cycle jour/nuit, la structure du paysage et l'étendue de leur territoire.

Premièrement, les cervidés sont des espèces ayant leur période d'activité la plus intense durant la nuit. En effet, les cerfs sont peu actifs durant la journée, s'abritant dans la végétation et se reposant tandis qu'une fois la nuit tombée ils se mettent en quête de ressources en profitant de l'obscurité pour se déplacer discrètement (Larson *et al.*, 1978 ; Adrados *et al.*, 2008). Dans le schéma comportemental des cervidés, la présence d'abri est aussi primordiale que l'abondance de nourriture pour déterminer leur habitat. Ce compromis entre s'abriter et se nourrir est un point essentiel dans leurs comportements journaliers (Adrados *et al.*, 2008).

Deuxièmement, la structure du paysage va aussi déterminer les mouvements des cervidés dans l'environnement. En effet, le comportement des cerfs élaphe varie si l'environnement est composé uniquement de zones forestières ou s'il est fragmenté entre des habitats ouverts et des forêts (Allen *et al.*, 2014). Dans le cas d'un environnement fragmenté, les cervidés établissent un compromis entre se reposer la journée et se nourrir la nuit ne quittant leur abri qu'au crépuscule et n'y revenant qu'avant les premières lueurs de l'aurore. Leurs mouvements durant la nuit sont généralement plus amples et plus rapides afin de subvenir efficacement à leurs besoins de nourritures (Allen *et al.*, 2014). Au contraire dans un environnement dominé par la forêt, les cervidés tendent à se déplacer autant de jour comme de nuit et plus longtemps, profitant d'un habitat moins risqué pour trouver les ressources qui leur sont nécessaires (Allen *et al.*, 2014).

L'île de South Uist ne présentant que des environnements ouverts comme les landes et les bruyères, les cerfs élaphe se déplacent uniquement durant la nuit dans le modèle. Ce cycle jour/nuit est implémenté par un nombre de mouvements limités à huit pour les cervidés et

les rongeurs. Le bétail se déplace essentiellement durant la journée et effectue jusqu'à 16 mouvements par jour.

Troisièmement, le mouvement des cervidés est fortement lié à leur territoire puisqu'ils se déplacent essentiellement (95% du temps) au sein de ce dernier durant leurs mouvements journaliers. En effet, les cervidés font régulièrement des allers-retours jusqu'aux limites de leur territoire mais restent généralement au sein de celui-ci et se regroupent généralement en son cœur (Pépin *et al.*, 2008). Ce territoire doit fournir toutes les ressources nécessaires pour les cervidés durant toute l'année que ce soit en termes de nourriture ou d'abris. La composition et structure du territoire peut rester stable, s'il se trouve à proximité de zones pouvant leur fournir toutes les ressources nécessaires durant l'année (Felix *et al.*, 2007).

La taille et la forme du territoire des cervidés varient en fonction d'une multitude de facteurs tels que l'âge, le sexe, le type d'habitat, la période de reproduction, la saison mais aussi la présence d'activités humaines (Brinkman *et al.*, 2005 ; Pépin *et al.*, 2008). Pour les cerfs élaphe, la superficie de leur territoire varie entre 1, 7.5 ou 20 km² (Pépin *et al.*, 2008 ; Li *et al.*, 2014).

Cette valeur de 20 km² est utilisée dans le modèle pour déterminer la distance journalière maximale parcourue par un cerf sur une journée. En utilisant l'hypothèse que son territoire présente une forme circulaire et qu'il se trouve en son centre, un individu pourrait couvrir chaque jour une distance équivalente au rayon de ce cercle :

$$\text{Distance maximale parcourue} = \frac{\sqrt{20}}{\pi} = 2,52 \text{ km}$$

Avec une moyenne de déplacement pouvant atteindre 400 m par heure, un cerf effectuerait donc jusqu'à sept mouvements avant de retourner dans son abri situé au centre de son territoire. De nombreux facteurs peuvent influencer le mouvement des cervidés tels que leur physiologie incluant la recherche de nourriture, la parturition, l'ensoleillement quotidien et l'influence du climat (Webb *et al.*, 2010). En moyenne, la distance parcourue en une heure pour un individu est comprise entre 177 m (± 28) et 357 m (± 38) pour les femelles et entre 169 m (± 29) et 403 m (± 23) pour les individus mâles (Webb *et al.*, 2010).

Dans le modèle, la longueur d'un *patch* étant de 57,62 m et la distance parcourue maximum de 400m, un individu pourrait se déplacer jusqu'à sept *patches* au cours d'un seul mouvement. Après avoir effectué sept mouvements, les cervidés effectueront un dernier mouvement les ramenant au centre de leur territoire.

Le déplacement du bétail dans le modèle est similaire pour les élevages de moutons et de bovins. Pour réduire la complexité du modèle, le bétail se déplace uniquement dans les environnements de prairies. Avec une moyenne de déplacement variant entre 20 et 160 m au cours d'une heure et une période d'activité se concentrant majoritairement dans la journée (Stephen *et al.*, 2011), le bétail effectue jusqu'à 15 mouvements au cours d'une journée avant d'effectuer un dernier mouvement les ramenant à leur ferme d'origine pour la nuit. Au cours d'un mouvement, un agent peut se déplacer d'une distance pouvant atteindre trois *patches*.

Dans le modèle, le déplacement des hôtes alternatifs se calque sur celui des rongeurs. Une étude menée sur le comportement des rongeurs indique que ces derniers ont tendance à passer la plupart du temps à se reposer durant la journée dans leur nid et à se déplacer plus amplement durant la nuit (Lee & Rhim, 2016). Les hôtes alternatifs dans le modèle suivent ce comportement et tout comme les cervidés, ils n'effectuent que huit mouvements au cours

d'une journée. Avec une moyenne de déplacement variant entre 20 et 60 m au cours d'une heure pour différentes espèces de rongeurs, les hôtes alternatifs peuvent se déplacer au maximum d'un *patch* par mouvement effectué. Les hôtes alternatifs ne représentant pas une espèce précise dans le modèle, aucune notion de territoire n'a été implémentée dans leur comportement. Les individus se déplacent continuellement sur le territoire de l'île sans revenir dans une zone précise en fin de journée.

3.3.4.2 Interactions des agents avec les tiques *Ixodes ricinus*

L'objectif du SUM étant d'étudier l'influence que jouent différentes espèces dans l'abondance et la distribution des tiques, les interactions des hôtes avec les tiques *I. ricinus* dans les environnements sont primordiales. Lorsqu'un agent se déplace sur un nouveau *patch*, il interagit avec son environnement en récoltant des tiques à l'affût et en y déposant celles qui ont terminé leur repas sanguin.

3.3.4.2.1 Récolte de tiques à l'affût dans l'environnement

Le nombre de tiques à l'affût récoltées lorsqu'un hôte se déplace sur un nouveau *patch* correspond à la quantité de tiques qu'il pourrait potentiellement ramasser en passant une heure sur ce *patch*. Ce nombre va varier en fonction de chaque hôte mais aussi du stade d'évolution des tiques se trouvant soit au stade adulte (Eq.1) soit au stade nymphale (Eq.2) :

$$\text{Nombre de tiques adultes récoltées} = N_A = \frac{D_A}{A} * E_h * P_A * d_h \quad (\text{Eq. 1})$$

Avec pour les adultes :

- N_A = Le nombre de tiques adultes à l'affût récoltées par un hôte en un mouvement.
- D_A = La densité de nymphes à l'affût présentes sur le *patch*. Cette densité évolue constamment au cours du modèle.
- P_A = La probabilité d'attachement d'une tique lorsqu'un hôte se trouve à moins d'un mètre d'elle. Cette probabilité d'attachement pour une tique au stade adulte est de 0,001785 au cours d'une heure (Halsey & Milner, 2018).

$$\text{Nombre de nymphes récoltées} = N_N = \frac{D_N}{A} * E_h * P_N * d_h \quad (\text{Eq. 2})$$

Avec pour les nymphes :

- N_N = Le nombre de nymphes à l'affût récoltées par un hôte en un mouvement.
- D_N = La densité de nymphes à l'affût présentes sur le *patch*. Cette densité évolue constamment au cours du modèle.
- P_N = La probabilité d'attachement d'une nymphe lorsqu'un hôte se trouve à moins d'un mètre d'elle. Cette probabilité d'attachement pour une tique au stade adulte est de 0,168881 au cours d'une heure (Halsey & Milner, 2018).

Et commun aux deux équations :

- A = L'aire d'un *patch*. Tous les *patches* présentent une aire de 3320,21 m². En divisant la densité de tiques à l'affût par cette valeur, la densité de tiques est calculée pour une surface d'un m².
- E_h = L'espace de rayonnement de l'hôte. Cette valeur correspond aux nombres de cellules d'un m² se trouvant à un moins d'un mètre de l'hôte et variant en fonction de

la taille de celui-ci (Table 4). Cette espace de rayonnement permet de déterminer le nombre de cellules autour de l'hôte où les tiques peuvent détecter sa présence. En effet, les tiques *I. ricinus* peuvent détecter un hôte qui leur est favorable à une distance d'un mètre (Halsey et Milner, 2018).

- d_h = La distance parcourue par un hôte durant une heure. Cette valeur n'est pas constante et varie à chaque mouvement de l'hôte selon une gamme de distance spécifique à chaque hôte (Table 4). Cette distance parcourue détermine le nombre de fois où un hôte se trouve à moins d'un mètre d'une tique.

Table 4 - Properties of the agents affecting the number of ticks (adults and nymphs) they pick up in one movement in the South Uist Model

Hôtes	Tiques ramassées	Espace de rayonnement de l'hôte E_h (m ²)		Distance parcourue par un hôte : d_h (m/h)
Cerf élaphe	Adultes	12		169 – 403
Bétail	Adultes & nymphes	12 (bovins)	9 (moutons)	20 - 160
Hôtes alternatifs	Nymphes	4		20-60

Avant que l'hôte ne se déplace sur un autre *patch*, le nombre de tiques (adultes et/ou nymphes) est soustrait du *patch* sur lequel il vient de terminer son mouvement amenant une décroissance progressive du nombre de tiques dans l'environnement tout au long du modèle.

Lorsque l'hôte se déplace sur un *patch* ne présentant plus aucune tique disponible, il n'effectue pas l'action de ramasser une tique.

3.3.4.2.2 Dépôt de tiques nourries dans l'environnement

Lorsqu'un agent se déplace sur un *patch*, il va progressivement déposer des tiques ayant effectué leur repas sanguin dans l'environnement. Ce nombre de tiques déposées dans l'environnement varie en fonction de chaque hôte mais aussi du stade d'évolution des tiques se trouvant soit au stade adulte (Eq.3) soit au stade nymphale (Eq.4) :

$$\text{Nombre de tiques adultes déposées} = D_A = A_A * \frac{1}{T_A * M_h} \quad (\text{Eq. 3})$$

Avec pour les tiques adultes :

- D_A = Le nombre de tiques déposées dans l'environnement à chaque mouvement.
- A_A = Le nombre de tiques adultes attachées sur l'hôte.
- T_A = Le temps de repas d'une tique adulte. Les tiques *I. ricinus* prennent entre une semaine (Li *et al.*, 2014) et dix jours pour terminer leur repas sanguin sur leur hôte (Halsey & Milner, 2018). Dans le modèle, le nombre de tiques déposées dépend de la probabilité qu'une tique adulte ait fini de se nourrir au cours d'une journée. Cette probabilité de détachement se définit comme l'inverse du temps nécessaire pour que la tique effectue son repas complet.

$$\text{Nombre de nymphes déposées} = D_N = A_N * \frac{1}{T_N * M_h} \quad (\text{Eq. 4})$$

Avec pour les nymphes :

- D_N = Le nombre de nymphes déposées dans l'environnement à chaque mouvement.
- A_N = Le nombre de nymphes attachées sur l'hôte
- T_N = Le temps de repas d'une nymphe. Les nymphes *I. ricinus* prennent entre une semaine (Li *et al.*, 2014) et cinq jours pour terminer leurs repas sanguins (Halsey & Milner, 2018). Dans le modèle, le nombre de tiques déposées dépend de la probabilité qu'une tique adulte ait fini de se nourrir au cours d'une journée. Cette probabilité de détachement se définit comme l'inverse du temps nécessaire pour que la tique effectue son repas complet.

Et commun aux deux équations :

- M_h = Le nombre de mouvements effectués par l'hôte en une journée. Comme la probabilité de détachement est une valeur journalière mais que les hôtes déposent des tiques à chacun de leur mouvement, cette valeur est divisée par le nombre de mouvements effectués par l'hôte en une journée pour obtenir une probabilité horaire.

Afin d'établir une distinction nette entre les tiques au stade adulte et nymphale, les temps d'attachement correspondent respectivement à dix et cinq jours.

Avant que l'hôte ne se déplace sur un autre *patch*, le nombre de tiques (adultes et/ou nymphes) est additionné au *patch* sur lequel il vient de terminer son mouvement amenant une croissance progressive du nombre de tiques nourries dans l'environnement tout au long du modèle.

Si l'hôte ne présente aucune tique, il n'effectue pas l'action de dépôt. De plus, si le *patch* sur lequel il se situe ne correspond pas à un environnement favorable à la survie des tiques, celles-ci meurent directement. Dans le modèle, seuls les environnements de bruyères, de tourbières, de prairies et de machairs présentent une densité de tiques nourries à la fin des 90 jours d'analyse.

3.3.5 Description des scénarios de gestion du *South Uist Model*

Afin d'évaluer l'impact des différentes stratégies de gestion des populations de tiques et déterminer lesquelles seraient les plus pertinentes à mettre en place au sein de l'île de South Uist, plusieurs scénarios ont été implémentés dans le SUM. Chacun des scénarios élaborés va explorer une approche spécifique visant à réguler l'abondance de tiques.

3.3.5.1 Le Scénario 0 : Aucune mesure de gestion

Le scénario 0 est le scénario de contrôle. Aucune mesure spécifique n'est paramétrée dans le modèle et les résultats obtenus correspondent simplement à un environnement où les tiques interagissent avec leurs hôtes sans intervention extérieure.

Ce scénario de contrôle a un double objectif. Premièrement, les résultats obtenus sont utilisés pour évaluer l'efficacité des mesures de régulation des tiques implémentées dans les autres scénarios. Des résultats proches de ceux obtenus dans le scénario 0 indiqueraient que les mesures mises en place ne sont pas pertinentes pour contrôler la présence de tiques dans l'environnement. Au contraire des résultats s'en éloignant correspondraient à des mesures qui impactent l'abondance et la distribution des tiques.

Deuxièmement, le scénario de contrôle permet d'évaluer l'impact que jouent les différents agents dans la distribution des tiques sur l'île de South Uist.

3.3.5.2 Le Scénario 1 : Réduction de la population de cerfs élaphe

Le scénario 1 est le premier scénario appliqué cherchant à réguler les populations de tiques via la gestion de population des cervidés. Dans ce scénario, le nombre de cervidés présent sur l'île sera réduit afin d'évaluer l'importance de la corrélation existante entre l'abondance de cerfs élaphe et l'abondance de tiques *I. ricinus*.

Chaque année, entre 67 et 152 individus sont abattus sur l'île de South Uist. Dans son rapport sur la gestion des populations de cervidés, l'UDMG propose de réduire la population de cervidés de 181 individus pour réduire les risques liés à la borréliose de Lyme (Seivright, 2017). Pour évaluer le nombre idéal de cervidés à abattre, le scénario 1 implémente trois types de réduction :

1. Une réduction faible de 60 individus se situant sous le seuil de réduction annuelle minimum de 67 individus.
2. Une réduction modérée de 181 individus comme suggérée par l'UDMG.
3. Une réduction drastique de 360 individus.

Pour implémenter ce scénario dans le modèle, la population initiale du nombre de cervidés présents sur l'île est simplement réduite avant le lancement du modèle en fonction de l'intensité désirée. Afin d'optimiser les performances du modèle, ce scénario est implémenté sans les autres agents. Les agents n'étant pas affectés par le comportement des autres dans le modèle, l'impact de la réduction du nombre de cervidés sur la densité de tique sur l'île n'influence pas les autres agents.

3.3.5.3 Scénario 2 : Exclusion des populations de cerfs élaphe

Le scénario 2 se focalise sur l'impact de l'exclusion des cervidés de certaines régions sur la densité de tiques présentes dans l'environnement. Dans ce scénario, deux types d'encloisonnement :

1. La mise en place de clôtures à très large échelle. Sur l'île de South Uist, l'UDMG propose la mise en place de larges clôtures allant de 23 à 28 km pour éviter le déplacement des cervidés vers les prairies et les cultures (Seivright, 2017). Dans le SUM, une barrière virtuelle est implémentée allant du nord au sud de l'île. Lorsque les cerfs se déplacent sur la coordonnée longitudinale correspondant à la barrière (-90), ils rebroussement chemin.
2. La mise en place de clôtures à une échelle plus réduite. L'UDMG propose la mise en place de clôtures électriques sur des zones plus restreintes lors des périodes à haut risque de contact avec les tiques, typiquement la période couvrant du printemps jusqu'à l'automne (Seivright, 2017). Dans le SUM, des clôtures virtuelles sont installées autour des environnements de bruyères empêchant ainsi les cervidés de se déplacer vers les prairies ou les cultures.

A l'instar du scénario 1, ce scénario est implémenté sans les autres agents.

3.3.5.4 Scénario 3 : Traitements du bétail avec des acaricides

Le scénario 3 se focalise sur l'impact de l'application d'acaricides au sein des élevages sur la densité de tiques présentes dans l'environnement. Pour être efficace, le traitement doit être maintenu avec une application toutes les six semaines sur les ongulés (Porter *et al.*, 2010). Dans ce scénario, des acaricides sont dès lors appliqués au 45^{ème} et 90^{ème} jour d'analyse du modèle.

L'efficacité des acaricides pour réduire l'abondance de tiques varie entre 68 et 100 % (Vanwieren *et al.*, 2016). Cette efficacité a été fixée à 68% pour évaluer l'impact de ces acaricides sur l'île. Lorsqu'un agent est traité par des acaricides, deux processus s'opèrent dans le modèle.

Premièrement, lorsque l'acaricide est appliqué sur le bétail, le nombre total de tiques s'y étant attachées se réduit de 68% et le *patch* sur lequel se situent les agents au moment du traitement est aussi affecté par cette application. La densité de tiques dans ce *patch* est alors réduite de 68%, que ce soit pour les tiques toujours à l'affût ou celles ayant déjà effectuées leur repas sanguin.

Deuxièmement, les acaricides appliqués sur les agents et les *patches* restent efficaces sur une période de six semaines. Le nombre de tiques s'attachant à un hôte traité (N_N et N_A) est à chaque fois réduit de 68% et lorsqu'un hôte se déplace sur un *patch* traité, le nombre de tiques déposé (D_N et D_A) est aussi réduit de 68%.

3.3.5.5 Scénario 4 : Application de multiples mesures

Le dernier scénario regroupe plusieurs stratégies de gestion simultanément en implémentant une réduction de 181 cerfs, la mise en place de clôtures à une échelle locale et l'application d'acaricides sur le bétail toutes les six semaines. L'objectif de ce scénario est d'évaluer si les mesures de gestion sont plus efficaces lorsqu'elles sont implémentées individuellement ou simultanément.

3.4 Analyse des résultats

L'analyse des résultats se focalise sur l'évolution de la densité de tiques à l'affût et nourries au cours des 90 jours d'analyse via une interprétation quantitative et qualitative. Cette analyse se concentre principalement sur l'évolution des densités de tiques au sein des trois principaux environnements favorables aux tiques présents sur l'île : les prairies, les landes et bruyères ainsi que les tourbières. L'analyse quantitative présente l'évolution du nombre de tiques en fonction du temps tandis que l'analyse qualitative se concentre sur la variation spatiale des tiques à l'affût et nourries dans l'environnement en fonction du scénario implémenté via la réalisation de carte de densité en *NetLogo*.

La cartographie des résultats présente aussi le taux d'échange pour les tiques *I. ricinus* (nymphe et adulte) présentes sur l'île de South Uist. Le taux d'échange indique le ratio entre le nombre de tiques récoltées et le nombre de tiques déposées sur un même *patch*. Un taux d'échange négatif témoigne d'un nombre de tiques récoltées supérieur, tandis qu'un taux d'échange positif témoigne d'un nombre de tiques déposées plus élevée.

Les résultats valideront ou infirmeront les différentes hypothèses de recherche en s'attardant sur plusieurs aspects du modèle.

Premièrement, une analyse de la variabilité interne du modèle due aux effets stochastiques ainsi qu'une analyse de sensibilité des différents paramètres implémentés dans le modèle afin de déterminer quantitativement et qualitativement l'impact de chaque type d'hôtes sur l'abondance et la distribution des tiques dans l'environnement.

Deuxièmement, une comparaison entre les différents résultats obtenus par les scénarios afin de déterminer quelles stratégies sont les plus efficaces pour impacter négativement les populations de tiques sur l'île de South Uist. Soit en se focalisant exclusivement sur les cerfs et leur gestion, soit en impliquant tous les agents avec des mesures plus variées.

CHAPITRE 4

Résultats

4.1 Analyse de sensibilité du *South Uist Model*

Cette partie des résultats a pour objectif d'analyser l'impact de chaque hôte sur la variabilité interne du modèle et la possible création d'effets stochastiques dans le SUM. De plus, elle indique la contribution de chaque agent au modèle.

4.1.1 Variabilité interne du *South Uist Model*

Pour chacun des scénarios implémentés, les résultats obtenus par la moyenne des cinq simulations présentent une variabilité interne différente en fonction du stade de développement de la tique *I. ricinus*. En effet, si les résultats obtenus pour les tiques adultes restent relativement identiques avec des écarts-types très peu significatifs (Annexe 3, Table 4), la variabilité interne est plus élevée pour les nymphes avec des valeurs d'écart-type plus élevées (Annexe 3, Table 5).

Cette variabilité interne des résultats obtenus au cours des cinq simulations est majoritairement due aux hôtes alternatifs dont le comportement et les déplacements sont moins restreints que ceux des autres agents. Cette liberté laissée à ces agents induit dès lors une variation plus grande entre les différentes simulations d'un scénario. Les hôtes alternatifs étant initialement localisés dans les environnements de prairies et de bruyères, la variabilité des résultats y sera plus conséquente (Figure 5). Les nymphes n'interagissant qu'avec le bétail et les hôtes alternatifs, les mesures de gestion des populations ne seront pas affectées par cette variabilité interne du modèle.

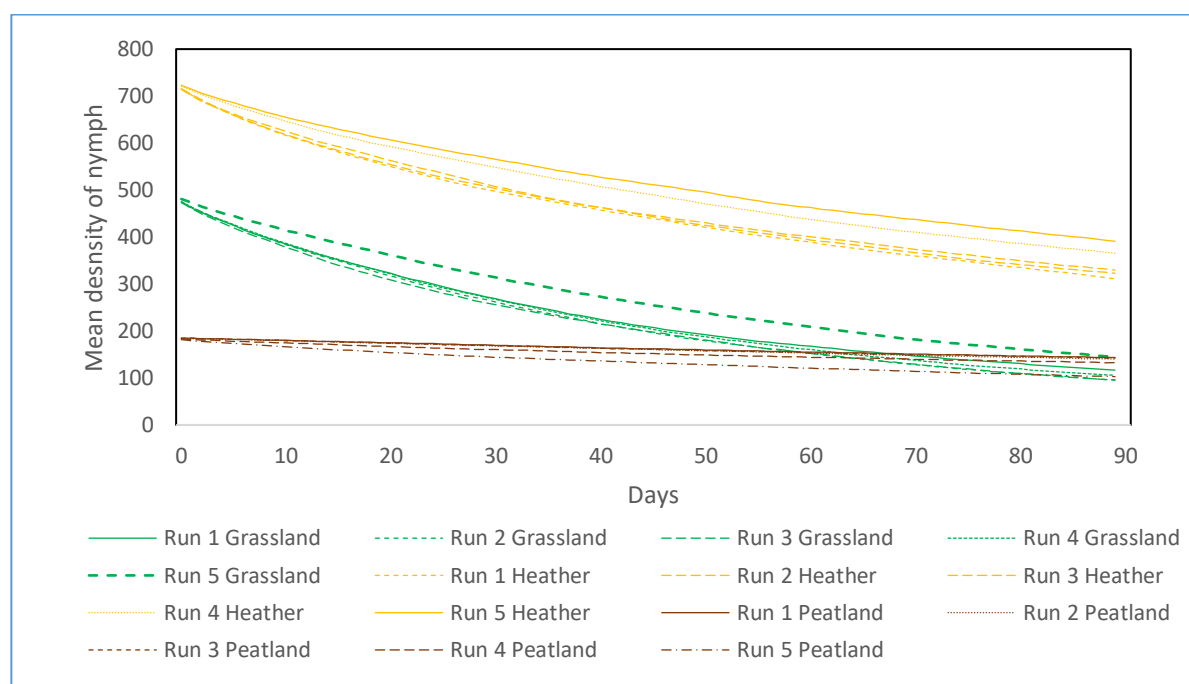


Figure 5 - Evolution of mean density of questing nymph pick up by alternative hosts regarding 5 runs of the South Uist Model

4.1.2 Sensibilité des tiques *Ixodes ricinus*

Le stade de développement de la tique influence le comportement et la forme de la courbe d'évolution des densités de tiques à l'affût et nourries dans l'environnement. Les densités de nymphes évoluant avec une décroissance exponentielle pour les nymphes à l'affût (Figure 6B) et une croissance exponentielle pour les nymphes nourries (Figure 6D), à l'exception des tiques présentes dans les tourbières, tandis que les densités de tiques adultes présentent une évolution relativement plus linéaire (Figure 6A/C). Cette différence s'explique d'une part par une abondance plus importante de nymphes dans l'environnement que de tiques adultes, et d'autre part les nymphes s'attachent et se nourrissent plus rapidement que les tiques au stade adulte. En effet, la probabilité d'attachement d'une nymphe étant plus élevée ($P_N > P_A$), et leur repas sanguin plus court ($T_N < T_A$), elles s'attacheront à l'hôte et s'en détacheront aussi plus rapidement.

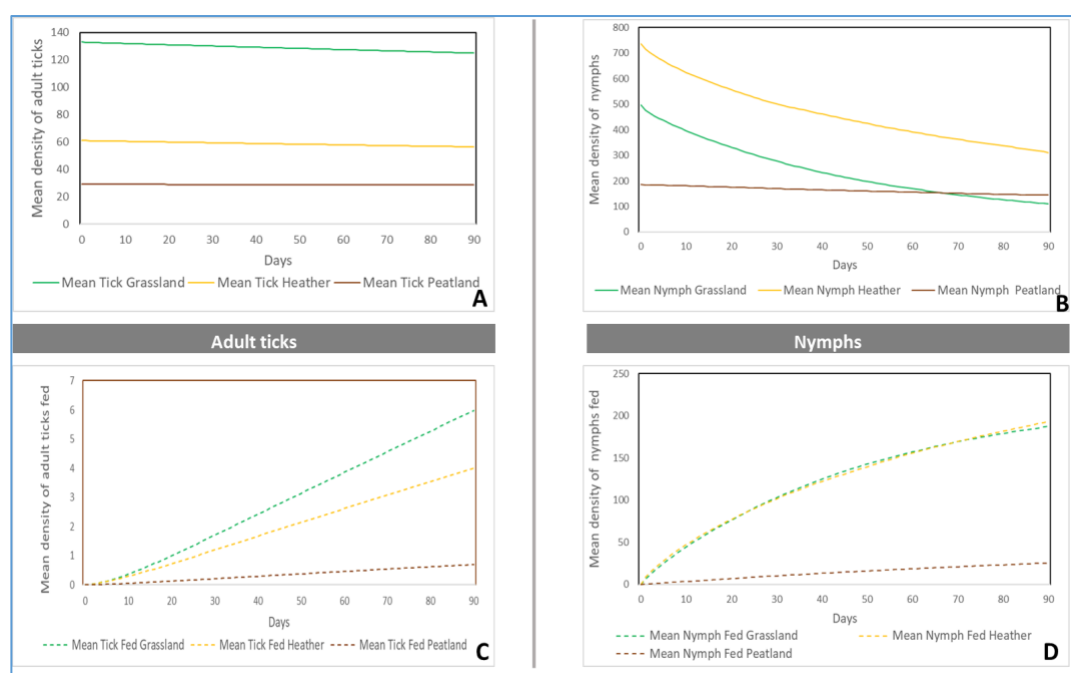


Figure 6 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (Green), heather moorland (Yellow) and peatland (Brown) in scenario 0.

Par ailleurs, si dans les environnements de prairies et de bruyères, la densité de nymphes déposées semble suivre une évolution similaire, la densité de tiques adultes déposées augmente plus rapidement dans les habitats de prairies (Figure 6C). Cette différence est due au fait que les cervidés contribuent au dépôt des tiques nourries dans tous les environnements tandis que le bétail dépose essentiellement dans les prairies. Le nombre de tiques déposées dans les prairies augmente grâce à la contribution de ces deux agents tandis que dans les bruyères se sont essentiellement les cervidés qui contribuent à ce dépôt.

Dans le modèle, le taux d'échange sur un même *patch* varie en fonction du nombre de tiques déposées et du nombre de tiques ramassées par un agent. Les résultats obtenus indiquent que dans le SUM, la majorité des *patches* présente un taux d'échange négatif signifiant que plus de tiques y sont ramassées que déposées. Cette variation est plus importante pour les tiques adultes (Annexe 4, Figure 4) que pour les nymphes (Annexe 4, Figure 7) et résulte des différences entre les probabilités d'attachement et le temps nécessaire pour effectuer un repas sanguin correspondant à chaque stade de développement de la tique *I. ricinus*.

4.1.3 Sensibilité du bétail

Les moutons et les bovins servant d'hôtes à la fois pour les tiques au stade adulte et nymphal, ils vont contribuer à la variation de l'abondance et la distribution de ces deux stades de développement de la tique *I. ricinus*.

Les animaux d'élevage étant limités dans leurs mouvements à des activités de pâturage dans les prairies, ils contribuent essentiellement à l'évolution de la densité de tiques adultes et de nymphes dans les prairies. En effet, plus de 90% des tiques qu'ils ramassent et déposent se trouvent dans les environnements de prairies (Figure 8). Après 90 jours de simulation, le bétail réduit la densité de tiques adultes à l'affût dans les prairies d'environ 5,32 % ($\pm 0,008$) et jusqu'à 51,14% ($\pm 0,07$) des nymphes qui s'y trouvaient initialement (Annexe 1, Table 1 ; Annexe 1, Table 2). Les moutons et les bovins contribuent de la même manière au dépôt et à la collecte des tiques (nymphes et adultes) dans l'environnement et plus spécifiquement dans les prairies, la proportion de tiques ramassées et déposées dans les prairies étant relativement identique.

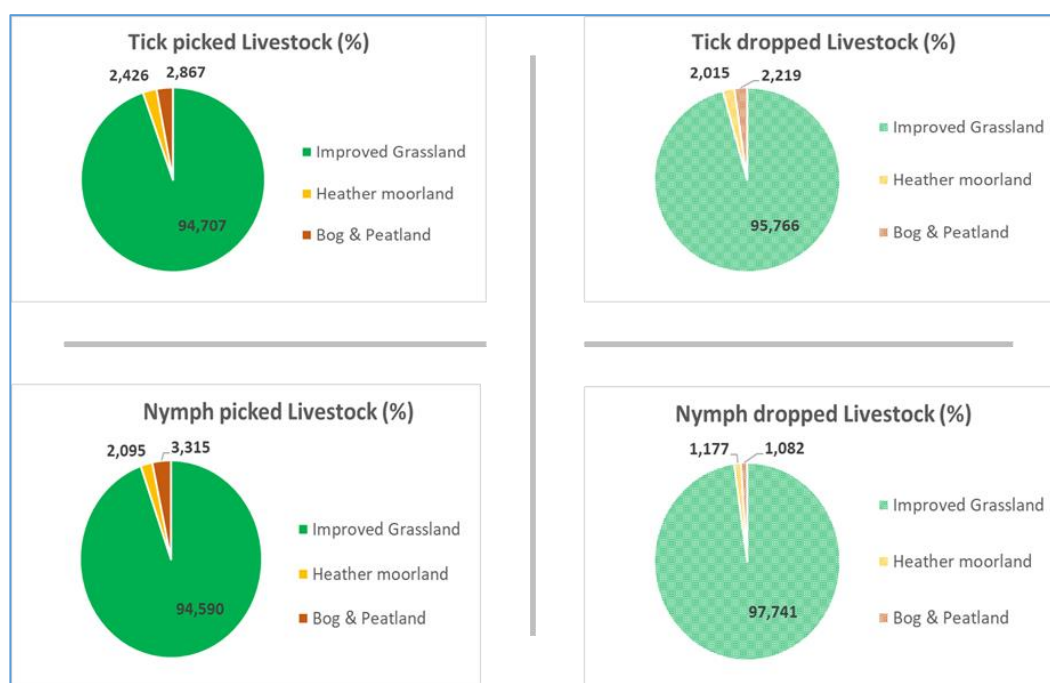


Figure 7 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for livestock under scenario 0.

4.1.4 Sensibilité des hôtes alternatifs

Les hôtes alternatifs se composant essentiellement de petits mammifères, ils vont uniquement contribuer à la variation de l'abondance et la distribution des nymphes dans le modèle.

La proportion de nymphes ramassées par les hôtes alternatifs et celle déposées une fois nourries n'ont pas la même distribution spatiale. Les hôtes alternatifs n'étant pas limités par un territoire dans le SUM, ils ne reviennent pas automatiquement dans des zones où ils ont ramassé des nymphes et favorisent donc la dispersion des nymphes sur l'île (Figure 8).

Les hôtes alternatifs contribuent à réduire la densité de nymphes à l'affût dans les trois environnements majeurs du modèle. En effet ces hôtes sont responsables du ramassage de 45,52 % ($\pm 3,82$) des nymphes à l'affût dans les prairies, de 54,69 % ($\pm 3,74$) dans les bruyères et de 28,38 % ($\pm 3,72$) dans les tourbières (Annexe 3, Table 2).

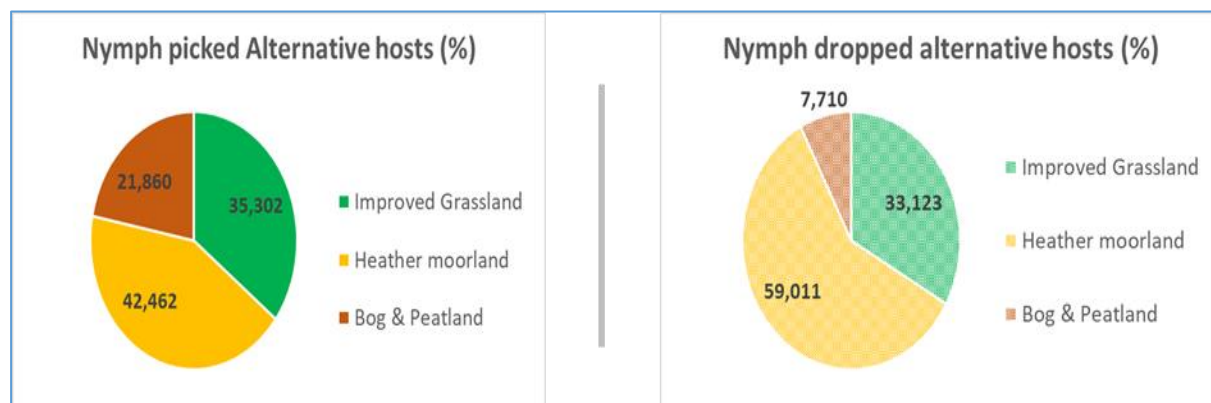


Figure 8 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for alternative hosts under scenario 0.

4.1.5 Sensibilité des cerfs élaphe

Les cerfs élaphe n'étant pas des hôtes pour les nymphes, ils contribuent uniquement à la variation de l'abondance et la distribution des tiques adultes dans le modèle.

Les cerfs élaphe ramassent majoritairement les tiques adultes à l'affût et les déposent une fois nourries dans les environnements de bruyères (Figure 9). Après 90 jours, les cervidés ont ainsi ramassé 7,59 % ($\pm 0,004$) des tiques initialement à l'affût dans l'environnement des bruyères (Annexe 1, Table 1). De plus, ils contribuent essentiellement à augmenter la densité de tiques nourries dans les environnements de bruyères avec un apport moyen de 3,95 ($\pm 0,001$) tiques adultes par *patch* de bruyère une fois la simulation du modèle terminée (Annexe 1, Table 1). Bien que leur contribution y soit moindre, les cervidés déposent également des tiques dans les environnements de tourbières et de prairies.

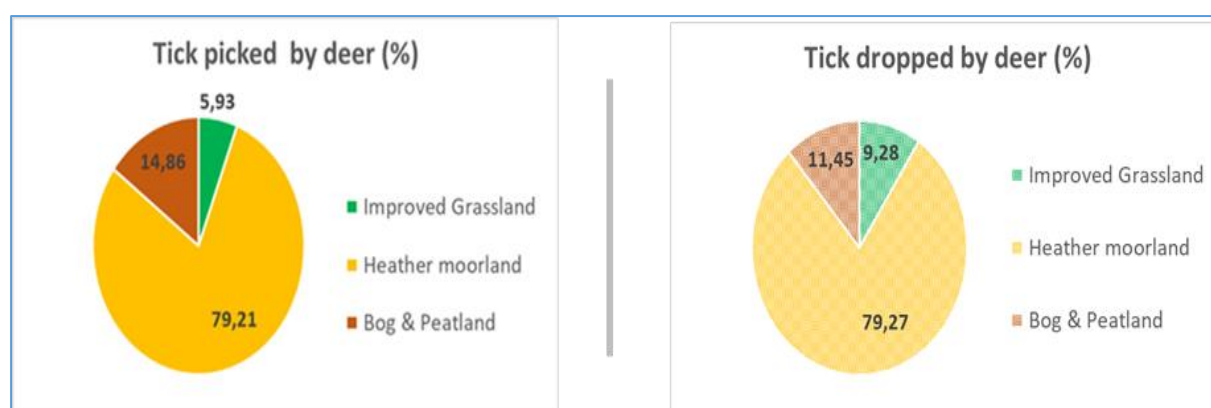


Figure 9 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for deer under scenario 0.

4.2 Résultats des scénarios

4.2.1 Scénario 1 : Réduction de la population de cerfs élaphes

Les résultats obtenus dans le scénario 1 varient en fonction de l'environnement et du nombre de cerfs élaphes abattus dans le modèle (Figure 10 ; Annexe 1, Table 3).

Dans les environnements de bruyères, la réduction du nombre de cervidés conduit à une diminution du nombre de tiques adultes déposées dans l'environnement (Figure 10 C/D). Cette diminution est proportionnelle à l'intensité de la réduction mise en place, plus le nombre de cerfs abattus est élevé, plus la densité de tiques ayant effectué leur repas sanguin diminue dans l'environnement. Néanmoins, l'impact n'est significatif que lorsque le nombre d'hôtes est réduit drastiquement. En effet, plus le nombre d'individus abattus est élevé plus l'impact sur la densité de tiques sera important, une diminution de 60 individus n'ayant presque pas d'effet sur la densité de tiques dans l'environnement.

D'un autre côté, le nombre de tiques à l'affût diminue plus lentement en lien avec la diminution du nombre d'hôtes disponibles dans l'environnement (Figure 10 A/B), les tiques restant dès lors plus longtemps dans leur environnement.

Dans les environnements de prairies, la réduction du nombre de cervidés impacte significativement la densité de tiques uniquement lorsque la réduction est de 360 individus. Par ailleurs, une réduction de seulement 60 individus amène une légère augmentation de la densité de tiques déposées dans l'environnement (Figure 10). Cette augmentation n'a pas d'explication logique et peut être induite par la paramétrisation de ce scénario.

La réduction des populations de cerfs au sein de l'île permet de réduire l'abondance des tiques nourries dans l'environnement mais les résultats obtenus n'indiquent pas de variations spatiales significatives quant à la distribution de ces tiques sur l'île (Annexe 2, Figure 1 ; Annexe 4, Figure 8).

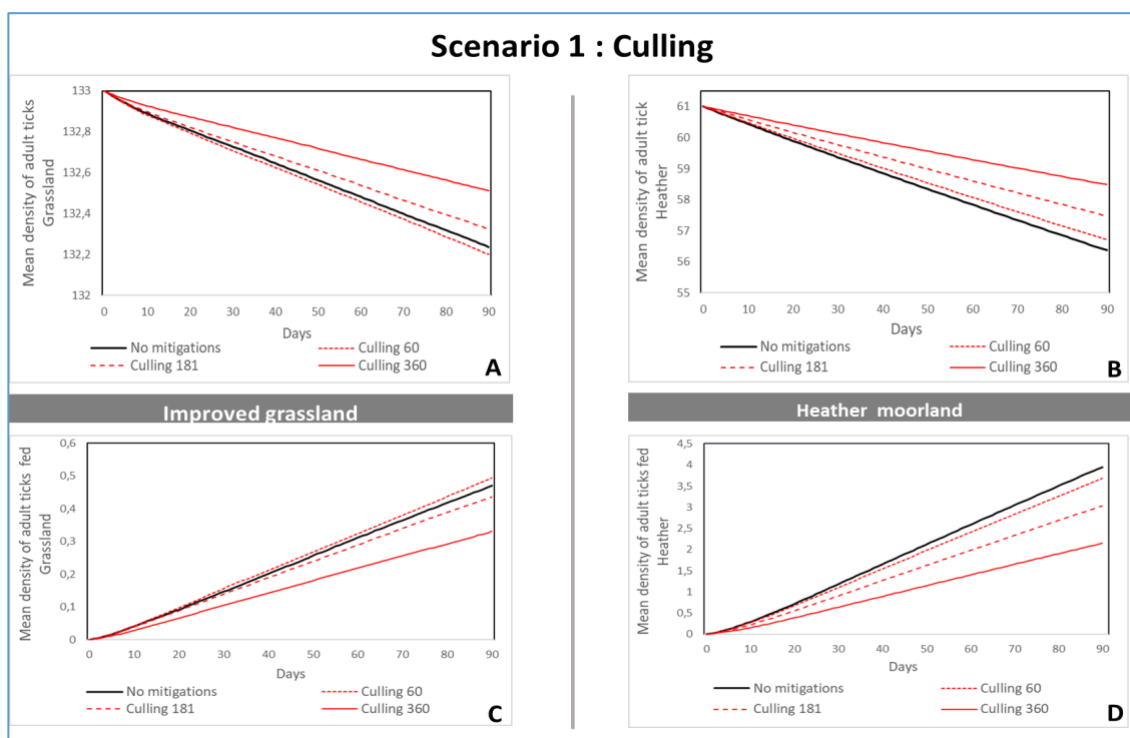


Figure 10 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in culling scenario 1.

4.2.2 Scénario 2 : Exclusion des populations de cerfs élaphe

Les résultats obtenus par la mise en place de clôtures varient en fonction de l'échelle d'application des mesures (Figure 11 ; Annexe 1, Table 3).

D'une part, l'implémentation de clôtures à une échelle réduite enclouant les cerfs élaphe dans les environnements de bruyères permet de réduire le nombre de tiques déposées dans les prairies (Figure 11 C). Cependant si l'exclusion des cervidés permet de réduire leurs passages dans les prairies, l'enclouement de ces populations dans les environnements de bruyères conduit à une augmentation de l'abondance des tiques qui y sont déposées (Figure 10 D). De plus, la densité de tiques à l'affût dans la prairie diminue plus lentement qu'en l'absence de ces clôtures (Figure 10 A), tandis que la décroissance est plus rapide dans les bruyères (Figure 10 B).

D'autre part, l'implémentation de clôtures à large échelle, allant du nord au sud de l'île ne semble pas être une stratégie pertinente pour réguler les populations de tiques dans l'environnement, les résultats obtenus n'indiquant pas de variations significatives entre la présence ou l'absence de cette stratégie de gestion (Figure 11 ; Annexe 1, Table 3).

Les résultats indiquent aussi que la mise en place de clôtures n'est pas efficace à 100% pour limiter les déplacements des cerfs élaphe hors des bruyères. Bien que leur contribution y soit réduite, les cervidés déposent encore des tiques dans les environnements de prairies (Annexe 2, Figure 2).

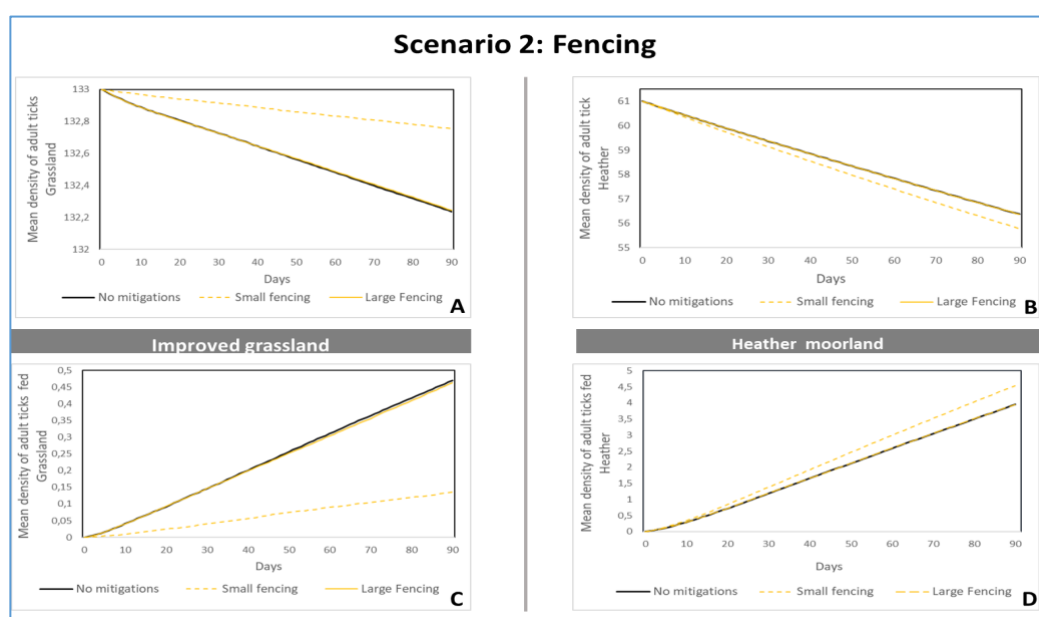


Figure 11 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in fencing scenario 2.

La distribution spatiale des tiques déposées après 90 jours de simulation permet clairement de distinguer l'impact de l'implémentation de clôtures à une échelle locale ou plus large (Annexe 4, Figure 9). En effet, il ne semble y avoir aucune différence significative quant à l'abondance et la distribution des tiques lorsque des clôtures sont installées entre le nord et le sud de l'île, tandis que l'enclouement des bruyères et landes permet de réduire l'aire de distribution des tiques adultes nourries déposées dans l'environnement, en les concentrant dans les bruyères. Cependant, cette concentration y amplifie leur abondance.

4.2.3 Scénario 3 : Traitements du bétail avec des acaricides

Les résultats obtenus par l'application d'acaricides sur le bétail toutes les six semaines contribuent significativement à la réduction des tiques à l'affût et celles ayant terminé leur repas sanguins (Figure 12 ; Annexe 1, Table 4/5).

Premièrement, l'application d'acaricides réduit significativement l'abondance de tiques à l'affût dans les prairies lors de leur application au 45^{ème} et 90^{ème} jour avec une réduction abrupte pour les tiques adultes (Figure 12 A) et modérée pour les nymphes à l'affût (Figure 12 B). Cette application d'acaricides réduit également drastiquement le nombre de tiques ayant été déposées dans les prairies après leur repas sanguins (Figure 12 C/D ; Annexe 2, Figures 4 & 5).

Deuxièmement, l'effet des acaricides persistant durant six semaines, la contribution du bétail à l'évolution de la densité de tiques (nymphes et adultes) déposées dans les prairies est réduit drastiquement. En effet, 68% des tiques que ramassent les moutons et les bovins meurent lorsqu'elles s'attachent, réduisant ainsi le nombre de tiques qu'ils vont pouvoir déposer dans l'environnement. La densité de tiques nourries garde dès lors une courbe stable en n'augmentant quasiment plus après l'application des acaricides (Figure 12 C/D).

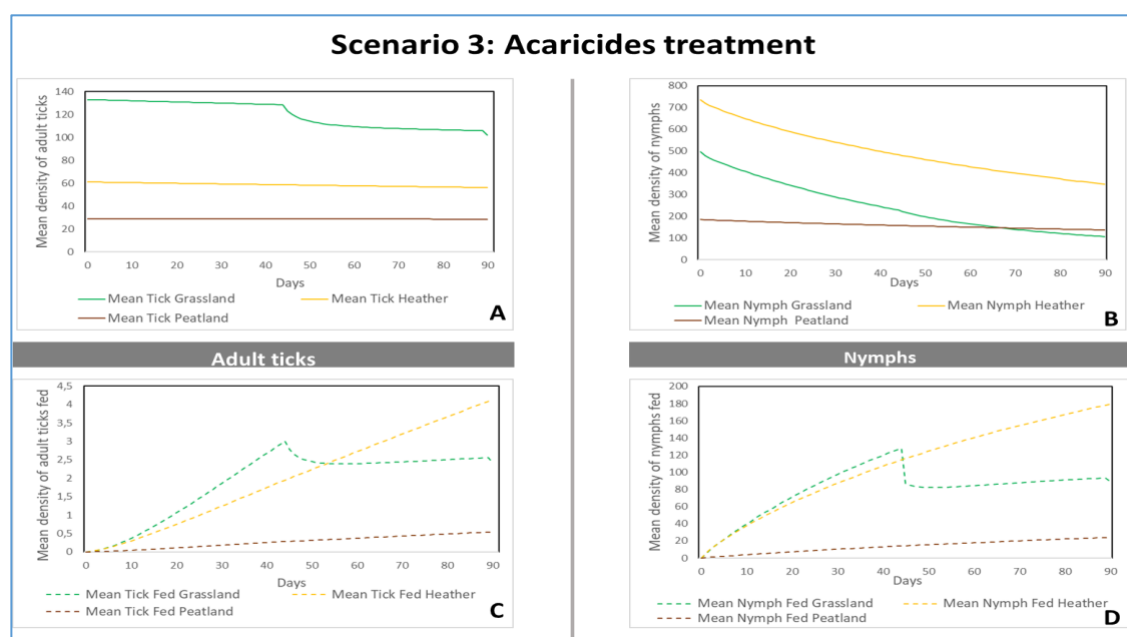


Figure 12 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (Green), heather moorland (Yellow) and peatland (Brown) in scenario 3.

L'impact de l'application d'acaricides peut s'observer spatialement avec une réduction drastique de la densité de tiques adultes et de nymphes à l'affût (Annexe 4, Figures 3 & 6) et de la densité de tiques ayant terminé leur repas sanguin dans les prairies de l'île de South Uist (Annexe 4, Figures 2 & 5).

L'impact de l'application d'acaricides peut aussi être visualisé grâce au taux d'échange des tiques adultes après 90 jours de simulation (Annexe 4, Figure 4). En effet, dans les prairies le taux d'échange des *patches* présente des valeurs plus négatives que pour le scénario sans mesure appliquée. Cette variation est due à la réduction de tiques adultes déposées dans l'environnement par le bétail alors qu'il continue à ramasser des tiques à chacun de ses mouvements. Le taux d'échange présente des valeurs positives seulement pour quelques *patches* se situant généralement à la limite entre deux environnements.

4.2.4 Scénario 4 : Application de multiples mesures

Les résultats obtenus par l'application de multiples mesures de gestion comprenant l'application d'acaricides sur le bétail toutes les six semaines, la réduction du nombre de cerfs élaphe présents sur l'île et la mise en place de clôtures autour des zones de bruyères indiquent que ces mesures contribuent significativement à la réduction des tiques à l'affût et celles ayant terminé leur repas sanguins (Annexe 1, Tables 4 & 5 ; Annexe 3, Figure 1).

Ce scénario présente des résultats similaires à ceux obtenus par l'application d'acaricides sur le bétail auxquels viennent s'additionner les effets d'une réduction du nombre de cervidés évalués dans les résultats du scénario 1 et ceux découlant de la mise en place de clôtures autour des environnements de bruyères évalués dans les résultats du scénario 2. Ces mesures supplémentaires impactent majoritairement la densité de tiques (nymphe et adultes) à l'affût comme nourries dans les zones de bruyères (Annexe 4, Figure 2).

4.3 Comparaison des scénarios 1 et 2

La comparaison des deux scénarios s'articulant autour de la gestion des populations de cerfs élaphe montre certains impacts significatifs sur la densité et la distribution des tiques sur l'île de South Uist (Figure 13 ; Annexe 3, Table 3).

Premièrement, l'implémentation de clôtures à une échelle locale est la stratégie de gestion la plus efficace pour réduire la densité de tiques dans les prairies (Figure 13 A/C). En réduisant les déplacements des cervidés au sein de l'île, l'abondance de tiques et leur distribution spatiale peuvent être régulées localement.

Deuxièmement, la réduction des populations de cervidés permet d'impacter négativement la densité de tiques dans les environnements de bruyères essentiellement (Figure 13 B/D). Cependant, pour que cet impact soit significatif, le nombre d'individus abattus doit être élevé.

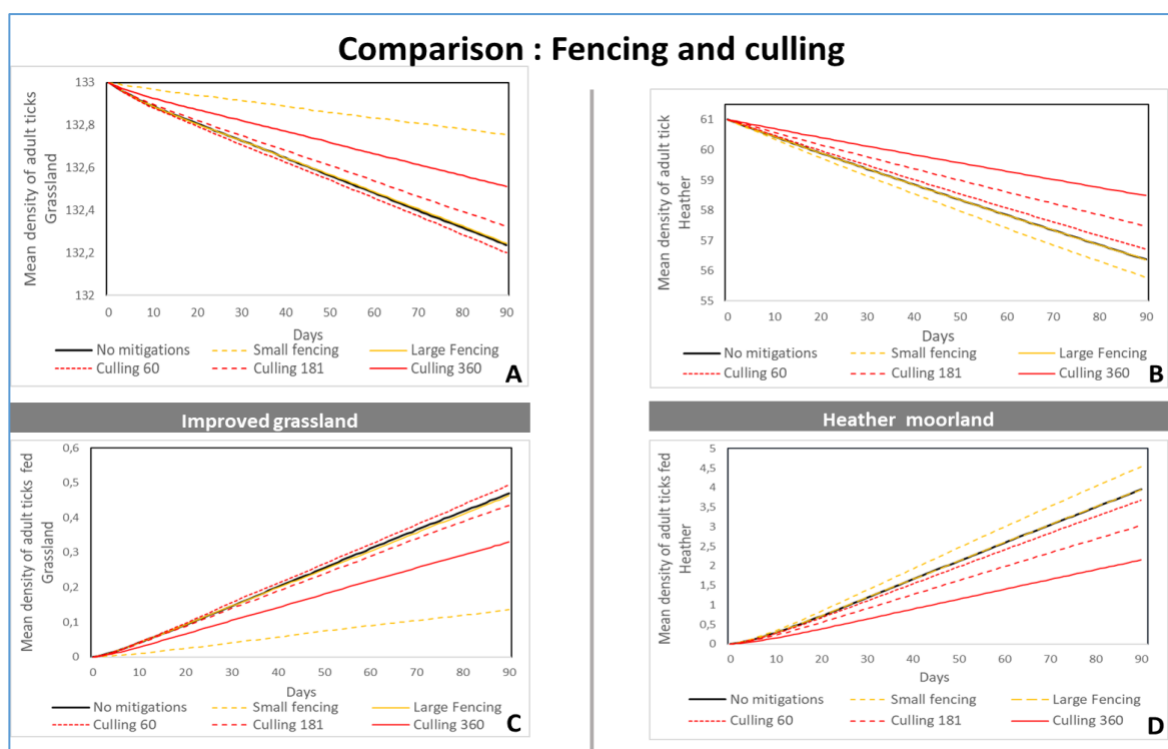


Figure 13 - Comparison mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in culling and fencing scenarios.

4.4 Comparaison des scénarios 0, 3 et 4

La comparaison entre et la mise en place de multiples mesures simultanément permet d'évaluer la pertinence et l'efficacité de ces mesures pour réguler l'abondance des tiques sur l'île. L'efficacité des résultats dépend du stade de développement des tiques.

Premièrement, le scénario 4 est le plus efficace pour réduire le nombre de tiques adultes déposées dans l'environnement (Figure 14; Annexe 1, Table 4). Ainsi, l'application d'acaricides, la réduction du nombre de cervidés et la mise en place de clôtures autour des bruyères semblent être des mesures efficaces pour réguler la densité de tiques nourries dans tous les environnements favorables aux tiques de l'île. C'est aussi dans ce scénario que la densité de tiques adultes à l'affût dans l'environnement décroît le plus lentement. Les mesures réduisant le nombre et le déplacement des hôtes dans l'environnement, les tiques adultes s'y attachent moins régulièrement et restent donc à l'affût plus longtemps.

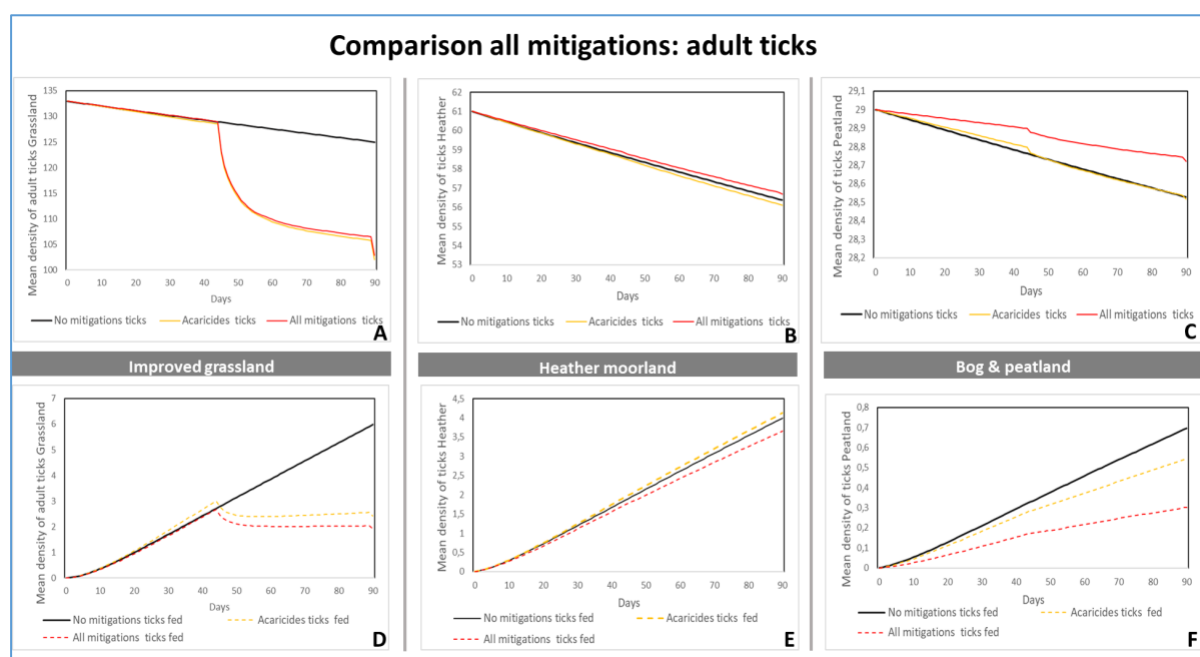


Figure 14 - Comparison mean density of questing adult ticks for grassland (A), for heather moorland (B) and for peatland (C) and adult ticks fed dropped for grassland (D) for heather moorland (E) and for peatland (F) in acaricides and all mitigations scenarios.

Deuxièmement, les résultats obtenus pour les nymphes ne sont pas aussi significativement différents entre les scénarios 3 et 4 que ceux obtenus pour les tiques au stade adulte (Figure 15; Annexe 1, Table 5). En effet, les mesures de réduction et d'exclusion des cervidés n'impactant pas les nymphes, les résultats obtenus suivent la même tendance entre les scénarios 3 et 4. Les variations observées entre les scénarios résultent de la variabilité interne du modèle due aux rôles des hôtes alternatifs.

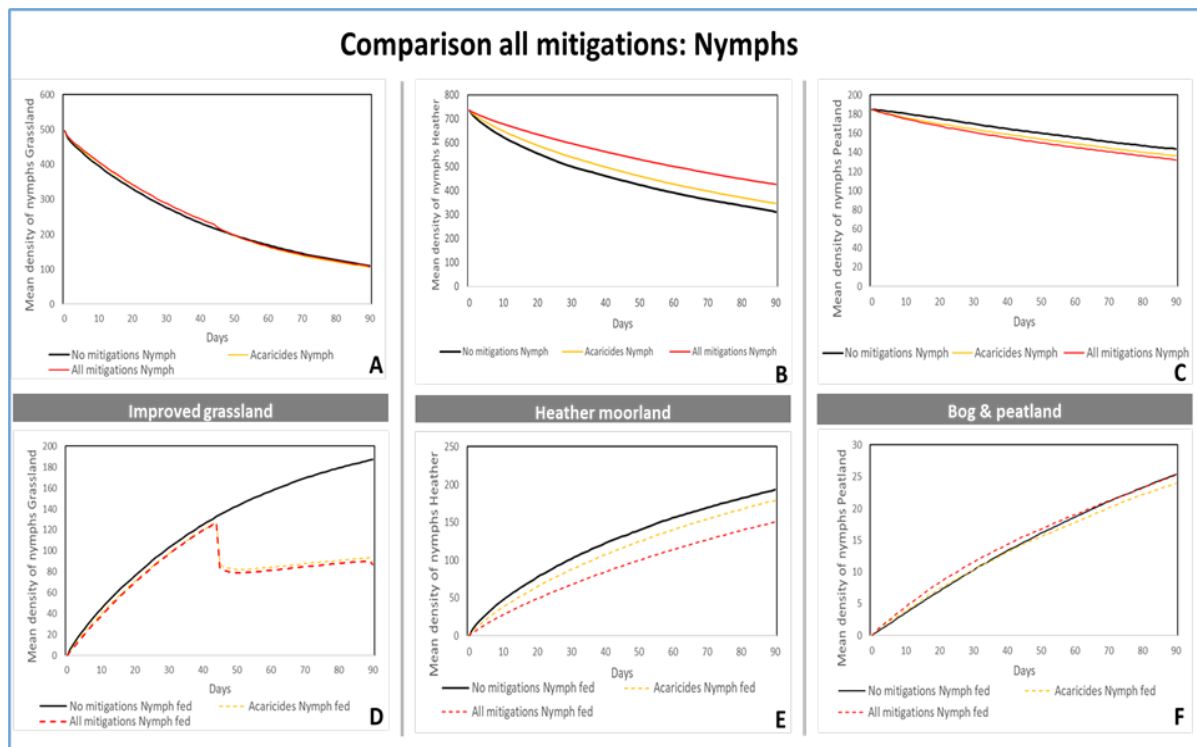


Figure 15 - Comparison mean density of questing nymphs for grassland (A), for heather moorland (B) and for peatland (C) and nymphs fed dropped for grassland (D) for heather moorland (E) and for peatland (F) in acaricides and all mitigations scenarios.

Troisièmement, un phénomène intéressant apparaît dans les scénarios 3 et 4. En effet, si la proportion de tiques adultes déposées dans les prairies diminue logiquement lors de l'application d'acaricides, la proportion de tiques adultes ramassées tend elle à augmenter dans les prairies (Annexe 2, Figure 3). Ce phénomène est dû aux propriétés des agents dans le modèle, et plus précisément au maximum de tiques qu'un hôte peut porter en même temps, qui limite la quantité de tiques adultes pouvant être récoltées (Table 2). En appliquant des acaricides, le nombre de tiques sur un hôte diminue drastiquement permettant à des agents ayant atteint ce maximum de pouvoir à nouveau récolter des tiques dans l'environnement. L'application d'acaricides étant permanente sur les hôtes dans le modèle, le nombre de tiques qu'ils portent diminuent à chaque mouvement de 68 % permettant aux animaux d'élevage de ne pas être limités quant aux nombres de tiques qu'ils peuvent ramasser. La carte du taux d'échange des tiques adultes indique clairement cette tendance avec un taux d'échange négatif très élevé dans les prairies pour les scénarios 3 et 4 (Annexe 4, Figure 4).

Ce phénomène est moins important pour les nymphes (Annexe 2, Figure 4) car le nombre maximal de nymphes pouvant être porté par le bétail est plus élevé que celui des tiques adultes et que les nymphes se détachent plus rapidement de leurs hôtes (Table 2). Le nombre d'hôtes ne récoltant plus aucune nymphe étant dès lors moins élevé que pour les tiques lorsque le traitement d'acaricides est appliqué.

Spatialement, la mise en place des scénarios 3 et 4 peut s'observer sur l'île avec une réduction drastique de l'abondance de tiques et de nymphes dans les environnements de prairies due à l'application d'acaricides (Annexe 4 : Figures 2, 3, 5 & 6). La mise en place de mesures de gestion des cervidés dans le scénario 4 produit une densité de tiques adultes déposées plus grande dans les zones de bruyères que dans le scénario 3, mais dont la distribution est plus restreinte sur l'île dû à la mise en place de clôtures (Annexe 2, Figure 2 ; Annexe 4, Figure 2).

CHAPITRE 5

Discussion

5.1 Discussion des résultats

5.1.1 Scénario 1 : Réduction des populations de cerfs élaphe

Les résultats obtenus pour le scénario 1 indiquent que la réduction des populations de cerfs élaphe permet de réduire la densité de tiques déposées dans l'environnement. En effet, la réduction de la densité de cervidés dans des environnements de landes et bruyères est associée à une réduction de l'abondance de tiques dans ces régions et à une diminution du risque de transmission de la borréliose de Lyme (Millins *et al.*, 2017).

Néanmoins, les résultats montrent que la réduction de cerfs élaphe n'impactent significativement la densité de tiques *Ixodes ricinus* dans l'environnement que lorsque l'ampleur de la réduction augmente. La réduction de 360 individus étant le scénario le plus efficace de réduction de population dans le modèle.

En effet, plusieurs études indiquent que pour impacter significativement la densité de tiques au sein d'une région, les populations de cervidés devraient être réduites drastiquement, autrement la réduction de ces cervidés n'aurait qu'un impact mineur sur la densité de tiques dans l'environnement (Jaenson & Tälleklint, 1992 ; Gilbert *et al.*, 2012 ; Killpatrick *et al.*, 2017). Ainsi, abattre des cervidés pour réduire leur densité n'est efficace que lorsque la mesure est appliquée à une large échelle, requérant la coopération d'acteurs publics et privés de gestion de l'environnement. Cette coopération peut être mise à mal si les objectifs des différents acteurs ne concordent pas (Millins *et al.*, 2017).

Par ailleurs, réduire la densité de cerfs élaphe au sein de l'île de South Uist pourrait entraîner des conséquences négatives sur la régulation des tiques dans l'environnement.

Premièrement, réduire l'abondance des cerfs élaphe pourrait induire une transition comportementale chez les tiques à l'affût qui se nourriraient alors sur hôtes restant dans l'environnement (Keesing *et al.*, 2009). Ainsi, en l'absence de cervidés, le bétail et d'autres espèces de mammifères plus petites peuvent servir d'hôtes alternatifs aux tiques, et ce à l'ensemble de leurs stades de développement, et ainsi augmenter la transmission du pathogène (Li *et al.*, 2014 ; Millins *et al.*, 2017).

Deuxièmement, la régulation des tiques dans l'environnement a pour objectif principal de limiter la propagation de pathogènes au sein des populations. Or, une augmentation du nombre de cervidés ne coïncide pas nécessairement à une augmentation du risque étant donné qu'ils sont des hôtes incompétents (Millins *et al.*, 2017). En effet, si accroître la densité de cervidés devraient initialement favoriser le taux de survie des tiques et induire une augmentation de la prévalence de pathogène dans l'environnement (Killpatrick *et al.*, 2017 ; Millins *et al.*, 2017). A très haute densité, les cerfs élaphe peuvent servir de piège écologique pour les tiques et favoriser les risques de transmission de pathogènes par effet de dilution (Keesing *et al.*, 2009 ; Mannelli *et al.*, 2012 ; Millins *et al.*, 2017).

Finalement, l'application de cette mesure de gestion risque d'induire plusieurs problèmes que ce soit en termes de dépenses, d'éthique et d'opinion publique. En effet, les cerfs sont des espèces iconiques du patrimoine Anglo-saxon possédant une valeur culturelle importante

pour le tourisme et la chasse. Une réduction de leur population n'est pas toujours une mesure acceptée par les populations locales (Millins *et al.*, 2017). De plus, les cerfs sont sous la protection des lois d'Ecosse relatives à la protection des espèces, le nombre d'individus pouvant être abattus étant dès lors limité à un certain seuil annuel (Seivright, 2017).

Les résultats obtenus pour ce seuil (181 individus) montrent une réduction de la densité de tiques déposées dans l'environnement relativement mineure par rapport à la réduction de 360 individus. A moins d'être appliquée intensivement, la réduction de la densité de cerfs élaphe sur l'île ne semble pas être une mesure pertinente pour réduire durablement l'abondance de tiques *I.* dans l'environnement.

5.1.2 Scénario 2 : Exclusion des populations de cerfs élaphe

Les résultats obtenus par le scénario 2 du modèle indiquent que l'exclusion de cerfs élaphe via la mise en place de clôtures permet de diminuer l'abondance de tiques *I. ricinus* déposées dans les prairies ainsi que d'impacter la distribution spatiale des tiques dans l'environnement.

En effet, le cloisonnement de certaines zones de bruyères et de forêts impacte négativement l'abondance de tiques sans pour autant les éradiquer totalement de la zone traitée par les mesures. En réduisant l'abondance de cerfs en leur sein, l'abondance des tiques décroît et impacte la prévalence de pathogène dans la zone traitée (Gilbert *et al.*, 2012).

Néanmoins, les résultats indiquent d'une part que l'exclusion des cerfs élaphe n'impacte significativement la densité de tiques *I. ricinus* dans l'environnement que lorsque la mise en place de clôture est réalisée à une échelle spatiale plus ciblée en clôturant les zones de bruyères, et d'autre part que cette exclusion a des effets différents en fonction de l'environnement.

Premièrement, l'impact de l'exclusion des cerfs élaphe sur la densité de tiques varie en fonction des zones traitées. Dans certaines zones isolées, réduire la population de cervidés peut impacter négativement la densité de tiques et dans d'autres n'avoir aucun effet. Cette différence pourrait s'expliquer par les caractéristiques spécifiques propres à chaque zone telles que le taux de survie des tiques et l'abondance d'autres espèces ou peut simplement être due à des effets stochastiques (Li *et al.*, 2014). Par exemple, l'érection de clôtures semble être une mesure plus efficace dans les environnements forestiers que dans les régions de bruyères (Li *et al.*, 2014).

Deuxièmement, l'échelle d'application de cette mesure affecte son efficacité. En effet, la mise en place de clôtures autour de larges zones semble moins efficace pour réguler la densité de tiques (Geisser & Reyer, 2004). Dans le modèle, la mise en place de clôtures allant du nord au sud ne s'est pas montrée efficace tandis que l'encloisonnement des zones de bruyères a réduit la densité de tiques déposées dans les prairies en réduisant le passage des cervidés.

La taille des enclos mis en place est donc un facteur déterminant. Des zones d'exclusion de 2,5 ha favoriseraient une décroissance de l'abondance de tiques tandis que des zones plus petites permettraient une amplification de l'abondance de tiques, bien que cette amplification soit parfois temporaire (Conner & Milner, 2004 ; Gilbert *et al.*, 2012 ; Killpatrick *et al.*, 2014). Le choix d'implémenter des clôtures autour des zones de bruyères dans le modèle permet de diminuer le nombre de tiques dans les prairies mais l'amplifie au sein des zones de bruyères cloisonnées.

Par ailleurs, les clôtures ne sont pas 100 % efficaces pour empêcher le déplacement de cervidés dans des zones enclouées (Vercauteren *et al.*, 2006 ; Gilbert *et al.*, 2012). En effet, des cerfs ont pu être observés dans des zones clôturées soit parce qu'ils se sont retrouvés piégés au sein de la zone au moment de la construction des clôtures soit parce que certains individus ont pu passer par-dessus à la recherche d'un abri et de nourriture (Gilbert *et al.*, 2012). En effet, un cerf serait capable de passer au-dessus d'une clôture de 2,7 m, ou de forcer son passage à travers s'il en avait la nécessité (Feldhamer *et al.*, 1986, Vercauteren *et al.*, 2006). L'abondance de tiques dans des zones cloisonnées peut ainsi être maintenue par le passage d'individus réussissant à passer à travers ces clôtures (Pichon *et al.*, 2005 ; Vercauteren *et al.*, 2006 ; Gilbert *et al.*, 2012).

L'efficacité de cette mesure d'exclusion dépend également de la taille et du type de clôtures mises en place dans la région. En effet, les clôtures électriques sont reconnues comme les plus efficaces pour exclure certaines espèces (Geisser & Reyer, 2004). Tandis que des clôtures de plus de 2.7 m sont plus efficaces pour réduire l'abondance de cervidés que des modèles plus petits (Feldhamer *et al.*, 1986).

Les clôtures peuvent aussi être très mal perçues par les populations locales et peuvent présenter des risques dans la conservation de certaines espèces d'oiseaux (Millins *et al.*, 2017). La mise en place de zones ouvertes permettrait aux espèces d'effectuer leurs migrations annuelles et donnerait un accès aux populations locales.

Par ailleurs, les clôtures ne sont pas des barrières absolues et doivent présenter des zones de passages disponibles pour permettre aux cervidés d'effectuer leurs migrations durant le printemps et l'automne (Putman, 1997). De plus, des facteurs comme un accès limité des chasseurs aux habitats des cervidés ainsi que la migration de ceux-ci vers des zones adjacentes pourraient compromettre le succès de ces mesures (Killpatrick *et al.*, 2014).

A l'instar des effets obtenus par une régulation du nombre de cervidés, la mise en place de clôtures pour exclure les cervidés peut entraîner un changement comportemental chez les tiques qui vont se nourrir sur les hôtes restant dans la zone (Killpatrick *et al.*, 2014). La présence d'hôtes alternatifs pour les tiques permettrait de maintenir les populations de tiques dans des zones enclouées bien que dans les environnements de bruyères l'abondance de petits mammifères est relativement faible. Les clôtures réduisant l'abondance des tiques même dans des zones relativement petites (0,25 ha) (Gilbert *et al.*, 2012). Dans le cas de l'île de South Uist, l'abondance de paysages de bruyères et de tourbières permet d'hypothétiser l'impact des hôtes alternatifs comme négligeable quant au maintien de la densité de tiques dans les zones clôturées.

Enfin, l'installation et la maintenance de clôtures coûtent relativement chers, requérant des contrôles fréquents et des réparations régulières (Feldhamer *et al.*, 1986 ; Gilbert *et al.*, 2012). Sur l'île de South Uist, la mise en place de clôtures pourrait coûter entre 17000 et 23000 £ chaque année en fonction des zones traitées (Seivright, 2017). De plus, la difficulté d'entretenir et de contrôler ces clôtures s'amplifie avec la taille des zones enclouées, rendant la maintenance de larges zones presque impossible (Millins *et al.*, 2017).

Les résultats indiquent que la mise en place de clôtures pour exclure les cervidés des prairies est une mesure pertinente et efficace pour y réduire la densité de tiques. Cependant, cette stratégie de gestion n'est pas 100% efficace et risque d'amplifier l'abondance de tiques dans d'autres habitats.

5.1.3 Scénario 3 : Traitements du bétail avec des acaricides

Les résultats obtenus par le scénario 3 suggèrent que l'application d'acaricides est une mesure pertinente et efficace pour réduire l'abondance de tiques *I. ricinus* dans les prairies sur l'île de South Uist.

Dans le modèle, l'application d'acaricides a permis d'augmenter le nombre de tiques ramassées par les animaux d'élevage montrant que le bétail est particulièrement efficace pour ramasser les tiques dans l'environnement. En effet, La technique du *sheep moping* pour récolter les tiques présentent dans l'environnement associée avec l'application acaricides permet de réduire drastiquement la densité de tiques dans les prairies (Porter *et al.*, 2010 ; Van Wieren *et al.*, 2016).

Bien qu'efficace pour réduire l'abondance de tiques dans les prairies, l'application d'acaricides présentent plusieurs contraintes.

Premièrement, l'efficacité de cette mesure dépend de l'abondance d'espèces dans la communauté d'hôtes disponibles pour les tiques. En effet, si la densité de cervidés est suffisamment élevée dans l'environnement, les populations de tiques disposent d'assez d'hôtes que pour maintenir leur population et favoriser la transmission de pathogènes (Porter *et al.*, 2010 ; Van Wieren *et al.*, 2016a). L'application d'acaricides nécessite donc d'être combinée avec des stratégies de gestion des populations de cervidés comme implémentées dans le scénario 4.

Deuxièmement, l'utilisation d'autant d'acaricides n'est pas toujours réaliste due aux conséquences éthiques, écologiques et sanitaires que peuvent engendrer ces produits. En effet, la toxicité de certains acaricides et les risques pour l'environnement et la santé des éleveurs impactent l'acceptabilité de cette mesure (Porter *et al.*, 2010 ; Van Wieren *et al.*, 2016a).

Troisièmement, les coûts engendrés en termes de temps et d'argent par une application régulière d'acaricides dans certaines régions (Van Wieren *et al.*, 2016b). Dans le modèle, l'application d'acaricides est réalisée sur l'ensemble des élevages, mais les coûts et les contraintes engendrés pourraient limiter leur application dans la réalité.

Finalement, utiliser trop fréquemment des acaricides sur les élevages de bétails pourrait favoriser le développement de tiques plus résistantes, capables de développer une immunité contre ces produits (Lihou *et al.*, 2020). En effet, dans de nombreuses régions une utilisation intensive d'acaricides a eu pour conséquences d'augmenter la résistance immunitaire de certaines tiques (Van Wieren *et al.*, 2016b).

Les résultats obtenus par le modèle indiquent que l'application d'acaricides est une mesure efficace pour réduire la densité de tiques dans les prairies. Cependant, cette stratégie de gestion comporte plusieurs contraintes et nécessite d'être appliquée avec parcimonie et en association avec d'autres mesures de gestion.

5.1.4 Scénario 4 : Application de multiples mesures

Les résultats obtenus pour le scénario 4 indiquent que la combinaison de mesures de gestion des populations de cerfs élaphe avec l'application d'acaricides et la réduction des populations de cerfs élaphe permet de réduire la densité de tiques déposées dans l'environnement. En effet, les résultats obtenus indiquent qu'il s'agit du scénario le plus efficace pour réduire la densité de tiques *I. ricinus* dans l'environnement en additionnant les effets obtenus par les trois autres scénarios de gestion.

Néanmoins, les résultats obtenus sont biaisés par l'indépendance des agents dans le SUM et pourraient sous-évaluer les véritables effets de mesures multiples. En effet, les différents agents ne prennent pas en compte l'impact des mesures qui ne les visent pas directement sur leur comportement. L'application d'acaricides sur le bétail et certaines pâtures pourrait potentiellement impacter le schéma comportemental des cervidés et amplifier cet effet de diminution dans les prairies. L'association de stratégies de gestion pourraient dès lors indiquer des effets multiplicatifs plutôt qu'additifs.

La distribution et l'abondance des tiques évoluant constamment au sein d'un environnement, les mesures de régulation sont sujettes au changement et la meilleure option serait d'utiliser une approche intégrée de gestion des tiques utilisant des stratégies de gestion différentes en fonction des situations et des environnements afin de prévenir au mieux le risque de borréliose de Lyme dans le futur (Piesman & Gern, 2004).

5.1.5 Applicabilité des mesures à l'île de South Uist

Si les mesures présentées dans les différents scénarios du SUM permettent d'impacter négativement l'abondance et la distribution des tiques *I. ricinus* dans l'environnement, elles pourraient ne pas être applicables dans le contexte de l'île de South Uist pour deux raisons.

Premièrement, les mesures implémentées dans le modèle ont été choisies sur base d'études menées en Amérique du Nord, en Europe et plus spécifiquement dans les îles britanniques. Certaines de ces mesures pourraient ne pas être efficaces au regard du contexte écologique spécifique de l'île. En effet, si certaines mesures se révèlent efficaces dans certaines régions, elles pourraient ne pas être transférables à un autre contexte écologique ainsi que pour des environnements et des échelles d'application différentes (Aenishaenslin *et al.*, 2015 b ; Killpatrick *et al.*, 2017). Cette question d'applicabilité des mesures se pose d'autant plus que la plupart des études sur la gestion des tiques ont été réalisées dans des environnements forestiers tandis que la zone d'étude de l'île de South Uist se caractérise majoritairement par des paysages ouverts de bruyères, de prairies et de tourbières.

Deuxièmement, l'application des mesures sur l'île de South Uist pourraient potentiellement être remise en cause par les populations locales. En effet, l'acceptation de mesures pour réguler l'abondance et la distribution des tiques dans l'environnement dépend de la perception qu'ont les habitants sur ces mesures et leur nécessité. Ainsi, une connaissance élevée sur l'efficacité de ces mesures, l'échelle d'application, les coûts publics engendrés et les impacts environnementaux qui y sont associées favorisent une plus grande acceptation des mesures au sein de la population (Aenishaenslin *et al.*, 2015a).

Dans des régions présentant une émergence de la borréliose de Lyme, telles que l'île de South Uist, une perception élevée des risques liés à cette zoonose favorise l'adoption de mesures préventives et l'acceptation de mesures environnementales de gestion des tiques *I. ricinus* dans l'environnement (Aenishaenslin *et al.*, 2015b).

Néanmoins, certaines populations ayant une perception élevée du degré de risque dans leur région et possédant une conscience environnementale élevée ont tendance à trouver certaines mesures disproportionnées et injustifiées. Par exemple, l'application d'acaricides est souvent mal perçue par les habitants dû à leurs possibles conséquences négatives sur la santé, l'environnement ainsi que sur la préservation de la faune et flore sauvage (Aenishaenslin *et al.*, 2015a).

Pour maximiser l'acceptation de ces stratégies de gestion, les autorités compétentes doivent prendre en compte les facteurs sociaux-cognitifs régionaux, identifier les implications pratiques, économiques et éthiques que ces stratégies engendrent. Elles pourront ainsi sélectionner les stratégies les plus efficaces et les plus appropriées à un contexte écologique et des circonstances spécifiques (Porter *et al.*, 2010 ; Aenishaenslin *et al.*, 2015 a)

5.2 Limites du *South Uist Model*

5.2.1 Disponibilités des données

La mise en place de mesures de gestion des populations de tiques *I. ricinus* peut être entravée par le manque d'information nécessaires à des échelles régionales et locales dans plusieurs régions.

Premièrement, il y a un manque général de données disponibles sur l'abondance et la distribution des tiques présentes sur un territoire. La plupart des informations relatives à la présence de tiques étant des données récoltées à des échelles locales, l'abondance régionale des tiques est connue moins précisément (Obsomer *et al.*, 2013). Ainsi, l'absence de tiques répertoriées au sein d'une région ne signifie pas nécessairement qu'elles n'y soient pas présentes mais simplement qu'il pourrait avoir un manque de données disponibles (Pietzsch *et al.*, 2005).

Les données utilisées pour conceptualiser le SUM ont été récoltées ponctuellement dans certains environnements de l'île pour ensuite être homogénéisées à l'ensemble de l'île en fonction du type d'habitat. Si cette technique permet de définir une densité de tiques pour l'ensemble des *patches*, elle exagère ou sous-estime la densité de tiques dans plusieurs régions de l'île et biaise les variations locales pouvant exister dans l'environnement. En effet, les écarts-type obtenus pour la densité moyenne de tique dans l'environnement indiquent clairement qu'il existe une grande hétérogénéité spatiale quant à la densité de tiques dans un même type d'environnement (Table 1). Pour une modélisation plus réaliste, une récolte exhaustive sur l'ensemble de la zone devrait être opérée mais une telle opération serait extrêmement coûteuse que ce soit en termes de dépenses, de temps et d'énergie.

Deuxièmement, il y a un manque d'informations quant à la distribution spatiale et l'abondance des espèces hôtes qui influencent la densité de tiques dans l'environnement. La diversité des espèces et leurs dynamiques de populations font qu'il est difficile d'établir précisément l'abondance et la distribution de la faune en présence dans l'environnement (Obsomer *et al.*, 2013).

Dans le SUM, le comportement et le déplacement des différentes espèces en présence se base sur une revue de la littérature mais cela ne pourrait pas prendre en compte des comportements spécifiques aux espèces endémiques de l'île de South Uist.

5.2.2 Software *NetLogo*

Le modèle présente des limites qui sont inhérentes à l'utilisation du software *NetLogo*. Bien qu'il permette une modélisation efficace de système complexe présentant une multitude d'agents, le software comporte certaines limites qui peuvent nuire aux performances du modèle.

Tout d'abord, l'environnement, de *NetLogo* dispose de son propre système de coordonnées correspondant à la position et la dimension des *patches*. Si cette propriété permet de facilement sélectionner les *patches*, elle amène des limites dans les modèles spatialement dépendant (Mayhofer, 2015). Dans le SUM, le système de coordonnées du software nuit à

l'analyse spatiale des résultats en ne permettant pas de localiser les phénomènes spatiaux observées à des latitudes et longitudes précises. L'utilisation de GIS étant récente dans le software, il manque encore d'outils géographiques d'analyse permettant une analyse cartographique optimale. Par exemple, la réalisation des cartes choroplèthes de densité de tiques (Annexe 4) manque d'outils d'analyse tels qu'une échelle, la classification des résultats et un légendage automatique.

Ensuite, la résolution du modèle impacte ses performances et ralentit son temps de simulation s'il existe trop de *patches* dans l'environnement. Un environnement dans *NetLogo* se composant d'une résolution de 1000 * 1000 *patches* est le maximum recommandé (Mayhofer, 2015). Dans le SUM, la résolution du modèle est de 601 * 601 permettant un compromis entre performances et précision spatiale. Cependant, si cette résolution permet une analyse à l'échelle spatiale de l'île, elle pourrait ne pas être suffisamment élevée que pour étudier des processus locaux à une échelle plus fine.

Enfin, les performances du software *NetLogo* sont affectées par la complexité du modèle programmé. Plus le code sous-jacent est complexe, plus les performances du modèle en sont affectées (Mayhofer, 2015). De fait, la paramétrisation d'un MMA comprenant des milliers d'agents se mouvant et interagissant avec l'environnement peut poser des problèmes d'optimisation et ralentir le modèle (Crooks & Castle, 2001 ; Sklar, 2007). Le SUM implémente une multitude de facteurs et d'interactions entre les agents et leur environnement ce qui augmente sa complexité et réduit ses performances. Certains scénarios du modèle prenant dès lors plusieurs heures (2-3) pour être complètement achevés.

5.3 Pistes d'améliorations du *South Uist Model*

De nombreux facteurs clés affectant le cycle de vie des tiques et influençant leur densité sur l'île de South Uist ont été simplifiés afin de réduire la complexité du SUM. Le modèle pourrait dès lors être amélioré en changeant les limites inhérentes à sa conceptualisation et en incluant plus d'aspects comme les dynamiques de populations, une plus large gamme de mouvements pour les différents agents et des mesures d'aménagements du territoire.

5.3.1 Inclure la dynamique des populations

Dans le SUM, les populations d'espèces restent constantes tout au long de la simulation en ne prenant pas en compte les phénomènes de naissance, de mort et de migrations. Seuls les scénarios de réduction de cervidés et d'applications d'acaricides affectent respectivement les dynamiques de population des cerfs élaphe et des tiques *Iricinus*. De plus, le modèle n'inclut pas totalement le cycle de vie des tiques. En effet, il ne prend en compte que les stades adultes et nymphales de développement et n'incorpore pas le processus de mutation des tiques d'un stade à l'autre.

Dans le SUM, la transition d'un stade à l'autre pourrait être implémentée en décrétant qu'après un certain temps passé sur un *patch*, une nymphe nourrie deviendrait une tique adulte à l'affût pouvant être à nouveau ramassée par les hôtes présents dans l'environnement, tandis que de nouvelles nymphes pourraient apparaître lorsque les tiques adultes sont restées suffisamment sur un *patch* que pour que les nouvelles générations pondues aient atteint le stade nymphal.

5.3.2 Inclure une plus large gamme de mouvements pour les agents

Dans le SUM, les espèces implémentées se déplacent indépendamment les unes des autres mais en suivant toutes le même type de mouvement pour une espèce identique. Des

phénomènes comme la prédation, la territorialité et des comportements d'évitements ne sont donc pas pris en compte. Par ailleurs, il est possible qu'il y ait une sous-représentation des mouvements quotidiens des espèces présentes dans le modèle.

Pour améliorer le modèle, celui-ci pourrait inclure une plus large gamme de mouvements pour chaque espèce. En effet, les animaux peuvent montrer des mouvements distincts en fonction de leur état interne, de leur capacité de mouvements, de leur sens d'orientation, des conditions environnementales ainsi que par les perturbations créées par les stratégies de mitigation (Li *et al.*, 2014).

Dans le cas des cerfs élaphe, ceux-ci pourraient effectuer des mouvements différents en fonction des mesures appliquées mais aussi en prenant en compte l'impact de changements environnementaux et le comportement exploratoire de cette espèce. En effet, des facteurs comme la pression sociale au sein d'une horde, la présence de prédateurs et de perturbations dues à l'homme ou la compétition territoriale pour les ressources peuvent favoriser des déplacements à plus large échelle au sein des populations de cervidés (Brinkman *et al.*, 2005 ; Pépin *et al.*, 2008 ; Li *et al.*, 2014).

Le modèle SUM pourrait inclure ce type de mouvements en réponse aux mesures mise en application dans les scénarios de gestion des cervidés. Par exemple, l'encloisonnement des cerfs par des barrières augmenterait la compétition territoriale pour les ressources et favoriserait la fréquence de cervidés tentant de passer au-dessus des clôtures.

Dans le cas du bétail, le modèle pourrait ne plus limiter leurs mouvements aux environnements de prairies en incluant des mouvements saisonniers vers les zones de bruyères et de landes. Sur l'île de South Uist, les élevages de moutons pâturent régulièrement dans les bruyères durant l'été favorisant les interactions avec les cervidés (Seivright, 2017).

Dans le cas des hôtes alternatifs qui s'inspirent majoritairement des rongeurs le comportement et les mouvements dans le modèle ont été simplifiés. Dans la réalité, les rongeurs ont un comportement et des déplacements déterminés par leur territoire où ils passent la majorité de leur temps (Lee & Rhim, 2016). L'implémentation d'une dynamique territoriale chez les hôtes alternatifs permettrait une autre approche du rôle de ces agents dans le modèle et pourrait peut-être réduire les effets stochastiques qu'ils amènent dans le modèle.

5.3.3 Inclure des mesures d'aménagements du territoire

Au sein d'une région, l'abondance d'*Ixodes ricinus* est dépendante des préférences d'habitats de ses hôtes ainsi que des microclimats induits par ces différents habitats. Des changements d'utilisation du sol permettraient dès lors d'impacter l'abondance et la distribution des tiques au sein d'une région (Gilbert, 2013).

En Ecosse, la restauration de tourbières aux dépens des forêts de conifères permettrait de réduire progressivement l'abondance d'*Ixodes ricinus* et d'ainsi de réguler le risque de zoonoses dans la région. De plus, la restauration des tourbières impacterait positivement la régulation du climat (piège à carbone) et de la biodiversité (Gilbert, 2013).

Sur l'île de South Uist, la restauration de tourbières ne pourrait pas se faire aux dépens des zones forestières mais bien à la place des bruyères et de landes. En réduisant l'importance des bruyères sur l'île, l'abondance des tiques pourrait être affectée car cela réduirait la superficie d'un habitat favorable à leur survie et à la présence de cervidés. Cette mesure pourrait être implémentée dans le modèle en transformant un nombre défini de cellules de bruyères en

tourbières pour observer l'impact d'un changement d'occupation sur l'abondance des tiques au sein de l'île.

Pour aller plus loin, il serait aussi intéressant de prendre en compte les variations structurelles au sein de l'environnement telles que la présence d'écotones qui sont très favorables à la présence de tiques (Lambin *et al.*, 2010 ; Millins *et al.*, 2016). Dans le modèle *South Uist Model*, l'environnement de l'île est composé de différents types d'habitats homogène sur l'ensemble de leur étendue, la prise en compte des variations dans la structure et la composition de la couverture végétale permettrait une analyse à une échelle spatiale affinée.

5.3.4 Validation du modèle

La dernière piste d'amélioration du modèle est sa validation. En confrontant les résultats obtenus par les différents scénarios du modèle à l'efficacité réelle de ces mesures sur l'île de South Uist, il serait possible d'en évaluer la pertinence et l'efficacité. Cette validation pourrait s'effectuer soit sur l'ensemble des scénarios, soit sur des scénarios spécifiques.

Le plus pertinent serait de réaliser cette validation dans les zones où un échantillonnage de tiques a déjà été réalisé sur l'île. En installant des barrières autour de zones de bruyères dont la densité moyenne de tiques est connue, il serait possible d'évaluer l'impact réel de ces mesures et d'évaluer la validité modèle. Il serait possible de comparer l'efficacité des traitements acaricides appliquées sur le bétail de l'île avec les résultats obtenus par le modèle.

5.4 Apports du *South Uist Model*

Bien que le *South Uist Model* reste un prototype optimisable, il présente de nombreux avantages.

Premièrement, le SUM est un prototype permettant d'obtenir des résultats quantitatifs et qualitatifs sur l'impact que pourrait créer plusieurs stratégies de gestion sur la densité de tiques sur l'île de South Uist. En effet, il permet d'une part de quantifier l'évolution de la densité moyenne des tiques dans l'environnement et d'autre part d'en visualiser la distribution spatiale via la réalisation d'une multitude de cartes différentes.

Deuxièmement, le SUM s'intéresse plus spécifiquement à la modélisation des mesures de gestion des populations de tiques et leur efficacité. Malgré les limites apportées par la simplification de la réalité, l'utilisation du SUM permet d'évaluer les effets de différents scénarios sur la régulation de la densité de tiques sur l'île, permettant aux autorités compétentes d'évaluer les mesures les plus pertinentes à appliquer.

Troisièmement, le SUM permet d'obtenir des résultats concordants avec les études menées sur le sujet tout en limitant le nombre de paramètres implémentés. En effet, l'addition de plus en plus de paramètres dans le modèle pourrait accroître sa complexité en créant trop de degrés de liberté rendant les résultats obtenus difficilement interprétables. L'implémentation de modèle écologique requiert de trouver l'équilibre optimal entre la maximisation de ces spécificités et la minimisation de sa complexité (Li *et al.*, 2014).

Finalement, lorsque des données ne sont pas disponibles, l'utilisation de modèles permet d'évaluer l'efficacité de certaines mesures pour réguler la densité de vecteur (Porter *et al.*, 2010). Le SUM peut ainsi prévoir avec une certaine marge d'erreur l'efficacité de plusieurs stratégies de gestion des populations de tiques dans des régions de l'île de South Uist où aucune information n'est disponible.

CHAPITRE 6

Conclusion

Depuis plusieurs années, une émergence de la borréliose de Lyme a pu être observée sur l'île de South Uist en Ecosse. Cette augmentation du nombre de cas recensés sur l'île est associée à une abondance plus élevée de tiques *I. ricinus*, principal vecteur de la borréliose de Lyme en Europe. Sur l'île, la densité de tiques est associée à la présence de cerfs élaphe qui nourrissent et servent d'hôtes de reproduction pour les tiques adultes femelles. De nombreuses études suggèrent que l'application de stratégies de gestion des populations de cervidés tels que la mise en place de clôtures ou la réduction de leur densité permettraient d'impacter négativement l'abondance et la distribution de tiques dans l'environnement.

Le *South Uist Model* a été conceptualisé, implémenté et analysé afin d'évaluer l'impact de différentes mesures de gestion des populations de tiques *I. ricinus* sur l'île de South Uist. Le modèle se base sur le comportement de différents agents interagissant avec les tiques (cerfs élaphe, moutons, bovins et hôtes alternatifs) et l'abondance de tiques évaluée pour les environnements de bruyères, de prairies et de tourbières. Le modèle permet de simuler, sur 90 jours, l'évolution de la densité de tiques à l'affût dans l'environnement et la densité de tiques ayant effectué leurs repas sanguins sur l'un des hôtes. Les résultats obtenus par le SUM concordent avec plusieurs études sur l'efficacité de plusieurs stratégies pour réguler l'abondance et la distribution de tiques dans l'environnement.

Premièrement, la réduction de la densité de cerfs élaphe sur l'île de South Uist permet de réduire localement l'abondance de tiques *I. ricinus*. Néanmoins, l'efficacité de cette mesure est proportionnelle au nombre d'individus. Pour être efficace, elle requiert une réduction drastique du nombre de cerfs élaphe (Jaenson & Tälleklint, 1992 ; Gilbert et al., 2012 ; Killpatrick et al., 2017). Dans le modèle, la réduction de 360 individus a un impact significatif sur la densité de cerfs mais une réduction d'un nombre aussi élevé de cervidés est difficilement applicable dans la réalité à cause des conséquences éthiques et écologiques.

Deuxièmement, l'exclusion des cerfs élaphe par la mise en place de clôtures permet de réduire les déplacements des cervidés vers les prairies et y diminue l'abondance de tiques *I. ricinus*. L'impact de cette mesure dépend néanmoins de son échelle d'application. Dans le SUM, la mise en place de clôtures du nord au sud n'a pas eu d'effets, tandis que l'encloisonnement des environnements de bruyères montre un changement dans la distribution spatiale des tiques sur l'île. La mise en place de clôtures est une mesure efficace pour réduire l'abondance de tiques dans les environnements situés en dehors des clôtures (Gilbert et al., 2012). L'application de cette mesure serait pertinente pour réduire la densité de tiques dans les prairies mais son application doit prendre en compte qu'elle risque d'amplifier la densité de tiques dans les bruyères.

Troisièmement, l'application d'acaricides sur les animaux d'élevage est une mesure très efficace pour réduire la densité de tiques dans les prairies. Dans le SUM, l'efficacité du *sheep moping* associé à l'utilisation d'acaridiens permet de réduire efficacement l'abondance de tiques dans les prairies. Néanmoins, si cette mesure semble pertinente pour réduire la densité de tiques, l'application d'acaricides sur l'île de South Uist doit se faire avec parcimonie. En effet, une application trop récurrente de produits pourrait mener à des conséquences néfastes pour l'environnement et la santé humaine (Porter et al., 2010 ; Van Wieren et al., 2016a). Par ailleurs, la présence en suffisance de cerfs élaphe permettrait aux populations de tiques *I. ricinus* de se maintenir dans l'environnement même si des acaricides sont utilisés sur le bétail (Porter et al., 2010 ; Van Wieren et al., 2016a).

Finalement, les résultats obtenus par le dernier scénario indiquent que la combinaison de plusieurs mesures de gestion simultanément semble être la mesure la plus pertinente pour réduire la densité et la distribution des tiques *I. ricinus*. En effet, une approche intégrée associant la gestion des cervidés avec l'utilisation d'acaricides permet de réduire l'abondance des tiques dans l'environnement et d'en modifier la distribution. Sur l'île de South Uist cette approche devrait prendre compte les disparités locales pour sélectionner et associer les mesures qui seraient les plus pertinentes.

Bien que le SUM soit un prototype largement optimisable, la concordance des résultats obtenus avec les informations issues de la littérature permet d'en faire un modèle utile et pertinent pour étudier la dynamique des tiques *Ixodes ricinus*. Le SUM peut évaluer l'impact des mesures de gestion des populations de cervidés sur l'abondance et la distribution des tiques *I. ricinus* sur l'île de South Uist. La conceptualisation de modèle comme le SUM est d'autant plus signifiante que les réchauffements climatiques à venir amèneront des changements dans tous les écosystèmes modifiant la distribution des espèces, créant de nouveaux environnements favorables à la présence de tiques et favorisant l'émergence de zoonoses dans de nouvelles régions.

Références

- Adrados, C., Baltzinger, C., Janeau, G., & Pépin, D. (2008). Red deer *Cervus elaphus* resting place characteristics obtained from differential GPS data in a forest habitat. *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), 487–494. doi:10.1007/s10344-008-0174-y
- Aenishaenslin, C., Michel, P., Ravel, A., Gern, L., Waub, J.-P., Milord, F., & Bélanger, D. (2015) a. Acceptability of tick control interventions to prevent Lyme disease in Switzerland and Canada: a mixed-method study. *BMC Public Health*, 16(1). doi:10.1186/s12889-015-2629-x
- Aenishaenslin, C., Michel, P., Ravel, A., Gern, L., Milord, F., Waub, J.-P., & Bélanger, D. (2015) b. Factors associated with preventive behaviors regarding Lyme disease in Canada and Switzerland: a comparative study. *BMC Public Health*, 15(1). doi:10.1186/s12889-015-1539-2
- Alborzi, A., Molayan, P. H., & Akbari, M. (2013). Prevalence of *Linguatula serrata* Nymphs in Mesenteric Lymph Nodes of Cattle and Buffaloes Slaughtered in Ahvaz Abattoir, Iran. *Iranian journal of parasitology*, 8(2), 327–332.
- Allen, A. M., Månsson, J., Jarnemo, A., & Bunnefeld, N. (2014). The impacts of landscape structure on the winter movements and habitat selection of female red deer. *European Journal of Wildlife Research*, 60(3), 411–421. doi:10.1007/s10344-014-0797-0
- Bonnefoy, J.-L., Bousquet, F. & Rouchier, J. (2001). Modélisation d'une interaction individus, espace et société par les systèmes multi-agents : pâture en forêt virtuelle. *L'Espace Géographique*, 30 (1) : 13-25. <https://doi.org/10.3917/eg.301.0013>
- Brinkman, T. J., Deperno, C. S., Jenks, J. A., Haroldson, B. S., & Osborn, R. G. (2005). Movement of female white-tailed deer: effects of climate and intensive row-crop agriculture. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), 1099–1111.
- Conner, M. M., & Miller, M. W. (2004). Movement patterns and spatial epidemiology of prion disease in mule deer population units. *Ecological Applications*, 14(6), 1870–1881.
- Crooks, A. T., & Castle, C. J. E. (2011). The Integration of Agent-Based Modelling and Geographical Information for Geospatial Simulation. *Agent-Based Models of Geographical Systems*, 219–251. doi:10.1007/978-90-481-8927-4_12
- Dobson, A. D. M., Taylor, J. L., & Randolph, S. E. (2011). Tick (*Ixodes ricinus*) abundance and seasonality at recreational sites in the UK: Hazards in relation to fine-scale habitat types revealed by complementary sampling methods. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 2(2), 67–74. doi: 10.1016/j.ttbdis.2011.03.002

- Estrada-Peña, A., & Venzal, J. M. (2006). Changes in Habitat Suitability for the Tick *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in Europe (1900–1999). *EcoHealth*, 3(3), 154–162. doi:10.1007/s10393-006-0036-6
- Estrada-Peña, A., Alexander, N. & Wint, G.W (2016). Perspectives on modelling the distribution of ticks for large areas: so far so good? *Parasites Vectors* 9,179. <https://doi.org/10.1186/s13071-016-1474-9>
- Feldhamer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J. & Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white deer activity. *The Journal of Wildlife Management*, 50(3), 497:503.
- Felix, A. B., Walsh, D. P., Hughey, B. D., Campa, H., & Winterstein, S. R. (2007). Applying Landscape-Scale Habitat-Potential Models to Understand Deer Spatial Structure and Movement Patterns. *Journal of Wildlife Management*, 71(3), 804–810. doi:10.2193/2006-366
- Fletcher, K., & Baines, D. (2017). The effects of acaricide treatment of sheep on red grouse *Lagopus lagopus scotica* tick burdens and productivity in a multi-host system. *Medical and Veterinary Entomology*, 32(2), 235–243. doi:10.1111/mve.12282
- Geisser, H., & Reyer, H.-U. (2004). Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management*, 68(4), 939–946. doi:10.2193/0022-541x(2004)068[0939: eohfaf]2.0.co;2
- Gern, L., Estrada-Peña, A., Frandsen, F., Gray, J. S., Jaenson, T. G. T., Jongejan, F., ... Nuttall, P. A. (1998). European Reservoir Hosts of *Borrelia burgdorferi* sensu lato. *Zentralblatt Für Bakteriologie*, 287(3), 196–204. doi:10.1016/s0934-8840(98)80121-7
- Gilbert, L., Maffey, G. L., Ramsay, S. L., & Hester, A. J. (2012). The effect of deer management on the abundance of *Ixodes Ricinus* in Scotland. *Ecological Applications*, 22(2), 658–667. doi:10.1890/11-0458.1
- Gilbert, L. (2013). Can restoration of afforested peatland regulate pests and disease? *Journal of Applied Ecology*, n/a–n/a. doi:10.1111/1365-2664.12141
- Gillingham, E. L., Hansford, K. M., Meadows, S., Henney, J., Wieckowski, F., Hernández-Triana, L. M., ... Medlock, J. M. (2020). Ticks on the Channel Islands and implications for public health. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 101405. doi: 10.1016/j.ttbdis.2020.101405
- Glass, G. E., Schwartz, B. S., Morgan, J. M., Johnson, D. T., Noy, P. M., & Israel, E. (1995). Environmental risk factors for Lyme disease identified with geographic information systems. *American Journal of Public Health*, 85(7), 944–948. doi:10.2105/ajph.85.7.944
- Gray, J. S. (1998). The ecology of ticks transmitting *Lyme borreliosis*. *Experimental and Applied Acarology*, 22(5), 249–258. doi:10.1023/a:1006070416135

- Halos, L., Bord, S., Cotté, V., Gasqui, P., Abrial, D., Barnouin, J., *et al.* (2010). Ecological factors characterizing the prevalence of bacterial tick-borne pathogens in *Ixodes ricinus* ticks in pastures and woodlands. *Appl. Environ. Microbiol.* 76: 4413–4420.
- Halsey, S. J., & Miller, J. R. (2018). A spatial agent-based model of the disease vector *Ixodes scapularis* to explore host-tick associations. *Ecological Modelling*, 387, 96–106. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2018.09.005
- Hartemink, N., Vanwambeke, S. O., Purse, B. V., Gilbert, M., & Van Dyck, H. (2014). Towards a resource-based habitat approach for spatial modelling of vector-borne disease risks. *Biological Reviews*, 90(4), 1151–1162. doi:10.1111/brv.12149
- Hofmeester, T. R., Coipan, E. C., van Wieren, S. E., Prins, H. H. T., Takken, W., & Sprong, H. (2016). Few vertebrate species dominate the *Borrelia burgdorferi* life cycle. *Environmental Research Letters*, 11(4), 043001. doi:10.1088/1748-9326/11/4/043001
- Jaenson, T. G. T., & Tälleklint, L. (1992). Incompetence of Roe Deer as Reservoirs of the Lyme Borreliosis Spirochete. *Journal of Medical Entomology*, 29(5), 813–817. doi:10.1093/jmedent/29.5.813
- Jahfari, S., Ruyts, S. C., Frazer-Mendelewska, E., Jaarsma, R., Verheyen, K., & Sprong, H. (2017). Melting pot of tick-borne zoonoses: the European hedgehog contributes to the maintenance of various tick-borne diseases in natural cycles urban and suburban areas. *Parasites & Vectors*, 10(1). doi:10.1186/s13071-017-2065-0
- James, M. C., Bowman, A. S., Forbes, K. J., Lewis, F., Mcleod, J. E., & Gilbert, L. (2012). Environmental determinants of *Ixodes ricinus* ticks and the incidence of *Borrelia burgdorferi sensu lato*, the agent of Lyme borreliosis, in Scotland. *Parasitology*, 140(02), 237–246. doi:10.1017/s003118201200145x
- James, M.C., Bowman, A.S., Forbes, K.J., Lewis, F., McLeod, J.E. & Gilbert, L.(2013). Environmental determinants of *Ixodes ricinus* ticks and the incidence of *Borrelia burgdorferi sensu lato*, the agent of Lyme borreliosis, in Scotland. *Parasitology* 140: 237–246.
- James, M. C., Gilbert, L., Bowman, A. S., & Forbes, K. J. (2014). The Heterogeneity, Distribution, and Environmental Associations of *Borrelia burgdorferi Sensu Lato*, the Agent of Lyme Borreliosis, in Scotland. *Frontiers in Public Health*, 2. doi:10.3389/fpubh.2014.00129
- Jones, C. R., Brunner, J. L., Scoles, G. A., & Owen, J. P. (2015). Factors affecting larval tick feeding success: host, density and time. *Parasites & Vectors*, 8(1). doi:10.1186/s13071-015-0955-6
- Jore, S., Viljugrein, H., Hofshagen, M., Brun-Hansen, H., Kristoffersen, A. B., Nygård, K., ... Ytrehus, B. (2011). Multi-source analysis reveals latitudinal and altitudinal shifts in range of *Ixodes ricinus* at its northern distribution limit. *Parasites & Vectors*, 4(1), 84. doi:10.1186/1756-3305-4-84

- Kilpatrick, H. J., Labonte, A. M., & Stafford, K. C. (2014). The Relationship Between Deer Density, Tick Abundance, and Human Cases of Lyme Disease in a Residential Community. *Journal of Medical Entomology*, 51(4), 777–784.
- Kilpatrick, A. M., Dobson, A. D. M., Levi, T., Salkeld, D. J., Swei, A., Ginsberg, H. S., ... Diuk-Wasser, M. A. (2017). Lyme disease ecology in a changing world: consensus, uncertainty and critical gaps for improving control. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1722), 20160117. doi:10.1098/rstb.2016.0117
- Kirby, A.D., Smith, A.A., Benton, T.G. & Hudson, P.J. (2004). Rising burden of immature sheep ticks (*Ixodes ricinus*) on red grouse (*Lagopus lagopus scoticus*) chicks in the Scottish uplands. *Med. Vet. Entomol.* 18: 67–70.
- Keesing, F., Brunner, J., Duerr, S., Killîlea, M., LoGiudice, K., Schmidt, K., ... Ostfeld, R. S. (2009). Hosts as ecological traps for the vector of Lyme disease. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1675), 3911–3919. doi:10.1098/rspb.2009.1159
- Lambin, E. F., Tran, A., Vanwambeke, S. O., Linard, C., & Soti, V. (2010). Pathogenic landscapes: Interactions between land, people, disease vectors, and their animal hosts. *International Journal of Health Geographics*, 9(1), 54. doi:10.1186/1476-072x-9-54
- Larson, T. J., Rongstad, O. J., & Terbilcox, F. W. (1978). Movement and Habitat Use of White-Tailed Deer in Southcentral Wisconsin. *The Journal of Wildlife Management*, 42(1), 113. doi:10.2307/3800697
- Lee, E.-J., & Rhim, S.-J. (2016). Seasonal home ranges and activity of three rodent species in a post-fire planted stand. *Folia Zoologica*, 65(2), 101–106. doi:10.25225/fozo.v65.i2.a5.2016
- Li, S., Vanwambeke, S. O., Licoppe, A. M., & Speybroeck, N. (2014). Impacts of deer management practices on the spatial dynamics of the tick *Ixodes ricinus*: A scenario analysis. *Ecological Modelling*, 276, 1–13. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.12.023
- Li, S., Gilbert, L., Harrison, P. A., & Rounsevell, M. D. A. (2016). Modelling the seasonality of Lyme disease risk and the potential impacts of a warming climate within the heterogeneous landscapes of Scotland. *Journal of The Royal Society Interface*, 13(116), 20160140. doi:10.1098/rsif.2016.0140
- Lihou, K., Rose Vineer, H. & Wall, R. (2020). Distribution and prevalence of ticks and tick-borne disease on sheep and cattle farms in Great Britain. *Parasites Vectors* 13, 406.
- Mannelli, A., Bertolotti, L., Gern, L., & Gray, J. (2012). Ecology of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in Europe: transmission dynamics in multi-host systems, influence of molecular processes and effects of climate change. *FEMS Microbiology Reviews*, 36(4), 837–861. doi:10.1111/j.1574-6976.2011.00312.x

- Mavin, S., Watson, E., & Evans, R. (2015). Distribution and presentation of Lyme borreliosis in Scotland – analysis of data from a national testing laboratory. *Journal of the Royal College of Physicians of Edinburgh*, 45(3), 196–200. doi:10.4997/jrcpe.2015.304
- Millins, C., Gilbert, L., Johnson, P., James, M., Kilbride, E., Birtles, R., & Biek, R. (2016). Heterogeneity in the abundance and distribution of *Ixodes ricinus* and *Borrelia burgdorferi* (sensu lato) in Scotland: implications for risk prediction. *Parasites & Vectors*, 9(1). doi:10.1186/s13071-016-1875-9
- Millins, C., Gilbert, L., Medlock, J., Hansford, K., Thompson, D. B., & Biek, R. (2017). Effects of conservation management of landscapes and vertebrate communities on Lyme borreliosis risk in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1722), 20160123. doi:10.1098/rstb.2016.0123
- Millins, C., Leo, W., MacInnes, I., Ferguson, J., Charlesworth, G., Nayar, D....Biek, R. (2021). Emergence of Lyme Disease on Treeless Islands, Scotland, United Kingdom. *Emerging Infectious Diseases*, 27(2), 538-546. <https://doi.org/10.3201/eid2702.203862>.
- Moritz, M., Galehouse, Z., Hao, Q., & Garabed, R. B. (2012). Can One Animal Represent an Entire Herd? *Modelling Pastoral Mobility Using GPS/GIS Technology. Human Ecology*, 40(4), 623–630. doi:10.1007/s10745-012-9483-6
- Nicholson, M. C., & Mather, T. N. (1996). Methods for Evaluating Lyme Disease Risks Using Geographic Information Systems and Geospatial Analysis. *Journal of Medical Entomology*, 33(5), 711–720. doi:10.1093/jmedent/33.5.711
- Norman, R. A., Worton, A. J., & Gilbert, L. (2015). Past and future perspectives on mathematical models of tick-borne pathogens. *Parasitology*, 143(07), 850–859. doi:10.1017/s0031182015001523
- Obsomer, V., Wirtgen, M., Linden, A., Claerebout, E., Heyman, P., Heylen, D., ... Van Impe, G. (2013). Spatial disaggregation of tick occurrence and ecology at a local scale as a preliminary step for spatial surveillance of tick-borne diseases: general framework and Health implications in Belgium. *Parasites & Vectors*, 6(1), 190. Doi :10.1186/1756-3305-6-190
- Pal, U., & Fikrig, E. (2003). Adaptation of *Borrelia burgdorferi* in the vector and vertebrate host. *Microbes and Infection*, 5(7), 659–666. doi:10.1016/s1286-4579(03)00097-2
- Pépin, D., Adrados, C., Janeau, G., Joachim, J., & Mann, C. (2008). Individual variation in migratory and exploratory movements and habitat use by adult red deer (*Cervus elaphus* L.) in a mountainous temperate forest. *Ecological Research*, 23(6), 1005–1013. doi:10.1007/s11284-008-0468-2
- Pichon, B., Rogers, M., Egan, D. & Gray, J. (2005). Blood-meal Analysis for the Identification of Reservoir Hosts of Tick-Borne Pathogens in Ireland. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 5(2), 172-180. doi:10.1089/vbz.2005.5.172
- Piesman, J., & Gern, L. (2004). Lyme borreliosis in Europe and North America. *Parasitology*, 129(7), S191–S220. doi:10.1017/s0031182003004694

- Pietzsch, M. E., Medlock, J. M., Jones, L., Avenell, D., Abbott, J., Harding, P., & Leach, S. (2005). Distribution of *Ixodes ricinus* in the British Isles: investigation of historical records. *Medical and Veterinary Entomology*, 19(3), 306–314. doi:10.1111/j.1365-2915.2005.00575.x
- Porter, R., Norman, R., & Gilbert, L. (2010). Controlling tick-borne diseases through domestic animal management: a theoretical approach. *Theoretical Ecology*, 4(3), 321–339. doi:10.1007/s12080-010-0080-2
- Putman, R.J. (1997). Deer and Road traffic Accidents: Options for Management. *Journal of Environmental Management*, 51, 43-57.
- Roche, B., Guegan, J.-F., & Bousquet, F. (2008). Multi-agent systems in epidemiology: a first step for computational biology in the study of vector-borne disease transmission. *BMC Bioinformatics*, 9(1), 435. doi:10.1186/1471-2105-9-435
- Scharlemann, J. P. W., Johnson, P. J., Smith, A. A., Macdonald, D. W., & Randolph, S. E. (2008). Trends in ixodid tick abundance and distribution in Great Britain. *Medical and Veterinary Entomology*, 22(3), 238–247. doi:10.1111/j.1365-2915.2008.00734.x
- Scottish Natural Heritage (n.d.). *Deer counting*. <https://gateway.snh.gov.uk/natural-spaces/>, dernière visite le 10 aout 2021.
- Scottish Government (n.d.). Total sheep and cattle on South Uist at the parish level (whole island) for 2017. *Rural and Environmental Science and Analytical Services (RESAS)*.
- Seivright, L. 2017. *Uist Deer Management Group (UMDG): deer management plan*.
- Sheaves, B. J., & Brown, R. W. (1995). Densities of *Ixodes ricinus* ticks (Acari: Ixodidae) on moorland vegetation communities in the UK. *Experimental and Applied Acarology*, 19(9), 489–497. doi:10.1007/bf00052917
- Sklar, E. (2007). NetLogo, a Multi-agent Simulation Environment. *Artificial Life*, 13(3), 303–311. doi:10.1162/artl.2007.13.3.303
- Slack, G.S., Mavin, S., Yirrell, D., Ho-Yen, D. (2011). Is Tayside becoming a Scottish hotspot for Lyme borreliosis? *J. R. Coll Physicians Edinb*, 41, 5-8.
- Stephen, B., Dwyer, C., Hyslop, J., Bell, M., Ross, D., Kwong, K. H., ... Andonovic, I. (2011). Statistical Interaction Modelling of Bovine Herd Behaviors. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics, Part C (Applications and Reviews)*, 41(6), 820–829. doi:10.1109/tsmcc.2010.2073464
- Talleklint, L., Jaenson, T.G. Infestation of mammals by *Ixodes ricinus* ticks (Acari: Ixodidae) in south-central Sweden. *Exp Appl Acarol* 21, 755–771 (1997). <https://doi.org/10.1023/A:1018473122070>
- Tisue, S. & Wilensky, U. (2004) a. NetLogo : A Simple Environnement for Modelling Complexity. *Conference on Complex Systems*. Boston, MA, 1-10.

- 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. doi:10.1089/vbz.2009.0116
- Vanwambeke S.O., Li S., Hartemink N.A., 2016, A resource-based habitat concept for tick-borne diseases. Pages: 205 - 216 In: Braks M.A.H., van Wieren S.E., Takken W., Sprong H. (eds), 2016, Ecology and prevention of Lyme borreliosis. Ecology and Control of Vector-borne diseases Vol4., Wageningen: Wageningen Academic Publishers. https://doi.org/10.3920/978-90-8686-838-4_14
- Van Wieren, S.E., Braks, M.A.H. & Lahr, J. (2016)a. Sheep mopping. In: Braks MAH, Van Wieren, S.E., Takken, W. & Sprong, H. (eds.) *Ecology and prevention of Lyme borreliosis. Ecology and Control of Vector-borne diseases*, Volume 4. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, pp. 253-264.
- Van Wieren, S.E., Braks, M.A.H. & Lahr, J. (2016) b Effectiveness and environmental hazards of acaricides applied to large mammals for tick control. In: Braks, M.A.H., Van Wieren, S.E., Takken, W. & Sprong, H. (eds.) *Ecology and prevention of Lyme borreliosis. Ecology and Control of Vector-borne diseases*, Volume 4. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, pp. 265-278.
- Vercauteren, K. C., Lavelle, M. J., & Hygnstrom, S. (2006). Fences and Deer-Damage Management: A Review of Designs and Efficacy. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), 191–200. doi:10.2193/0091-7648(2006)34[191: fadmar]2.0.co;2
- Warnas, M. (2005). The influence of cattle on the phenology of the tick *Ixodes ricinus* and the prevalence of the *Borrelia burgdorferi* s.l. *I complex* [Master Thesis, Wageningen Universiteit]
- Webb, S. L., Gee, K. L., Strickland, B. K., Demarais, S., & DeYoung, R. W. (2010). Measuring Fine-Scale White-Tailed Deer Movements and Environmental Influences Using GPS Collars. *International Journal of Ecology*, 2010, 1–12. doi:10.1155/2010/45961

Liste des tableaux et figures

Figure 1 - Schematic of <i>I. ricinus</i> three host stages with larvae, nymphs and adults which take one blood meal (Killpatrick et al., 2017)	6
Figure 2 - Conceptual description of South Uist Model	17
Figure 3 - Land cover on the island of South Uist realised in Netlogo	19
Figure 4 - Deer location on South Uist Landcover, based on Deer count Index (Scottish Natural Heritage, n.d.).....	21
Figure 5 - Evolution of mean density of questing nymph pick up by alternative hosts regarding 5 runs of the South Uist Model.....	30
Figure 6 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (Green), heather moorland (Yellow) and peatland (Brown) in scenario 0.	31
Figure 7 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environnements for livestock under scenario 0.	32
Figure 8 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environnements for alternative hosts under scenario 0.	33
Figure 9 - Relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environnements for deer under scenario 0.	33
Figure 10 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in culling scenario 1.	34
Figure 11 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in fencing scenario 2.	35
Figure 12 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (Green), heather moorland (Yellow) and peatland (Brown) in scenario 3.	36
Figure 13 - Comparison mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (left) and heather moorland (right) in culling and fencing scenarios.	37
Figure 14 - Comparison mean density of questing adult ticks for grassland (A), for heather moorland (B) and for peatland (C) and adult ticks fed dropped for grassland (D) for heather moorland (E) and for peatland (F) in acaricides and all mitigations scenarios.	38
Figure 15 - Comparison mean density of questing nymphs for grassland (A), for heather moorland (B) and for peatland (C) and nymphs fed dropped for grassland (D) for heather moorland (E) and for peatland (F) in acaricides and all mitigations scenarios.....	39

Annexes

Annexes

Annexe 1 : Table de résultats *South Uist Model*

Annexe 1 - Table 1 - Results for the mean adult tick density obtained for 5 simulations on the sensibility of livestock and deer without mitigation.

Résultats		Cerfs élaphe	Bétails
Densité moyenne de tiques adultes à l'affut sur un <i>patch</i>	<i>Prairies</i>	132,24 ± 0,005	125,923 ± 0,010
	<i>Bruyères</i>	56,37 ± 0,002	60,917 ± 0,001
	<i>Tourbières</i>	28,59 ± 0,001	28,953 ± 0,001
Perte relative (%)	<i>Prairies</i>	0,57 ± 0,004	5,32 ± 0,008
	<i>Bruyères</i>	7,59 ± 0,004	0,14 ± 0,001
	<i>Tourbières</i>	1,42 ± 0,002	0,16 ± 0,002
Densité minimum de tiques adultes à l'affut restant sur un <i>patch</i>	<i>Prairies (Max 133)</i>	90,77 ± 3,71	85,76 ± 2,01
	<i>Bruyères (Max 61)</i>	23,23 ± 1,25	31,61 ± 0,97
	<i>Tourbières (Max 29)</i>	14,81 ± 0,73	16,86 ± 0,95
Densité moyenne de tiques adultes nourries sur un <i>patch</i>	<i>Prairies</i>	0,46 ± 0,005	5,37 ± 0,01
	<i>Bruyères</i>	3,95 ± 0,001	0,11 ± 0,001
	<i>Tourbières</i>	0,57 ± 0,003	0,12 ± 0,001
Densité maximum de tiques adultes nourries déposées sur un <i>patch</i>	<i>Prairies (Min 0)</i>	22,68 ± 3,76	38,99 ± 2,62
	<i>Bruyères (Min 0)</i>	43,99 ± 2,46	39,50 ± 5,88
	<i>Tourbières (Min 0)</i>	24, 52 ± 1,55	37,07 ± 0,98

Annexe 1 - Table 2 - Results for the mean nymph density obtained for 5 simulations on the sensibility of livestock and alternative hosts without mitigation.

Résultats		Bétails	Hôtes alternatifs
Densité moyenne de nymphes à l'affut sur un <i>patch</i>	<i>Prairies</i>	242,32 ± 0,33	270,19 ± 18,94
	<i>Bruyères</i>	726,67 ± 0,09	333,053 ± 27,48
	<i>Tourbières</i>	181,68 ± 0,02	132,50 ± 6,89
Perte relative (%)	<i>Prairies</i>	51,14 ± 0,07	45,52 ± 3,82
	<i>Bruyères</i>	1,13 ± 0,01	54,68 ± 3,74
	<i>Tourbières</i>	1,79 ± 0,01	28,38 ± 3,72
Densité minimum de nymphes à	<i>Prairies (Max 496)</i>	0	0
	<i>Bruyères (Max 735)</i>	0	0

l'affut restant sur un patch	<i>Tourbières (Max 185)</i>	0	0
Densité moyenne de nymphes nourries sur un patch	<i>Prairies</i>	121,91 ± 0,15	112,90 ± 9,46
	<i>Bruyères</i>	1,47 ± 0,01	199,72 ± 13,82
	<i>Tourbières</i>	1,35 ± 0,007	26,09 ± 3,45
Densité maximum de nymphes nourries déposées sur un patch	<i>Prairies (Min 0)</i>	8456,31± 41,33	327,99 ± 10,52
	<i>Bruyères (Min 0)</i>	501,78 ± 72,05	493,94 ± 9,35
	<i>Tourbières (Min 0)</i>	300,99 ± 33,81	160,32 ± 14,06

Annexe 1 - Table 3 - Results for the mean adult tick density obtained for 5 simulations for deer management scenarios.

Résultats		Cerfs élaphe	Small Fencing	Large Fencing	Culling 60	Culling 181	Culling 360
Densité moyenne de tiques adultes à l'affut sur un patch	<i>Prairies</i>	132,24 ± 0,005	132,76 ± 0,003	132,24 ± 0,001	132,19 ± 0,004	132,32 ± 0,004	132,51 ± 0,003
	<i>Bruyères</i>	56,37 ± 0,002	55,79 ± 0,004	56,37 ± 0,003	56,72 ± 0,004	57,48 ± 0,003	58,48 ± 0,01
	<i>Tourbières</i>	28,59 ± 0,001	28,79 ± 0,002	28,56 ± 0,001	28,63 ± 0,001	28,65 ± 0,001	28,78 ± 0,01
Perte relative (%)	<i>Prairies</i>	0,57 ± 0,004	0,18 ± 0,002	0,57 ± 0,001	0,60 ± 0,003	0,51 ± 0,003	0,37 ± 0,003
	<i>Bruyères</i>	7,59 ± 0,004	8,54 ± 0,007	7,59 ± 0,005	7,02 ± 0,007	5,76 ± 0,005	4,13 ± 0,02
	<i>Tourbières</i>	1,42 ± 0,002	0,72 ± 0,006	1,42 ± 0,003	1,28 ± 0,003	1,20 ± 0,005	0,76 ± 0,04
Densité minimum de tiques adultes à l'affut restant sur un patch	<i>Prairies (Max 133)</i>	90,77 ± 3,71	80,97 ± 5,82	90,79 ± 3,40	95,07 ± 1,92	98,19 ± 1,96	93,74 ± 0,47
	<i>Bruyères (Max 61)</i>	23,23 ± 1,25	18,77 ± 2,31	24,48 ± 0,75	27,64 ± 1,15	30,06 ± 0,72	31,12 ± 1,31
	<i>Tourbières (Max 29)</i>	14,81 ± 0,73	11,53 ± 1,42	16,39 ± 0,90	17,49 ± 0,72	16,40 ± 1,32	18,14 ± 1,36
Densité moyenne de tiques adultes nourries sur un patch	<i>Prairies</i>	0,46 ± 0,005	0,13 ± 0,002	0,48 ± 0,045	0,49 ± 0,002	0,44 ± 0,003	0,32 ± 0,01
	<i>Bruyères</i>	3,95 ± 0,001	4,53 ± 0,009	3,95 ± 0,005	3,68 ± 0,004	3,02 ± 0,007	2,16 ± 0,01
	<i>Tourbières</i>	0,57 ± 0,003	0,33 ± 0,002	0,57 ± 0,003	0,52 ± 0,002	0,47 ± 0,002	0,30 ± 0,002
	<i>Prairies</i>	22,68	31,60	22,71	24,65	21,97	25,60

Densité maximum de tiques adultes nourries déposées sur un patch	<i>(Min 0)</i>	± 3,76	± 1,91	± 1,54	± 2,48	± 1,40	± 3,30
	<i>Bruyères (Min 0)</i>	43,99	51,36	37,84	35,62	33,85	30,36
		± 2,46	± 1,81	± 2,01	± 1,78	± 1,41	± 2,25
	<i>Tourbières (Min 0)</i>	24, 52	35,85	22,15	23,62	20,88	17,18
		± 1,55	± 1,71	± 2,60	± 2,36	± 2,31	± 4,01

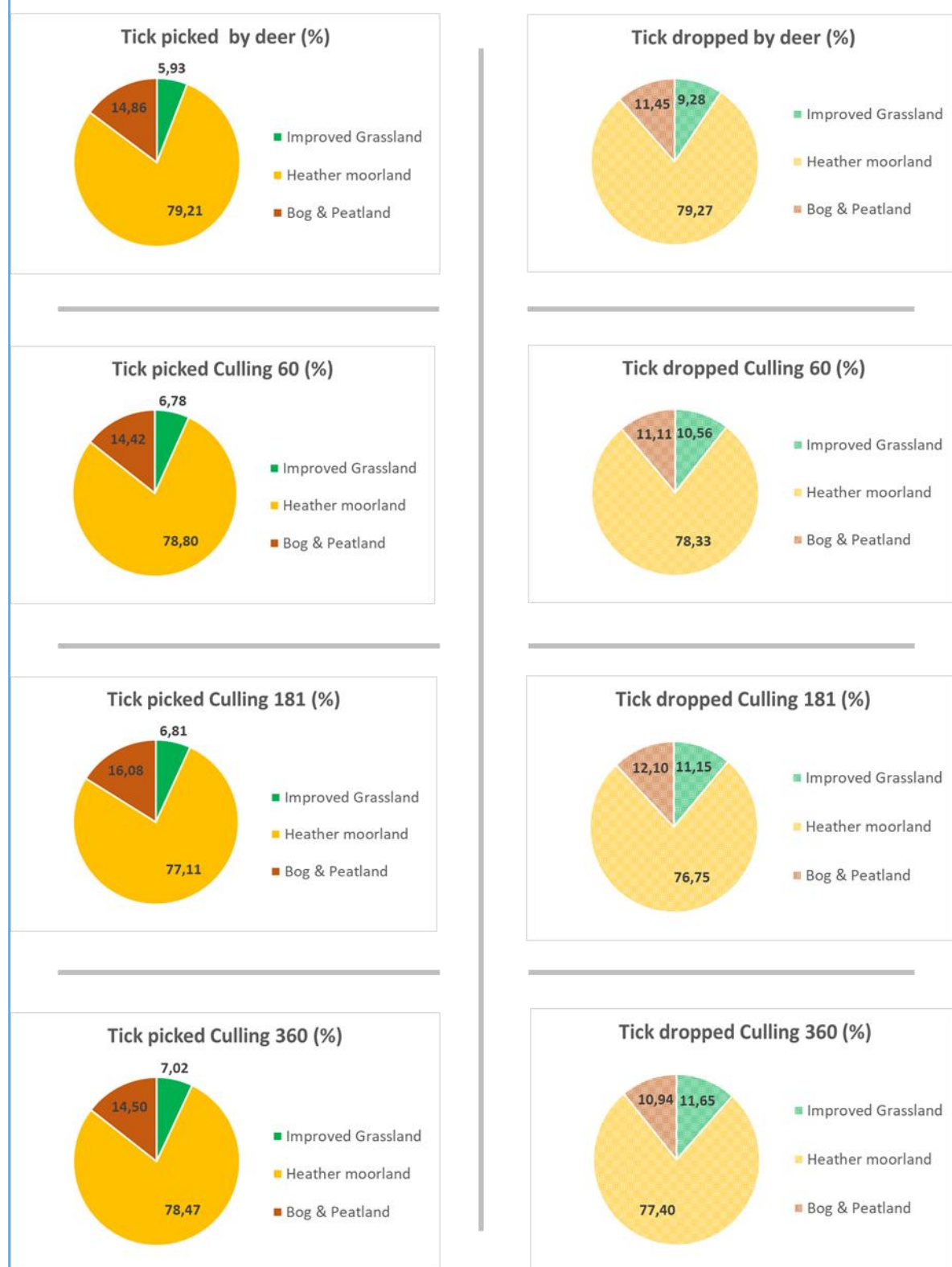
Annexe 1 - Table 4 - Results for the mean adult tick density obtained for 5 simulations acaricides and all mitigations scenarios

Résultats		Aucune mesure	Traitements d'acaricides	Toutes les mesures
Densité moyenne de tiques adultes à l'affut sur un patch	<i>Prairies</i>	124,99 ± 0,05	101,86 ± 0,12	102,97 ± 0,14
	<i>Bruyères</i>	56,37 ± 0,02	56,14 ± 0,04	56,70 ± 0,009
	<i>Tourbières</i>	28,526 ± 0,021	28,528 ± 0,005	28,72 ± 0,008
	<i>Prairies</i>	6,02 ± 0,04	23,41 ± 0,09	22,57 ± 0,11
	<i>Bruyères</i>	7,59 ± 0,03	7,96 ± 0,06	7,04 ± 0,01
	<i>Tourbières</i>	1,63 ± 0,07	1,62 ± 0,02	0,968 ± 0,03
Perte relative (%)	<i>Prairies (Max 133)</i>	69,16 ± 9,57	0	0
	<i>Bruyères (Max 61)</i>	29,19 ± 1,48	0	0
	<i>Tourbières (Max 29)</i>	16,03 ± 0,54	0	0
Densité minimum de tiques adultes à l'affut restant sur un patch	<i>Prairies</i>	5,98 ± 0,05	2,25 ± 0,12	1,93 ± 0,007
	<i>Bruyères</i>	3,99 ± 0,02	4,06 ± 0,05	3,647 ± 0,007
	<i>Tourbières</i>	0,69 ± 0,02	0,543 ± 0,003	0,302 ± 0,03
	<i>Prairies (Min 0)</i>	47,27 ± 6,30	33,65 ± 5,56	51,19 ± 3,8
	<i>Bruyères (Min 0)</i>	42,33 ± 4,06	45,91 ± 7,25	49,86 ± 2,70
	<i>Tourbières (Min 0)</i>	35,07 ± 3,23	19,73 ± 2,22	31,61 ± 1,33

Annexe 1 - Table 5 - Results for the mean nymph density obtained for 5 simulations acaricides and all mitigations scenarios

Résultats		Aucune mesure	Traitement d'acaricides	Toutes les mesures
Densité moyenne de nymphes à l'affut sur un patch	Prairies	110,46 ± 18,34	104,80 ± 9,95	108,05 ± 12,18
		342,78 ± 29,63	362,67 ± 53,91	426,28 ± 22,99
		131,40 ± 15,23	135,71 ± 4,44	132,27 ± 7,82
	Bruyères	77,72 ± 3,69	78,87 ± 2,01	78,21 ± 3,39
		53,36 ± 4,03	50,65 ± 7,336	42,00 ± 3,139
		28,97 ± 8,23	26,64 ± 2,4	28,50 ± 4,22
Perte relative (%)	Prairies	77,72 ± 3,69	78,87 ± 2,01	78,21 ± 3,39
	Bruyères	53,36 ± 4,03	50,65 ± 7,336	42,00 ± 3,139
	Tourbières	28,97 ± 8,23	26,64 ± 2,4	28,50 ± 4,22
Densité minimum de nymphes à l'affut restant sur un patch	Prairies (Max 496)	0	0	0
	Bruyères (Max 735)	0	0	0
	Tourbières (Max 185)	0	0	0
Densité moyenne de nymphes nourries sur un patch	Prairies	187,26 ± 9,68	89,60 ± 8,43	86,95 ± 9,09
		193,20 ± 14,79	179,14 ± 27,32	150,28 ± 11,60
		25,33 ± 7,64	23,93 ± 2,22	25,21 ± 3,91
	Bruyères	5914,14 ± 533,59	533,59 ± 12,44	372,26 ± 8,90
		530,10 ± 43,29	484,11 ± 26,35	461,32 ± 25,43
		289,33 ± 37,01	205,25 ± 20,44	223,62 ± 30,40
Densité maximum de nymphes nourries déposées sur un patch	Prairies (Min 0)	5914,14 ± 533,59	533,59 ± 12,44	372,26 ± 8,90
	Bruyères (Min 0)	530,10 ± 43,29	484,11 ± 26,35	461,32 ± 25,43
	Tourbières (Min 0)	289,33 ± 37,01	205,25 ± 20,44	223,62 ± 30,40

Scenario 1 : Culling



Annexe 2 - Figure 1 - Comparison of the relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for deer under culling strategies

Scenario 2 : Fencing



Annexe 2 - Figure 2 - Comparison of the relative distribution of tick adult and nymphs which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for deer under fencing strategies

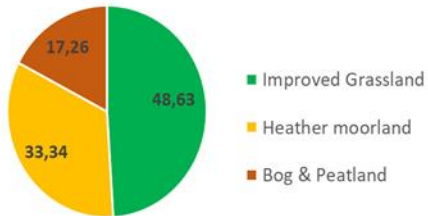
Comparison scenario 0, 3 & 4 for adult ticks



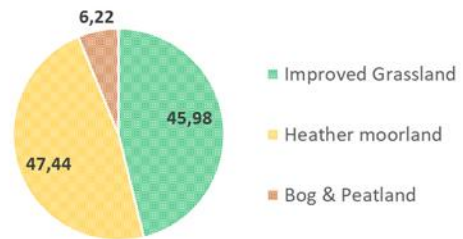
Annexe 2 - Figure 3 - Comparison of the relative distribution of tick adult which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for scenario without mitigations, with acaricides treatment and with all mitigations

Comparison scenario 0, 3 & 4 for nymphs

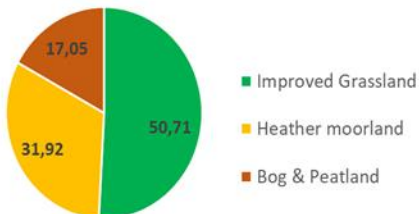
Nymph picked No mitigations (%)



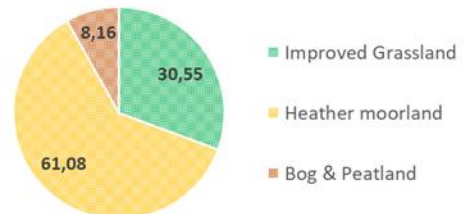
Nymph dropped No mitigations (%)



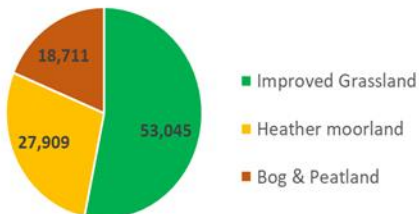
Nymph picked Acaricides (%)



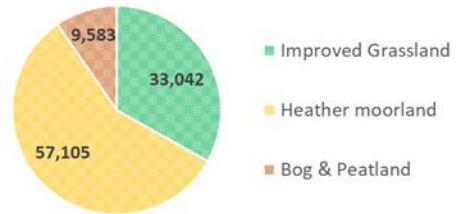
Nymph dropped Acaricides (%)



Nymph picked All mitigations (%)

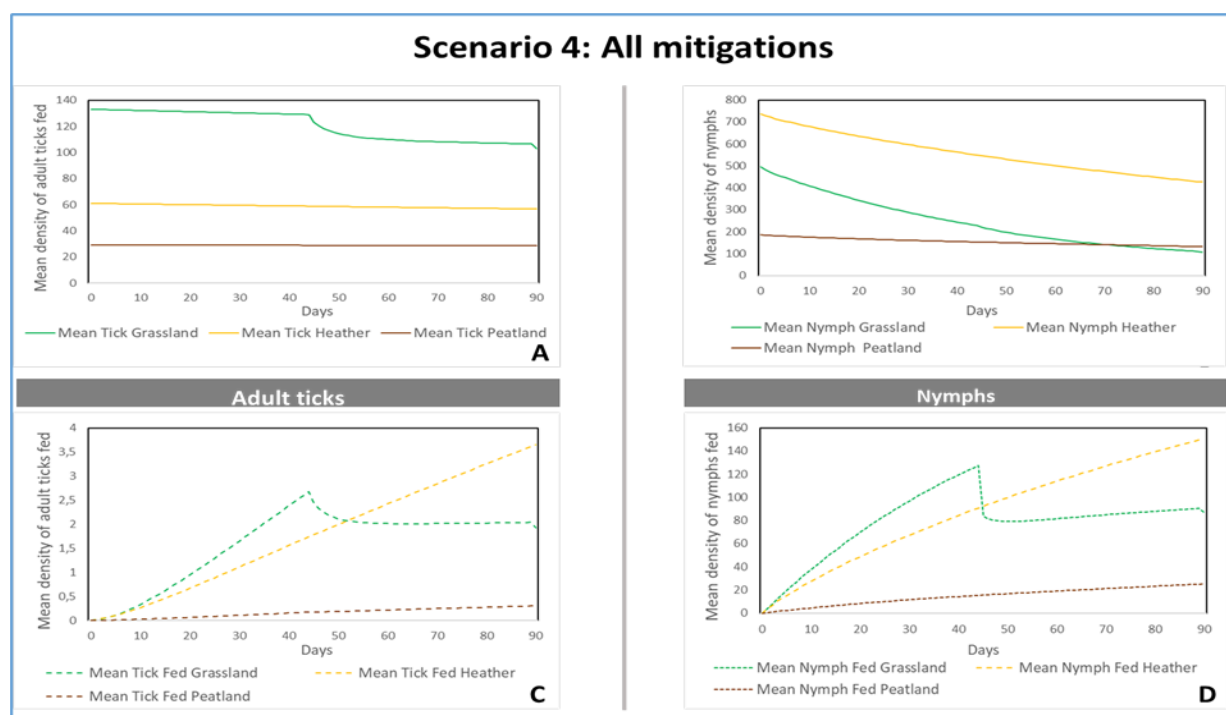


Nymph dropped All mitigations (%)



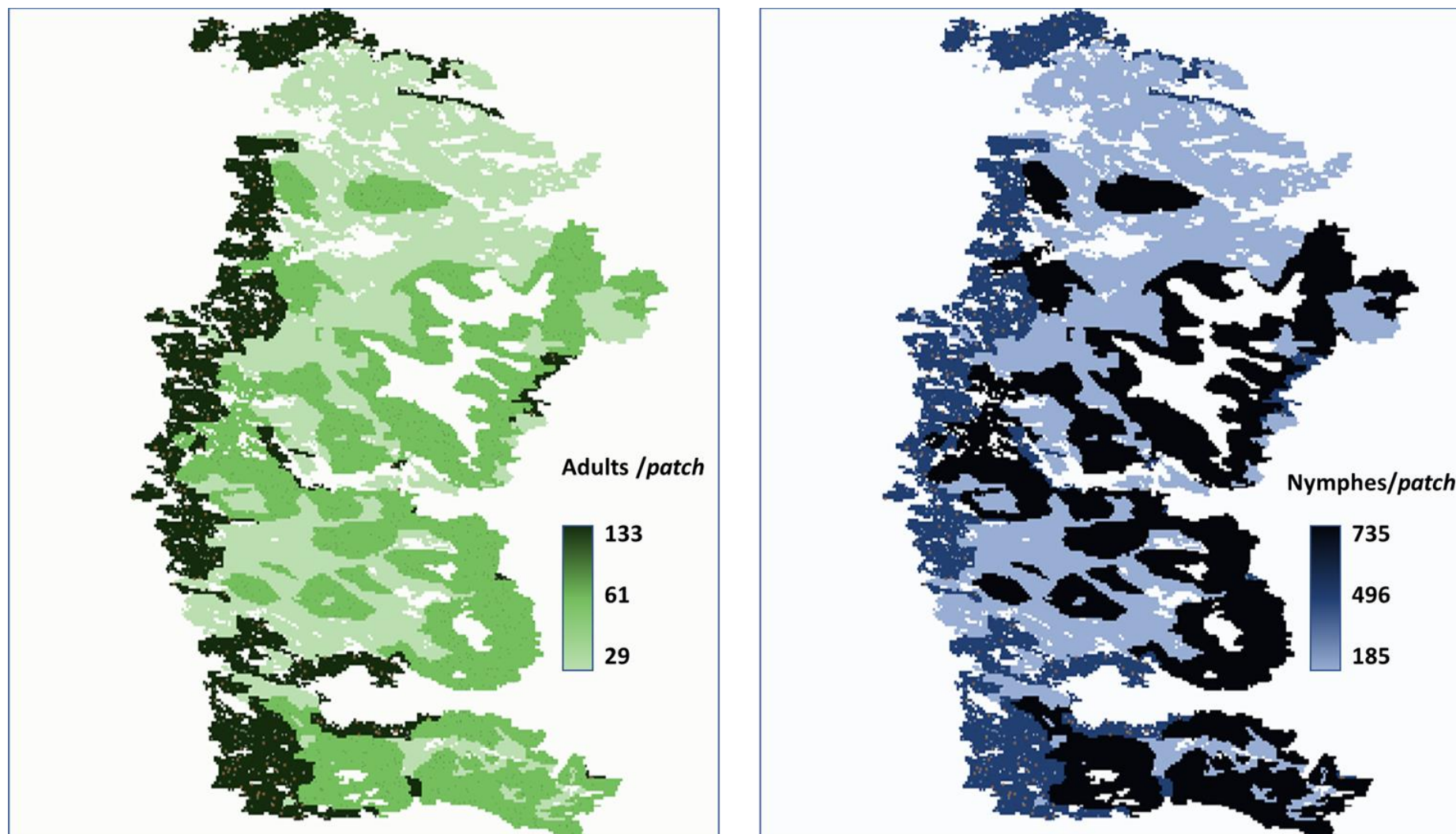
Annexe 2 - Figure 4 - Comparison of the relative distribution of nymphes which are picked up and dropped off in grassland, heather moorland and peatland environments for scenario without mitigations, with acaricides treatment and with all mitigations

Annexe 3 : Evolution de la densité moyenne de tiques du *South Uist Model*

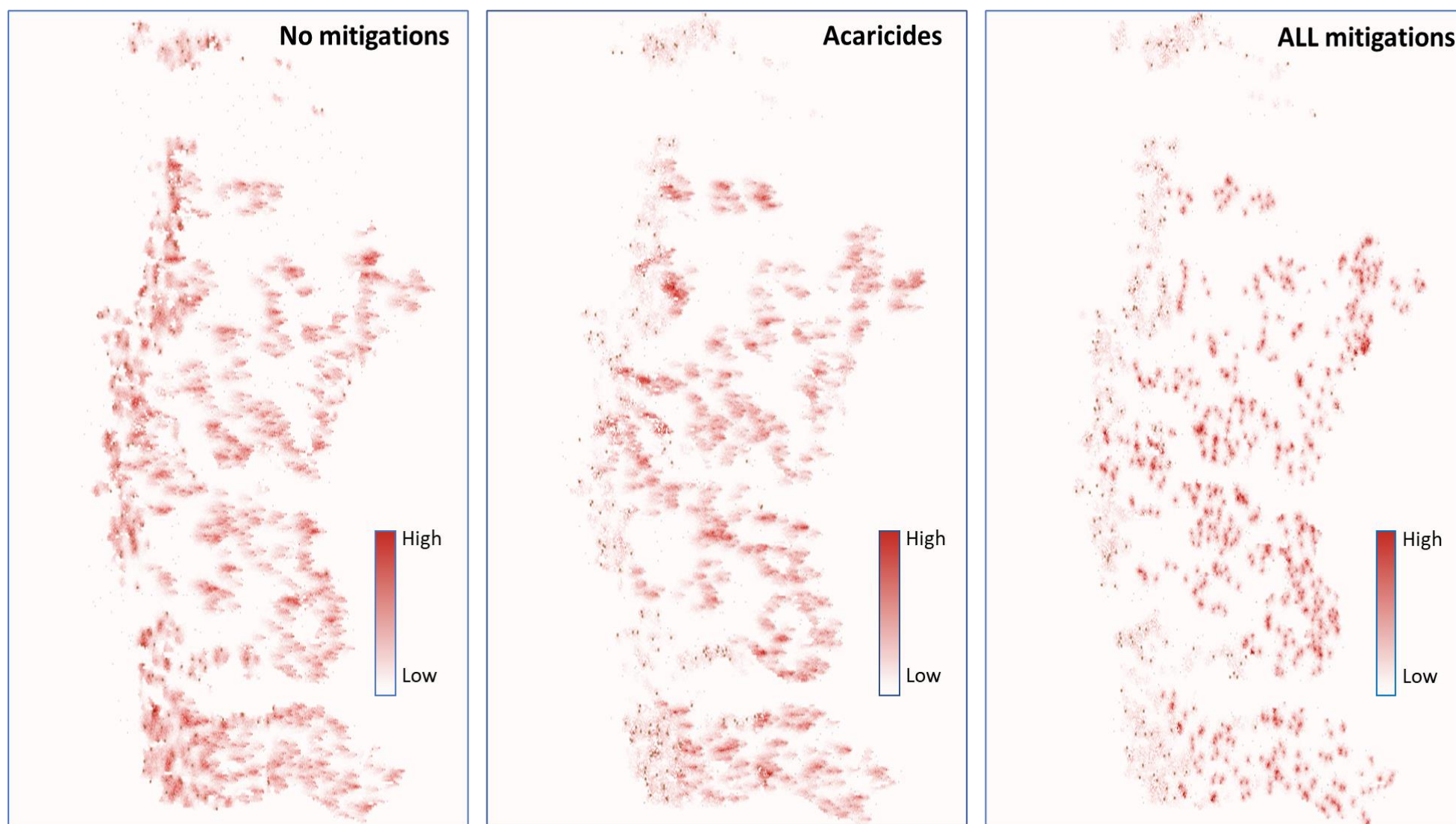


Annexe 3 - Figure 1 - Mean density of questing adult ticks (A), adult ticks fed dropped (C), questing nymphs (B) and nymphs fed dropped (D) in environments of grassland (Green), heather moorland (Yellow) and peatland (Brown) in scenario 4

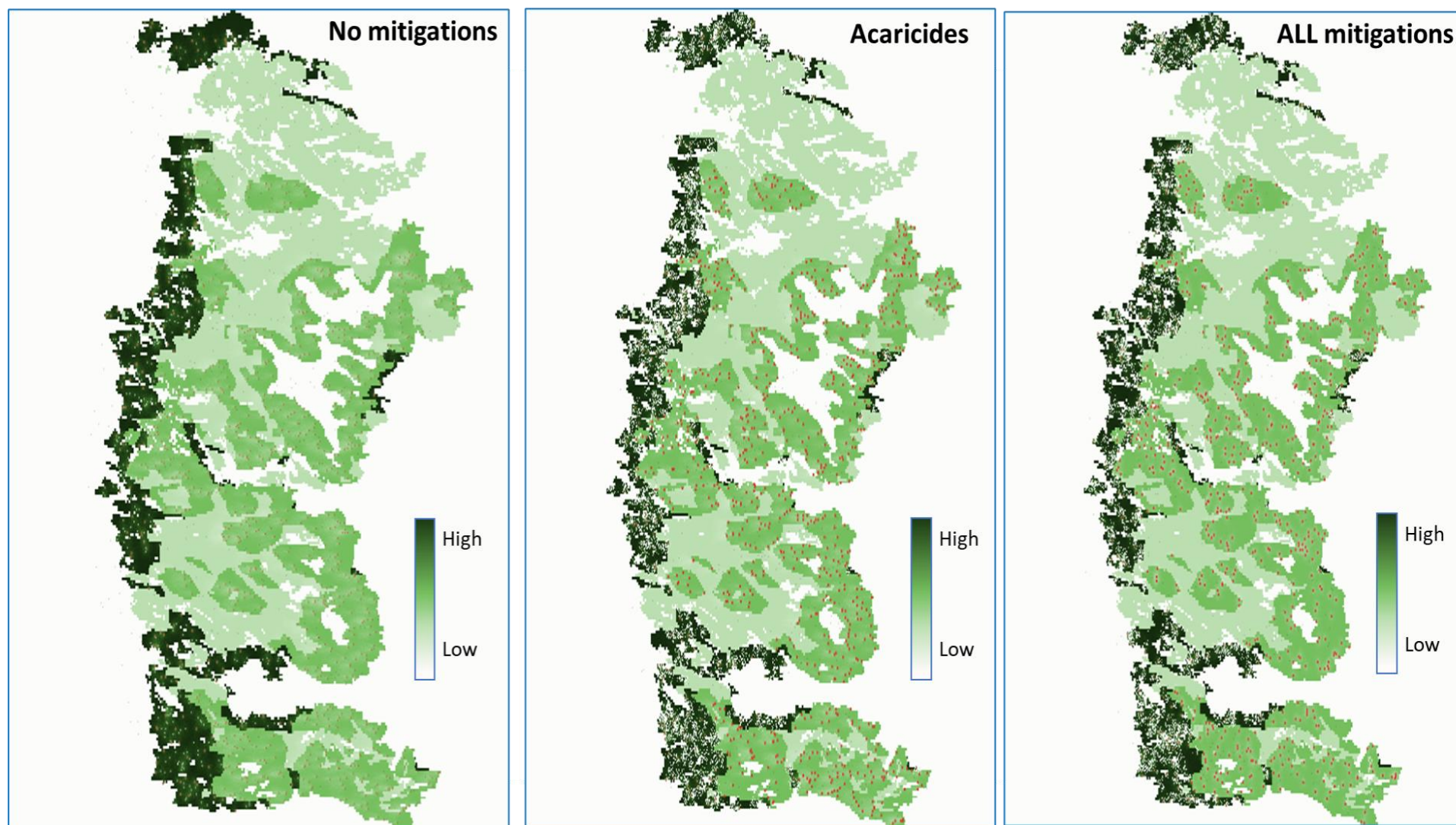
Annexe 4 : Cartographie des résultats du *South Uist Model*



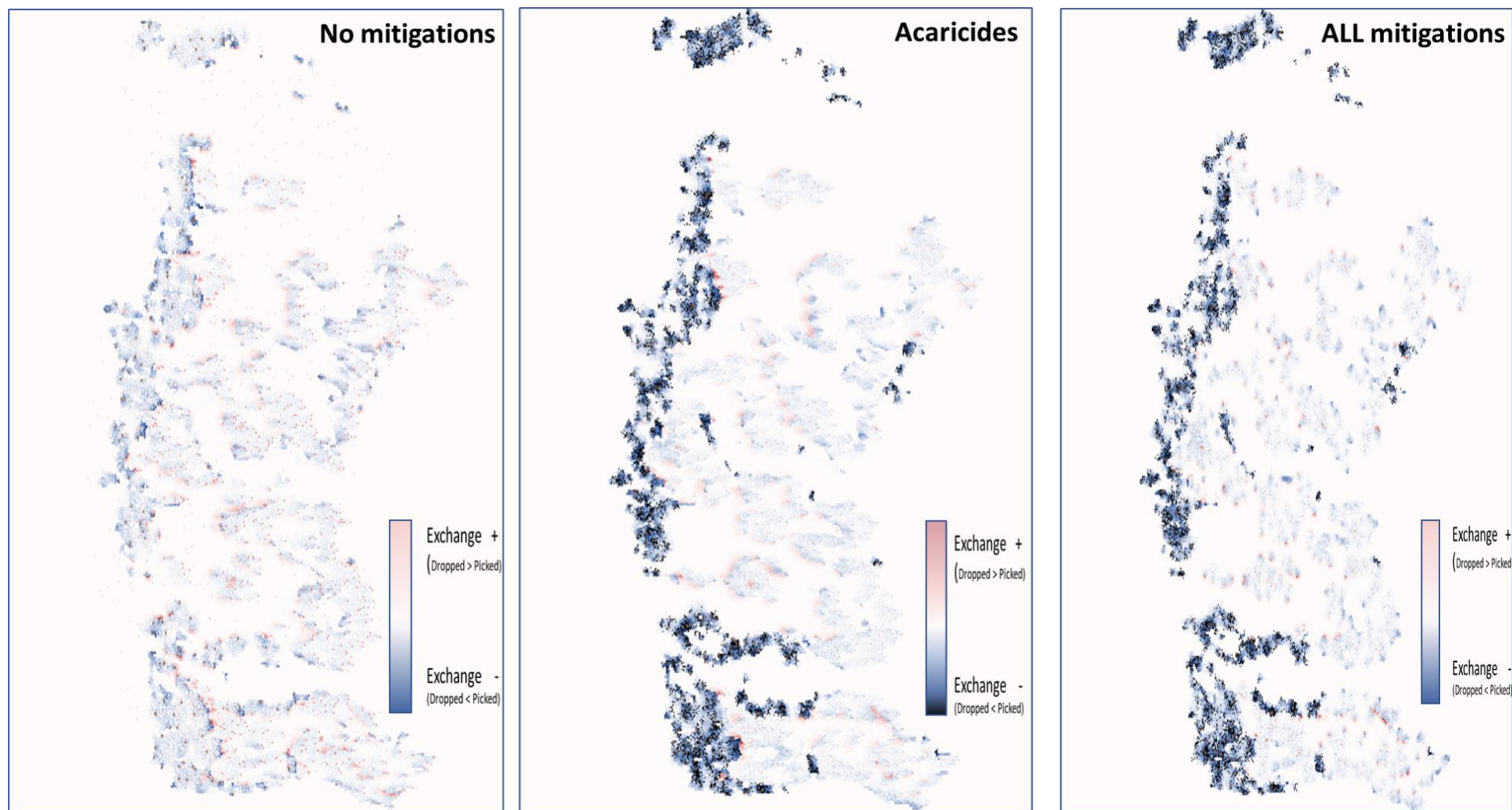
Annexe 4 - Figure 1 - Initial density of adult ticks and nymphs questing in the environment for all scenarios



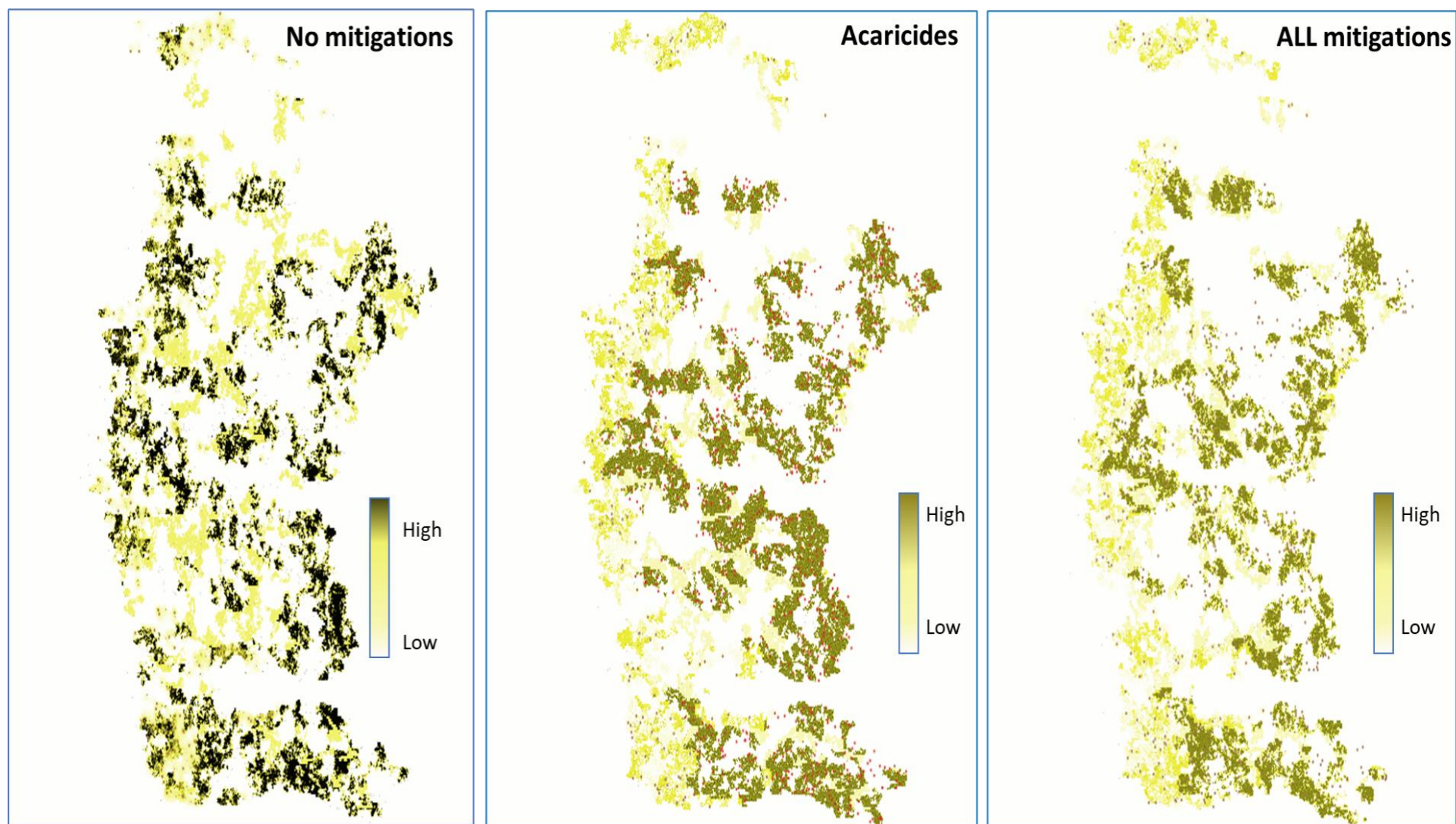
Annexe 4 - Figure 2 - Mean density of adult ticks fed dropped off on the environment under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of fed ticks on South Uist.



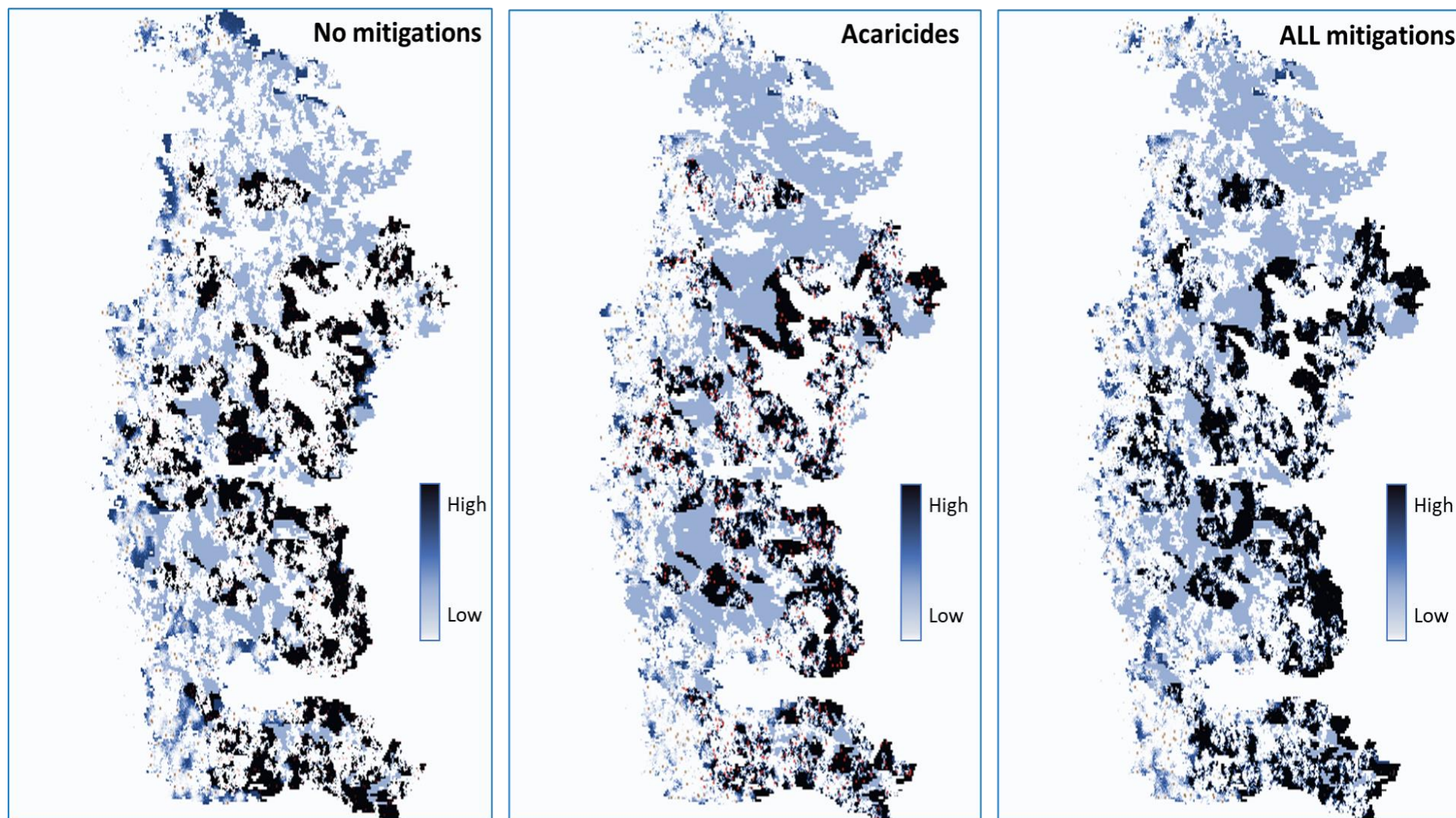
Annexe 4 - Figure 3 - Mean density of adult ticks questing on the environment under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of questing ticks on South Uist.



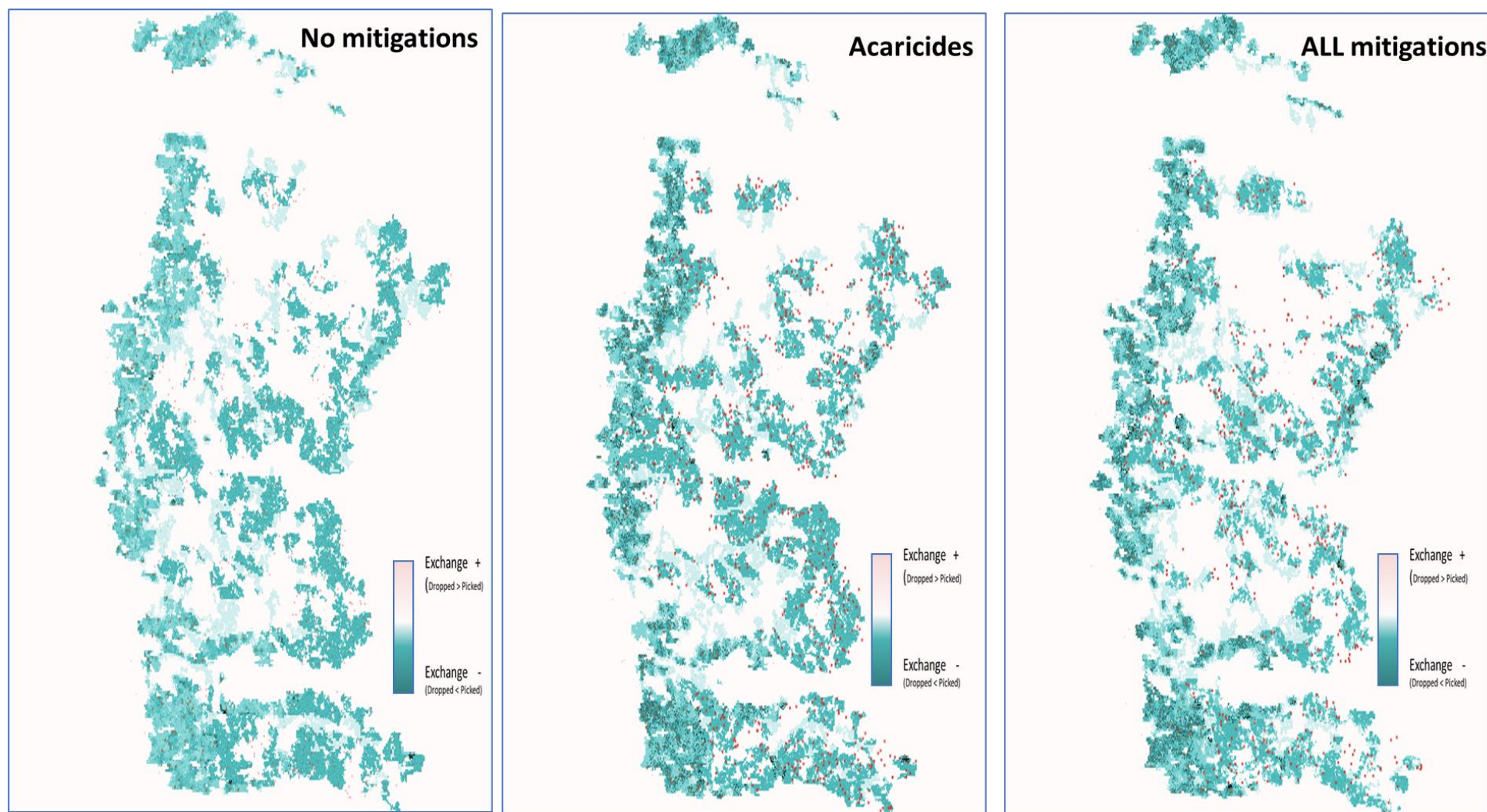
Annexe 4 - Figure 4 - Adult tick exchange balance of a patch under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The balance is positive if the number of adult ticks dropped is greater than the number of adult ticks picked up on the same patch (Red) and conversely for a negative balance (Blue)



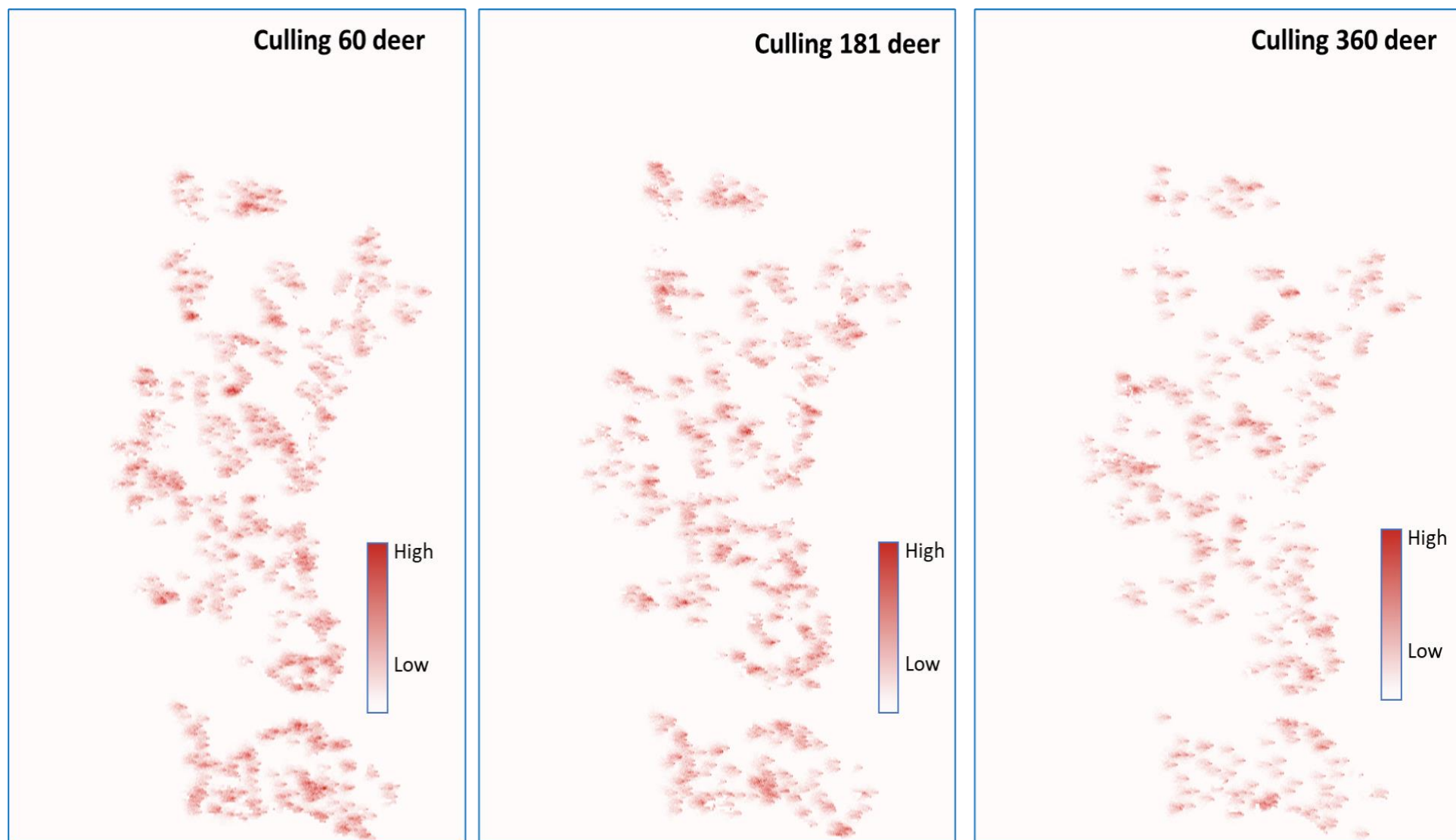
Annexe 4 - Figure 5 - Mean density of nymphs fed dropped off on the environment under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of fed nymphs on South Uist.



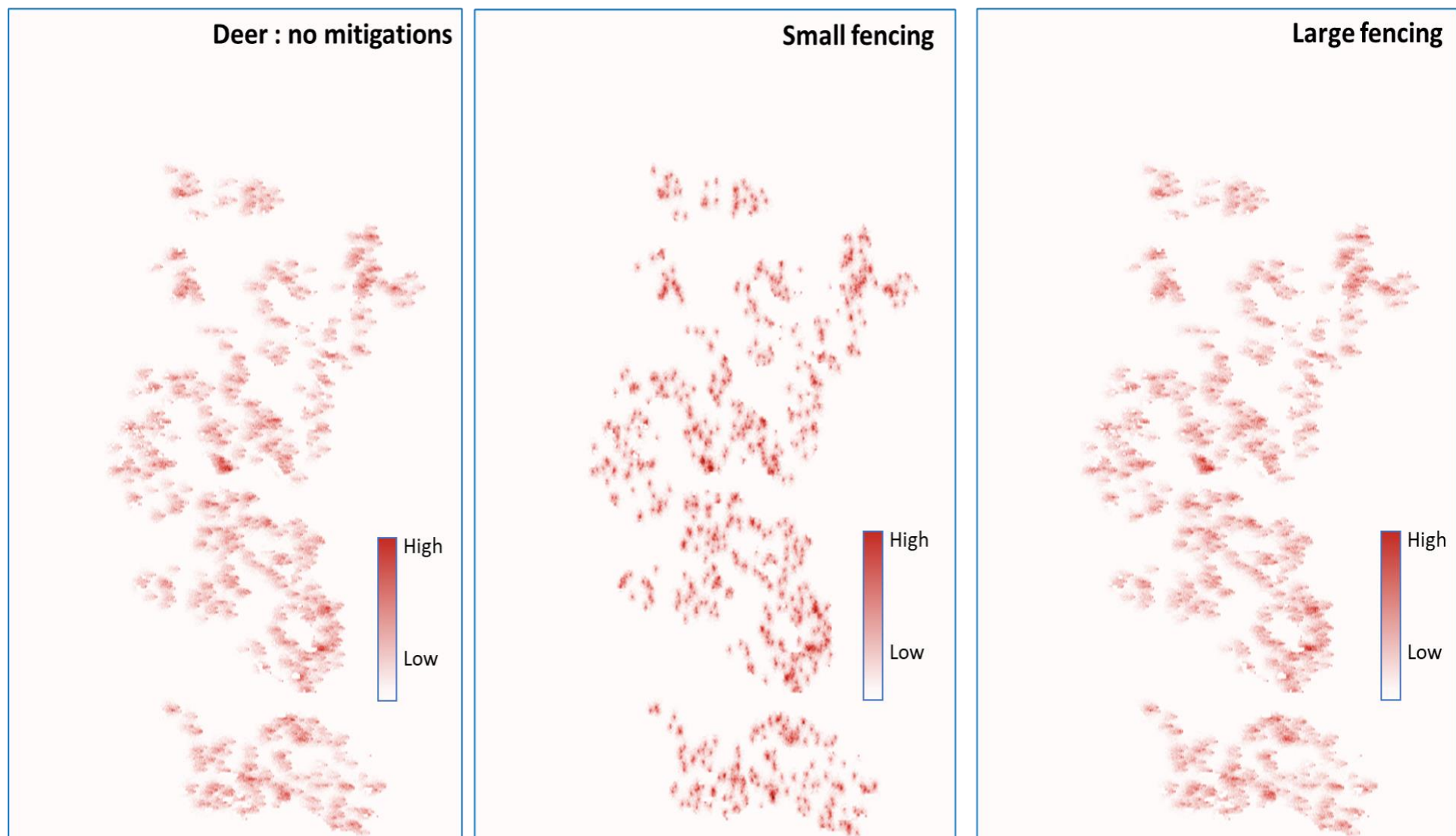
Annexe 4 - Figure 6 - Mean density of nymphs questing on the environment under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of questing nymphs on South Uist.



Annexe 4 - Figure 7 - Nymph exchange balance of a patch under different management strategies: No mitigations, acaricides treatment on livestock and all mitigations applied (Culling 181 deer, small fencing around heather moorland and acaricides treatment on livestock) after 90 days. The balance is positive if the number of nymphs dropped off is greater than the number of nymphs picked up on the same patch (Red) and conversely for a negative balance (Blue)



Annexe 4 - Figure 8 - Mean density of adult ticks fed dropped off on the environment under different culling strategies: Culling 60 deer, Culling 181 deer and Culling 360 deer after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of fed ticks on South Uist.



Annexe 4 - Figure 9 - Mean density of adult ticks fed dropped off on the environment under different fencing strategies: No fencing, small fencing and large fencing deer after 90 days. The darker the colour of the patch, the higher the density of fed ticks on South Uist.

Annexe 5: Code NetLogo du South Uist Model

South Uist Model (SUM)

;1. Define the inputs of the model ;;;;;;

;1.1 Extensions required

extensions [gis]; Gis for Landcover and time for schedule

globals [Landcover-dataset LCC t]

;1.2 Define the agents

breed [deer a-deer]

breed [sheep a-sheep]

breed [cattles cattle]

breed [alternatives alternative]; Alternative embodied rodents' birds and small mammals with an homogeneous behaviours

;1.3 Define the own of every agent

deer-own [tick-adult tick-picked tick-dropped Home-range]

sheep-own [tick-adult tick-picked tick-dropped nymph nymph-picked nymph-dropped farm Acaricides]

cattles-own [tick-adult tick-picked tick-dropped nymph nymph-picked nymph-dropped farm Acaricides]

alternatives-own [nymph nymph-picked nymph-dropped]

;1.4 Define the Landcover and the *patches* proprieties

patches-own [Landcover nymph-*patches* nymph-fed-*patches* tick-adult-*patches* tick-adult-fed-*patches* tick-exchange nymph-exchange Acaricides-*patches*]

;2.Implement the cellular automata and the multiagent model ;;;;;;

;2.1 Setup the Landcover

to Setup-Landcover

set t 0

; Set the time keeper for plotting

; 2.1.1 Import the landcover data from South Uist Island (asc files) in the NetLogo environment

set Landcover-dataset gis: load-dataset "C:/Users/Valentin/Desktop/Memoire/Modèle/Data Modele/LCSU.asc"

gis: set-world-envelope (gis:envelope-of Landcover-dataset)

gis:apply-raster Landcover-dataset Landcover

;2.1.2 Implement Uuist Island map in NetLogo regarding LC and color

```
ask patches [  
  if Landcover = 1 [set pcolor 105 ] ; Blue = water  
  if Landcover = 2 [set pcolor 75]; Turquoise =wetland  
  if Landcover = 3 [set pcolor 35 ] ; Brown= peatland  
  if Landcover = 6 [set pcolor 65]; lime= coarse grassland  
  if Landcover = 4 [set pcolor 44 ]; Yellow = arable  
  if Landcover = 5 or Landcover = 7 [set pcolor 55];; green = improved grassland  
  if Landcover = 8 or Landcover = 9 [set pcolor 25] ; orange = Heather moorland  
  if Landcover = 11 [set pcolor 125] ; mangenta =montagne vegetation  
  if Landcover = 15 [set pcolor 51]; dark green = conniferous  
  if Landcover = 23 [set pcolor 85]; cean Maritime grassland & heaths /machair  
  if Landcover = 10 or Landcover = 12 or Landcover = 13 or Landcover = 14 or Landcover = 16 or  
Landcover = 17 or Landcover = 18  
    or Landcover = 19 or Landcover = 20 or Landcover = 21 or Landcover = 22 [set pcolor 6]; others =  
gray  
  if Landcover = 24 or Landcover = 25 or Landcover = 26 or Landcover = 27 or Landcover = 28 [set  
pcolor 14]; red = urban area  
  if pcolor = 59.9999 or pcolor = 109.9999 or pcolor = 49.9999 or pcolor = 19.9999[set pcolor 0]; Collor  
from the density map  
]  
end
```

;2.2 Creation of the several agents ;

to Setup-Agents

```
clear-turtles
```

;2.2.1 Create deer agent

```
create-deer Initial-number-deer ; create the deer, then initialize their variable
```

```
[
```

;2.2.1.1 Define shape of the deer

```
set shape "moose" ; aspect of deer
```

```
set color red ; Cervus elaphus = red deer
```

```
set size 2
```

;2.2.1.2 Localisation of the deer

```
setxy random-xxcor random-ycor
```

```
move-to one-of patches with [pcolor = 25 ]
```

```
; Deer are majoriteraly found on heather moorland (James et al., 2012)
```


[;2.2.1.3 Define home range area for deer](#)

set home-range *patch*-here

; Deer live in an home range area and they go back to their home every time at the end of the night,
ask deer to remember their initial position

]

[;2.2.2 Create sheep agent](#)

create-sheep Initial-number-sheep ; create the sheep, then intialize their variable

[

[;2.2.2.1 Define shape of the sheep](#)

set shape "sheep"

set color white

set size 1

[;2.3.2.3 Localisation of the sheep](#)

setxy random-xcor random-ycor

move-to one-of *patches* with [pcolor = 55]; Sheep only on improved grassland

[;2.3.2.4 Define Farm area for sheep](#)

set farm *patch*-here

]

[;2.2.3 Create Cattle agent](#)

create-cattles Initial-number-cattles ; create the cattles, then intialize their variable

[

[;2.2.3.1 Define shape of the cattle](#)

set shape "cow"

set color brown

set size 2

[;2.2.3.2 Localisation of the cattle](#)

setxy random-xcor random-ycor ;;;; centroide of the improved grassland

move-to one-of *patches* with [pcolor = 55]; cattles only on improved grassland

[;2.3.2.4 Define Farm area for cattles](#)

set farm *patch*-here

]

;2.2.4 Create alternatives agent

create-alternatives Initial-number-alternatives ; create the alternative host , then initialize their variable. The alternative agent are based for most part on rodents

[

;2.3.4.1 Define shape of the alternatives

set shape "bird side"

set color black

set size 0.5

;2.2.4.2 Localisation of alternatives host

setxy random-pxcor random-pycor

move-to one-of *patches* with [pcolor = 25 or pcolor = 55]; trapped found them on heather and grassland

]

end

;2.3 Define the initial number of ticks and nymphs on the landcover based and on agents on uist island data

to Initial-number-Ixodes

;2.3.1 Define initial number of tick/ nymph on South Uist Island based on South Uist Data based on two research data on South Uist Island. The density of tick was recorded

;for specific areas and there were a lot of area without informations. So In the SUM, the density is homogeneous for a specific landcover and was calculated with the mean of density data from the research

Setup-Landcover

ask *patches*[

set acaricides-*patches* 0

; set the density of tick for the *patches*. Density of ticks and nymphs calculated for a cell of 3320 m² based on South Uist Data regarding to the peatland and bog area

if pcolor = 0 or pcolor = 6 or pcolor = 14 or pcolor = 44 or pcolor = 51 or pcolor = 19.9999 or pcolor = 59.9999 or pcolor = 49.9999 or pcolor = 75 or pcolor = 109.9999 or pcolor = 125 [set nymph-*patches* 0 set tick-adult-*patches* 0 set nymph-fed-*patches* 0 set tick-adult-fed-*patches* 0]

; No tick recorded on South Uist for the landcover of water, wetland, peatland coarse grassland montane vegetation coniferous others and urban

if pcolor = 25 [set nymph-*patches* 735 set tick-adult-*patches* 61 set nymph-fed-*patches* 0 set tick-adult-fed-*patches* 0 set tick-exchange 0 set nymph-exchange 0]

;On heather moorland the nymph density is 735 and 61 for the adults

```
if pcolor = 35 [set nymph-patches 185 set tick-adult-patches 29 set nymph-fed-patches 0 set tick-
adult-fed-patches 0 set tick-exchange 0 set nymph-exchange 0]
```

```
;On bog and peatland the nymph density is 185 and with on average 29 Adults
```

```
if pcolor = 55 [set nymph-patches 496 set tick-adult-patches 133 set nymph-fed-patches 0 set tick-
adult-fed-patches 0 set tick-exchange 0 set nymph-exchange 0]
```

```
;On improved grassland the nymph density is 496 and with on average 133 adults
```

```
if pcolor = 65 [set nymph-patches 17 set tick-adult-patches 3 set nymph-fed-patches 0 set tick-adult-
fed-patches 0 set tick-exchange 0 set nymph-exchange 0]
```

```
;On coarsland the nymph density is 17 and with on average 3 adults
```

```
if pcolor = 85 [set nymph-patches 33 set tick-adult-patches 17 set nymph-fed-patches 0 set tick-
adult-fed-patches 0 set tick-exchange 0 set nymph-exchange 0]
```

```
;On marchair the nymph density is 33 and with on average 17 adults
```

;Nb: On the Island, there are no *patches* of coarsland notified and only few *patches* of marchairs. So the SUM will focus only on the landcover of Heather moorland, improved Grassland and Petalnd and bog

```
]
```

;2.3.2 Define initial number of tick/nymph on the several agent based on literature review

;2.3.2.1 Number of ticks on deer. Red Deer carry only adult tick (James *et al.*, 2012)

```
ask deer [
```

```
  set tick-adult one-of [ 0 9 16 23 30 ]
```

```
;; Giving initial number of adult ticks on deer following Jaenson et al. (1992) it s 16±7 and Halsey & Milner (2018) it is 30 Max
```

```
  set tick-picked 0
```

```
;During the run, count the number of tick picked : 0 at step 1
```

```
  set tick-dropped 0
```

```
;During the run, count the number of tick dropped : 0 at step 1
```

```
]
```

;2.3.2.2 Number of ticks on sheep. Sheep carry only tick and nymph

```
ask sheep [
```

```
  set acaricides 0
```

```
; No acaricides applied at the beggining
```

[; 2.3.2.2.1 Giving initial number of adult ticks on sheep](#)

set tick-adult (4); (Van Wieren et al, 2016)

set tick-picked 0

;During the run, count the number of tick picked : 0 at step 1

set tick-dropped 0

[; 2.3.2.2.2 Giving initial number of nymph ticks on sheep](#)

set nymph (5);(Van Wieren et al, 2016)

set nymph-picked 0

;During the run, count the number of nymph picked : 0 at step 1

set nymph-dropped 0

;During the run, count the number of nymph dropped : 0 at step 1

]

[;2.3.2.3 Number of ticks on cattle. Cattles carry only tick and nymph](#)

ask cattles[

set acaricides 0

; No acaricides applied at the beginning

[; 2.3.2.3.1 Giving initial number of adult ticks on cattle](#)

set tick-adult (4); No data so same than sheep

set tick-picked 0

;During the run, count the number of tick picked : 0 at step 1

set tick-dropped 0

;During the run, count the number of tick dropped : 0 at step 1

[; 2.3.2.3.2 Giving initial number of nymph ticks on cattle](#)

set nymph(16); (Alborzi *et al.*, 2016)

set nymph-picked 0

;During the run, count the number of nymph picked : 0 at step 1

set nymph-dropped 0

;During the run, count the number of nymph dropped : 0 at step 1

]

[;2.3.2.4 number of nymphs on alternatives. Small mammals only carry nymph](#)

ask alternatives [

[;2.3.2.4.1 Giving initial number of nymph on alternative host](#)

set nymph (1);(Tälleklint & Jaenson, 1997)

set nymph-picked 0

;During the run, count the number of nymph picked : 0 at step 1

set nymph-dropped 0

```

;During the run, count the number of nymph dropped : 0 at step 1
]
clear-all-plots
; To initialise number of Ixodes allow users to reset plots and set the same number of tick every time.
Used to make several run.
end
;;;;;3. Define all the movements patterns and actions of the several agents;;;;;
to Go
;For on step of time (One day), Agents will follow the several actions following in the Go Function

tick
; Start to count tick to show time progressing (One tick = One day in SUM)
;To simulate night movement of the deer they make 8 movements by day (time of the night)
repeat 7 [move-deer]
;Repeat 7 time one action of moving. One action is spend on one hour in SUM.
move-deer
;Movement of deer during One hour
move-home
;After their movements deer come back home and it is assumed to be one movement
;To make a difference with deer, livestock moved 16 time during a day (time of the day)

;Cattles
repeat 15 [move-cattles]
;Repeat 15 time one action of moving. One action is spend on one hour in SUM.
move-cattles
;Movement of cattle during One hour
move-farm
;After their movements cattle come back to the farm and it is assumed to be one movement

;Sheep
repeat 15 [move-sheep]
;Repeat 15 time one action of moving. One action is spend on one hour in SUM.
move-sheep
;Movement of sheep during One hour
move-farm
;After their movements sheep come back to the farm and it is assumed to be one movement

```

;Alternative host are moving during the night, so they have 8 movements (Lee & Rhim, 2016)

repeat 8 [move-alternatives]

;Repeat 8 time one action of moving. One action is spend on one hour in SUM.

move-alternatives

;Movement of alternatives during one hour

;Update time counter

set t (t + 1)

;At every step of time (tick), SUM will plot results for ticks adult and nymph density

plot-mean-density-tick-adult

plot-mean-density-nymph

end

;3.1 To move deer. Movement and actions of the deer in one hour

to move-deer

;3.1.1 Movement deer on the landcover. Deer move only by night and under a home range region

;3.1.1.1 Movement under scenarios of Acaricides treatment and no mitigations

If Mitigations = "No-mitigations" or Mitigations = "Acaricides-treatment"

ask deer [

if pcolor = 0 or pcolor = 105

[rt 180 fd 2]

;Deer can move everywhere but if *patches* is water(105) or ocean (0) they turn back and move from 2 *patches*

if pcolor != 0 or pcolor != 105

[set heading 270 repeat 2 [fd 1] repeat one-of [0 1 2 3 4 5][rt random-float 360 fd 1]]

;If the landcover is something else, they move two time westerly to show attraction to grassland and after they can move between 0 and 5 time in an hour of a distance of one *patch* in a random direction.

;One *patch* have a 57*57 m size so they move from 0 to 400 m which is the maximum distance travelled by a deer during one hour (Webb *et al.*, 2013)

]

]

3.1.1.2 Movement under large fencing

If Mitigations = "Large-fencing"[

ask deer [

if pxcor = -90 or pcolor = 0 or pcolor = 105

[rt 180 fd 2]

; On this mitigation, a large fence is erected from North to south at the longitudinal coordinate of -90, if deer meet it they turn back and move from 2 *patches*

if pcolor != 0 or pcolor != 105 or pxcor != -90

[set heading 270 repeat 2 [fd 1] repeat one-of [0 1 2 3 4 5][rt random-float 360 fd 1]]

;If the landcover is something else, they move two time westerly to show attraction to grassland and after they can move between 0 and 5 time in an hour of a distance of one *patch* in a random direction.

;One *patch* have a 57*57 m size so they move from 0 to 400 m which is the maximum distance travelled by a deer during one hour (Webb *et al.*, 2013)

]

]

3.1.1.3 Movement under scenarios of small-fencing and all mitigations

If Mitigations = "Small-fencing" or Mitigations = "All"[

ask deer [

if pcolor != 25

[rt 180 fd 2]

; On those two mitigations, deer are enclosed on heather moorland, so if they move on *patch* different of heather (25) they turn back and move from 2 *patches*

if pcolor = 25

[repeat one-of [0 1 2 3 4 5 6 7][rt random-float 360 fd 1]]

;If the *patch* is heather they can move between 0 and 7 time in an hour of a distance of one *patch* in a random direction.

; One *patch* have a 57*57 m size so they move from 0 to 400 m which is the maximum distance travelled by a deer during one hour (Webb *et al.*, 2013)

]

]

; In their movements, deer make actions of picking and dropping tick adults

pick-adult-deer

drop-adult-fed-deer

end

;3.1.2 Interactions with tick *Ixodes ricinus*

;3.1.2.1 Picking tick adult

to pick-adult-deer

ask deer [

;3.1.2.1.1 Limitations

if tick-adult-*patches* != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor = 85

; Deer can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35), Grassland (55), Coarsland (65) and Marchair (85)

and tick-adult < 150

;Deer can carry maximum 150 adults on their bodies (Li et al, 2014)

;3.1.2.1.2 Number of tick picked

[set tick-picked (1 * one-of [170 179 200 250 300 360 403] * 0.01178 * (tick-adult-*patches* * 12)/ 3320.21)

;The number of ticks picked by a deer during one hour in one *patch* will depend on :

; - Distance travelled in one hour by a deer From 170 to 403 m (Webb *et al.*, 2013)

; - Probability of attachment of a tick if a host is within 1 m from their location :0,01178 (Halsey & Milner, 2016)

; - Density of tick available on the current *patch* divide by the size of the *patch* to have the density by m2

; - The number of cells within One meter of the deer depending of its size (Deer size is on 2 m long cells and one large) so 12 cells of 1 m2

set tick-adult tick-adult + tick-picked

;Add number of tick picked to number of carried tick on deer to have new of tick on deer

remove-tick-adult-deer]

]

end

;3.1.2.1.3 Remove tick picked from landcover

to remove-tick-adult-deer

set tick-adult-*patches* tick-adult-*patches* - tick-picked

;Remove from the current *patch* the number of tick picked by the deer on one hour

if tick-adult-*patches* < 0 [set tick-adult-*patches* 0]

;The number of tick on a *patch* can't be under 0

end

;3.1.2.2 To drop adult fed after 10 days

to drop-adult-fed-deer

ask deer [

;3.1.2.2.1 Limitations

if tick-adult > 0 [drop-it-deer]

;Deer can't drop a tick if they have none so they drop only when it is more than 0

]

end

;3.1.2.2.1 Dropping tick from deer in the landcover

to drop-it-deer

;A.If the landscape is suitable for ticks (heather, peatland, grassland marchair)

ifelse pcolor = 55 or pcolor = 35 or pcolor = 25 or pcolor = 85

[set tick-dropped (0.1 / 8 * tick-adult)

;The number of tick dropped is base on:

; - 1/ 10 (time of attachment) = probability of detachment by day / number of movements 8

; - The number of tick on a host

set tick-adult tick-adult - tick-dropped set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches + tick-dropped

;Remove tick from the host and dropped in on the landscape

if tick-adult < 0 [set tick-adult 0

; In scenario of acaricides, tick on the patches are kill under the efficiency of accaricides

if acaricides-patches = "Applied"[

set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches - (tick-adult-fed-patches * acaricides-efficiency)]

]

;B.If the landscape is suitable for ticks they die

[set tick-adult tick-adult - tick-dropped set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches + 0]

end

;3.1.3 Move to home range

to move-home

; At the end of the night, deer turn back to their inital position

ask deer [

move-to home-range

]

end

;3.2 To move-cattle. Movement and actions of cattle in one hour

to move-cattles

;3.2.1 Movements of cattles on landcover. Cattles move during the day

ask cattles [

if pcolor != 55

[rt 180 fd 2]

; Cattles are only found on Improved grassland(55). If LC does not belong to Improved Grassland, cattles turn back.

if pcolor = 55

[rt random-float 360 repeat one-of [0 1 2 3][fd 1]]

; By one hour cattles moved max between 160 (Stephen 2011) and 166 m (David 2007) with a cell of 57,62 m its around max 3 movements

]

; In their movements, Cattles make actions of picking and dropping tick adults

pick-adult-cattles

drop-adult-fed-cattles

; In their movements, Cattles make actions of picking and dropping nymphs

pick-nymph-cattles

drop-nymph-fed-livestock

;3.2.2 Application of acaricides on Cattles

;3.2.2.1 Conditions

if ticks = 45 or ticks = 90 and Mitigations = "Acaricides-treatment"

[Applied-Acaricides]

;Application of acaricides every 6 weeks so after 45 and 90 days under scenario : Acaricides-treatment

if ticks = 45 or ticks = 90 and Mitigations = "All"

[Applied-Acaricides]

;Application of acaricides every 6 weeks so after 45 and 90 days under scenario : All

End

;3.2.2.2 Set Cattles/sheep and the path where they currently are as :Acaricides applied

to Applied-Acaricides

```

ask turtles with [breed = cattles or breed = Sheep][
  set acaricides "Applied"
  set acaricides-patches "Applied"
]
end

```

;3.2.3 Interactions between cattles and Ixodes ricinus

;3.2.3.1 Interactions with tick adult

; 3.2.3.1.1 Picking tick adult

to pick-adult-cattles

ask cattles [

;3.2.3.1.1.1 Limitations

if tick-adult-*patches* != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor = 85

; Cattles can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35), Grassland (55), Coarsland (65) and Marchair (85)

and tick-adult < 150

;Same number of adult carried than deer

;3.2.3.1.1.2 Number of tick picked

[set tick-picked (1 * one-of [1 55 110 165] * 0.01178 * (tick-adult-*patches* * 12)/ 3320.21)

;The number of ticks picked by a deer during one hour in one *patch* will depend on :

; - Distance travelled in one houh by a cattle From 0 to 166m (Setephen *et al.*,2011)

; - Probability of attachement of a tick if a host is within 1 m from their location :0,01178 (Halsey & Milner, 2016)

; - Density of tick available on the current *patch* divide by the size of the *patch* to have the density by m2

; - The number of cells within One metter of the cattle depending of is size (cattle size is on 2 m long cells and one large) so 12 cells of 1 m2

set tick-adult tick-adult + tick-picked

;Add number of tick picked to number of carried tick on cattle to have new of tick on cattle

remove-tick-adult-cattles]

; If acaricides are applied on cattle

if acaricides = "Applied"[

set tick-adult tick-adult - (tick-adult * Acaricides-efficiency)

;Reduce tick adult on cattle by the efficiency of acaricides

set tick-picked tick-picked - (tick-picked * Acaricides-efficiency)

```

    ;Reduce tick adult picked by cattle by the efficiency of acaricides
  ]
]
end

;3.2.3.1.3 Remove tick picked by cattles from the landcover
to remove-tick-adult-cattles
  set tick-adult-patches tick-adult-patches - tick-picked
  ;Remove from the current patch the number of tick picked by the cattle on one hour
  if tick-adult-patches < 0 [set tick-adult-patches 0 ]
  ;The number of tick on a patch can't be under 0

  if acaricides-patches = "Applied"[
    set tick-adult-patches tick-adult-patches - (tick-adult-patches * Acaricides-efficiency)
  ]
  ; If acaricides are applied on the patch, the density of tick is reduced in function of acaricide
  efficiency
end

;3.2.3.1.2 To drop adult fed after 10 days
to drop-adult-fed-cattles
  ask cattles [
    ;3.2.3.1.2.1 Limitations
    if tick-adult > 0 [drop-it-livestock]
    ; Cattles and sheep drop tick in the same way and it must have more than 0 tick on livestock
  ]
end

;3.2.3.1.2.2 Dropping tick adult for livestock ( same sheep/ cattle)
to drop-it-livestock

  ;A.If the landscape is suitable for ticks (heather, peatland, grassland marchair)
  ifelse pcolor = 55 or pcolor = 35 or pcolor = 25 or pcolor = 85

  [set tick-dropped ( 0.1 / 16 * tick-adult)

;The number of tick dropped is base on:
  ; - 1/ 10 (time of attachement) = probability of detachement by day / number of movements 16
  ; - The number of tick on a host

```

```

    set tick-adult tick-adult - tick-dropped set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches + tick-
dropped

```

```

;Remove tick from the host and dropped in on the landscape

```

```

if tick-adult < 0 [set tick-adult 0]

```

```

; In scenario of acaricides, tick on the patches are kill under the efficiency of accaricides

```

```

if acaricides-patches = "Applied"[

```

```

    set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches - (tick-adult-fed-patches * acaricides-
efficiency)]

```

```

]

```

```

;B.If the landscape is suitable for ticks they die

```

```

[set tick-adult tick-adult - tick-dropped set tick-adult-fed-patches tick-adult-fed-patches + 0]

```

```

end

```

[;3.2.3.2 Interractions between cattles and nymphs](#)

[;3.2.3.2.1 Picking nymphs](#)

```

to pick-nymph-cattles

```

```

    ask cattles [

```

[;3.2.3.2.1.1 Limitations](#)

```

    if nymph-patches != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor = 85

```

```

        ; Cattles can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35),Grassland
(55), Coarsland (65) and Marchair (85)

```

```

        and nymph < 300

```

```

        ; Maximum of nymphs carried by a large mammal

```

[;3.2.3.2.1.2 Number of nymphs picked](#)

```

        [set nymph-picked ( 1 * one-of [ 1 55 110 165] * 0.1679 * (nymph-patches * 12)/ 3320.21)

```

```

        ;The number of nymphs picked by a cattle during one hour in one patch will depend on :

```

```

        ; - Distance travelled in one houh by a cattle From 0 to 166m (Setephen et al.,2011)

```

```

        ; - Probability of attachement of a nymphs if a host is within 1 m from their location :0,1679 (Halsey
& Milner, 2016)

```

```

        ; - Density of tick available on the current patch divide by the size of the patch to have the density
by m2

```

```

        ; - The number of cells within One metter of the cattle depending of is size (cattle size is on 2 m
long cells and one large) so 12 cells of 1 m2

```

```

        set nymph nymph + nymph-picked

```

```

        ;Add number of nymphs picked to number of carried nymphs on cattle to have new of tick on
cattle

```

```

        remove-nymph-cattles]

```


; If acaricides are applied on cattle

if acaricides = "Applied"[

set nymph nymph - (nymph * Acaricides-efficiency)

;Reduce nymphs on cattle by the efficiency of acaricides

set nymph-picked nymph-picked - (nymph-picked * Acaricides-efficiency)

;Reduce Nymphs picked by cattle by the efficiency of acaricides

]

]

end

[;3.2.3.2.1.3 Remove Nymphs picked by cattles from the landcover](#)

to remove-nymph-cattles

set nymph-patches nymph-patches - nymph-picked

;Remove from the current *patch* the number of tick picked by the cattle on one hour

if nymph-patches < 0 [set nymph-patches 0]

;The number of tick on a *patch* can't be under 0

if acaricides-patches = "Applied"[

set nymph-patches nymph-patches - (nymph-patches * Acaricides-efficiency)

]

; If acaricides are applied on the *patch*, the density of nymphs is reduced in function of acaricide efficiency

end

[;3.2.3.2.2 Dropping nymphs for livestock \(Same sheep/cattle\) after 5 days](#)

to drop-nymph-fed-livestock

[;3.2.3.2.2.1 Limitations](#)

ask turtles with [breed = sheep or breed = cattles][

if nymph > 0 [drop-nymph-livestock]

; Cattles and sheep drop tick in the same way and it must have more than 0 tick on livestock

]

end

[;3.2.3.2.2.2 Dropping nymphs for livestock \(same sheep/ cattle\)](#)

to drop-nymph-livestock

;A.If the landscape is suitable for ticks (heather, peatland, grassland marchair)

ifelse pcolor = 55 or pcolor = 35 or pcolor = 65 or pcolor = 85 or pcolor = 25

[set nymph-dropped (0.2 / 16 * nymph)

;The number of nymphs dropped is base on:

; - 1/ 5 (time of attachement) = probability of detachement by day / number of movements 16

; - The number of nymph on a host

set nymph nymph - nymph-dropped set nymph-fed-patches nymph-fed-patches + nymph-dropped

;Remove nymphs from the host and dropped in on the landscape

if nymph < 0 [set nymph 0]

; In scenario of acaricides, nymph on the patches are kill under the efficiency of accaricides

if acaricides-patches = "Applied"[

set nymph-fed-patches nymph-fed-patches - (nymph-fed-patches * acaricides-efficiency)]

]

;B.If the landscape is suitable for nymphs they die

[set nymph nymph - nymph-dropped set nymph-fed-patches nymph-fed-patches + 0]

end

;3.3 To move-sheep. Movement and actions of sheep in one hour

to move-sheep

;3.3.1 Movements of sheep on landcover. sheep move during the day

ask sheep [

if pcolor != 55

[rt 180 fd 2]

; sheep are only found on Improved grassland(55). If LC does not belong to Improved Grassland, sheep turn back.

if pcolor = 55

[rt random-float 360 repeat one-of [0 1 2 3][fd 1]]

; By one hour sheep moved max between 160 (Stephen 2011) and 166 m (David 2007) with a cell of 57,62 m its around max 3 movements

]

; In their movements, sheep make actions of picking and dropping tick adults

pick-adult-sheep

drop-adult-fed-sheep

```

; In their movements, sheep make actions of picking and dropping nymphs
pick-nymph-sheep
drop-nymph-fed-livestock
;3.3.2 Application of acaricides on sheep
;3.3.2.1 Conditions
if ticks = 45 or ticks = 90 and Mitigations = "Acaricides-treatment"
[Applied-Acaricides]
;Application of acaricides every 6 weeks so after 45 and 90 days under scenario : Acaricides-
treatment
if ticks = 45 or ticks = 90 and Mitigations = "All"
[Applied-Acaricides]
;Application of acaricides every 6 weeks so after 45 and 90 days under scenario : All
end

;3.3.2.2 Set Cattles/sheep and the patch where they currently are as :Acaricides applied
;See cattle movement
;3.3.3 Interactions between sheep and Ixodes ricinus
;3.3.3.1 Interactions with tick adult
; 3.3.3.1.1 Picking tick adult
to pick-adult-sheep
ask sheep [
;3.3.3.1.1.1 Limitations
if tick-adult-patches != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor =
85
; sheep can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35),Grassland (55),
Coarsland (65) and Marchair (85)
and tick-adult < 150
;Same number of adult carried than cattles

;3.3.3.1.1.2 Number of tick picked
[set tick-picked ( 1 * one-of [1 55 110 165 ] * 0.01178 * (tick-adult-patches * 9)/ 3320.21)
;The number of ticks picked by a sheep during one hour in one patch will depend on :
; - Distance travelled in one hour by a cattle From 0 to 166m (Setephen et al.,2011)
; - Probability of attachment of a tick if a host is within 1 m from their location :0,01178 (Halsey
& Milner, 2016)

```

; - Density of tick available on the current *patch* divide by the size of the *patch* to have the density by m2

; - The number of cells within One meter of the cattle depending of its size (sheep size is on 1 m long cells and one large) so 9 cells of 1 m2

set tick-adult tick-adult + tick-picked

;Add number of tick picked to number of carried tick on sheep to have new of tick on sheep

remove-tick-adult-sheep]

; If acaricides are applied on sheep

if acaricides = "Applied"[

set tick-adult tick-adult - (tick-adult * Acaricides-efficiency)

;Reduce tick adult on sheep by the efficiency of acaricides

set tick-picked tick-picked - (tick-picked * Acaricides-efficiency)

;Reduce tick adult picked by sheep by the efficiency of acaricides

]

]

end

[;3.3.3.1.1.3 Remove tick picked by sheep from the landcover](#)

to remove-tick-adult-sheep

set tick-adult-patches tick-adult-patches - tick-picked

;Remove from the current *patch* the number of tick picked by the sheep on one hour

if tick-adult-patches < 0 [set tick-adult-patches 0]

;The number of tick on a *patch* can't be under 0

if acaricides-patches = "Applied"[

set tick-adult-patches tick-adult-patches - (tick-adult-patches * Acaricides-efficiency)

]

; If acaricides are applied on the *patch*, the density of tick is reduced in function of acaricide efficiency

End

[;3.3.3.1.2 To drop adult fed after 10 days](#)

to drop-adult-fed-sheep

ask sheep [

[;3.3.3.1.2.1 Limitations](#)

if tick-adult > 0 [drop-it-livestock]

; Cattles and sheep drop tick in the same way and it must have more than 0 tick on livestock

```

]
end
;3.3.3.1.2.2 Dropping tick adult for livestock ( same sheep/ cattle)
; See cattle dropping
;3.3.3.2 Interactions between sheep and nymphs
;3.3.3.2.1 Picking nymphs
to pick-nymph-sheep
ask sheep [
;3.3.3.2.1.1 Limitations
if nymph-patches != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor = 85
; sheep can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35),Grassland (55),
Coarsland (65) and Marchair (85)
and nymph < 300
; Maximum of nymphs carried by a large mammals
;3.3.3.2.1.2 Number of nymphs picked
[set nymph-picked ( 1 * one-of [ 1 55 110 165] * 0.1679 * (nymph-patches * 9)/ 3320.21)
;The number of nymphs picked by a sheep during one hour in one patch will depend on :
; - Distance travelled in one houh by a sheep From 0 to 166m (Setephen et al.,2011)
; - Probability of attachement of a nymphs if a host is within 1 m from their location :0,1679 (Halsey
& Milner, 2016)
; - Density of tick available on the current patch divide by the size of the patch to have the density
by m2
; - The number of cells within One metter of the cattle depending of is size (cattle size is on 1 m
long cells and one large) so 9 cells of 1 m2
set nymph nymph + nymph-picked
;Add number of nymphs picked to number of carried nymphs on sheep to have new of tick on
sheep
remove-nymph-sheep]

; If acaricides are applied on sheep
if acaricides = "Applied"[
set nymph nymph - (nymph * Acaricides-efficiency)
;Reduce nymphs on sheep by the efficiency of acaricides
set nymph-picked nymph-picked - (nymph-picked * Acaricides-efficiency)
;Reduce Nymphs picked by sheep by the efficiency of acaricides
]
]
end

```

;3.3.3.2.1.3 Remove Nymphs picked by sheep from the landcover

to remove-nymph-sheep

set nymph-patches nymph-patches - nymph-picked

;Remove from the current *patch* the number of tick picked by the sheep on one hour

if nymph-patches < 0 [set nymph-patches 0]

;The number of tick on a *patch* can't be under 0

if acaricides-patches = "Applied"[

set nymph-patches nymph-patches - (nymph-patches * Acaricides-efficiency)

]

; If acaricides are applied on the *patch*, the density of nymphs is reduced in function of acaricide efficiency

end

;3.3.3.2.2 Dropping nymphs

;See cattle dropping

;3.2/3 At the end of the day livestock turn back to the farm

to move-farm

ask turtles with [breed = cattles or breed = sheep][

move-to farm

]

end

;3.4 To move-alternatives. Movement and actions of alternatives in one hour

to move-alternatives

;3.4.1 Movements of alternatives on landcover. Alternatives move during the night

ask alternatives [

if pcolor = 0 or pcolor = 105

[rt 180 fd 1]

;If landcover is water or ocean, alternatives host turn back

if pcolor != 0

[rt random-float 360 fd one-of [0.5 1]]

;In SUM they can move everywhere by max 60 m for rodent in an hour (Lee & Rhim, 2016), approximatively one cell

; In their movements, alternatives host make actions of picking and dropping nymphs

pick-nymph-alternatives

drop-nymph-fed-alternatives

]

end

[;3.4.2 Interactions between alternatives hosts and Ixodes ricinus](#)

[;3.4.1 Picking Nymphs](#)

to pick-nymph-alternatives

ask alternatives [

[;3.4.1.1 Limitations](#)

if nymph-*patches* != 0 and pcolor = 25 or pcolor = 35 or pcolor = 55 or pcolor = 65 or pcolor = 85

; Alternatives can only pick tick on areas with tick density so : Heather (25), peatland (35), Grassland (55), Coarsland (65) and Marchair (85)

and nymph < 6

; Maximum of nymphs carried by a small mammals (Li *et al.*, 2014)

[;3.4.1.2 Number of nymphs picked](#)

[set nymph-picked (1 * one-of [1 20 40 60] * 0.1679 * (nymph-*patches* * 4)/ 3320.21)

;The number of nymphs picked by a alternatives during one hour in one *patch* will depend on :

; - Distance travelled in one heure by a alternatives From 0 to 60m (Lee & Rhim,2016)

; - Probability of attachement of a nymphs if a host is within 1 m from their location :0,1679 (Halsey & Milner, 2016)

; - Density of tick available on the current *patch* divide by the size of the *patch* to have the density by m2

; - The number of cells within One metter of the cattle depending of is size (alternatives size is negligable) so 4 cells of 1 m2

set nymph nymph + nymph-picked

;Add number of nymphs picked to number of carried nymphs on alternatives to have new of tick on alternatives host

remove-nymph-alternatives]

]

end

[;3.4.1.3 Revoke Nymphs picked by alternatives from the landcover](#)

to remove-nymph-alternatives

set nymph-*patches* nymph-*patches* - nymph-picked

;Remove from the current *patch* the number of nymph picked by the alternatives on one hour

if nymph-*patches* < 0 [set nymph-*patches* 0]

;The number of tick on a *patch* can't be under 0

end

[;3.4.2 Dropping Nymphs after 5 days](#)

to drop-nymph-fed-alternatives

;3.4.2.1 Limitations

ask turtles with [breed = alternatives] [

if nymph > 0 [drop-nymph-alternatives]

]

; it must have more than 0 tick on alternatives to be dropped

end

;3.4.2.2 Dropping

to drop-nymph-alternatives

;A.If the landscape is suitable for ticks (heather, peatland, grassland marchair)

ifelse pcolor = 55 or pcolor = 35 or pcolor = 65 or pcolor = 85 or pcolor = 25

[set nymph-dropped (0.2 / 8 * nymph)

;The number of nymphs dropped is base on:

; - 1/ 5 (time of attachement) = probability of detachement by day / number of movements 8

; - The number of nymph on a host

set nymph nymph - nymph-dropped set nymph-fed-patches nymph-fed-patches + nymph-dropped

;Remove nymphs from the host and dropped in on the landscape

if nymph < 0 [set nymph 0]

; In scenario of acaricides, nymph on the patches are kill under the efficiency of accaricides

if acaricides-patches = "Applied"[

set nymph-fed-patches nymph-fed-patches - (nymph-fed-patches * acaricides-efficiency)]

]

;B.If the landscape is suitable for nymphs they die

[set nymph nymph - nymph-dropped set nymph-fed-patches nymph-fed-patches + 0]

end

;3.5 Dynamic loop for evaluting evolution of the model through time

;3.5.1 Running the model one week

to Go-1-week

reset-ticks

repeat 7.5[Go]; 7.5 days

end

;3.5.2 Running the model Two week

```

to Go-2-week
reset-ticks
repeat 15 [Go]; 15 days
end

```

[;3.5.3 Running the model one month](#)

```

to Go-1-month
reset-ticks
repeat 30 [Go]; 30 days
end

```

[;3.5.4 Running the model two month](#)

```

to Go-2-month
reset-ticks
repeat 60 [Go]; 60 days
end

```

[;3.5.5 Running the model three month](#)

```

to Go-3-month
reset-ticks
repeat 90 [Go]; 90 days (around the time of tick activity is the conditions are suitable)
end

```

[;;;;;4. Evaluation of tick density on South-Uist Island ;;;;;](#)

[;4.1 Visualizing through a map the density of ticks unfed on the island](#)

[;Function to visualize changing in density on the interface command](#)

[;4.1.1 Density of adult tick unfed on South Uist Island](#)

```

to Show-tick-density
Setup-landcover

```

[;4.1.1.1 For all South Uist](#)

```

  if LC = "South-Uist"[
    ask patches [
      set pcolor scale-color green tick-adult-patches 150 0
    ]
  ]

```

[;4.1.1.2 For all Improved Grassland](#)

```

  if LC = "Improved-Grassland"[
    ask patches [

```

```

ifelse pcolor = 55 [set pcolor scale-color green tick-adult-patches 150 0]
[set pcolor 0]
]
]

```

[;4.1.1.3 For all Heather moorland](#)

```

if LC = "Heather-moorland"[
ask patches [
ifelse pcolor = 25 [set pcolor scale-color green tick-adult-patches 150 0]
[set pcolor 0]
]
]

```

[;4.1.1.4 For all Bog & peatland](#)

```

if LC = "Bog-peatland"[
ask patches [
ifelse pcolor = 35 [set pcolor scale-color green tick-adult-patches 150 0]
[set pcolor 0]
]
]

```

[;4.1.1.5 For all Machair](#)

```

if LC = "Machair"[
ask patches [
ifelse pcolor = 85 [set pcolor scale-color green tick-adult-patches 150 0]
[set pcolor 0]
]
]
end

```

[;4.1.2 Density of unfed nymphs on South Uist Island](#)

to Show-nymph-density

setup-landcover

[;4.1.2.1 For all South Uist](#)

```

if LC = "South-Uist"[
ask patches [
set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0
]
]

```

;4.1.2.2 For all Improved Grassland

```
if LC = "Improved-Grassland"[  
  ask patches [  
    ifelse pcolor = 55 [set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0]  
    [set pcolor 0]  
  ]  
]
```

;4.1.2.3 For all Heather moorland

```
if LC = "Heather-moorland"[  
  ask patches [  
    ifelse pcolor = 25 [set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0]  
    [set pcolor 0]  
  ]  
]
```

;4.1.2.4 For all Bog & peatland

```
if LC = "Bog-peatland"[  
  ask patches [  
    ifelse pcolor = 35 [set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0]  
    [set pcolor 0]  
  ]  
]
```

;4.1.2.5 For all Machair

```
if LC = "Machair"[  
  ask patches [  
    ifelse pcolor = 85 [set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0]  
    [set pcolor 0]  
  ]  
]
```

end

;4.2 Visualizing through a map the density of ticks fed on the island

;4.2.1 Density of adult tick fed on South Uist Island

to Show-tick-fed-density

setup-landcover

;4.2.1.1 For all South Uist

```
if LC = "South-Uist"[  
  ask patches [  
    ifelse pcolor = 85 [set pcolor scale-color blue nymph-patches 750 0]  
    [set pcolor 0]  
  ]  
]
```

```
set pcolor scale-color red tick-adult-fed-patches 55 0
```

```
]
```

```
]
```

[;4.2.1.2 For all Improved Grassland](#)

```
if LC = "Improved-Grassland"[
```

```
ask patches [
```

```
ifelse pcolor = 55 [set pcolor scale-color red tick-adult-fed-patches 55 0]
```

```
[set pcolor 0]
```

```
]
```

```
]
```

[;4.2.1.3 For all Heather moorland](#)

```
if LC = "Heather-moorland"[
```

```
ask patches [
```

```
ifelse pcolor = 25 [set pcolor scale-color red tick-adult-fed-patches 55 0]
```

```
[set pcolor 0]
```

```
]
```

```
]
```

[;4.2.1.4 For all Bog & peatland](#)

```
if LC = "Bog-peatland"[
```

```
ask patches [
```

```
ifelse pcolor = 35 [set pcolor scale-color red tick-adult-fed-patches 55 0]
```

```
[set pcolor 0]
```

```
]
```

```
]
```

[;4.2.1.5 For all Machair](#)

```
if LC = "Machair"[
```

```
ask patches [
```

```
ifelse pcolor = 85 [set pcolor scale-color red tick-adult-fed-patches 55 0]
```

```
[set pcolor 0]
```

```
]
```

```
]
```

```
end
```

[;4.2.2 Density of nymphs tick fed on South Uist Island](#)

to Show-nymph-fed-density

setup-landcover

[;4.2.2.1 For all South Uist](#)

if LC = "South-Uist"[

ask *patches* [

set pcolor scale-color yellow nymph-fed-*patches* 520 0

]

]

[;4.2.2.2 For all Improved Grassland](#)

if LC = "Improved-Grassland"[

ask *patches* [

ifelse pcolor = 55 [set pcolor scale-color yellow nymph-fed-*patches* 520 0]

[set pcolor 0]

]

]

[;4.2.2.3 For all Heather moorland](#)

if LC = "Heather-moorland"[

ask *patches* [

ifelse pcolor = 25 [set pcolor scale-color yellow nymph-fed-*patches* 520 0]

[set pcolor 0]

]

]

[;4.2.2.4 For all Bog & peatland](#)

if LC = "Bog-peatland"[

ask *patches* [

ifelse pcolor = 35 [set pcolor scale-color yellow nymph-fed-*patches* 520 0]

[set pcolor 0]

]

]

[;4.2.2.5 For all Machair](#)

if LC = "Machair"[

ask *patches* [

ifelse pcolor = 85 [set pcolor scale-color yellow nymph-fed-*patches* 520 0]

[set pcolor 0]

]

]

end

;4.3 Visualizing the flux of tick with the difference between fed and unfed tick

;4.3.1 Calculate the flux of exchange tick

to count-tick-exchange

; To evaluate the exchange flux, SUM count for each *patch* :

; - Output flux : Tick unfed after 90 days - initial tick value on the *patch*

; - Input : Tick fed dropped on the *patch*

setup-landcover

ask *patches* [

if pcolor = 25 [set tick-exchange (tick-adult-*patches* - 61 + tick-adult-fed-*patches*)]

if pcolor = 35 [set tick-exchange (tick-adult-*patches* - 29 + tick-adult-fed-*patches*)]

if pcolor = 55 [set tick-exchange (tick-adult-*patches* - 133 + tick-adult-fed-*patches*)]

if pcolor = 85 [set tick-exchange (tick-adult-*patches* - 17 + tick-adult-fed-*patches*)]

]

map-tick-exchange

end

;4.3.2 Mapping Exchange flux

to map-tick-exchange

setup-landcover

;4.3.2.1 For all South Uist

if LC = "South-Uist"[

ask *patches* [

if tick-exchange > 0 [set pcolor scale-color red tick-exchange 25 0]

if tick-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

if tick-exchange < 0 [set pcolor scale-color blue tick-exchange -25 0]

]

]

;4.3.2.2 For all Improved Grassland

if LC = "Improved-Grassland"[

ask *patches* with [pcolor = 55] [

if tick-exchange > 0 [set pcolor scale-color red tick-exchange 25 0]

if tick-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

if tick-exchange < 0 [set pcolor scale-color blue tick-exchange -25 0]

]

]

;4.3.2.3 For all Heather moorland

if LC = "Heather-moorland"[

ask *patches* with [pcolor = 25] [

if tick-exchange > 0 [set pcolor scale-color red tick-exchange 25 0]

if tick-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

if tick-exchange < 0 [set pcolor scale-color blue tick-exchange -25 0]

]

]

;4.3.2.4 For all Bog & peatland

if LC = "Bog-peatland"[

ask *patches* with [pcolor = 35] [

if tick-exchange > 0 [set pcolor scale-color red tick-exchange 25 0]

if tick-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

if tick-exchange < 0 [set pcolor scale-color blue tick-exchange -25 0]

]

]

;4.3.2.5 For all Marchair

if LC = "Machair"[

ask *patches* with [pcolor = 85] [

if tick-exchange > 0 [set pcolor scale-color red tick-exchange 25 0]

if tick-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

```

    if tick-exchange < 0 [set pcolor scale-color blue tick-exchange -25 0]
  ]
]
end

;4.4 Visualizing the flux of tick with the difference between fed and unfed Nymph
;4.4.1 Calculate the flux of exchange nymphs
to count-nymph-exchange
; To evaluate the exchange flux, SUM count for each patch :
;- Output flux : nymph unfed after 90 days - initial nymph value on the patch
;- Input : nymph fed dropped on the patch
setup-landcover
ask patches [
if pcolor = 25 [set nymph-exchange ( nymph-patches - 735 + nymph-fed-patches )]

if pcolor = 35 [set nymph-exchange ( nymph-patches - 185 + nymph-fed-patches )]

if pcolor = 55 [set nymph-exchange ( nymph-patches - 496 + nymph-fed-patches )]

if pcolor = 85 [set nymph-exchange ( nymph-patches - 33 + nymph-fed-patches )]
]
map-nymph-exchange
end

```

; 4.4.2 Mapping Exchange flux

```

to map-nymph-exchange
setup-landcover
;4.4.2.1 For all South Uist
if LC = "South-Uist"[
ask patches [
if nymph-exchange > 0 [set pcolor scale-color magenta nymph-exchange 4750 0]

if nymph-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

```

```

if nymph-exchange < 0 [set pcolor scale-color cyan nymph-exchange -700 0]
]
]

```

;4.4.2.2 For all Improved Grassland

```

if LC = "Improved-Grassland"[
ask patches with [pcolor = 55] [
if nymph-exchange > 0 [set pcolor scale-color magenta nymph-exchange 4750 0]

if nymph-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

```

```

if nymph-exchange < 0 [set pcolor scale-color cyan nymph-exchange -700 0]
]
]

```

;4.4.2.3 For all Heather moorland

```

if LC = "Heather-moorland"[
ask patches with [pcolor = 25] [
if nymph-exchange > 0 [set pcolor scale-color magenta nymph-exchange 4750 0]

if nymph-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

```

```

if nymph-exchange < 0 [set pcolor scale-color cyan nymph-exchange -700 0]
]
]

```

;4.4.2.4 For all Bog & peatland

```

if LC = "Bog-peatland"[
ask patches with [pcolor = 35] [
if nymph-exchange > 0 [set pcolor scale-color magenta nymph-exchange 4750 0]

if nymph-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

```

```

if nymph-exchange < 0 [set pcolor scale-color cyan nymph-exchange -700 0]
]
]

```

;4.4.2.5 For all Marchair

if LC = "Machair"[

ask *patches* with [pcolor = 85] [

if nymph-exchange > 0 [set pcolor scale-color magenta nymph-exchange 4750 0]

if nymph-exchange = 0 [set pcolor 19.9999]

if nymph-exchange < 0 [set pcolor scale-color cyan nymph-exchange -700 0]

]

]

end

;5. Plotting Mean variation of tick/nymph through time

;5.1 Plotting tick adult variation

to plot-mean-density-tick-adult

set-current-plot "Mean-density-of-tick-on-South-Uist-Island"

;5.1.1 Variation on Grassland

;5.1.1.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "Tick-Improved-Grassland"

plotxy t (mean [tick-adult-*patches*] of *patches* with [pcolor = 55])

;5.1.1.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "Tick-Improved-Grassland-fed"

plotxy t (mean[tick-adult-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 55])

;5.1.2 Variation on Heather moorland

;5.1.2.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "Tick-Heather-Moorland"

plotxy t (mean [tick-adult-*patches*] of *patches* with [pcolor = 25])

;5.1.2.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "Tick-Heather-Moorland-fed"

plotxy t (mean[tick-adult-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 25])

;5.1.3 Variation on Peatland

;5.1.3.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "Tick-Bog-Peatland"

plotxy t (mean [tick-adult-*patches*] of *patches* with [pcolor = 35])

;5.1.3.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "Tick-Bog-Peatland-fed"

plotxy t (mean[tick-adult-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 35])

end

;5.2 Plotting Nymph variation

to plot-mean-density-nymph

set-current-plot "Mean-density-of-nymph-on-South-Uist-Island"

;5.2.1 Variation on Grassland

;5.2.1.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "nymph-Improved-Grassland"

plotxy t (mean [nymph-*patches*] of *patches* with [pcolor = 55])

;5.2.1.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "nymph-Improved-Grassland-fed"

plotxy t (mean[nymph-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 55])

;5.2.2 Variation on Heather moorland

;5.2.2.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "nymph-Heather-Moorland"

plotxy t (mean [nymph-*patches*] of *patches* with [pcolor = 25])

;5.2.2.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "nymph-Heather-Moorland-fed"

plotxy t (mean[nymph-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 25])

;5.2.3 Variation on Peatland

;5.2.3.1 Plotting mean tick density

set-current-plot-pen "nymph-Bog-Peatland"

plotxy t (mean [nymph-*patches*] of *patches* with [pcolor = 35])

;5.2.3.2 Plotting mean tick fed density

set-current-plot-pen "nymph-Bog-Peatland-fed"

plotxy t (mean[nymph-fed-*patches*] of *patches* with [pcolor = 35])

end

Si vous désirez plus d'informations sur la réalisation de ce mémoire ou tout simplement me contacter voici mes coordonnées :

Gsm : +32470 02 27 76

Mail : charlier.valentin.ph@gmail.com

Adresse : 6 rue aux câfés, 5031, Grand-Leez

