



**Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de
reemonitoring in het Zoniënwoud**
**Mission d'appui pour le recensement du chevreuil
dans le massif Sonien**

Jaarlijks rapport / Rapport annuel
Période de référence: 2008-2019

Niko Boone, Jim Casaer, Jan Vercammen, Céline Malengreaux, Alain Licoppe



**INSTITUUT
NATUUR EN BOSONDERZOEK**

**AGENTSCHAP
NATUUR & BOS**



Auteurs:

Niko Boone, Jim Casaer, Jan Vercammen, Céline Malengreaux, Alain Licoppe
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
DEMNA - Service Public de Wallonie

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstuut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail: jim.casaer@inbo.be

Département de l'Etude du milieu naturel et agricole – DEMNA

Le DEMNA elabore et coordonne l'ensemble des programmes d'acquisition, de validation, de valorisation et de diffusion des données socio-économiques et environnementales dans les domaines de l'agriculture et de l'environnement.

Adresse : Avenue Maréchal Juin 23 • B - 5030 Gembloix

e-mail: Alain.Licoppe@spw.wallonie.be

Wijze van citeren:

Boone N., Casaer J., Vercammen J., Malengreaux C., Licoppe A. (2020). Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud – Mission d'appui pour le recensement du chevreuil dans le massif Sonien - Jaarlijks rapport/Rapport annuel Periode / Période de référence: 2008-2019. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (3). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.17589206

D/2020/3241/022

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (3)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever: Maurice Hoffmann

Foto cover: Jan Vercammen

Dit onderzoek is een samenwerking tussen :

Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Natuur en Bos, Leefmilieu Brussel/Bruxelles Environnement, Service Public de Wallonie en vzw Wildlife & Man.

ONDERSTEUNINGSPROJECT BIJ DE UITVOERING
VAN DE REEMONITORING IN HET ZONIËNWOUDE

MISSION D'APPUI POUR LE RECENSEMENT DU
CHEVREUIL DANS LE MASSIF SONIEN

Jaarlijks rapport / Rapport annuel
Periode / Période de référence: 2008-2019

Niko Boone, Jim Casaer, Jan Vercammen, Céline Malengreaux, Alain Licoppe

doi.org/10.21436/inbor.17589206

Dankwoord/ Remerciements

Het uitvoeren van de tellingen waarover gerapporteerd wordt in dit rapport, was niet mogelijk zonder de inzet van talloze vrijwilligers afkomstig uit allerlei organisaties en verenigingen. We willen dan ook iedereen bedanken voor de medewerking.

Voor de hulp bij de praktische organisatie bedanken we graag iedereen die hieraan meewerkte bij het Agentschap voor Natuur- en Bos (ANB), Leefmilieu Brussel (BIM), de Service Public de Wallonie (SPW) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

La réalisation des comptages dont question dans ce rapport n'aurait pas été possible sans l'aide précieuse des nombreux recenseurs bénévoles provenant de divers organismes et instituts. Nous en profitons également pour remercier l'ensemble des collaborateurs ayant pris part de près ou de loin à ce monitoring et qui ont permis d'assurer ce suivi sur le long terme.

Nous tenons à remercier tout spécialement pour leur aide relative aux aspects organisationnels, l'Agentschap voor Natuur- en Bos (ANB), Bruxelles Environnement (IBGE), le Service Public de Wallonie (SPW) et l'Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).



Inhoudstafel / Table des matières

Dankwoord/ Remerciements	2
Lijst van figuren / Table des figures	5
Lijst van tabellen / Table des tableaux.....	6
1 Inleiding.....	8
2 De kilometerindex (KI) in het Zoniënwoud	9
2.1 Methodologie	9
3 Resultaten	11
3.1 Aantal kilometer parcours afgelegd	11
3.2 Maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën per jaar	11
3.3 Evolutie van de kilometerindex van 2008 tot 2019	12
3.4 Evolutie van de kilometerindex per parcours in 2019	13
3.5 Duur van de tellingen	14
3.6 Oorzaken van de veranderingen in het aantal waargenomen reeën	15
3.6.1 Lager aantal reeën.....	15
3.6.2 Verandering van de zichtbaarheid op de trajecten.....	16
3.6.3 Meten van de waarnemingskans	16
4 Schatting van de reepopulatie met behulp van <i>distance sampling</i>	20
4.1 Methode.....	20
4.2 Resultaten	20
4.3 Problemen/knelpunten tijdens het onderzoek	21
5 Conclusies.....	23
1 Introduction	25
2 L'indice kilométrique (IK) - Méthodologie et mise en œuvre en Forêt de Soignes	26
2.1 Méthodologie	26
3 Résultats.....	28
3.1 Nombre de kilomètres parcourus	28
3.2 Nombres maximum et minimum de chevreuils observés chaque année.....	28
3.3 Evolution de l'IK de 2008 à 2019	29
3.4 Variation des valeurs IK par parcours en 2019	30
3.5 Durée de la réalisation des parcours.....	31
3.6 Causes des variations du nombre de chevreuils observés.....	32
3.6.1 Baisse du nombre de chevreuils.....	32
3.6.2 Modification de la visibilité des parcours	33
3.6.3 Mesure de la détectabilité	34



4	Estimation de la population de chevreuils à l'aide du <i>distance sampling</i>	37
4.1	Matériel et méthodes	37
4.2	Résultats	38
4.3	Problèmes rencontrés	38
5	Conclusions	40
	Referenties	41



Lijst van figuren / Table des figures

Figuur 1: Overzicht van de verschillende telparcours in het Zoniënwoud. Parcours nummer 1 werd enkel in 2008 geteld.	10
Figuur 2: Kilometerindex per telsessie voor de periode 2008-2019 (in 2008 vonden 8 telsessies plaats, vanaf 2009 werden per jaar 4 telsessies georganiseerd).	12
Figuur 3: Overzicht van de gemiddelde kilometerindex per jaar (+/- 95% betrouwbaarheidsinterval).	12
Figuur 4: KI per parcours voor de vier verschillende tellingen in 2019 (blauwe bollen) ten opzichte van de mediaan van de voorgaande jaren (blauwe balk). Parcours 24 werd één keer niet geteld, parcours 25 twee keer.	13
Figuur 5: Gemiddelde KI per parcours (+/- 95% BI) voor de vier tellingen in 2019 ten opzichte van de mediaan (blauwe balk) voor de periode 2008-2013, de periode voor de opmerkelijke terugval.	14
Figuur 6: Schatting van de zichtbaarheid door het opmeten van het aantal zichtbare banden van een meetlat (Stanislas Sibille, Hogeschool Condorcet).	17
Figuur 7: Verdeling van het oppervlak van een staand (links) en liggend (rechts) ree in elk hoogte-interval - elke vierkantje stelt een oppervlakte van 10*10 cm voor. (naar Casaer, 2003).	17
Figuur 8: Vergelijking van de waarnemingskans in november 2015 en februari 2018 voor elk telparcours apart, in functie van de afstand tussen het telparcours en de meetlat (12,5 m, 25 m en 50 m).	18
Figuur 9: vergelijking van de waarnemingskans in november 2015 met deze van februari 2018 voor alle telparcours samen, in functie van de afstand tussen het telparcours en de meetlat (12,5 m, 25 m en 50 m).	18
Figuur 10: Theoretische functie voor het waarnemen van dieren. Hoe groter de waarnemingsafstand, hoe kleiner de kans om een groep reeën waar te nemen.	20
Figuur 11: Gemiddelde gemeten afstand tussen de waarnemer/teller en een ree/groep reeën, per telparcours. De donkere balken geven het gemiddelde weer, de zwarte lijnen de standaard deviatie.	21
Figuur 12: Verdeling van het aantal waarnemingen per waarnemingsafstand, ingedeeld in klassen van 10 m.	22
Figuur 13: Schatting van de detectiefunctie door het softwarepakket Distance (rode lijn) op basis van het aantal waargenomen reeën in het Zoniënwoud per afstandsklasse (blauwe rechthoeken).	22

Figure 1: Vue d'ensemble des parcours d'IK sur le massif Sonien. Le parcours n°1 a été utilisé en 2008 et abandonné par la suite.	27
Figure 2: Distribution des valeurs d'indice kilométrique en fonction des années.	29
Figure 3: Indices kilométriques moyens (+/- 95% IC) en fonction des années.	29
Figure 4: Comparaison de l'IK par parcours entre les 4 répétitions de l'année en cours et la médiane des années précédentes.	30
Figure 5: Comparaison de l'IK moyen (+/- 95% IC) par parcours de l'année en cours et la valeur médiane calculée sur la période 2008-2013.	31
Figure 6: Mesure de la détectabilité à l'aide d'un piquet gradué (Stanislas Sibille, Haute Ecole Condorcet).	33
Figure 7: Répartition de la proportion de la silhouette de chevreuil dans chaque intervalle de hauteur (selon Casaer 2003).	34

//////////

Figure 8: Visibilité comparée (nov 2015 – fév 2018) en fonction de la distance entre le sentier et le jalon à différentes distances (12.5, 25 et 50 m).	35
Figure 9: Visibilité comparée (nov 2015 – fév 2018) pour chaque parcours IK en fonction de la distance entre le sentier et le jalon à différentes distances (12.5, 25 et 50 m).	35
Figure 10: Fonction de détection théorique, plus la distance d'observation augmente plus la probabilité de détecter un groupe de chevreuils diminue.	37
Figure 11: Distances moyennes (et déviations standards) mesurées entre chaque contact (groupe de chevreuils) et l'observateur.	38
Figure 12: Distribution de la fréquence de l'ensemble des contacts sur tous les parcours échantillonnés en fonction de la distance (classe de 10 m).	39
Figure 13: Estimation de la fonction de détectabilité en Distance.	39

Lijst van tabellen / Table des tableaux

Tabel 1: Overzicht per jaar van het maximaal en minimaal aantal reeën waargenomen tijdens een van de telsessies, met vermelding van de datum waarop de betreffende telsessie plaatsvond.	11
Tabel 2: Gemiddelde duur van een telling per teljaar.	15
Tableau 1: Synthèse des maxima et des minima observés par an.	28
Tableau 2: Temps moyen par parcours.	32



Nederlandstalige versie

|||||

1 INLEIDING

Het ree (*Capreolus capreolus*) is een van de grootste zoogdieren in het Zoniënwoud. De soort is in elk deel van het woud aanwezig, maar met wisselende dichthesden.

Om een zicht te krijgen op de evolutie van de reepopulatie in het volledige Zoniënwoud, dus over de drie gewesten heen, voeren het Agentschap voor Natuur- en Bos (ANB), Leefmilieu Brussel (BIM), de Service Public de Wallonie (SPW) en het INBO sinds 2008 jaarlijks systematische tellingen uit in het Zoniënmassief. De vzw Wildlife & Man stond in voor de voorbereidende studies en blijft betrokken bij de jaarlijkse terugkoppelingsmomenten.

Het is al lang gekend dat het tellen van alle reeën in een gebied niet mogelijk of moeilijk haalbaar is. Veranderingen of trends binnen een reepopulatie zijn daarentegen wel goed meet- en opvolgbaar. Wetenschappelijk onderzoek uit Frankrijk toonde aan dat de kilometerindex methode (KI) toelaat om met zekerheid te bepalen of een reepopulatie in een gegeven bosgebied toeneemt, afneemt of stabiel blijft. Deze methode werd in het Zoniënwoud in 2008 opgestart (Vercammen et al., 2011).

Dit rapport omvat een korte beschrijving van de KI-methodologie en geeft de resultaten weer voor de periode 2008-2019. Het rapport is een vervolg op gelijkaardige rapporten uit voorgaande jaren.



2 DE KILOMETERINDEX (KI) IN HET ZONIËNWOUDE

2.1 METHODOLOGIE

Het principe van de kilometerindex bestaat erin jaarlijks een aantal vaste parcours (figuur 1) af te stappen en het aantal waargenomen reeën langs het parcours te tellen. Door vervolgens het aantal reeën te delen door de afgelegde afstand, bekom je een relatieve kilometerindex (het aantal geobserveerde reeën per kilometer). Om uit de index op een statistisch verantwoorde manier conclusies te trekken, zijn jaarlijks minstens 3 à 4 telsessies noodzakelijk. Die worden liefst binnen een zo kort mogelijke periode uitgevoerd. Per telsessie worden alle parcours afgestapt. Dat gebeurt bij voorkeur simultaan op dezelfde ochtenden of avonden.

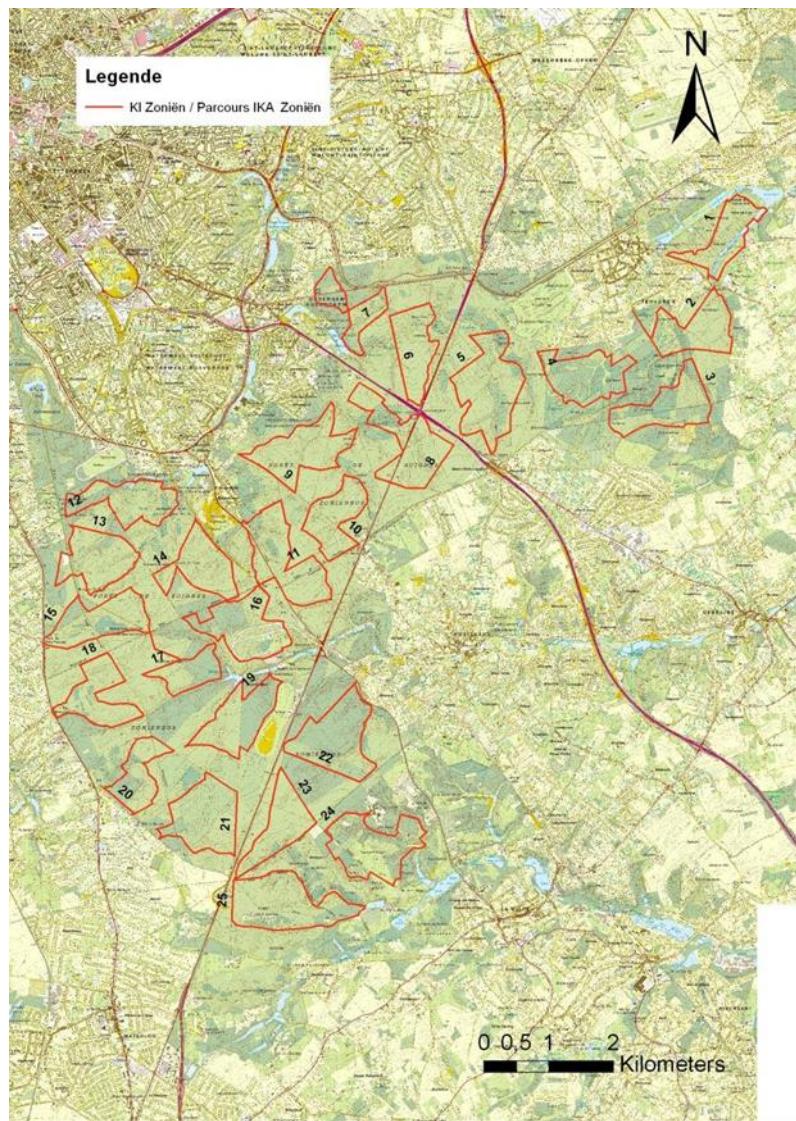
Na elke telsessie wordt eerst de kilometerindex per parcours berekend, vervolgens de gemiddelde kilometerindex over alle parcours.

Door deze procedure een aantal keer per jaar te herhalen, wordt een jaarlijks gemiddelde bekomen. Op dit gemiddelde kan een betrouwbaarheidsinterval worden berekend.

Deze manier van werken laat toe om op een statistisch verantwoorde manier de gemiddelden over een tijdsperiode te vergelijken.

Voor meer informatie over deze methode verwijzen we naar Malengreaux & Casaer (2008). De eerste resultaten zijn terug te vinden in het rapport ‘Reewildtellingen’ (Vercammen *et al.*, 2011), de daaropvolgende verslagen op de website van het INBO (www.inbo.be) en onder de hoofding “Documenten” op de website www.wildlifeandman.be.





Figuur 1: Overzicht van de verschillende telparcours in het Zoniënwoud. Parcours nummer 1 werd enkel in 2008 geteld.

||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||||

3 RESULTATEN

3.1 AANTAL KILOMETER PARCOURS AFGELEGD

In het verkennend aanvangsjaar 2008 werden er vier ochtend- en vier avondtellingen uitgevoerd. Sinds 2009 vinden de tellingen enkel 's ochtends plaats. Er wordt één keer per week geteld gedurende vier opeenvolgende weken. De 24 telparcours zijn samen 118,5 km lang. In principe wordt dus jaarlijks 473 km afgelegd. In 2016, 2017 en 2019 werden enkele trajecten een of meerdere keren niet geteld omdat er onvoldoende tellers aanwezig waren. In totaal gaat het om acht parcours. Sinds de start van het project werd in het kader van deze populatie-opvolging al 6142 km gewandeld.

3.2 MAXIMAAL EN MINIMAAL AANTAL WAARGENOMEN REEËN PER JAAR

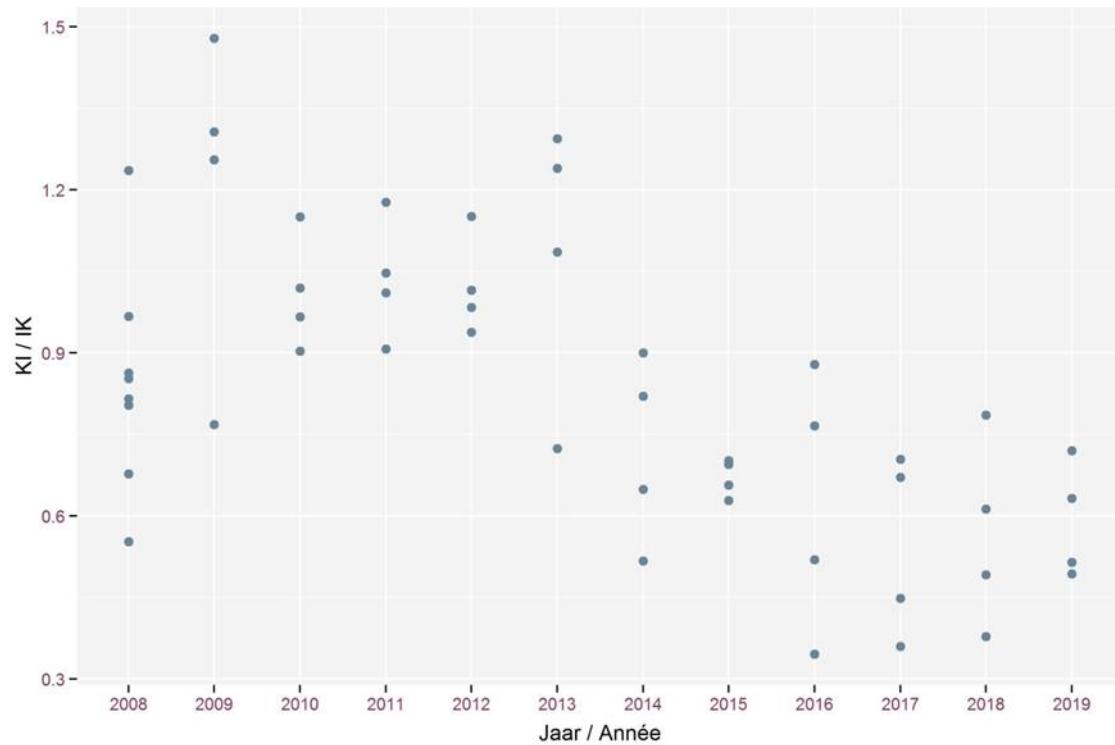
Tabel 1 geeft per jaar de telsessie aan met het hoogste en deze met het laagste aantal waargenomen reeën. De lage aantalen in 2014/2015 en 2016/2017 waren mogelijk het gevolg van respectievelijk mist en zware buien tijdens de betreffende telling. In 2019 zijn tijdens de telsessie met het laagste aantal waargenomen reeën, twee trajecten niet geteld. Tijdens de telsessie met het hoogste aantal waargenomen reeën is één traject niet geteld.

Tabel 1: Overzicht per jaar van het maximaal en minimaal aantal reeën waargenomen tijdens een van de telsessies, met vermelding van de datum waarop de betreffende telsessie plaatsvond.

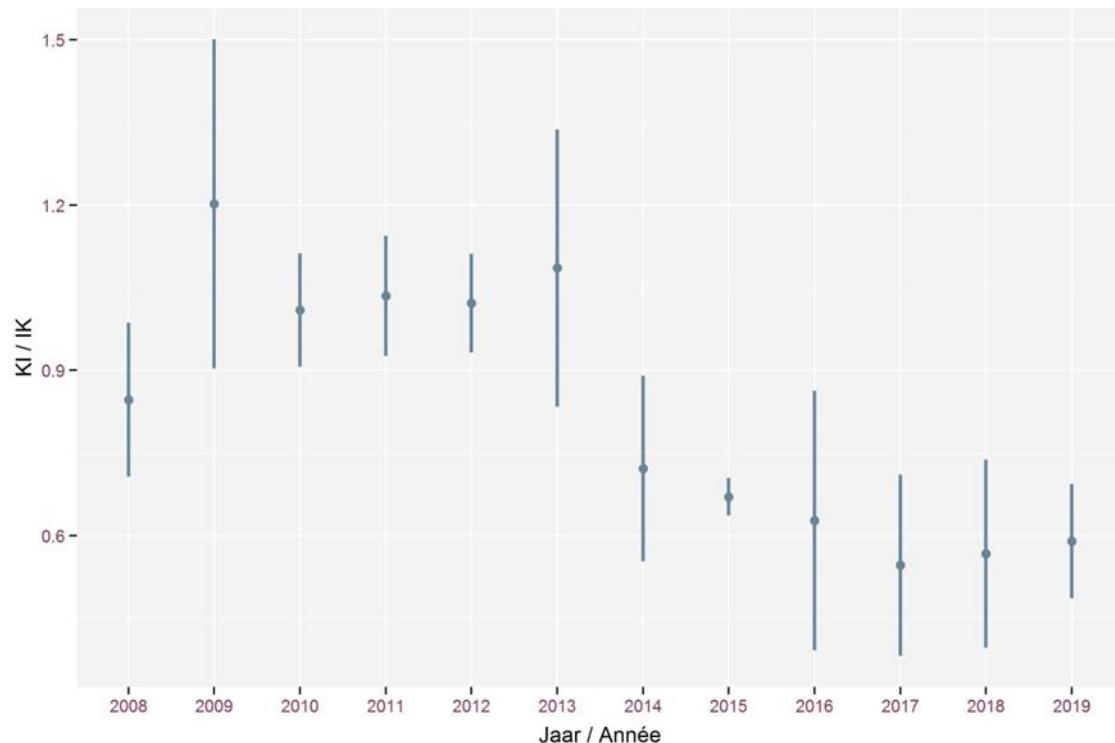
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hoogst aantal waargenomen reeën	174	137	138	135	153	108	83	93	82	93	88
	18/03	03/03	23/03	14/03	13/03	19/03	04/03	09/03	15/03	14/03	27/03
Laagst aantal waargenomen reeën	89	103	107	112	85	69	74	36	43	45	56
	25/03	21/03	30/03	17/03	20/03	12/03	18/03	2/03	8/03	28/03	20/03



3.3 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX VAN 2008 TOT 2019



Figuur 2: Kilometerindex per telsessie voor de periode 2008-2019 (in 2008 vonden 8 telsessies plaats, vanaf 2009 werden per jaar 4 telsessies georganiseerd).



Figuur 3: Overzicht van de gemiddelde kilometerindex per jaar (+/- 95% betrouwbaarheidsinterval).

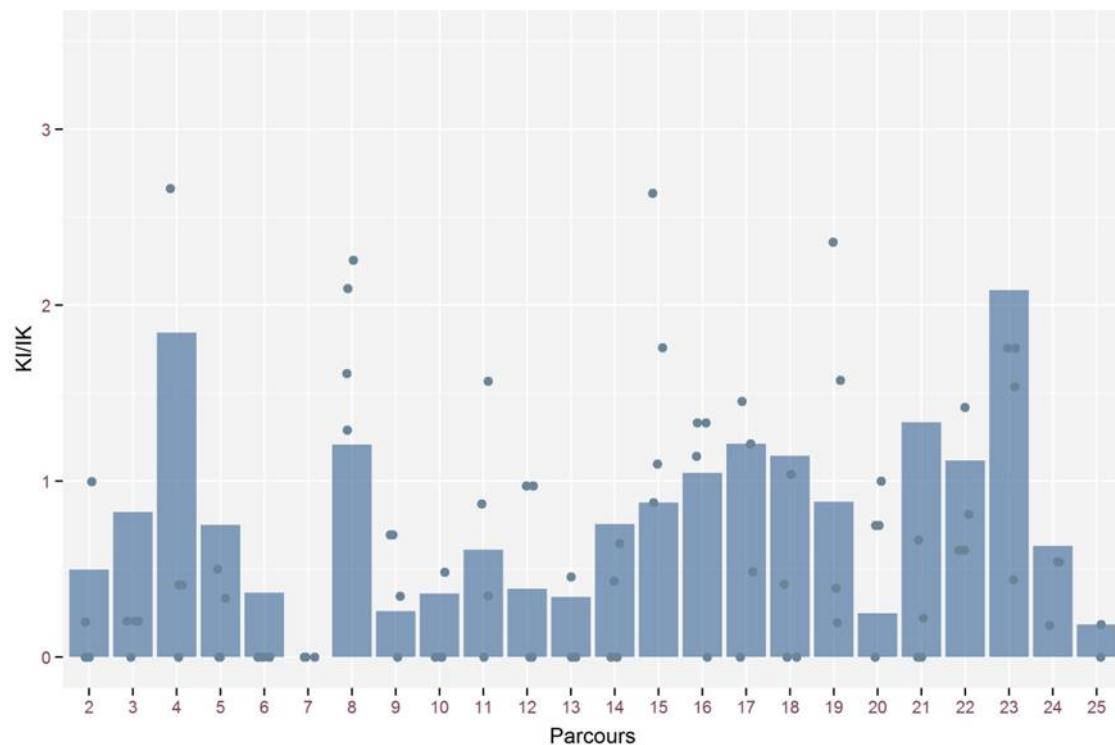
//

De telresultaten van 2019 bevestigen de tendens van de laatste jaren. Na het opstartjaar 2008 kunnen we duidelijk twee verschillende perioden onderscheiden. Een eerste periode, van 2009 tot en met 2013, vertoont een relatief stabiel beeld met een gemiddeld aantal van meer dan 0,9 waargenomen reeën per gewandeld kilometer. In de tweede periode, van 2014 tot en met 2019, ligt het jaarlijks gemiddelde onder de 0,9 waargenomen reeën per kilometer en lijkt het erop dat er na een periode van afnemende aantallen nu een nieuwe stabiele toestand is (geen dalende trend meer), zij het wel op een duidelijk lager niveau dan in de periode tot 2013.

3.4 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX PER PARCOURS IN 2019

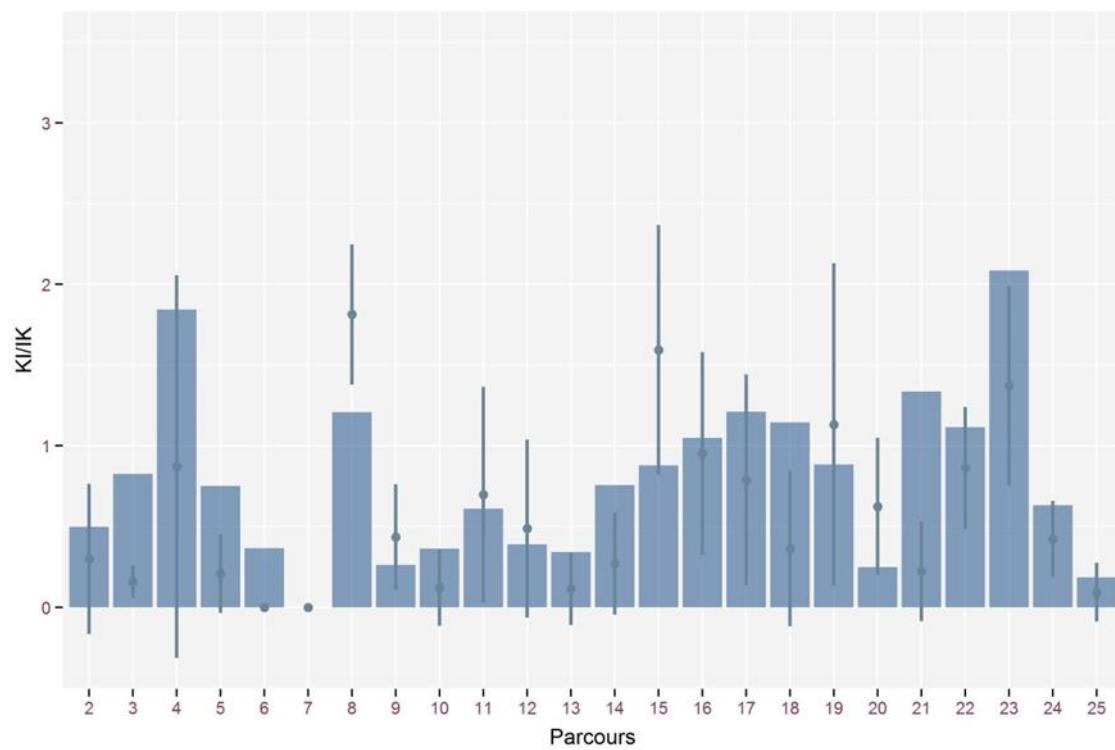
Wanneer we per parcours de tellingen van dit jaar vergelijken met de mediaan van de voorbije jaren (2008 – 2018), dan zien we drie fenomenen:

1. bij negen trajecten is de KI bij alle tellingen van dit jaar lager dan de mediaan van de vorige jaren (parcours 3, 5, 6 7, 14, 18, 21, 23 en 24);
2. bij 18 parcours zijn op een of meer teldagen geen reeën waargenomen;
3. bij 15 trajecten waren er dagen waarop het aantal waargenomen reeën boven de mediaan van de vorige jaren lag. (figuur 4).



Figuur 4: KI per parcours voor de vier verschillende tellingen in 2019 (blauwe bollen) ten opzichte van de mediaan van de voorgaande jaren (blauwe balk). Parcours 24 werd één keer niet geteld, parcours 25 twee keer.





Figuur 5: Gemiddelde KI per parcours (+/- 95% BI) voor de vier tellingen in 2019 ten opzichte van de mediaan (blauwe balk) voor de periode 2008-2013, de periode voor de opmerkelijke terugval.

Wanneer we per parcours de gemiddelde KI voor 2019 vergelijken met de mediaan uit de periode van 2008 tot en met 2013, dus voor de opmerkelijke terugval, dan zien we dat de daling van de KI zich in bijna alle trajecten heeft voorgedaan (figuur 5). Enkel in zeven van de 24 trajecten oversteeg het gemiddelde in 2019 de mediaan voor de periode 2008-2013. Bij 9 trajecten ligt het volledige betrouwbaarheidsinterval van de KI van 2019 onder de mediaan voor de periode 2008-2013. Dat wijst voor deze trajecten op een significantie daling sinds 2013.

3.5 DUUR VAN DE TELLINGEN

De ideale duur voor het uitvoeren van een telling is 1.30 uur tot 1.45 uur. Met uitzondering van 2011 voldeed de gemiddelde duur hier aan. (tabel 2).

Hoewel de gemiddelde duur van een telling de laatste jaren licht stijgt, blijven er tellingen waarbij de teller maar één uur onderweg was. Snel wandelen kan de waarnemingskans van reeën sterk laten dalen. Het voldoende tijd nemen voor een telling blijft een aandachtspunt.



Tabel 2: Gemiddelde duur van een telling per teljaar.

Jaar	Gemiddelde duur (u)
2008	1.40
2009	1.31
2010	1.30
2011	1.27
2012	1.31
2013	1.31
2014	1.32
2015	1.32
2016	1.35
2017	1.36
2018	1.37
2019	1.38

3.6 OORZAKEN VAN DE VERANDERINGEN IN HET AANTAL WAARGENOMEN REEËN

De lagere aantallen waargenomen reeën kunnen zowel het gevolg zijn van i) een effectief lager aantal reeën als ii) van een verminderde waarnemingskans. Onder waarnemingskans verstaan we de waarschijnlijkheid dat een aanwezige ree ook effectief waargenomen wordt. Een verminderde waarnemingskans kan zowel aan een verandering in het gedrag van de reeën te wijten zijn, als aan een verminderde zichtbaarheid door de aanwezigheid van meer dekking (struiken en jonge bomen).

3.6.1 Lager aantal reeën

Bij een ongewijzigde waarnemingskans betekent het lager aantal waargenomen reeën per kilometer dat het aantal reeën in het Zoniënwoud daalt. Mogelijke oorzaken daarvan zijn lagere voortplanting, hogere sterfte en/of emigratie. Omdat in het Zoniënwoud geen jacht plaatsvindt, zou een hogere mortaliteit veroorzaakt kunnen worden door een toename van ziektes, predatie, verkeersslachtoffers of loslopende honden. We beschikken echter niet over gegevens over de dood gevonden dieren of over de populatiegegevens van mogelijke predatoren in en rond het Zoniënwoud. Er wordt ook niet systematisch onderzoek naar gedaan. We beschikken ook niet over de nodige gegevens om de hypotheses van lagere geboortecijfers (aantal embryo's per drachttige geit en het aandeel drachttige geiten) of plots sterke emigratie te kunnen onderzoeken.

Ook de vraag of een mogelijke wijziging in recreatiedruk een effect heeft, blijft momenteel onbeantwoord. Een verhoogde recreatiedruk kan resulteren in een emigratie naar rustigere stukken in of buiten het bos, of in een verandering in het gedrag van de reeën. Een eerste stap om dit te onderzoeken is de evolutie nagaan van het aantal recreanten dat jaarlijks het Zoniënwoud bezoekt en/of van de dichtheid van het netwerk aan paden in het boscomplex. Binnen het kader van dit project is deze opvolging echter niet voorzien.



3.6.2 Verandering van de zichtbaarheid op de trajecten

Bij een bos dat niet onderhevig is aan sterke veranderingen in beheer of door andere externe factoren, wordt de vermindering in zichtbaarheid op sommige trajecten in theorie gecompenseerd door een toename op andere trajecten. Dit is zeker het geval in een groot gebied zoals het Zoniënwoud waar de parcours homogeen over het volledige gebied verdeeld zijn.

Omdat er in de telperiode 2008-2015 geen metingen uitgevoerd zijn om eventuele veranderingen in de zichtbaarheid aan te tonen, is het niet mogelijk het potentiële effect ervan in te schatten.

Om toch te proberen hier een idee over te krijgen, voerden we in 2015 een bevraging uit bij alle tellers. Het resultaat daarvan is besproken in het opvolgingsrapport 2015 (Huysentruyt *et al.*, 2015). Om het effect van veranderingen in zichtbaarheid te kunnen modelleren en op te volgen naar de toekomst toe, werd besloten de zichtbaarheid op de verschillende trajecten effectief te meten zie 3.6.3.

3.6.3 Meten van de waarnemingskans

Om na te gaan in welke mate de vegetatie de zichtbaarheid van reeën beïnvloedt, voerden we in februari 2018 een zichtbaarheidsmeting uit langs alle telparcours. Dit was een herhaling van de meting van november 2015.

De zichtbaarheidsmeting gebeurt op volgende manier:

Op elk van de 24 telparcours wordt om de 500 m, afwisselend links en rechts van de weg, de zichtbaarheid geschat op 12,5 m, 25 m en 50 m. Dit gebeurt met behulp van een 1,70 m lange meetlat, onderverdeeld in vakken van 10 cm die alternerend geel en oranje van kleur zijn (figuur 6). Op de drie afstanden wordt gekeken in welke mate de vegetatie deze vakken bedekt. Elk van de 17 vakken krijgt een waarde 1 (volledig zichtbaar), 0,5 (deels zichtbaar) of 0 (niet zichtbaar). In totaal werden 221 locaties gemeten. De meetlocaties van 2018 zijn dezelfde als deze uit 2016. Dit is mogelijk omdat de coördinaten van de punten gekend zijn (zie Huysentruyt *et al.*, 2017).

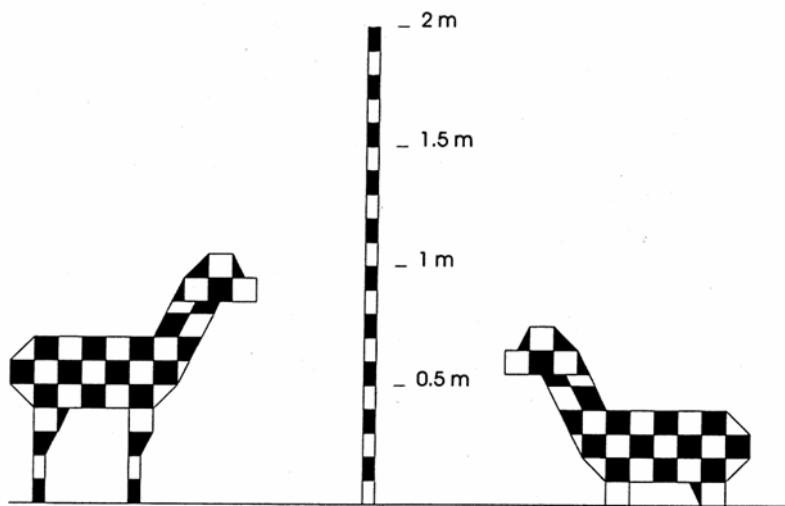




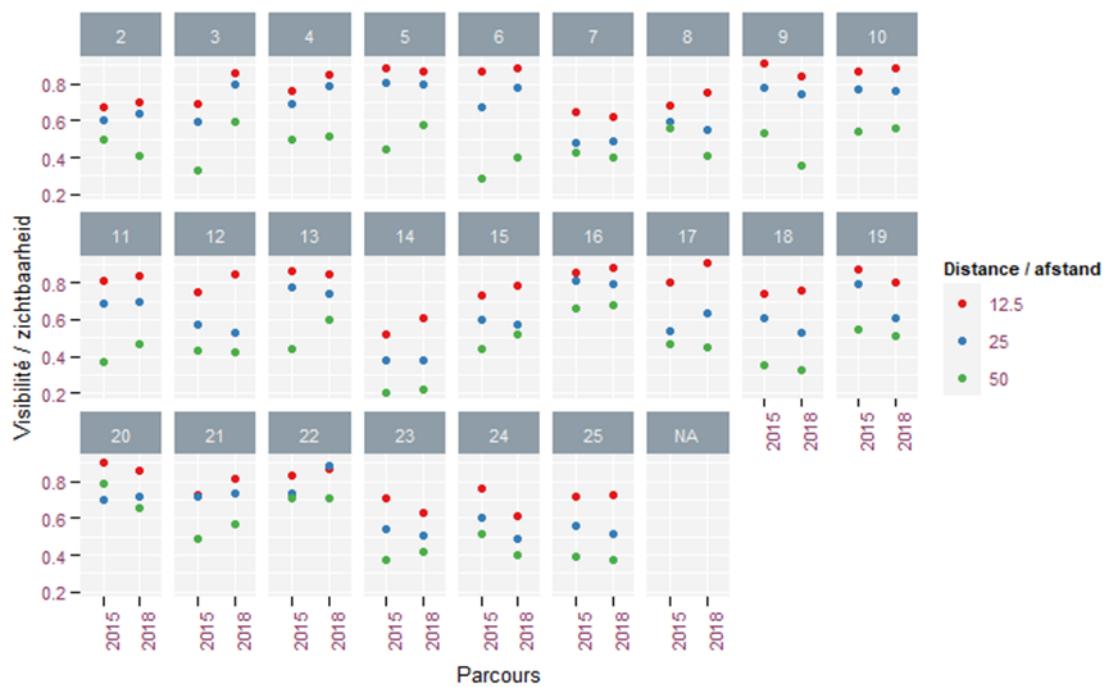
Figuur 6: Schatting van de zichtbaarheid door het opmeten van het aantal zichtbare banden van een meetlat (Stanislas Sibille, Hogeschool Condorcet).

Vervolgens wordt de score voor elk hoogte-interval gewogen met een factor die het percentage weergeeft van een staand of liggend ree dat in dit hoogte-interval in theorie zichtbaar is (voor een volledige besprekking en de gebruikte correcties zie Casaer (2003)) (figuur 7).

Door de meting te herhalen kunnen we kijken of de waarnemingskans van reeën wijzigde in de tijd. Hoe denser de ondergroei, hoe moeilijker de reeën waarneembaar zijn.

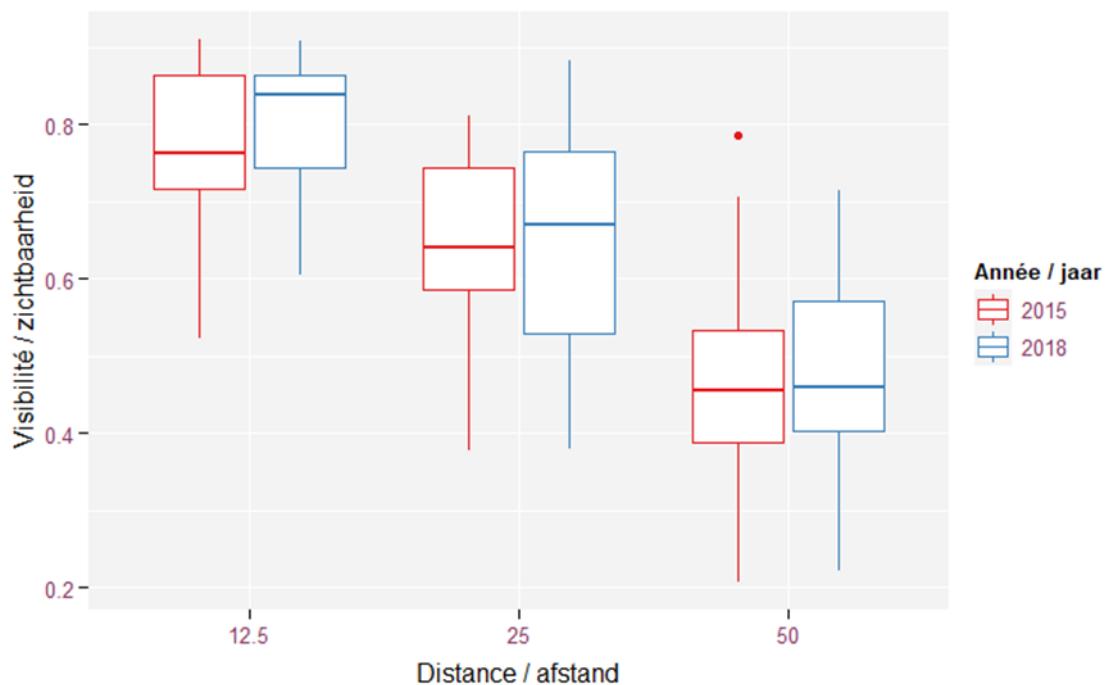


Figuur 7: Verdelen van het oppervlak van een staand (links) en liggend (rechts) ree in elk hoogte-interval - elke vierkantje stelt een oppervlakte van 10*10 cm voor. (naar Casaer, 2003).



Figuur 8: Vergelijking van de waarnemingskans in november 2015 en februari 2018 voor elk telparcours apart, in functie van de afstand tussen het telparcours en de meetlat (12,5 m, 25 m en 50 m).

Wanneer we voor elk van de telparcours de situatie in 2015 vergelijken met die van 2018 (figuur 8), zien we een relatieve verhoging van de waarnemingskans op parcours 3 en een daling voor parcours 24. Op alle andere parcours lijken er zich geen belangrijke wijzigingen te hebben voorgedaan.



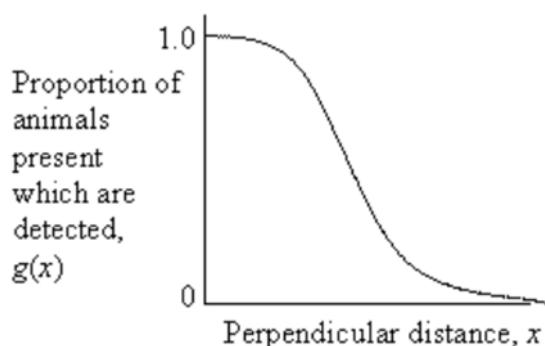
Figuur 9: vergelijking van de waarnemingskans in november 2015 met deze van februari 2018 voor alle telparcours samen, in functie van de afstand tussen het telparcours en de meetlat (12,5 m, 25 m en 50 m).

Deze meting, uitgevoerd door Quentin Jocqué (Quentin, 2018) in het kader van zijn masterthesis, laat toe te besluiten dat de waarnemingskans over het algemeen niet gewijzigd is in 2,5 jaar. De gemiddelde zichtbaarheidsscore voor heel het Zoniënwoud is op de drie afstanden vergelijkbaar tussen beide jaren (figuur 9). Dit was ook te verwachten gezien de korte periode tussen beide metingen en het uitblijven van gebeurtenissen die de zichtbaarheid plots kunnen wijzigen (bv. stormschade, natuurbrand of grootschalige kappingen). Voor wat betreft de waarnemingskans gelinkt aan de ondergroei in het bos, zijn de reetellingen uit de periode 2016-2018 dus goed vergelijkbaar.



4 SCHATTING VAN DE REEPOPULATIE MET BEHULP VAN DISTANCE SAMPLING

Het uitgangspunt bij distance sampling is dat de waarschijnlijkheid om een dier waar te nemen daalt in functie van de afstand tussen de waarnemer en het dier (Buckland *et al.*, 2001). De methode bestaat erin de loodrechte afstand te berekenen tussen het waargenomen dier en het telparcours. Dit wordt gedaan door de afstand tussen de waarnemer en dier te meten (met een afstandsmeter) zowel als de hoek van deze lijn t.o.v. het telparcours (zie Casaer & Malengreaux, 2008). Op basis van deze gegevens kan de waarnemingskans in functie van de afstand gemodelleerd worden; een functie die eigen is aan de diersoort en een bepaald gebied/vegetatie (figuur 10). Deze functie kan op zijn beurt gehanteerd worden om voor een bepaald gebied de densiteit van dieren te berekenen.



Figuur 10: Theoretische functie voor het waarnemen van dieren. Hoe groter de waarnemingsafstand, hoe kleiner de kans om een ree/groep reeën waar te nemen.

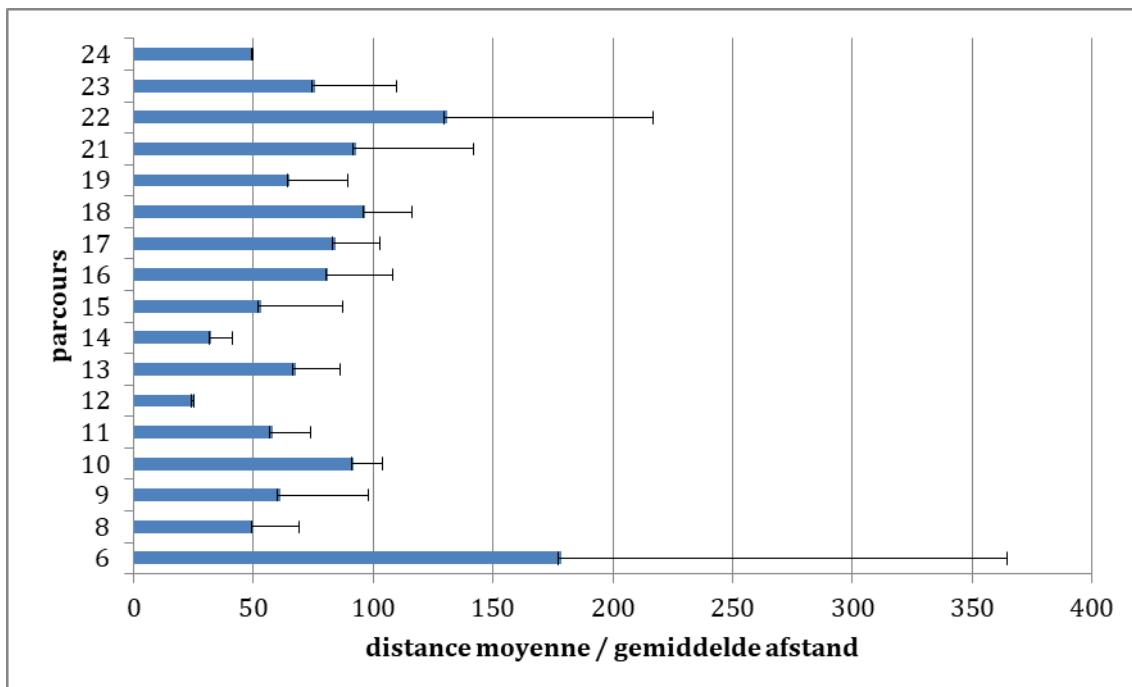
4.1 METHODE

In maart 2018 kreeg een deel van de tellers een afstandsmeter ter beschikking. We beschikten echter over onvoldoende toestellen voor alle 24 tellers. Het gebruik van een betrouwbare afstandsmeter is een voorwaarde om distance sampling toe te passen. In tegenstelling tot de normale aanpak werd er gewerkt met de directe afstand tussen de waarnemer en het geobserveerde dier en niet met de loodrechte afstand.

4.2 RESULTATEN

Met uitzondering van enkele waarnemingen op uitzonderlijk grote afstanden, bedroeg de gemiddelde afstand tussen de waarnemer en een ree/groep reeën over alle parcours heen 67 m. Figuur 11 toont de gemiddelde waarnemingsafstand per telparcours.





Figuur 11: Gemiddelde gemeten afstand tussen de waarnemer/teller en een ree/groep reeën, per telparcours. De donkere balken geven het gemiddelde weer, de zwarte lijnen de standaard deviatie.

4.3 PROBLEMEN/KNELPUNTEN TIJDENS HET ONDERZOEK

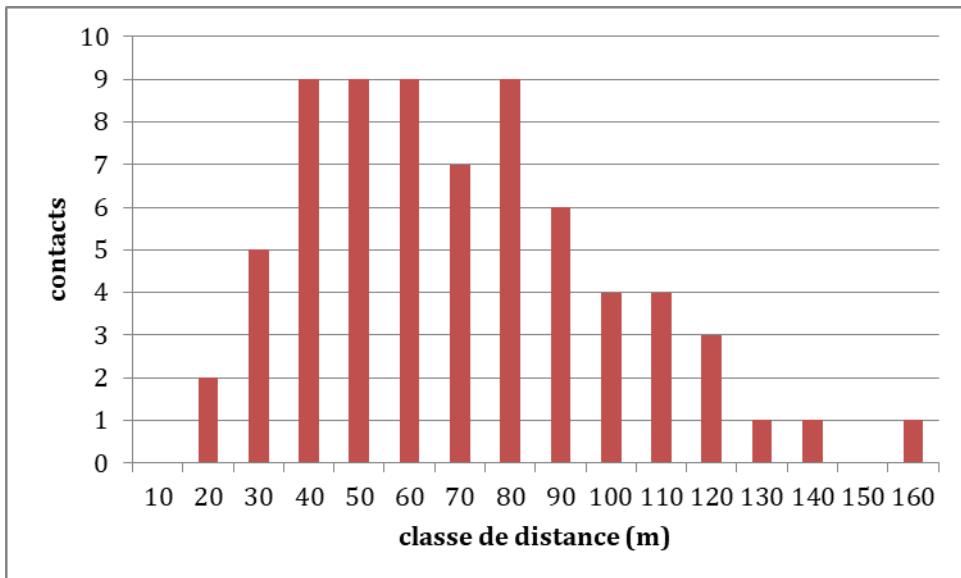
We beschikken over onvoldoende afstandsmeters om op alle telparcours tegelijk metingen uit te voeren. De metingen gebeurden dus slechts in een deel van het Zoniënwoud. Bovendien volstond het aantal waarnemingen/waargenomen reeën niet om een betrouwbare detectiefunctie te berekenen.

De gemeten afstanden zijn de directe afstanden tussen de waarnemer/teller en de ree. Distance sampling vereist echter het gebruik van de loodrechte afstand tussen het telparcours en het dier. Er moet onderzocht worden of en hoe het gebruik van de directe afstand in plaats van de loodrechte afstand de densiteitsschatting beïnvloedt.

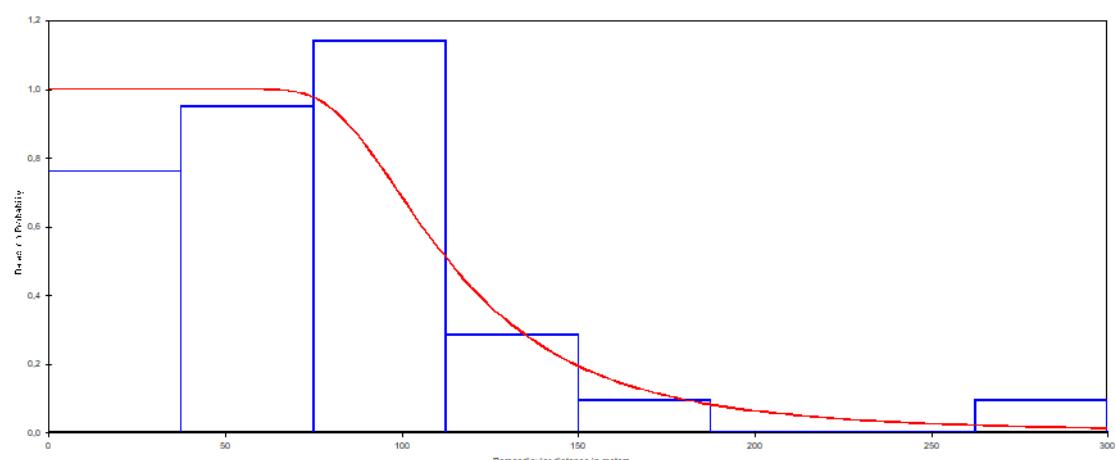
Figuur 12 toont dat de meeste waarnemingen plaatsvonden op een afstand tussen 40 en 80 m. Op basis van het theoretische model zou je echter verwachten dat het maximum aantal waarnemingen vlak bij of op het teltraject gebeuren. De verstoring door de waarnemer of de reactietijd van de waarnemer tussen het ogenblik dat de ree beweegt en het moment dat deze ree ziet, kunnen verklaren dat er meer reeën gezien werden op grotere afstand dan verwacht. Het softwarepakket Distance corrigeert hiervoor bij de eerste afstandsintervallen wanneer het de detectiefunctie inschat (zie figuur 13).

Door de vele methodologische vragen en problemen werd beslist de berekeningen van de reedensiteit op basis van de gegevens van dit pilootproject, niet op te nemen in dit rapport.





Figuur 12: Verdeling van het aantal waarnemingen per waarnemingsafstand, ingedeeld in klassen van 10 m.



Figuur 13: Schatting van de detectiefunctie door het softwarepakket Distance (rode lijn) op basis van het aantal waargenomen reeën in het Zoniënwoud per afstandsklasse (blauwe rechthoeken).

||||| //..

5 CONCLUSIES

Na de daling van de gemiddelde kilometerindex die we in 2014, 2015 en 2016 vaststelden, lijkt de populatie zich nu te stabiliseren op een lager niveau. Terwijl de gemiddelde KI in de periode 2008-2013 rond 1 ree/km schommelde, oversteeg de index sinds 2014 nooit 0,75. Sinds 2017 zakte de KI tot onder 0,6.

In 2016 haalden we al aan dat deze situatie zou kunnen wijzen op een achteruitgang van de reepopulatie in het Zoniënwoud. Om hier uitsluitsel over te kunnen geven, is het nodig om de mogelijke oorzaken van de achteruitgang te identificeren en om de nodige gegevens te verzamelen om die hypotheses te kunnen onderzoeken. Voorbeelden van dergelijke gegevens zijn: aantal aanrijdingen met reeën, informatie over stroperij, impact van loslopende honden, bio-indicatoren van de reepopulatie (bv. aantal embryo's per drachtige geit, het aandeel drachtige geiten), metingen van de recreatiedruk en gegevens over de aanwezigheid van andere wilde hoefdieren. Binnen het kader van de huidige monitoring is het in kaart brengen en opvolgen van deze mogelijke factoren echter niet voorzien.

Om na te gaan of de waargenomen tendens een gevolg kan zijn van een verminderde waarnemingskans, voerden we in 2015 een bevraging uit bij de tellers. Bij hen bestond de perceptie dat de zichtbaarheid in het algemeen verminderd is, wat geheel of gedeeltelijk de daling van de KI zou kunnen verklaren. Een vergelijking van de zichtbaarheidsmetingen uit 2015 en 2018 toont weinig verschillen. De zichtbaarheid is gelijkaardig in beide jaren. Dit was ook te verwachten gezien de korte periode tussen beide metingen en het uitblijven van gebeurtenissen die de zichtbaarheid plots kunnen wijzigen (bv. stormschade, natuurbrand of grootschalige kappingen). Veranderingen in zichtbaarheid in het bos door veranderingen in de vegetatie doen zich, zolang er geen calamiteiten optreden, normaal gezien slechts op langere termijn voor.



Version française

|||||

1 INTRODUCTION

Le chevreuil (*Capreolus capreolus*) figure parmi les plus grands mammifères présents en Forêt de Soignes. L'espèce y est présente partout, mais sa densité varie très fort selon les secteurs considérés.

Afin de disposer d'un aperçu de l'évolution de la population de chevreuils vivant au cœur du massif sonien, à cheval sur les 3 régions du pays, un projet a été mis en place avec le soutien de la Région bruxelloise, via l'asbl Wildlife and Man, et de l'Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), pour mener des comptages systématiques de cette espèce. Ces comptages sont ainsi mis en œuvre en étroite collaboration avec l'Agentschap voor Natuur- en Bos (ANB), Bruxelles Environnement (IBGE), le Service Public de Wallonie (DNF et DEMNA - SPW) et l'INBO.

S'il est clairement admis qu'une population de chevreuils ne peut pas être dénombrée de manière absolue, il est prouvé scientifiquement que des modifications de la taille de la population peuvent être mesurées de manière fiable. Une équipe de chercheurs français a en effet validé une méthode indiciaire d'abondance de population qui permet de déterminer de manière fiable si la population est en croissance, en diminution ou stable. Cette méthode est appelée "Indice kilométrique (IK)" et est appliquée en Forêt de Soignes depuis 2008 (Vercammen *et al.*, 2011).

Ce rapport comprend d'abord un rappel de la méthodologie de l'IK et ensuite les résultats obtenus depuis 2008. Ce rapport annuel vient compléter l'information acquise précédemment.



2 L'INDICE KILOMÉTRIQUE (IK) - MÉTHODOLOGIE ET MISE EN ŒUVRE EN FORêt DE SOIGNES

2.1 MÉTHODOLOGIE

Le principe de base de l'indice kilométrique d'abondance est le suivant : chaque année, un certain nombre de parcours prédefinis sont réalisés à pied, un certain nombre de fois, pour y dénombrer les chevreuils. Le nombre de chevreuils observés est ensuite divisé par le nombre de kilomètres parcourus et traduit en indice kilométrique (nombre de chevreuils observés par kilomètre). Pour que cet indice apporte des enseignements statistiquement valides, un certain nombre de conditions sont à respecter :

- Tous les parcours doivent être répétés un certain nombre de fois chaque année, en s'efforçant de les réaliser de manière simultanée, lors des mêmes matinées par exemple.
- A l'issue de chaque séance de comptage, l'indice kilométrique est calculé pour chaque parcours dans un premier temps. La moyenne pour l'ensemble des parcours d'une même séance est calculée dans un second temps.
- Cette procédure est répétée un certain nombre de fois de sorte qu'une moyenne annuelle, tenant compte de toutes les séances de comptage, puisse enfin être calculée et complétée d'un intervalle de confiance.

Cette manière de procéder, répétée année après année, rend possible la comparaison des résultats moyens dans le temps, sur une base statistique grâce aux intervalles de confiance propres à chaque année.

Pour plus d'informations quant à cette méthode, le lecteur peut se référer au rapport final 2008 de la mission d'appui pour la mise en place d'un recensement chevreuil dans le massif sonien (Malengreux & Casaer, 2008). Les premiers résultats sont disponibles dans le rapport 'Reewildtellingen' (Vercammen *et al.*, 2011) et dans la section "Documents" du site www.wildlifeandman.be.



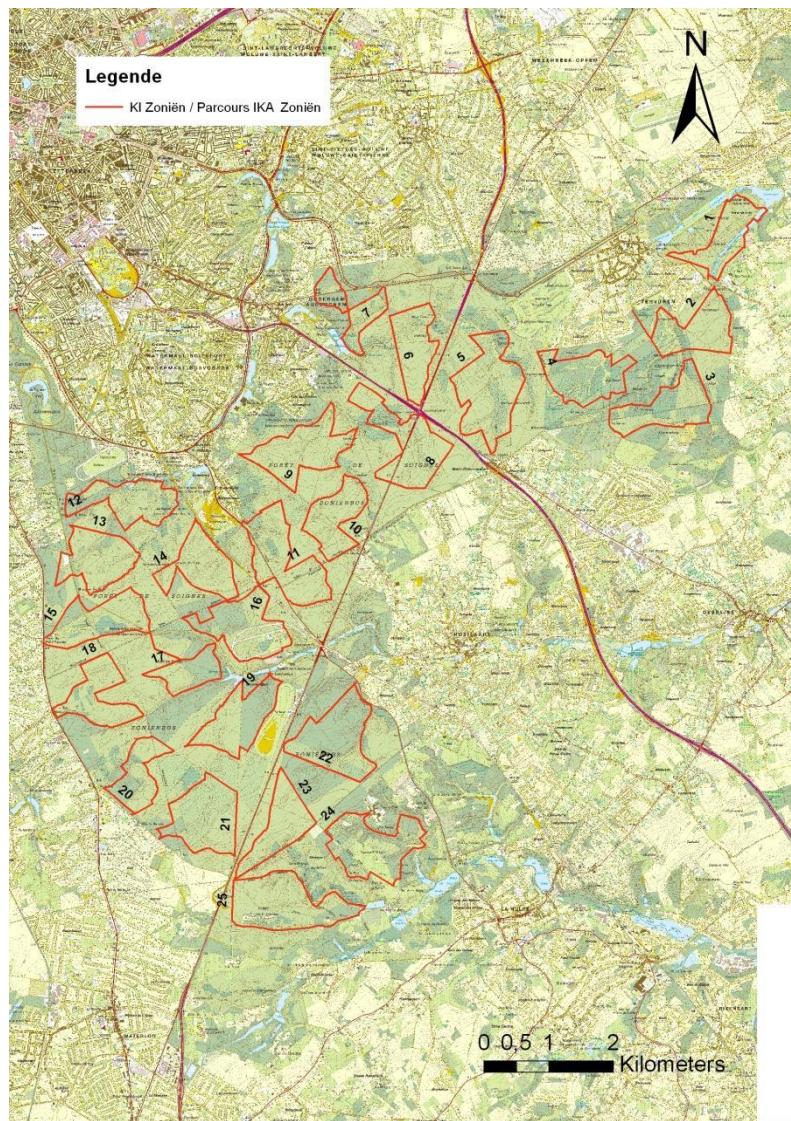


Figure 1: Vue d'ensemble des parcours d'IK sur le massif Sonien. Le parcours n°1 a été utilisé en 2008 et abandonné par la suite.

|||||

3 RÉSULTATS

3.1 NOMBRE DE KILOMÈTRES PARCOURUS

En 2018, première année du suivi IK, chaque parcours a été répété 8 fois, 4 le matin et 4 le soir. Depuis 2009, les comptages ont lieu à quatre reprises, uniquement le matin, le long de 24 parcours qui, mis bout à bout, mesurent 118,5 km. Chaque année, ce sont donc 473 km qui sont normalement parcourus pour calculer l'indice kilométrique d'abondance du Chevreuil. En 2016, 2017 et 2019 quelques répétitions n'ont pas été réalisées faute de recenseurs. Au total il s'agit de 8 sorties manquantes. Au total, depuis 2008, 6142 km ont été parcourus dans le cadre du monitoring chevreuil de la Forêt de Soignes.

3.2 NOMBRES MAXIMUM ET MINIMUM DE CHEVREUILS OBSERVÉS CHAQUE ANNÉE

Le tableau 1 montre le nombre minimal et maximal de chevreuils observés au regard de la date de comptage. Le faible nombre d'observations en 2014/2015 et 2016/2017 résultent probablement de mauvaises conditions d'observation en lien avec le brouillard, dans le premier cas, et d'intenses averses dans le second. En 2019, le nombre d'observations le plus faible coïncide avec l'absence de recenseurs sur 2 parcours. Alors que lors d'une journée de comptage affichant le nombre de chevreuils le plus élevé, un recenseur était absent.

Tableau 1: Synthèse des maxima et des minima observés par an.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Nombre maximum chevreuils observés	174	137	138	135	153	108	83	93	82	93	88
	18/03	03/03	23/03	14/03	13/03	19/03	04/03	09/03	15/03	14/03	27/03
Nombre minimum chevreuils observés	89	103	107	112	85	69	74	36	43	45	56
	25/03	21/03	30/03	17/03	20/03	12/03	18/03	2/03	8/03	28/03	20/03



3.3 EVOLUTION DE L'IK DE 2008 À 2019

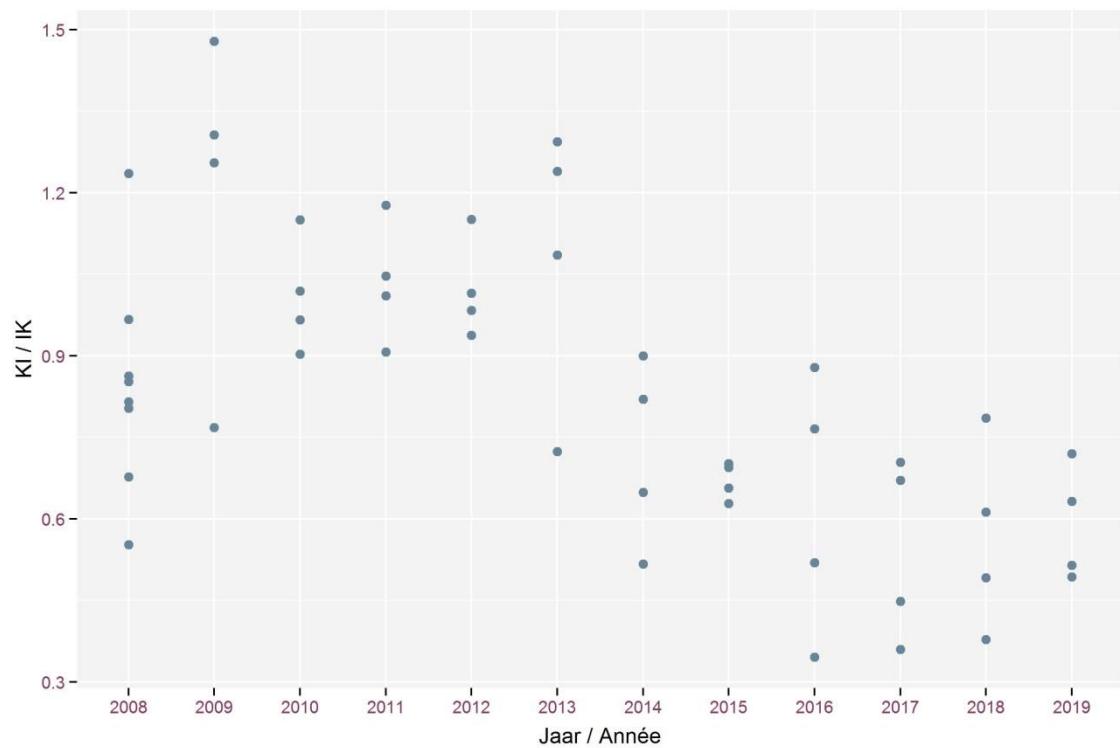


Figure 2: Distribution des valeurs d'indice kilométrique en fonction des années.

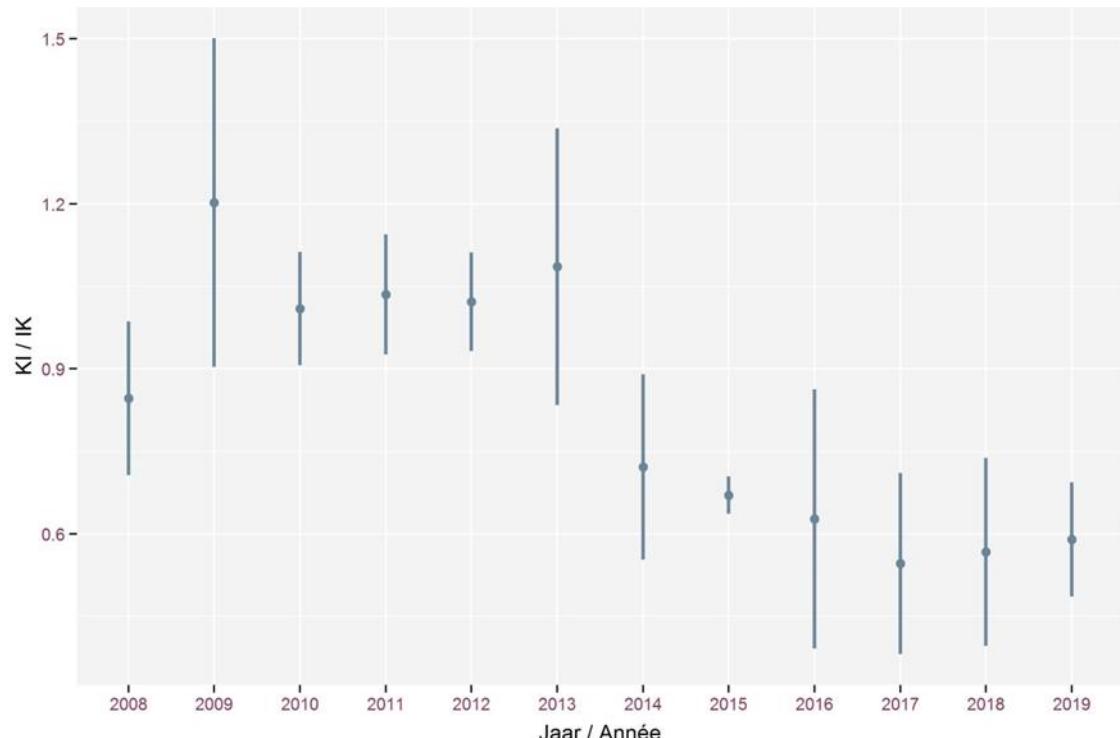


Figure 3: Indices kilométriques moyens (+/- 95% IC) en fonction des années.

//

Les résultats observés en 2019 confirment la tendance des années précédentes. Il faut considérer 2 périodes différentes depuis le début du suivi en 2008. De 2008 à 2013, l'indice kilométrique est stable autour de 0.9 chevreuil observé par kilomètre. Depuis 2014 l'indice passe sous la barre de 0.9 et reste stable après une baisse significative de 2013 à 2014. Même si le niveau IK est actuellement inférieur à la première période, il ne semble plus diminuer.

3.4 VARIATION DES VALEURS IK PAR PARCOURS EN 2019

L'analyse de la comparaison des résultats 2019 pour chaque parcours avec la valeur médiane des résultats des années précédentes met en évidence 3 phénomènes i) 9 parcours présentent des résultats systématiquement inférieurs à ce qui a été observé précédemment (parcours 3, 5, 6, 7, 18, 21, 23 et 24), ii) il y a 18 parcours sur lesquels aucun contact n'a été enregistré à 1 ou plusieurs reprises, iii) 15 parcours présentent malgré tout certaines répétitions lors desquelles la norme est dépassée (figure 4).

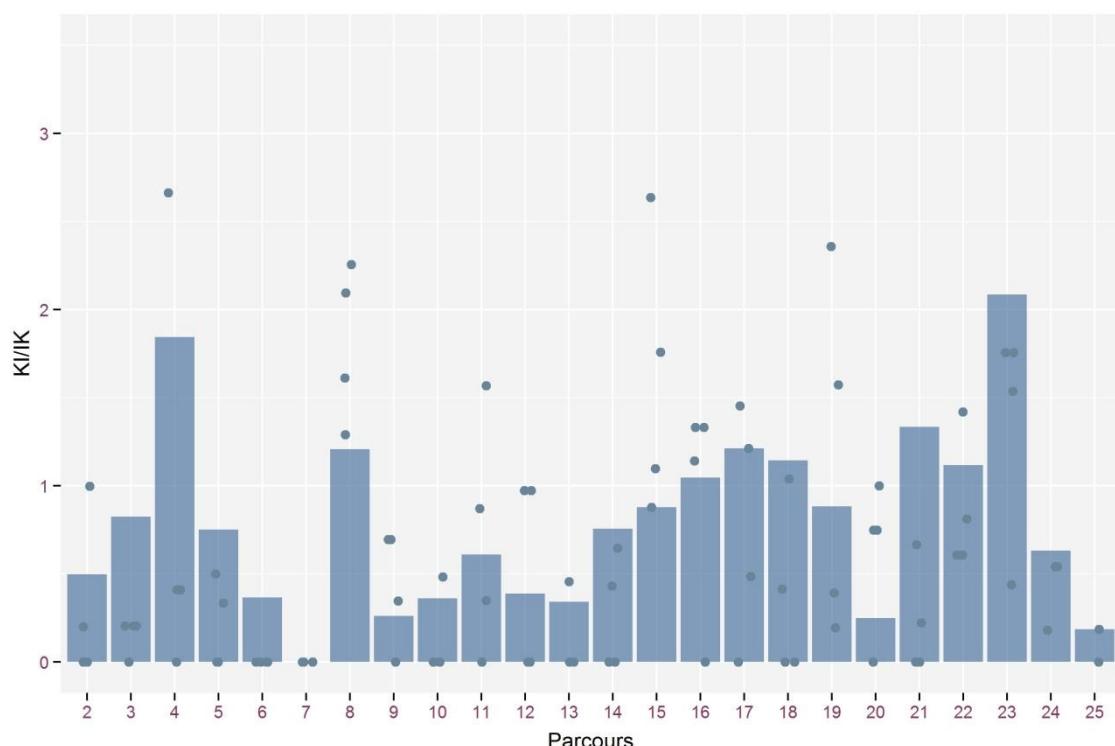


Figure 4: Comparaison de l'IK par parcours entre les 4 répétitions de l'année en cours et la médiane des années précédentes.

Si nous comparons les données 2019 avec les données 2008-2013, soit la période précédant la chute de l'IK, alors on remarque une diminution des observations pour pratiquement tous les parcours (figure 5). Dans seulement 7 cas sur 24, la valeur moyenne de l'IK 2019 est supérieure à la valeur médiane sur la période 2008-2013. Pour 9 parcours, on remarque que l'intervalle de confiance de l'IK 2019 est entièrement compris sous la valeur médiane d'IK 2008-2013, ce qui signifie une baisse significative pour ces 3 parcours depuis 2013.



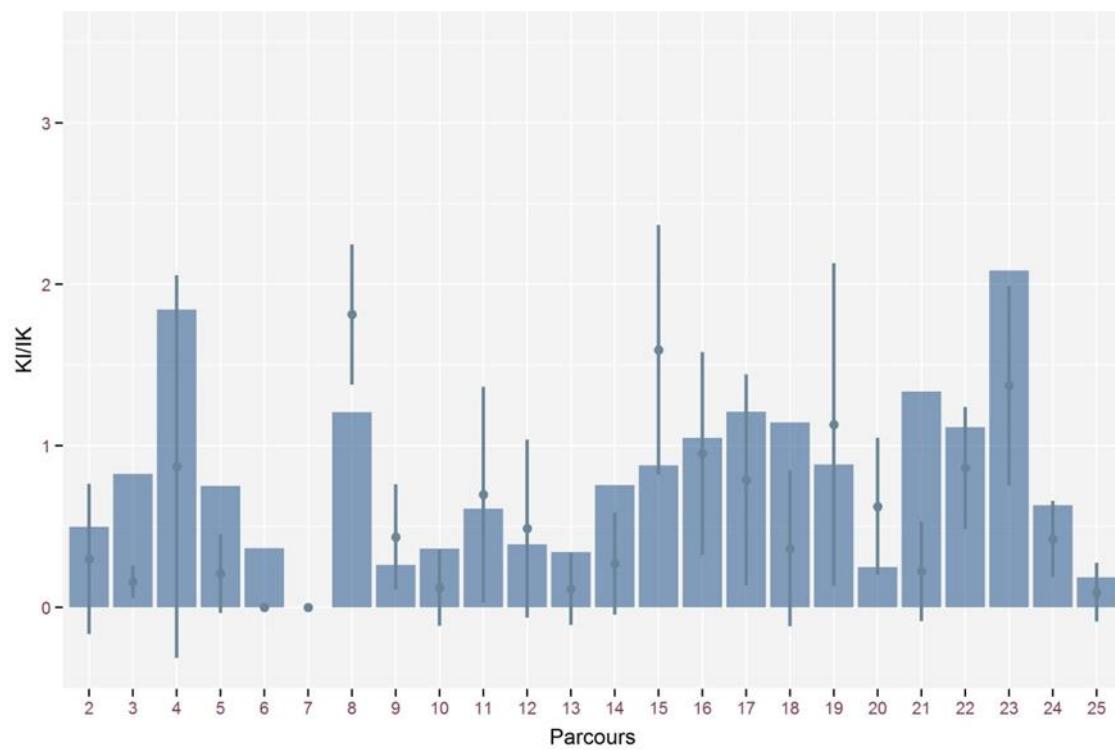


Figure 5: Comparaison de l'IK moyen (+/- 95% IC) par parcours de l'année en cours et la valeur médiane calculée sur la période 2008-2013.

3.5 DURÉE DE LA RÉALISATION DES PARCOURS

La durée idéale pour la réalisation d'un parcours est de 1h30 à 1h45. Si l'on fait exception de 2011, la durée moyenne de l'ensemble des parcours est d'une heure et demie (tableau 2).

Malgré la légère augmentation de la durée de parcours ces dernières années, on constate toujours que certains parcours sont effectués en moins d'une heure. Marcher rapidement peut avoir comme conséquence de réduire significativement les chances de détecter un animal. Respecter le temps de parcours reste un point d'attention, sachant qu'il peut influencer le résultat.



Tableau 2: Temps moyen par parcours.

Année	Durée moyenne (h)
2008	1:40
2009	1:31
2010	1:30
2011	1:27
2012	1:31
2013	1:31
2014	1:32
2015	1:32
2016	1:35
2017	1:36
2018	1:37
2019	1:38

3.6 CAUSES DES VARIATIONS DU NOMBRE DE CHEVREUILS OBSERVÉS

Comment doit être interprétée cette diminution d'IK ou quelles sont les causes de la diminution significative de l'IK? Le nombre d'observations en baisse peut s'expliquer soit i) par la diminution réelle de l'effectif sur pied soit ii) par une diminution des possibilités d'observer (et donc de compter) les animaux. Dans le deuxième cas de figure, il s'agit de la probabilité de détecter des animaux qui sont effectivement présents. Cette détectabilité peut être influencée soit par une modification du comportement de l'animal lui-même ou par une modification de la visibilité de son milieu de vie (apparition d'un couvert bas, de fourrés, de régénération).

3.6.1 Baisse du nombre de chevreuils

Si l'on parvient à exclure une éventuelle modification de détectabilité comme cause possible de la baisse de l'IK, alors on pourra définitivement parler de baisse du nombre d'individus dans la population. Même si la population de chevreuils de la forêt de Soignes n'est pas chassée, il existe d'autres causes possibles pour expliquer la diminution de leur densité. Parmi celles-ci, une chute du taux de reproduction, une augmentation des mortalités et/ou des émigrations. A l'heure actuelle, au vu des conditions dans le massif, il n'y a pas d'élément tangible permettant d'expliquer un changement de ces paramètres de dynamique de population ou une forte émigration soudaine. Une mortalité plus élevée chez les jeunes et/ou les adultes reste l'hypothèse la plus plausible en cas de chute des densités. Les causes possibles de ces mortalités sont les maladies, la prédateur par le renard (principalement sur les faons) ou par les chiens errants, ainsi que les collisions routières. Pour explorer pleinement cette hypothèse, il est impératif de récolter toutes les informations disponibles au sujet d'animaux trouvés morts, et également d'établir un monitoring de la population de renards. Ces données ne sont en effet pas disponibles ou collectées de manière systématique pour l'instant. De même aucun changement de la pression récréative n'est actuellement documenté. Pour s'en rendre compte, il faudrait pour commencer par analyser un éventuel changement du nombre de visiteurs ou de sentiers au sein de la Forêt de Soignes.



3.6.2 Modification de la visibilité des parcours

En théorie, dans une forêt non soumise à d'importants changements de gestion ou à des facteurs externes (chablis), la diminution de la visibilité le long d'un parcours doit être compensée par une augmentation sur d'autres parcours, a fortiori dans le cas d'un réseau de parcours homogènes sur une grande surface telle que celle inventoriée en forêt de Soignes.

Comme la visibilité le long des parcours n'a pas été analysée durant la période 2008-2015, il est évidemment compliqué d'estimer si celle-ci a fort varié ces dernières années.

Pour nous faire une idée de cette éventuelle modification de détectabilité en fonction des parcours, les recenseurs avaient été invités en 2015 à répondre à une courte enquête qui fut discutée dans le bilan annuel 2015 (Huysentruyt *et al.*, 2015). Pour malgré tout pouvoir modéliser la visibilité des différents parcours et pour pouvoir suivre son évolution dans le temps, nous avons décidé de la mesurer.

Ainsi, l'objectif était de se rendre compte dans quelle mesure la végétation limitait la détectabilité sur chaque parcours. Nous avons donc estimé pour chacun d'entre eux la détectabilité tous les 500 m. Celle-ci fut estimée alternativement à gauche et à droite du chemin et à 3 distances : 12.5, 25 et 50 m. Cette estimation est réalisée à l'aide d'un piquet de 1.70 m gradué de 10 en 10 cm de couleurs jaune et orange. De la sorte, il était possible de mesurer la végétation qui interceptait chaque graduation de 10 cm de sorte que chacune des 17 graduations se voyait attribuer une valeur de 1 (visible), 0.5 (à moitié visible) et 0 (invisible). La prise de mesure a été réalisée en hiver 2015-2016 sur un total de 221 points d'échantillonnage (Sibille, 2016).



Figure 6: Mesure de la détectabilité à l'aide d'un piquet gradué (Stanislas Sibille, Haute Ecole Condorcet).

Ensuite, en fonction de la hauteur de chaque graduation, une pondération a été appliquée aux résultats de visibilité pour tenir compte au mieux des dimensions d'un chevreuil en station debout ou couchée (pour plus d'informations concernant les facteurs correctifs voir Casaer (2003)) (figure 7).

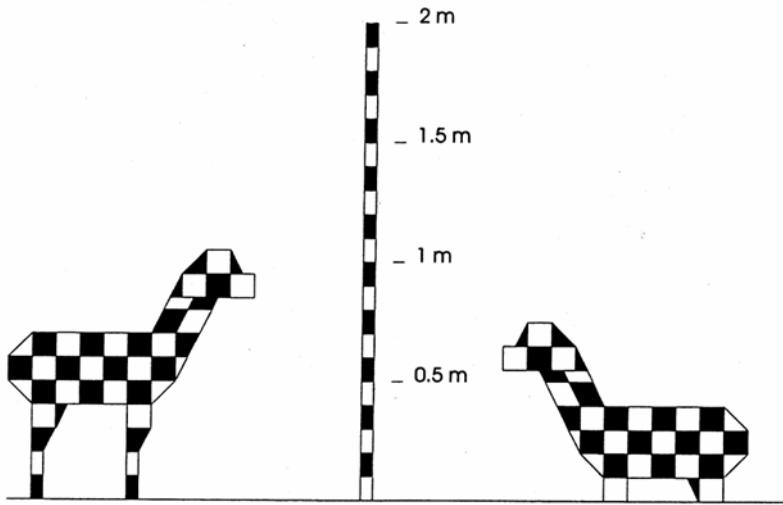


Figure 7: Répartition de la proportion de la silhouette de chevreuil dans chaque intervalle de hauteur (selon Casaer 2003).

En 2017, aucune répétition de l'estimation de la détectabilité des chevreuils n'a été réalisée. Celle-ci est prévue en 2018 ou 2019.

3.6.3 Mesure de la détectabilité

Le protocole de mesure de la détectabilité le long de tous les parcours IK a été répété en février 2018 sur base de celui réalisé en novembre 2015.

Pour rappel, les mesures ont été effectuées de la manière suivante:

Sur chacun des 24 parcours, la détectabilité a été estimée tous les 500 m. Celle-ci est estimée alternativement à gauche et à droite du chemin et à 3 distances : 12.5, 25 et 50 m. Cette estimation est réalisée à l'aide d'un piquet de 1.70 m gradué de 10 en 10 cm de couleurs jaune et orange. De la sorte, il est possible de mesurer la végétation qui intercepte chaque graduation de 10 cm de sorte que chacune des 17 graduations se voit attribuer une valeur de 1 (visible), 0.5 (à moitié visible) et 0 (invisible). La prise de mesure est réalisée sur un total de 221 points d'échantillonnage. Il faut signaler que les mêmes points ont été mesurés en 2015 et en 2018 puisque ces points sont géoréférencés (Mission d'appui, rapport 2016).

L'intérêt de cette mesure en 2018 est bien entendu de pouvoir observer une éventuelle évolution de la détectabilité des chevreuils en fonction du temps et donc de l'évolution de l'écran de végétation du sous-bois forestier.

De manière générale, tout parcours confondu, on ne remarque pas de différence de détectabilité entre novembre 2015 et février 2018 en fonction des distances.

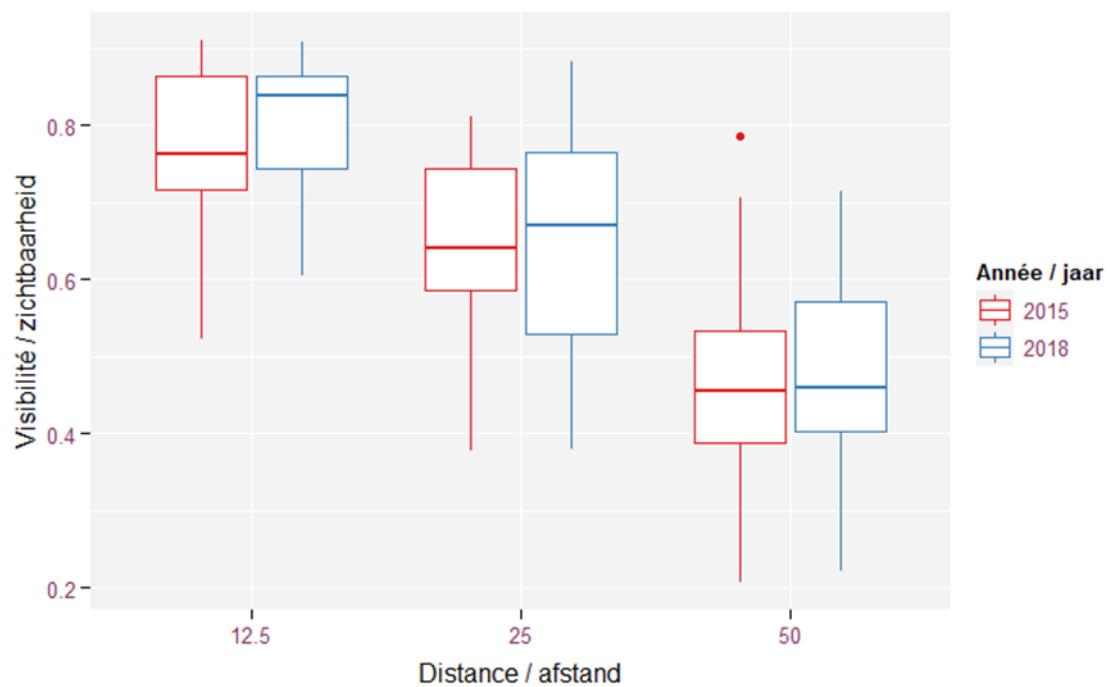


Figure 8: Visibilité comparée (nov 2015 – fév 2018) en fonction de la distance entre le sentier et le jalon à différentes distances (12.5, 25 et 50 m).

Si on fait la distinction entre les parcours, on peut remarquer une hausse relative de la détectabilité pour le parcours 3 et une diminution pour le parcours 24. L'ensemble des autres parcours ne semblent pas avoir connu de modification majeure dans l'intervalle.

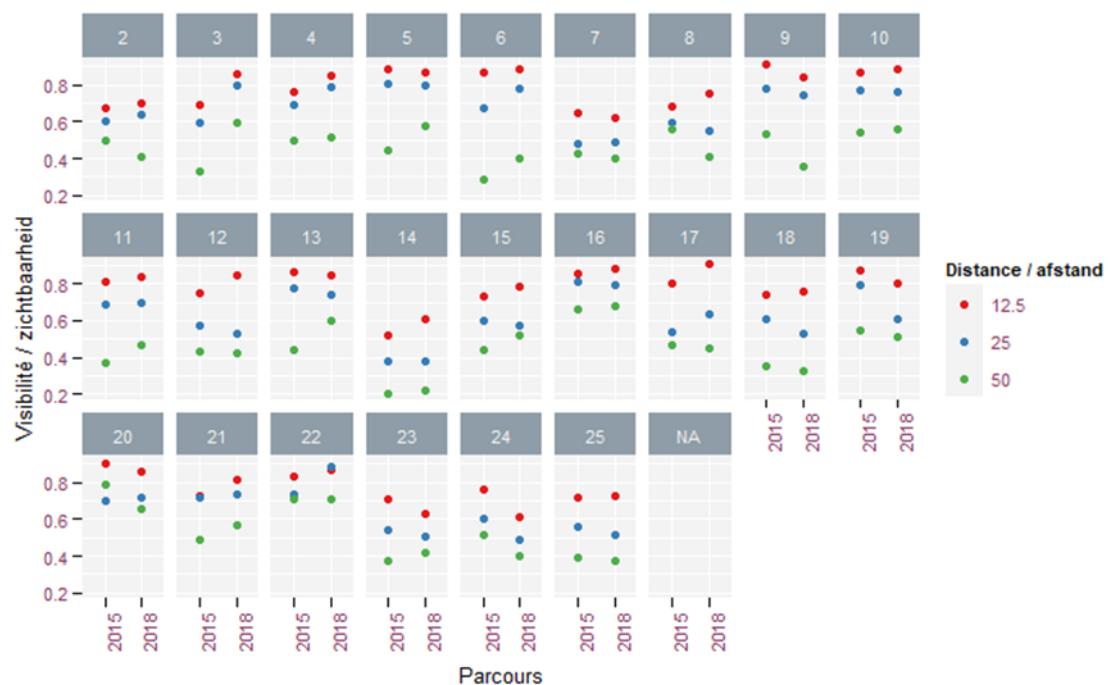


Figure 9: Visibilité comparée (nov 2015 – fév 2018) pour chaque parcours IK en fonction de la distance entre le sentier et le jalon à différentes distances (12.5, 25 et 50 m).



Cette étude réalisée par Quentin Jocqué (2018) dans le cadre de son travail de master a permis de mettre en évidence que, de manière générale, la détectabilité n'a pas été modifiée en 2.5 ans, ce qui nous permet d'assurer une bonne comparabilité entre les IK dans la période 2016-2018 sur le plan de la visibilité liée à l'habitat.



4 ESTIMATION DE LA POPULATION DE CHEVREUILS À L'AIDE DU *DISTANCE SAMPLING*

Rappel de la méthode

Dans la méthode distance sampling, l'hypothèse de départ est que la probabilité de détecter un animal diminue en fonction de la distance entre l'observateur et l'animal (Buckland *et al.*, 2001). Pour chaque animal observé, la distance perpendiculaire entre l'animal et le parcours à effectuer par l'observateur est mesurée. De là, il est possible de déterminer une fonction de détection (la probabilité d'observer un animal en fonction de la distance d'observation) propre au territoire étudié. L'utilisation de cette courbe permet de mesurer une densité de population en estimant la proportion d'animaux qui ne serait pas détectée.

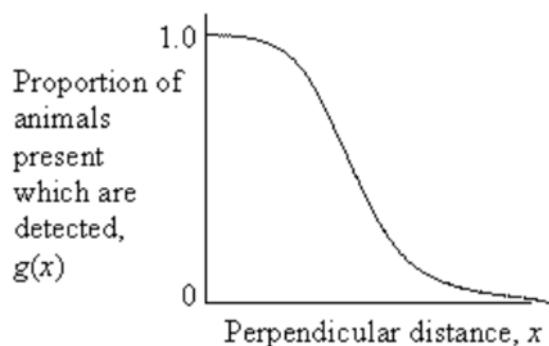


Figure 10: Fonction de détection théorique, plus la distance d'observation augmente plus la probabilité de détecter un groupe de chevreuils diminue.

4.1 MATÉRIEL ET MÉTHODES

En mars 2018, une partie des observateurs étaient équipés de télémètres, instruments de mesure de la distance entre l'observateur et la cible. Tous n'ont pu l'être puisqu'il était impossible d'équiper simultanément les 24 observateurs. Or disposer d'une mesure de distance fiable est une des conditions d'application de cette méthode. Contrairement à l'approche normale, nous avons utilisé ici la distance directe entre l'observateur et l'animal et non la distance perpendiculaire.



4.2 RÉSULTATS

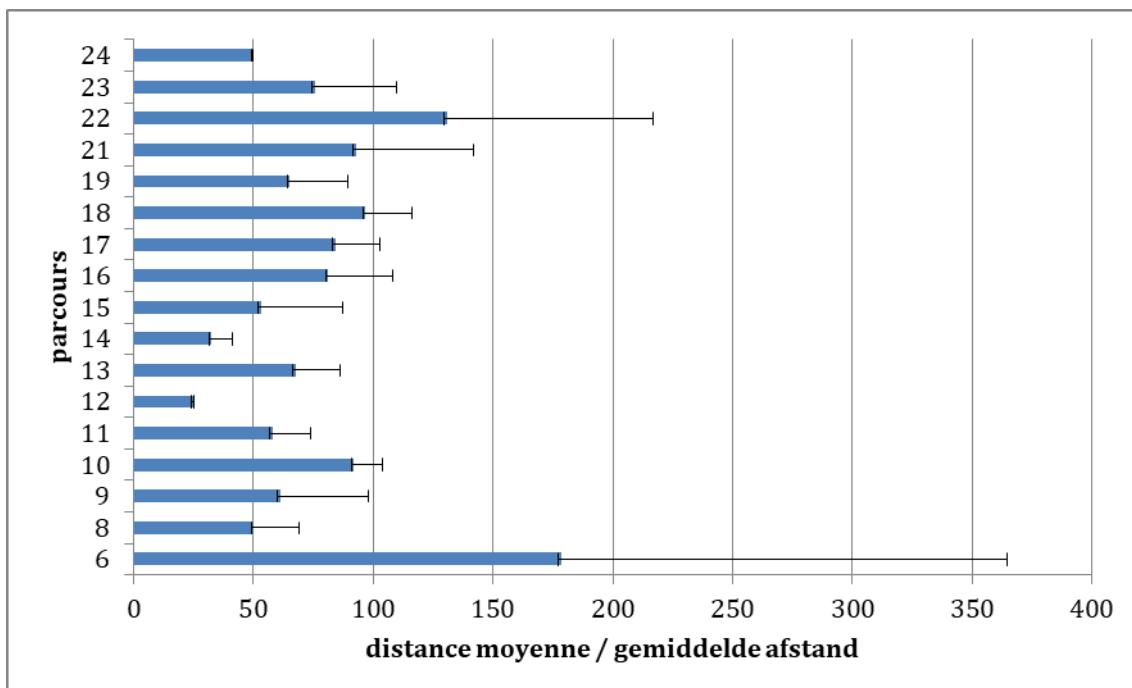


Figure 11: Distances moyennes (et déviations standards) mesurées entre chaque contact (groupe de chevreuils) et l'observateur.

Hors observations extrêmes, la distance moyenne d'observation d'un groupe de chevreuils est de 67 m, mais cette distance varie d'un parcours à l'autre (figure 11).

4.3 PROBLÈMES RENCONTRÉS

Le nombre de télémètres à disposition n'était pas suffisant pour couvrir les 24 parcours à la fois. De ce fait, des mesures de distance n'ont pas pu être obtenues sur tout le massif. De plus, le nombre de contacts (groupes de chevreuil) n'était pas suffisant pour établir une fonction de détection fiable.

Les distances obtenues jusque-là sont des distances directes entre l'observateur et le chevreuil. Or la méthode impose théoriquement la mesure d'une distance perpendiculaire entre le parcours et le chevreuil. Des tests doivent encore être menés pour évaluer l'ampleur d'une éventuelle erreur d'estimation de la densité en fonction du type de distance mesurée.

La figure 12 indique clairement que l'essentiel des observations est réalisé à une distance comprise entre 40 et 80 m de l'observateur. Le modèle théorique s'attend à ce que la fréquence des observations soit plus élevée à courte distance. L'effet du dérangement lié à l'observateur ou au sentier, ou le temps de réaction de l'observateur, entre le moment où le chevreuil bouge et celui où il le détecte, peuvent expliquer cette fréquence plus élevée des contacts à distance plus élevée qu'attendue. Pour estimer la détectabilité, le logiciel Distance corrige cet effet au niveau des premières classes de distance quand il calcule la fonction de détection (figure 13).



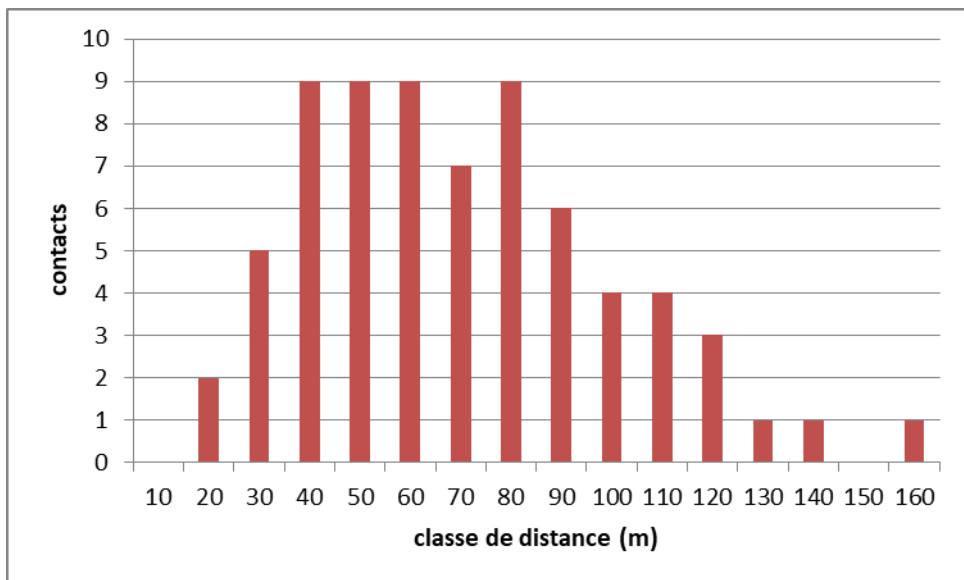


Figure 12: Distribution de la fréquence de l'ensemble des contacts sur tous les parcours échantillonnés en fonction de la distance (classe de 10 m).

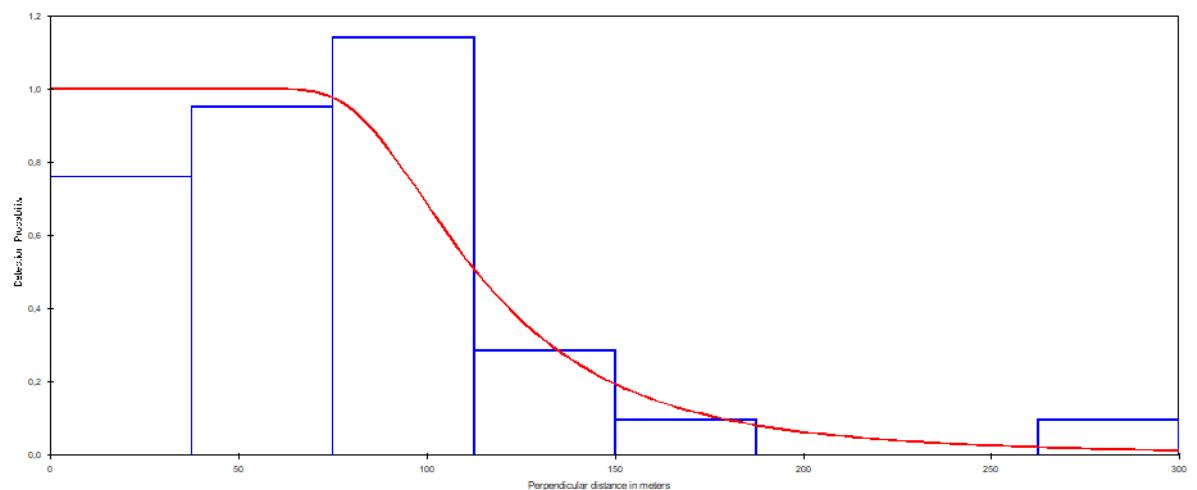


Figure 13: Estimation de la fonction de détectabilité en Distance.

Vu le nombre de questions méthodologiques encore en suspens on a préféré ne pas intégrer les résultats des calculs de densité via le Distance sampling.



5 CONCLUSIONS

Après la baisse de l'indice kilométrique mise en évidence en 2014, 2015 et 2016, il semble que la population se soit stabilisée à un niveau plus bas qu'avant 2013. Alors que l'IK moyen au cours de la période 2008-2013 a fluctué autour de 1 chevreuil/km, l'indice n'a jamais dépassé 0,75 depuis 2014. Depuis 2017, l'IK est passé sous la barre des 0,6.

En 2016 on évoquait sur base de ces résultats le possible recul de la population de chevreuils en forêt de Soignes. Cela vaut sûrement la peine de tenter d'identifier toutes les causes possibles pour expliquer ce recul et de collecter toutes les données nécessaires pour explorer toutes les hypothèses afin de pouvoir, à terme, apporter une réponse claire. Des exemples d'informations qui nous manquent sont : les collisions routières, le braconnage, la condition physique des chevreuils, la pression récréative, la présence d'autres ongulés, etc. Toutefois, dans le cadre du monitoring mis en place, la collecte et l'analyse de ces informations n'est pour l'instant pas prévue.

Une enquête auprès des recenseurs en 2015 mettait en évidence un sentiment général d'une baisse de détectabilité pouvant expliquer totalement ou partiellement la baisse de l'IK. Pour écarter la possibilité qu'une diminution apparente de la population soit un artefact d'une diminution généralisée de la visibilité en forêt, il nous a semblé important de la documenter le long des parcours IK. Ce qui a été réalisé lors des hivers 2015-2016 et 2017-2018 et a permis de démontrer qu'aucun changement significatif n'a eu lieu dans cet intervalle. Ce résultat est assez logique étant donné la courte période entre les deux mesures et l'absence d'événements qui pourraient soudainement modifier la visibilité (p. ex., dommages causés par les tempêtes, incendie naturel ou coupes extraordinaires). Des variations dans la visibilité en forêt en raison de changements dans la végétation se produisent de manière progressive, tant qu'il n'y a pas de calamités, avec des effets marqués seulement sur le long terme.



Referenties

- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L.M., Borchers, D.L. and Thomas, L. (2001). Introduction to Distance Sampling, Estimating abundance of biological populations. Oxford. University Press, 432 pp.
- Casaer J. 2003. Analysing roe deer habitat selection: methodological problems and possible solutions. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven. 197 pp.
- Casaer J. & Malengreaux, C., Studie ter voorbereiding van het monitoren van de reewildpopulatiegrootte in Zoniën Overzicht van bestaande methoden en hun toepasbaarheid in Zoniën Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2008.26, Brussel. 40 pp.
- Huysentruyt, F., Malengreaux, C., Vercammen, J., Casaer, J. & Licoppe, A. 2015. Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud /Mission d'appui pour le recensement du chevreuil dans le massif sonien: Jaarlijks rapport / Rapport annuel, Periode / Période de référence: 2008-2015. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 29 pp.
- Huysentruyt, F., Vercammen, J., Malengreaux, C., Licoppe, A. & Casaer, J. 2017. Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud/Mission d'appui pour le recensement du chevreuil dans le massif sonien: Jaarlijks rapport / Rapport annuel, Periode / Période de référence: 2008-2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 34 pp.
- Jocque, Q., 2018. Suivi d'une population de chevreuils (*Capreolus capreolus*) non-chassée : cas de la forest de Soignes. Travail de fin d'étude. ULG- Gembloux.
- Malengreaux C., Casaer J. 2008. Mission d'appui pour la mise en place d'un recensement chevreuil dans le massif sonien. Mission d'appui financée par l'IBGE et confiée à l'asbl Wildlife& Man : 2008. 42 pp. <http://wildlifeandman.be/docs/Mission-appui-pour-la-mise-en-place-recensement-chevreuil-dans-massif-sonien.pdf>
- Sibille S. 2016. Contribution à l'évaluation de la population de chevreuils en Forêt de Soignes: mesure de la détectabilité des parcours d'indice kilométrique d'abondance. Travail de fin d'études en vue de l'obtention du titre de bachelier en agronomie. Haute Ecole de la Province du Hainaut – Condorcet 60 pp.
- Vercammen J., Huysentruyt F., Casaer J. 2011. Reewildtellingen: Overzicht van de resultaten uit de verschillende gebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: 211(45). 45 pp.

