



Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud

Jaarlijks rapport - Referentieperiode: 2008 - 2023

Lynn Pallemarts, Niko Boone, Sander Devisscher, Frank Huysentruyt, Alain
Licoppe, Céline Malengreaux, Jan Vercammen, Jim Casaer

September 2023

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS



bruxelles
environnement
leefmilieu
brussel
.brussels



Wallonie

SPW

Service public de Wallonie

Auteurs:

Lynn Pallemmaerts , Niko Boone , Sander Devisscher , Frank Huysentruyt , Alain Licoppe ,
Céline Malengreaux, Jan Vercammen, Jim Casaer 

Reviewers:

Patrick Huvenne, Stéphane Vanwijnsberghe, Damien Bauwens

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

Vestiging:

INBO Brussel
Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

lynn.pallemmaerts@inbo.be

Wijze van citeren:

Pallemmaerts, L., et. al. (2023). Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud. Jaarlijks rapport - referentieperiode: 2008-2023. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (41). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.97794585

D/2023/3241/334**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (41)**

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Reeën in het Zoniënwoud. Foto door Jan Vercammen.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in samenwerking met:

Département de l'Etude du milieu naturel et agricole – DEMNA
Service Publique de Wallonie - SPW
Avenue Maréchal Juin 23
5030 Gembloux



ONDERSTEUNINGSPROJECT BIJ DE UITVOERING VAN
DE REEMONITORING IN HET ZONIËNWOUd

Jaarlijks rapport - referentieperiode: 2008-2023

Lynn Pallemmaerts, Niko Boone, Sander Devisscher, Frank Huysentruyt, Alain Licoppe, Céline Malengreaux, Jan Vercammen, Jim Casaer

10.21436/inbor.97794585

Dankwoord

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).

Inhoudsopgave

Dankwoord	1
Inhoudsopgave	2
1 Inleiding	3
2 De kilometerindex (KI) in het Zoniënwoud	4
2.1 Methodologie	4
3 Resultaten	6
3.1 Aantal kilometer parcours afgelegd	6
3.2 Maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën per jaar	6
3.3 Evolutie van de kilometerindex van 2008 tot 2023	8
3.4 Evolutie van de kilometerindex per parcours in 2023	8
3.5 Duur van de tellingen	10
3.6 Oorzaken van de daling in het aantal reeën waargenomen per jaar sinds 2014	11
3.6.1 Lager aantal reeën	11
3.6.2 Verandering van de zichtbaarheid op de trajecten	13
3.7 Stabilisatie van het aantal waargenomen reeën	14
4 Schatting van de reepopulatie met behulp van <i>distance sampling</i> en opvolging van de waarnemingsafstanden	15
4.1 Inleiding	15
4.2 Methode	15
4.3 Resultaten	15
4.4 Discussie	18
5 Conclusies	19
Referenties	21
A Bijlage	23
B Projectvoorstellen	24
C Stressbepaling bij <i>Capreolus capreolus</i>	26
C.1 Fysiologie et mesure du stress	26
C.2 Rappel sur l'axe hypothalamo-hypophysaire et la production de glucocorticoïdes	26
C.3 Méthodes de mesure non invasives	26
C.4 Biais de mesure	27
C.5 Protocoles	27

1 INLEIDING

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

Om een zicht te krijgen op de evolutie van de reepopulatie in het volledige Zoniënwoud, dus over de drie gewesten heen, voeren het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), Leefmilieu Brussel (BIM) en Service Public de Wallonie (DNF en DEMNA; SPW) sinds 2008 jaarlijks systematische tellingen uit in het Zoniënmassief. Tot en met 2020 stond de vzw Wildlife & Man in voor de voorbereidende studies en de jaarlijkse terugkoppelingsmomenten. Sinds 2022 worden de terugkoppelingsmomenten georganiseerd door de Stichting Zoniënwoud.

Het is al lang gekend dat het tellen van het aantal aanwezige reeën in een gebied niet mogelijk of moeilijk haalbaar is. Veranderingen of trends binnen een reepopulatie zijn daarentegen wel op te volgen. 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 2008-2023. Het rapport is een vervolg op gelijkaardige rapporten uit voorgaande jaren.

2 DE KILOMETERINDEX (KI) IN HET ZONIËNWOUd

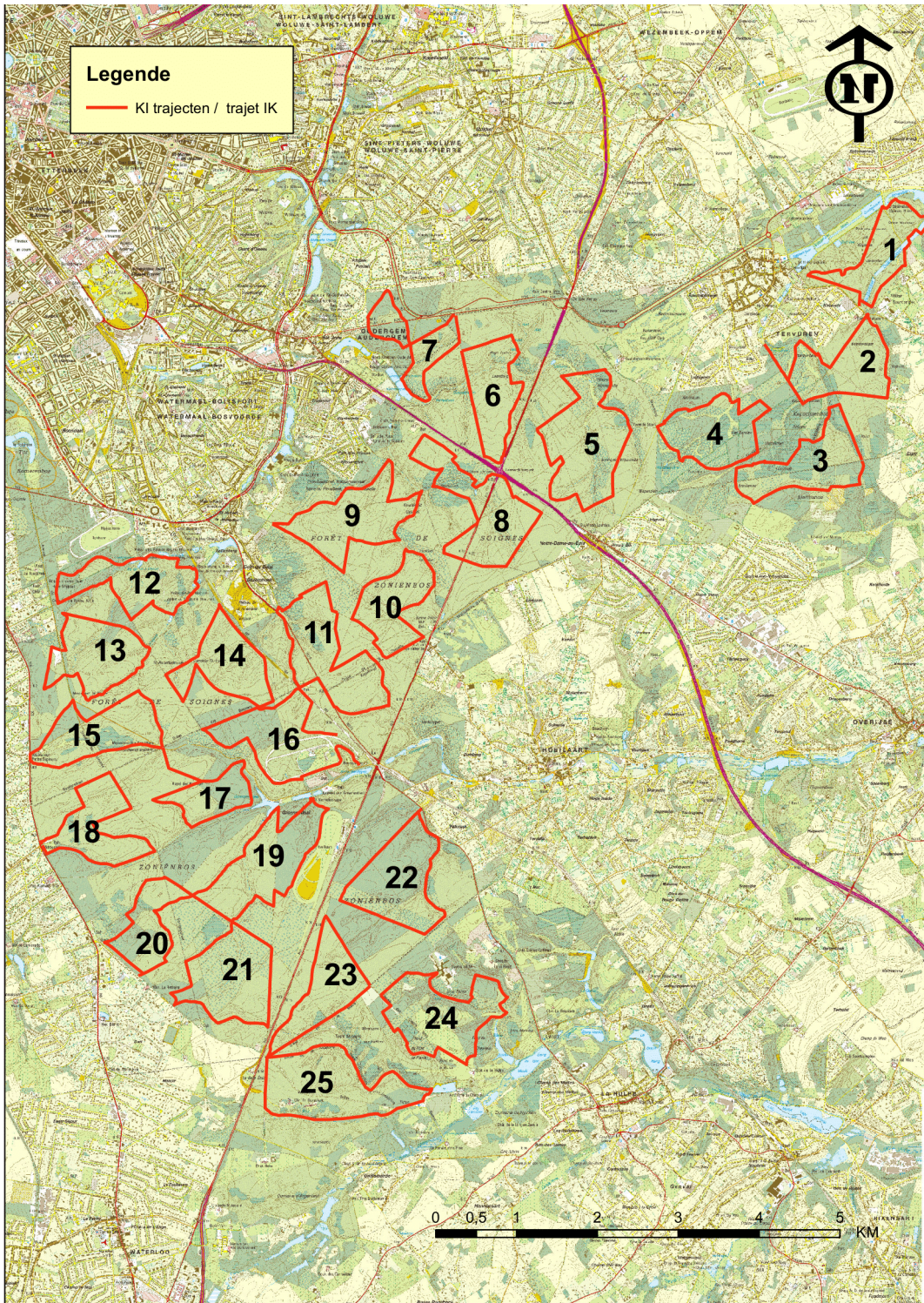
2.1 METHODOLOGIE

Het principe van de kilometerindex bestaat erin jaarlijks een aantal vaste parcours (figuur 2.1) 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. Gedurende elke telsessie worden alle parcours afgestapt. Dat gebeurt bij voorkeur simultaan op dezelfde ochtenden.

Na elke telsessie wordt eerst de kilometerindex per parcours berekend en 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). Vroegere resultaten vind je terug in het rapport 'Reewildtellingen' (Vercammen *et al.*, 2011), de daaropvolgende verslagen op de websites van het INBO (<https://www.vlaanderen.be/inbo>), van het DEMNA (<http://biodiversite.wallonie.be>) en onder de hoofding "Documenten" op de website <http://www.wildlifeandman.be>. Het meest recente rapport kan je ook telkens in digitale vorm terugvinden op de publicatiepagina van de onderzoeksgroep Faunabeheer en Invasieve soorten van het INBO (<https://inbo.github.io/fis-reports>).



Figuur 2.1: 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. De weersomstandigheden bleken immers een zeer grote impact te hebben op het aantal recreanten in de loop van de dag en avond en dus op de mogelijke verstoring voor en gedurende de avondtellingen.

Er wordt één keer per week geteld gedurende vier opeenvolgende weken. Tot en met 2021 waren de 24 telparcours samen 118.4 km lang; in principe werd er dus jaarlijks 473 km afgelegd. In 2022 werden enkele trajecten verkort of verlengd, omdat bepaalde delen ontoegankelijk werden of omdat de paden waren aangepast. Sindsdien zijn de 24 telparcours samen 116.7 km lang er wordt er dus jaarlijks 467 km afgelegd. In 2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2023 werden om uiteenlopende redenen enkele trajecten één of meerdere keren niet geteld. In totaal gaat het om 42 tellingen die niet werden uitgevoerd. Meer dan de helft daarvan (25) was te wijten aan de coronamaatregelen in 2020. In 2023 werden er 450 van de 467 kilometers gewandeld.

Sinds de start van het project werd in het kader van deze populatie-opvolging al 7822 km gewandeld.

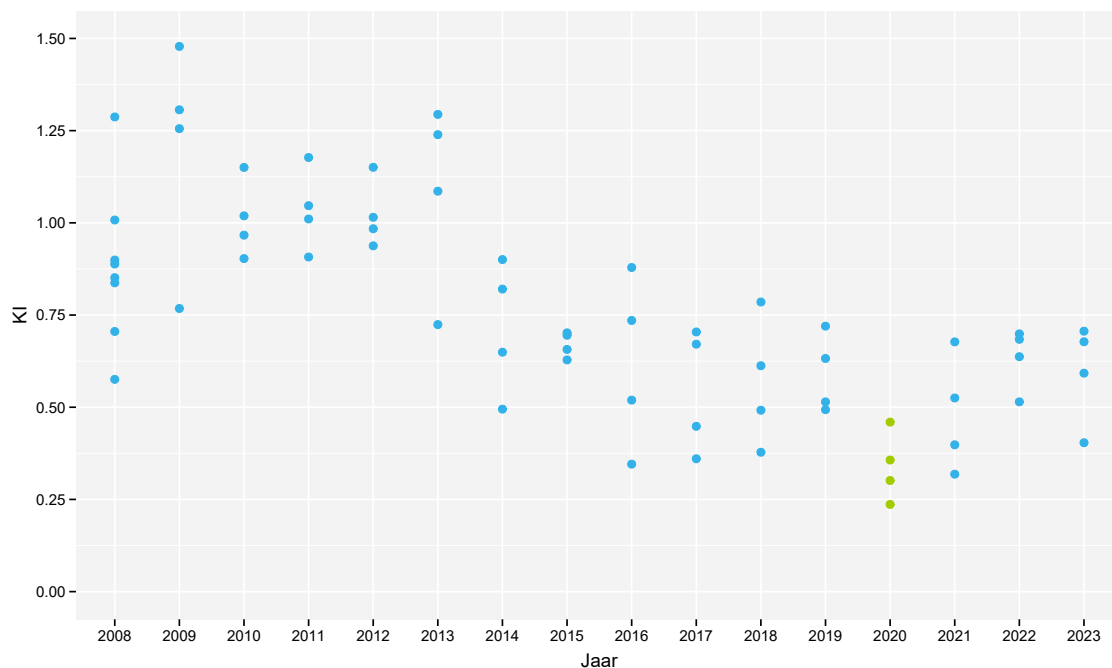
3.2 MAXIMAAL EN MINIMAAL AANTAL WAARGENOMEN REEËN PER JAAR

Tabel 3.1 geeft sinds 2014 per jaar de telsessie aan met het hoogste en deze met het laagste aantal waargenomen reeën (voor oudere waarden verwijzen we naar vorige verslagen en bijlage A.1).

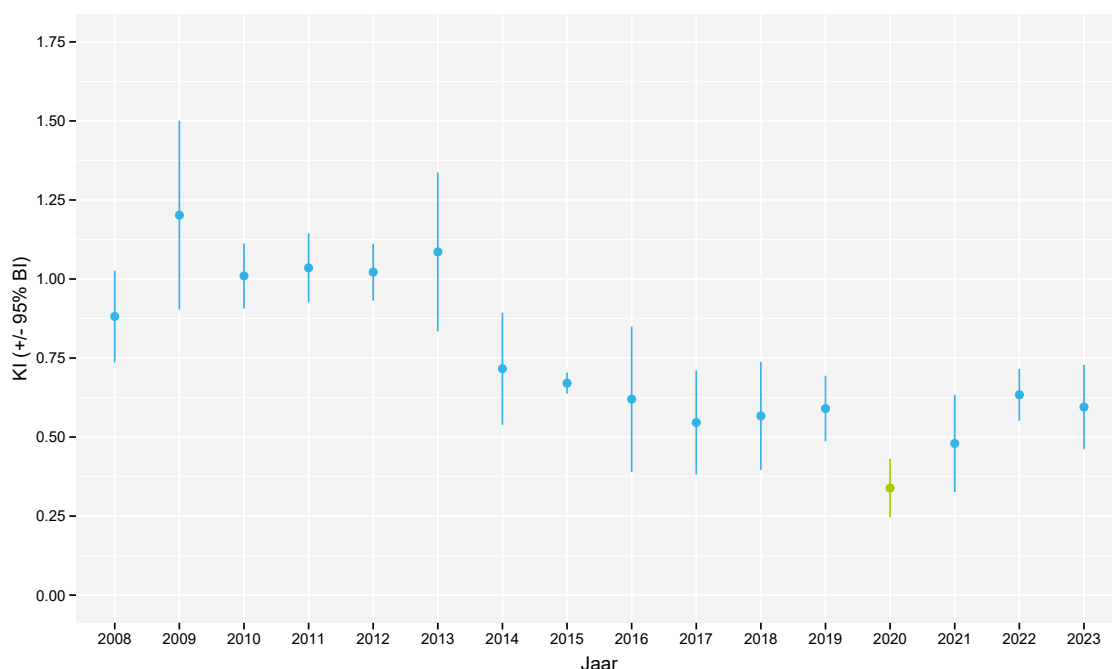
De lage aantallen in 2014, 2015, 2016 en 2017 waren mogelijk het gevolg van respectievelijk mist en zware buien op het moment van de betreffende telling. Door het wegvallen van trajecten en/of tellingen geven deze waarden niet altijd een correct beeld van de toestand. Ze geven enkel een indicatie van de grootteorde van de verschillen doorheen de jaren. Dit is zeker het geval voor het monitoringsjaar 2020, waarbij veel trajecten zijn weggevallen omwille van de geldende coronamaatregelen. In 2023 was het laagste aantal waargenomen reeën in de ochtend van 8 maart te wijten aan de winterse weersomstandigheden (sneeuw; tabel 3.1).

Tabel 3.1: Overzicht van het jaarlijks maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën tijdens een telsessie voor de laatste 10 monitoringsjaren. *De resultaten van 2020 zijn niet representatief door de coronamaatregelen.

Jaar	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020*	2021	2022	2023
Hoogst aantal waargenomen reeën	108	83	93	82	93	88	42	81	83	80
Datum maximum	19/03	04/03	09/03	15/03	13/03	26/03	03/03	24/03	16/03	15/03
Laagst aantal waargenomen reeën	49	74	36	43	45	56	17	34	59	43
Datum minimum	12/03	18/03	02/03	08/03	27/03	19/03	24/03	03/03	02/03	08/03



Figuur 3.1: Kilometerindex per telsessie voor de periode 2008-2023 (in 2008 vonden 8 telsessies plaats, vanaf 2009 werden per jaar 4 telsessies georganiseerd). De resultaten van 2020 worden hier in een andere kleur aangegeven omdat ze niet representatief zijn door de coronamaatregelen.



Figuur 3.2: Overzicht van de gemiddelde kilometerindex per jaar voor de periode 2008-2023. De resultaten van 2020 worden hier in een andere kleur aangegeven omdat ze niet representatief zijn door de coronamaatregelen.

3.3 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX VAN 2008 TOT 2023

De telresultaten van 2023 bevestigen een stabilisatie van de populatie, weliswaar op een lager niveau dan in de periode vóór 2014. Na het opstartjaar 2008 kunnen we duidelijk twee verschillende perioden onderscheiden (figuur 3.1, 3.2). Een eerste periode, van 2009 tot en met 2013, vertoont een relatief stabiel beeld met een gemiddeld aantal van 1.07 waargenomen reeën per gewandelde kilometer. In de tweede periode lag het jaarlijks gemiddelde op 0.6 waargenomen reeën per kilometer (excl. 2020). Het lijkt er dus op dat er na een periode van afnemende aantallen een nieuwe stabiele toestand is bereikt (geen dalende trend meer), zij het wel op een duidelijk lager niveau dan in de periode tot en met 2013.

2020 was door de coronamaatregelen een uitzonderlijk jaar en het lage aantal tellingen bemoeilijkt de vergelijking met andere jaren (zie figuur 3.1). Uit de significant lagere waarde (0.33) konden we dus geen conclusies trekken. **Om deze reden laten we de resultaten van 2020 vanaf hier achterwege voor de volgende analyses.**

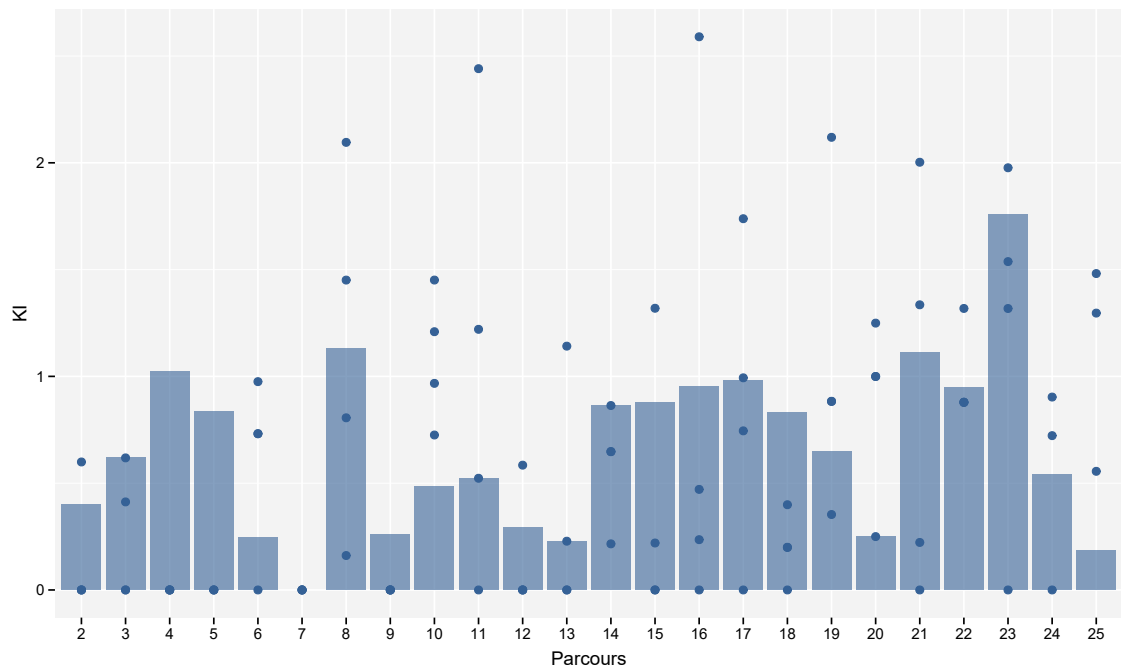
De gemiddelde waarde in 2023 (0.6) ligt opnieuw op een vergelijkbaar niveau als die van de periode 2014-2022 (met uitzondering van 2020; zie figuur 3.2). Dit bevestigt de hypothese dat, in de periode 2014-2023, de populatie reeën op een constant lager niveau blijft.

3.4 EVOLUTIE VAN DE KILOMETERINDEX PER PARCOURS IN 2023

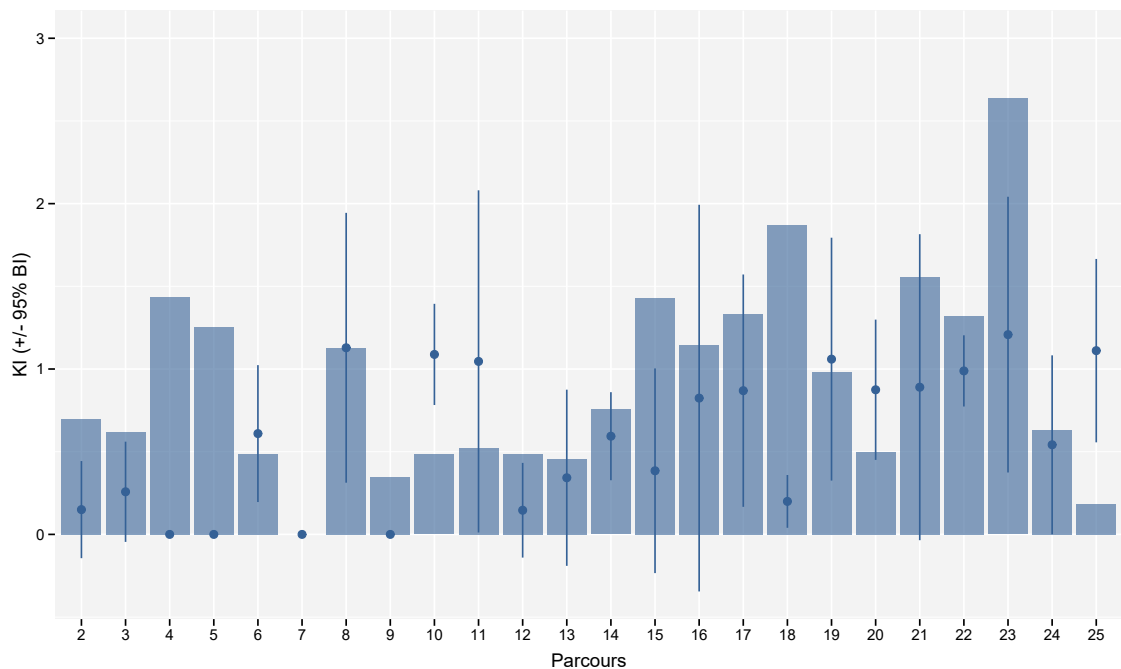
Wanneer we per parcours de tellingen van 2023 vergelijken met de mediaan van de jaren ervoor (2008 - 2022), dan zien we drie fenomenen (figuur 3.3):

1. Bij 4 trajecten is de KI bij alle tellingen van dit jaar lager dan de mediaan van de vorige jaren (parcours 4, 5, 9, 18).
2. Bij 17 trajecten zijn op een of meer teldagen geen reeën waargenomen.
3. Bij 17 trajecten waren er dagen waarop het aantal waargenomen reeën boven de mediaan van de vorige jaren lag (figuur 3.3).

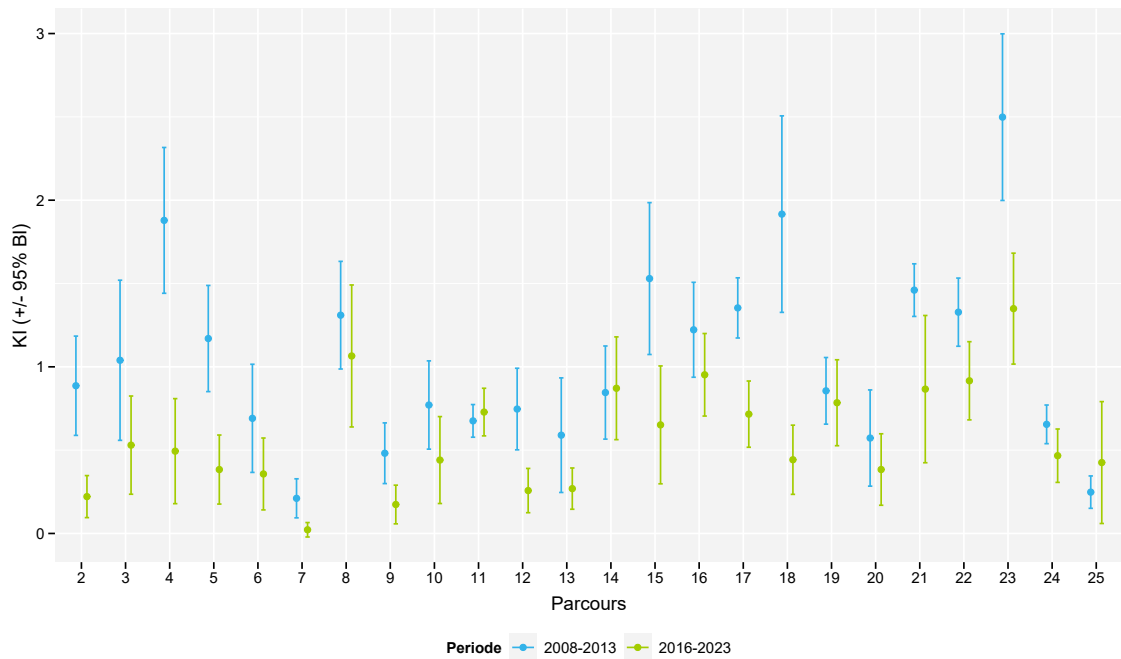
Wanneer we per parcours de gemiddelde KI voor 2023 vergelijken met de mediaan uit de periode van 2008 tot en met 2013, dus vóór de opmerkelijke terugval, dan zien we dat de daling van de KI zich in bijna alle trajecten heeft voorgedaan (figuur 3.4). Enkel in 6 van de 24 trajecten oversteeg het gemiddelde in 2023 de mediaan voor de periode 2008-2013. Bij 10 trajecten ligt het volledige betrouwbaarheidsinterval van de KI van 2023 onder de mediaan voor de periode 2008-2013. Dat wijst voor deze trajecten op een significante daling sinds 2013. Deze trend is ook teurg te vinden indien we voor elk traject de gemiddelde KI berekenen voor de periode vóór (2008-2013) en na de terugval (2016-2023; figuur 3.5).



Figuur 3.3: KI per parcours voor de vier verschillende tellingen in 2023 (bollen) ten opzichte van de mediaan van alle voorgaande jaren (balken; excl. 2020).



Figuur 3.4: Gemiddelde KI per parcours voor de tellingen in 2023 ten opzichte van de mediaan (balken) voor de periode 2008-2013, de periode voor de opmerkelijke terugval.



Figuur 3.5: Gemiddelde KI per parcours voor de periode voor de opmerkelijke terugval (2008-2013) en na de terugval (2016 tot nu). De terugval zelf (2014-2015) wordt hier niet getoond.

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 3.2). In 2023 was de kortste tijd waarbinnen een telling werd uitgevoerd 1 u en 0 minuten, de langste 2 u en 30 minuten. Dit jaar werden, op een totaal van 91 trajecten waarvoor de duur van uitvoering gekend was, 17 te snel afgelegd en 23 eerder te traag. Zeker voor wat betreft de tellingen die te snel werden uitgevoerd, blijft dit een aandachtspunt. Daar bestaat het risico dat aanwezige reeën niet worden waargenomen. Het is dus van belang dat de minimumduur van 1 u en 30 minuten wordt gerespecteerd.

Tabel 3.2: Gemiddelde duur van een telling per teljaar.

Jaar	Gemiddelde duur (u)
2008	01:39
2009	01:30
2010	01:30
2011	01:27
2012	01:30
2013	01:30
2014	01:32
2015	01:33
2016	01:35
2017	01:32
2018	01:35
2019	01:33
2020	01:35
2021	01:35
2022	01:37
2023	01:36

3.6 OORZAKEN VAN DE DALING IN HET AANTAL REEËN WAARGENOMEN PER JAAR SINDS 2014

De lagere aantallen **waargenomen** reeën sinds 2014 kunnen zowel het gevolg zijn van een effectief lager aantal reeën, als 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 een lager aantal waargenomen reeën per kilometer dat het aantal reeën in het Zoniënwoud effectief afneemt. Mogelijke oorzaken daarvan zijn lagere voortplanting, hogere emigratie en/of hogere mortaliteit.

We beschikken niet over de nodige gegevens om de hypothesen van lagere geboortecijfers (aantal embryo's per drachtige geit en het aandeel drachtige geiten) of plotse sterke emigratie te kunnen onderzoeken. Een manier om data te verzamelen over de reproductie zou zijn om cameravallen doorheen het Zoniënmassief te gebruiken en de proportie reekitsen ten opzichte van reegeiten te berekenen, tijdens een periode waar deze gemakkelijk onderscheidbaar zijn. Deze berekening, die een maat is voor de reproductie, zou vervolgens vergeleken kunnen worden met andere studiegebieden waar het menselijke activiteitsniveau lager is.

Omdat in het Zoniënwoud geen jacht plaatsvindt, zou een hogere mortaliteit veroorzaakt kunnen worden door een toename van predatie, aanvallen door loslopende honden, verkeersslachtoffers of ziektes. De data omtrent het aantal dode of gewonde dieren gevonden in het Zoniënwoud wordt verzameld door de drie regio's, maar deze zijn niet volledig.

We beschikken niet over populatiegegevens van mogelijke predatoren in en rond het Zoniënwoud. De belangrijkste predator van reeën in het Zoniëcomplex is de vos (*Vulpes vulpes*), die zich specialiseert op reekitsen. Een recent rapport wijst op een stabiele populatie van vossen in België sinds 2000 (Mayaux, 2023), waardoor de daling van het aantal reeën in het Zoniënwoud moeilijk aan deze predator toege-



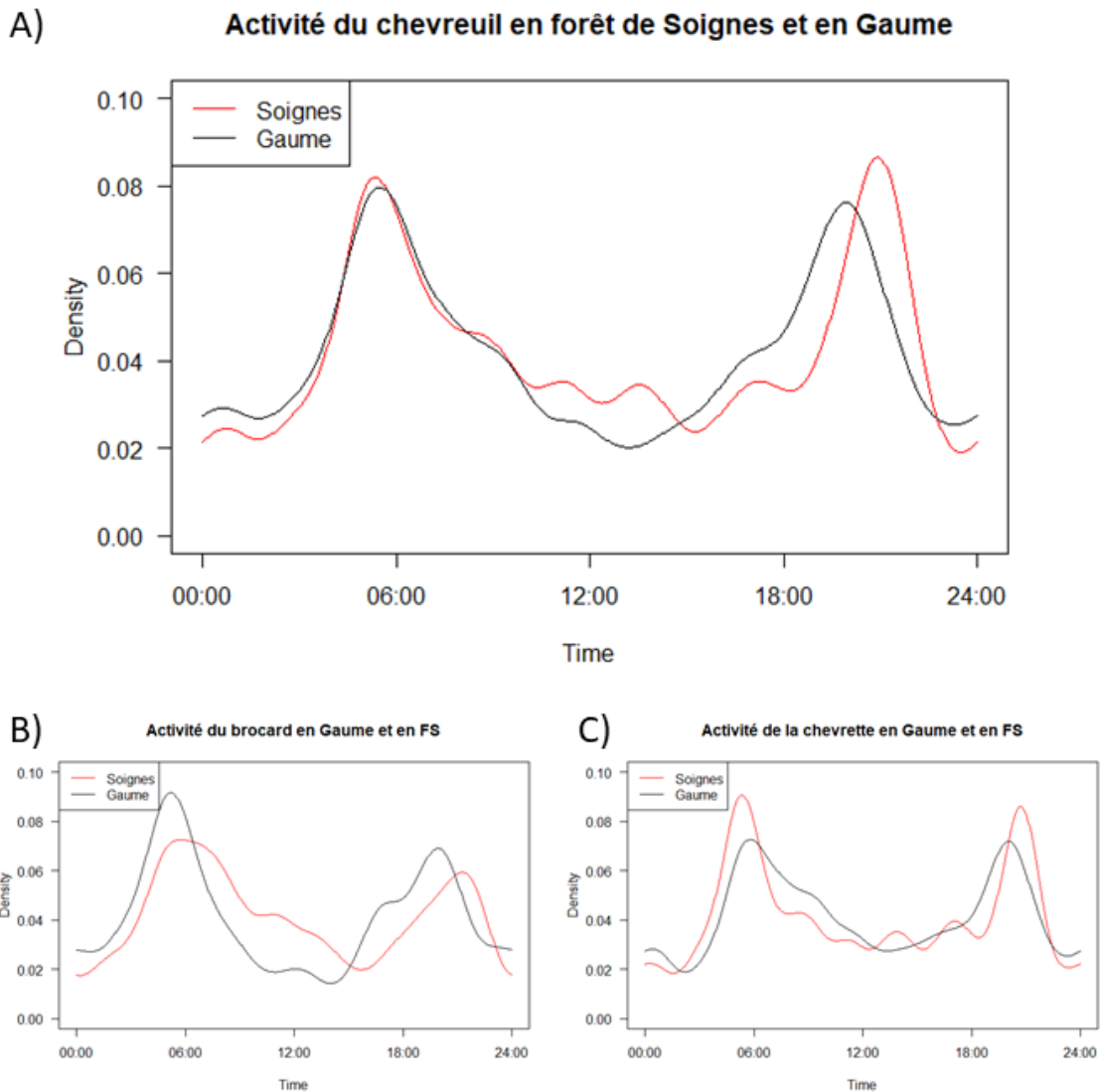
schreven kan worden. De data verzameld voor Globen (2023) aan de hand van cameravallen tonen gelijkaardige Relative Abundance Index (RAI; O'Brien (2011)) waarden voor de vos in het Zoniënwoud (met een reeënpopulatie die is afgenomen maar sindsdien stabiel is) et de Gaume (Vanwijnsberghe, 2023). Predatoren van volwassen reeën zijn niet aanwezig in het Zoniënwoud; enkel loslopende honden vormen hier een risico (Vanwijnsberghe, 2023). Het aantal dood teruggevonden reeën, waarvan honden als de doodsoorzaak bevestigd konden worden, is terug te vinden in tabel 3.3. Deze data zijn niet volledig, maar over het algemeen melden de boswachters een sterke toename sinds de lockdown van 2020.

Tabel 3.3: Overzicht van het aantal reeën dat jaarlijks dood teruggevonden werd in het Zoniënwoud (per regio), waarvan honden als de doodsoorzaak geïdentificeerd konden worden. * Waarvan één direct overlijden en zeven mogelijke indirecte overlijdens na verstoring. ** De aantallen voor Vlaanderen zijn niet volledig, omdat er voor een deel van het Vlaamse gebied van het Zoniënwoud geen cijfers beschikbaar zijn.

Gewest	Aantal reeën gedood in 2019	Aantal reeën gedood in 2020	Aantal reeën gedood in 2021	Aantal reeën gedood in 2022
Brussel	2	7	15	8*
Vlaanderen	Onbekend	Onbekend	10	1**
Wallonië	Onbekend	Onbekend	9	2

Daarnaast moet vermeld worden dat er sinds 2013 veel inspanningen zijn gedaan om het aantal verkeersslachtoffers in en rond het Zoniënwoud te doen dalen. Dit gebeurde via het Life+ OZON project, dat tussen 2013 en 2018 de aanleg van een ecodeuct te Groenendaal, ecotunnels en ecorasters gerealiseerd zag. De monitoring van dit project concludeerde dat het aantal verkeersslachtoffers (verschillende soorten, inclusief reeën) is afgenomen ten opzichte van meldingen voor de aanleg van de eco-infrastructuur (Feys et al., 2020). Het lijkt daarom onwaarschijnlijk dat de reeënpopulatie in het Zoniënwoud sinds 2014 is afgenomen door een hogere mortaliteit in het verkeer. Het verminderen van het aantal verkeersslachtoffers kan potentieel een rol hebben gespeeld in de stabilisatie van de populatie. Verder onderzoek naar deze hypothese is echter buiten de scope van dit rapport.

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. Dit is aangetoond aan de hand van een analyse van het activiteitenpatroon tussen 1 mei en 30 juni in twee bosmassieven met verschillende recreatiedrukken: enerzijds een voorstedelijk woud (Zoniënwoud) en anderzijds een woud volledig afgesloten voor menselijke activiteiten voor sanitaire redenen (wouden van de Gaume, Afrikaanse Varkenspest crisis; Globen (2023)). De reeën van het Zoniënwoud vertonen een verschuiving van de schemeringsactiviteitspiek in vergelijking met die van de Gaume, wat veroorzaakt kan worden door menselijke activiteiten (figuur 3.6A; Globen (2023)). Om dit fenomeen beter te bestuderen, zou het nuttig zijn om de evolutie na te gaan 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 niet voorzien, maar het uitbreiden en standaardiseren van het cameravalnetwerk in het Zoniënwoud zou voor deze onderzoeksvraag een belangrijke stap zijn. Dit kan dan gecombineerd worden met wandeltellers op verschillende paden (cf. De Zutter (2022)) om de recreatiedruk in het Zoniënwoud te bepalen.



Figuur 3.6: Vergelijkende activiteitspatronen voor reeën in het Zoniënwoud (FS) en in de Gaume. A) Voor alle reeën. B) Voor bokken. C) Voor geiten. Bron: Globen (2023).

3.6.2 Verandering van de zichtbaarheid op de trajecten

In een bos dat niet onderhevig is aan sterke veranderingen in beheer of andere externe factoren, wordt in theorie de vermindering in zichtbaarheid op sommige trajecten 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 werden.

De laatste paar jaren is er sprake van bosverjonging doorheen het Zoniënwoud, die de zichtbaarheid potentieel parten kan spelen. In dit project is echter geen monitoring voorzien om deze veranderingen te kwantificeren over de tijd. In de reeëntelperiode 2008-2015 zijn er geen metingen uitgevoerd zijn om eventuele veranderingen in de zichtbaarheid aan te tonen. Het is dus niet mogelijk het potentiële effect ervan in te schatten vóór de afname van 2013. Om toch te proberen hier een idee van te krijgen, voerden we in 2015 (dus al na de sterke afname) een bevraging uit bij alle tellers. Het resultaat daarvan is besproken in het opvolgingsrapport van 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 hiervoor Boone *et al.* (2020)). Een bijkomende mogelijkheid om de verandering in zichtbaarheid na te gaan, is de vergelijking van de resultaten van zichtbaarheidsmetingen (lees: gemiddelde waarnemingsafstand) doorheen de jaren te maken (zie 4 en 4.1).

3.7 STABILISATIE VAN HET HET AANTAL WAARGENOMEN REEËN

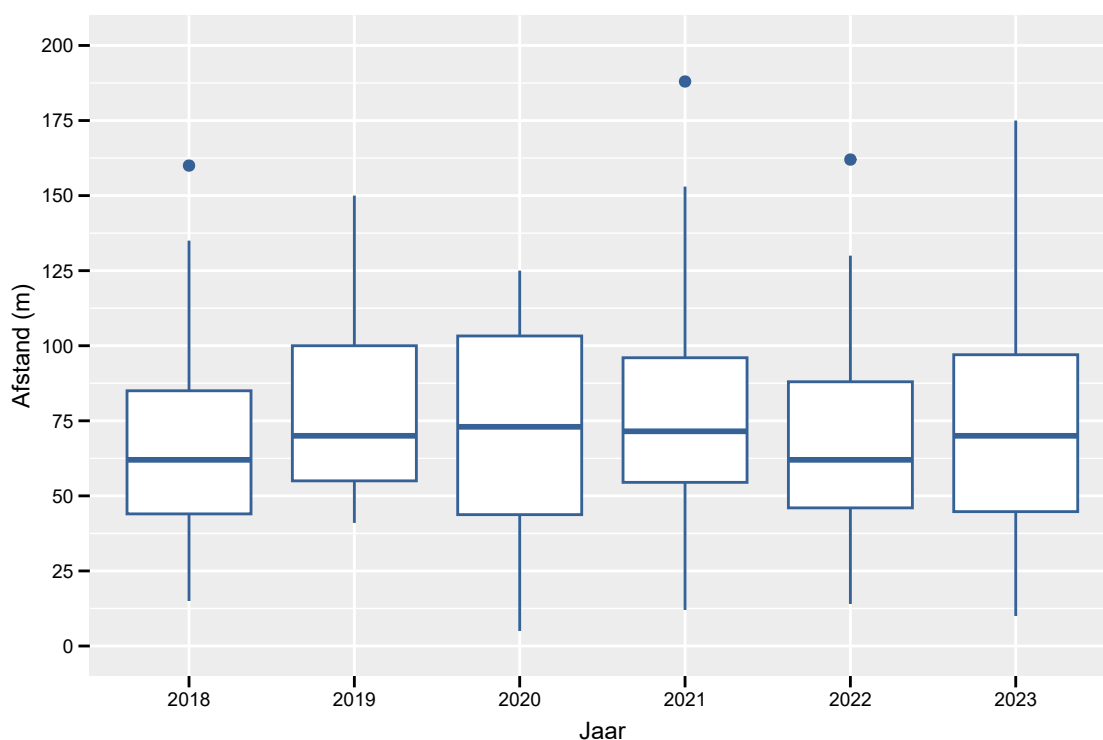
Aangezien er ten tijde van de daling van de waarnemingen geen grote aanpassingen in het beheer van het Zoniënwoud waren en dus de daling moeilijk kan toegeschreven worden aan een afname in zichtbaarheid (zie ook tabel 4.1), is het waarschijnlijk dat de populatie reeën in het Zoniënwoud effectief is afgenomen sinds 2014.

Als we de resultaten van 2020 achterwege laten, kunnen we stellen dat de KI zich sinds 2014 heeft gestabiliseerd, welsiwaar op een lager niveau dan in de periode tussen 2008 en 2013. Dit wijst erop dat de populatie reeën binnen het Zoniënwoud, over de drie gewesten heen, zich nu op een lager niveau gestabiliseerd heeft (figuur 3.2).

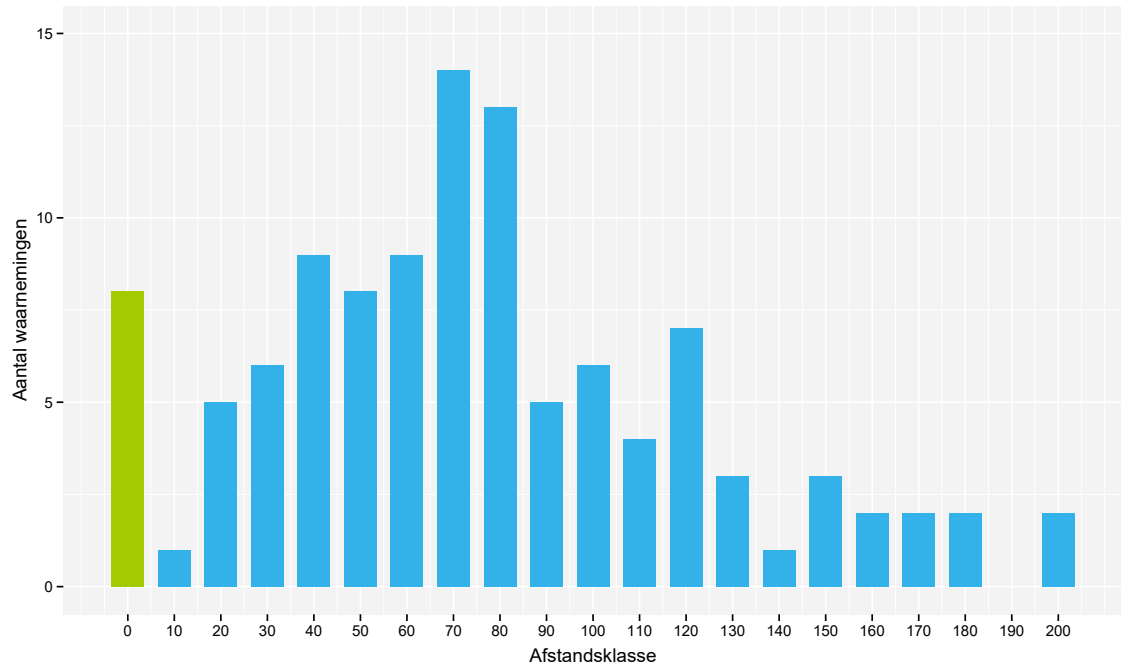
uitgevoerde metingen. Wanneer we voor 2023 de gemiddelde waarden per gemeten parcours vergelijken, valt wel op dat de gemiddelde waarnemingsafstand tussen trajecten sterk kan verschillen (Figuur 4.4).

Tabel 4.1: Overzicht per jaar van de gemiddelde gemeten afstand (<200m) tussen waarnemer en het waargenomen dier.

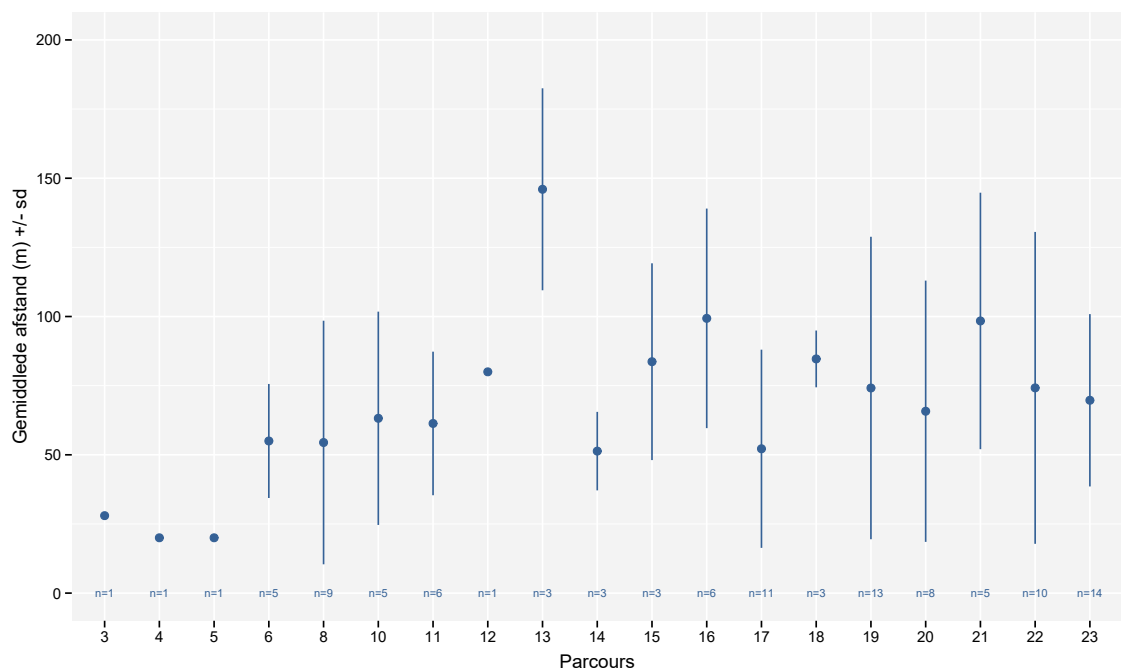
Jaar	Aantal trajecten	Aantal waarnemingen	Gemiddelde afstand (m)	Standaarddeviatie afstand (m)
2018	17	71	65.3	32.3
2019	8	38	79.5	33.8
2020	9	24	72.7	34.8
2021	11	64	69.5	40.6
2022	21	140	65.6	30.2
2023	19	108	70.0	43.0



Figuur 4.2: Verdeling van de waarnemingsafstanden doorheen de jaren (blauwe horizontale streep: mediaan; witte rechthoeken: 2e en 3e kwartiel; staarten: 1e en 4e kwartiel; stippen: uitlopers).



Figuur 4.3: Verdeling van het aantal waarnemingen per waarnemingsafstand, ingedeeld in klassen van 10 m, voor het monitoringsjaar 2023. De afstanden die als nul genoteerd worden (eerste balk), komen overeen met reeën die op het pad van het parcours zelf werden gezien.

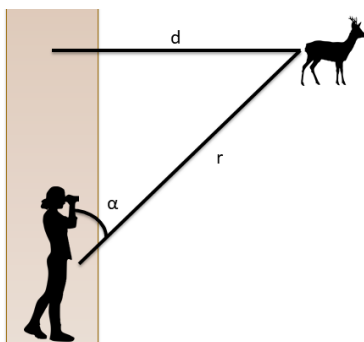


Figuur 4.4: Afstand tussen de waarnemer/teller en een ree/groep reeën, per telparcours in 2023. Op de trajecten in Wallonië (24 en 25) waren er geen afstandsmeters voorhanden. Onder elk punt wordt aangegeven hoeveel waarnemingen met afstandsbepaling er op het traject plaatsvonden.

4.4 DISCUSSIE

We beschikken over onvoldoende afstandsmeters om op alle telparcours tegelijk metingen uit te voeren. De metingen gebeurden niet op de twee trajecten in Wallonië.

Ook zijn de gemeten afstanden de directe afstanden (r op figuur 4.5) tussen de waarnemer/teller en de ree. *Distance sampling* vereist echter het gebruik van de loodrechte afstand (d op figuur 4.5) en dus van een hoek (α op figuur 4.5) tussen het telparcours en het dier. Om deze te bepalen is er een kompas per parcours nodig. Er moet verder onderzocht worden of en hoe het gebruik van de directe afstand, in plaats van de loodrechte afstand, de densiteitsschatting beïnvloedt.



Figuur 4.5: Nodige parameters voor distance sampling.

Figuur 4.3 toont dat de meeste waarnemingen plaatsvonden op een afstand tussen 40 en 90 m. Op basis van het theoretische model zou je echter verwachten dat het maximum aantal waarnemingen vlak bij of op het teltraject gebeuren (figuur 4.1). De verstoring door de waarnemer, die kan zorgen voor een verplaatsing van de ree vóór de waarnemingsafstand bepaald kan worden, alsook de reactietijd van de waarnemer, kunnen verklaren dat er meer reeën gezien werden op grotere afstand dan verwacht. Het softwarepakket *Distance* corrigeert hier echter voor wanneer het de detectiefunctie inschat.

Door de vele methodologische vragen en problemen werd beslist de berekeningen van de reedensiteit op basis van *distance sampling* niet uit te voeren. De gemeten afstanden kunnen echter wel gebruikt worden om de trend in zichtbaarheid in het boscomplex op te volgen. De onveranderde spreiding van de waarnemingsafstanden sinds het begin van de metingen (figuur 4.2) duidt op een onveranderde zichtbaarheid sinds 2018.

Indien men de effectieve densiteit en populatiegrootte binnen het Zoniëncomplex wilt berekenen, zijn er twee opties. Enerzijds kunnen we het huidige protocol verderzetten, maar dan moet er sterker ingezet worden op het gebruik van de afstandsmeters doorheen het hele studiegebied, alsook het gebruik van kompassen. Als alternatief kan er ook hier ingezet worden op cameravallen. Aan de hand van een nieuw protocol, beschreven in ENETWILD-consortium *et al.* (2023), kunnen cameravalfoto's gebruikt worden om densiteiten te berekenen via het *Random Encounter Model* (REM; Rowcliffe *et al.* (2008)). Dit protocol werd in heel Europa uitgetest en vertoonde goede resultaten, onder andere voor de ree (ENETWILD-consortium *et al.*, 2023).

De mogelijke negatieve impact van het verkeer lijkt minder waarschijnlijk gezien de maatregelen die genomen zijn in het kader van het Life+ OZON project. Ook stroperij lijkt weinig waarschijnlijk als een doorslaggevende oorzaak. Deze beide pistes zijn dan ook minder prioritair als onderzoekspistes.

In het kader van Globen (2023) werd gedurende twee maanden cameravalonderzoek uitgevoerd op het Brusselse gedeelte van het Zoniënwoud. De verzamelde data en resultaten tonen duidelijk aan dat dit soort onderzoek op termijn belangrijke informatie kan opleveren die complementair is aan de informatie die we bekomen uit de jaarlijkse KI. Naast de trend in reepopulaties kunnen aan de hand van cameravallen immers ook trends in de aanwezigheid en verspreiding van vos en everzwijn in kaart gebracht worden én vergeleken worden met andere gebieden waar cameravalonderzoek plaatsvindt (zie hoger).

Voor de toekomst, parallel met de KI, zou bijkomende informatie over de toestand (bv. reproductie, bio-indicatoren) van de reeën in het Zoniënwoud verzameld kunnen worden op basis van afschotgegevens van de reeën geschoten in jachtgebieden rondom het Zoniëncorpus. Voor het Vlaamse gewest is voor elk geschoten ree en everzwijn immers een meldingsformulier ingevuld en digitaal beschikbaar via het E-loket van ANB. Verder zou het nuttig zijn om het huidige cameravallenennetwerk uit te breiden en te standaardiseren over het volledige massief. Dit laat toe om de populatie verder op te volgen aan de hand van verschillende veelbelovende toepassingen van cameravallen, zoals RAI en REM. Het laat ook toe om andere soorten van belang te bestuderen, zoals het everzwijn, de vos en de das (*Meles meles*). Op deze manier verzamelen we een bredere waaier aan informatie die ons zou toelaten de oorzaken te bepalen van eventuele toekomstige fluctuaties van de populatie reeën in het Zoniënwoud.

- Möstl E. & Palme R. (2002). Hormones as indicators of stress. *Domestic animal endocrinology* 23 (1–2): 67–74.
- Moya D., Schwartzkopf-Genswein K. & Veira D. (2013). Standardization of a non-invasive methodology to measure cortisol in hair of beef cattle. *Livestock Science* 158 (1–3): 138–144.
- O’Brien T.G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses* 71–96.
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T. & Carbone C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 1228–1236.
- Vanwijnsberghe S. (2023). Impact du public sur le chevreuil en forêt de Soignes. *Forêt.Nature* 166: 38–52.
- Vercammen J., Huysentruyt F. & Casaer J. (2011). Reewildtellingen: Overzicht van de resultaten uit de verschillende gebieden. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, Brussel, België.
- Vilela S., Alves da Silva A., Palme R., Ruckstuhl K., Sousa J. & Alves J. (2020). Physiological stress reactions in red deer induced by hunting activities. *Animals* 10 (6): 1003.

A BIJLAGE

Tabel A.1: Overzicht van het jaarlijks maximaal en minimaal aantal waargenomen reeën tijdens een telsectie sinds het begin van de tellingen. *In 2008 werden er zowel ochtend- als avondtellingen uitgevoerd.

**De resultaten van 2020 zijn niet representatief door de coronamaatregelen.

Jaar	Hoogst aantal waargenomen reeën	Datum maximum	Laagst aantal waargenomen reeën	Datum minimum
2008*	154	08/04	69	06/05
2009	174	18/03	89	25/03
2010	137	03/03	103	31/03
2011	138	23/03	107	30/03
2012	135	14/03	112	07/03
2013	153	13/03	85	20/03
2014	108	19/03	49	12/03
2015	83	04/03	74	18/03
2016	93	09/03	36	02/03
2017	82	15/03	43	08/03
2018	93	13/03	45	27/03
2019	88	26/03	56	19/03
2020**	42	03/03	17	24/03
2021	81	24/03	34	03/03
2022	83	16/03	59	02/03
2023	80	15/03	43	08/03

B PROJECTVOORSTELLEN

De resultaten van de tellingen sinds 2008 vertonen een sterke terugval in het aantal waargenomen reeën in de periode 2014 - 2023 ten opzicht van de periode 2008 - 2013.

De monitoring zal ook de volgende jaren aan de hand van hetzelfde protocol verder gezet worden. Hierbij zullen op alle trajecten de afstanden tussen de waarnemer en de reeën genoteerd worden om eventuele veranderingen in zichtbaarheid in het boxcomplex te kunnen detecteren.

Het is echter duidelijk dat de waargenomen daling niet louter aan een verandering in zichtbaarheid toegekend kan worden. Vanuit de beheerders uit de verschillende gewesten werd gevraagd aan het DEMNA en INBO om volgende vragen te beantwoorden:

- Wat zijn mogelijke oorzaken en mechanismen die de waargenomen daling kunnen verklaren? (hypothesevorming)
- Met welke technieken en methoden kunnen de verschillende hypothesen onderzocht worden?

De basismechanismen die een daling in de populatie kunnen verklaren zijn:

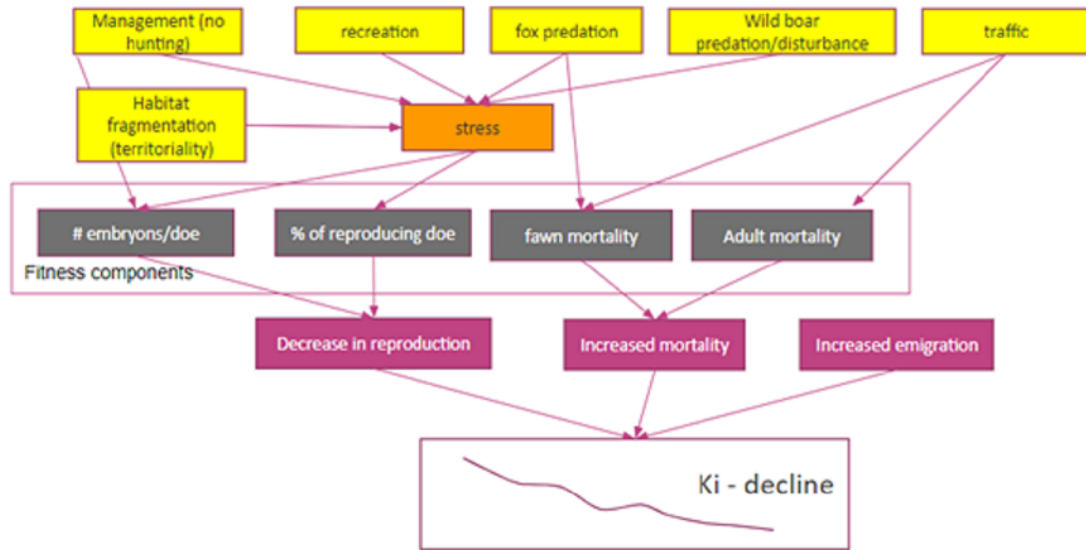
- een afname in reproductie,
- een toegenomen emigratie,
- een afname in immigratie,
- een toename in de sterfte.

Onderstaand schema (figuur B.1) omvat de mogelijke oorzaken en hoe ze inwerken samen. Hierbij valt op dat bepaalde oorzaken eenzelfde populatiedynamische parameter kunnen beïnvloeden. Zo kan een toegenomen sterfte zowel het effect zijn van verkeersongelukken, predatie, ziektes of stress. Een toename in recreatie zou dan weer kunnen leiden tot meer stress wat zich kan vertalen in een gereduceerde fitness van de dieren, en zo minder jongen (reproductie) of meer sterfte.

De voorgestelde aanpak baseert zich op twee mogelijke onderzoeksmethoden die met elkaar gecombineerd kunnen worden.

1. **Cameraval onderzoek.** Aan de hand van een gerandomiseerde cameravalopstelling zouden volgende parameters over de toestand in Zoniën verzameld kunnen worden en vergeleken worden met de data van cameravallen uit andere gebieden in België en/of het buitenland. Door het systematische gebruik van Agouti als platform voor het verzamelen van cameravalbeelden, zijn als vergelijkingsmateriaal nu reeds cameravalbeelden beschikbaar uit Meerdaal/Dijlevallei, het Nationaal Park Hoge Kempen, het ASF-gebied in Wallonië en de Kroonjachten. Optimaal zouden als vergelijkingsmateriaal cameravalbeelden uit deze gebieden en dezelfde periode gebruikt worden als de te verzamelen of reeds verzamelde data uit Zoniën.

- aantal geobserveerde kitsen / aantal geobserveerde adulte reeën (reproductie)
- veranderingen in bovenstaande ratio doorheen het jaar (reproductie + sterfte)
- de aanwezigheid van everzwijnen (verstoring / stress / sterfte)
- de aanwezigheid van vos (sterfte)
- activiteitenpatronen van reeën (verandering o.i.v. recreatie - vgl andere gebieden)



Figuur B.1: Oorzaken en gevolgen van stress op een populatie reeën.

2. **Metten van de hormoonspiegels** (glucocorticoïdes) als niet-invasieve methode voor het meten van de stress niveaus (zie bijlage C).

- Bepalen van de hormoonspiegels in de uitwerpselen (Cortisol in uitwerpselen)
 - Bepalen van de perioden doorheen het jaar met verhoogde stress / piekbepalingen
- Bepalen van de hormoonspiegels in de haren (Cortisol in haren)
 - Bepaling van chronische stress over de vorige weken/maanden. Dit vereist de vergelijking met andere gebieden en dus ook het nemen van stalen in andere gebieden.

C STRESSBEPALING BIJ CAPREOLUS CAPREOLUS

Aangeleverd door de collega's van SPW.

C.1 PHYSIOLOGIE ET MESURE DU STRESS

Les signaux de stress peuvent être repérés de différentes façons:

- Examen général : fréquence cardiaque, fréquence respiratoire et pression sanguine augmentées.
- Prise de sang : divers paramètres étudiés, mais nécessite une capture et donc un biais de mesure car implique un stress chez l'animal.
- Hormones: glucocorticoïdes (cortisol).

C.2 RAPPEL SUR L'AXE HYPOTHALAMO-HYPOPHYSAIRE ET LA PRODUCTION DE GLUCOCORTICOÏDES

En cas de stimulus stressant, l'axe hypothalamo-hypophysaire est activé et l'hypothalamus produit la CRH (corticotropin releasing hormone). La CRH agit ensuite sur le lobe antérieur de l'hypophyse qui va produire l'ACTH. L'ACTH quant à elle a une action sur la zone fasciculaire des glandes surrénales et ces dernières produiront des glucocorticoïdes, dont le cortisol. Ils sont alors détectables dès 3 à 5 minutes dans le plasma des mammifères. La production de glucocorticoïdes est régulée par feed-back négatif. Lors de stress aigu, la sécrétion de cortisol revient rapidement à la normale, mais lors de stress chronique, le feedback négatif perd en efficacité et la sécrétion de glucocorticoïdes reste élevée.

Le cortisol est impliqué dans de nombreuses réponses métaboliques nécessaires au bon fonctionnement de l'organisme, mais peut être délétère s'il est présent en concentration élevée de façon prolongée (immunosuppression, altération de la reproduction; Möstl & Palme (2002)). C'est un marqueur de stress chronique ou aigu. Il peut être prélevé dans le sang, les urines, le lait, la salive, les fèces ou les poils. Cependant, il vaut mieux privilégier un prélèvement non invasif pour ne pas induire un biais de mesure suite au stress de la capture. En cas de surproduction chronique de glucocorticoïdes, une augmentation de la taille des surrénales peut éventuellement être observée (sur carcasse).

C.3 MÉTHODES DE MESURE NON INVASIVES

Les deux méthodes les plus pertinentes dans notre cas sont la détection du taux de cortisol dans les poils et dans les matières fécales. En effet, elles sont toutes deux non invasives, n'interfèrent pas avec les résultats et ont fait leurs preuves Möstl & Palme (2002).

La méthode de **hair cortisol concentration** met en évidence le niveau de stress éprouvé par l'animal au cours des derniers mois, ce qui est un indication du stress chronique de l'animal.

La méthode de **feces cortisol concentration** peut détecter un stress récent (12 à 48 heures post-stress). Ceci dépend de l'espèce, car l'excrétion de cortisol dépend de la durée du passage intestinal (Möstl & Palme, 2002). Cette méthode peut être utile si on corrèle le taux de cortisol des fèces avec une observation de la présence humaine quotidienne.

C.4 BIAIS DE MESURE

- Statut physiologique: pas de différence significative entre jeunes et adultes (pas de période hypo-répondante chez le chevreuil; Bonnot *et al.* (2018)), ni entre mâles et femelles (Vilela *et al.*, 2020).
- Cycle saisonnier: la saison du prélèvement peut avoir un impact sur le résultat (Heimbürge *et al.*, 2019).
- Couleur du poil: le taux de cortisol peut différer selon la couleur et la partie du corps dont le poil est prélevé, mais rien de concluant n'a été montré (Heimbürge *et al.*, 2019).

C.5 PROTOCOLES

	Hair cortisol	Feaces cortisol
Laps de temps étudié	Stress chronique: dernières semaines, voire derniers mois	Stress récent: 12 à 48h post stress
Récolte	Couchettes, mue, piquet ou barbelés, animaux morts	Recherche aux endroits de passage des animaux
Analyse	Procédure (Moya <i>et al.</i> , 2013): Une fois récoltés, les poils sont 1) rincés 2 x 3' dans 5mL d'isopropanol, séchés et couverts 5 jours dans une pièce à t° ambiante; 2) Mixés dans un mixeur à 22Hz 5'; 3) Placer 20mg de l'échantillon dans un tube de 5mL avec 1mL de méthanol; 4) L'ensemble doit être soniqué (soumis à des ultrasons) 30', puis incubé dans un shaker pendant 18h à 50°C et 100 rpm; 5) 0,8mL du surnageant est pipeté et évaporé sur une plaque à 45°C sous un flux de nitrogène; 6) Ajout de 100µL de solution saline (PBS); 7) Quantification du cortisol dans un kit enzyme immunoassay EIA.	Procédure (Hadinger <i>et al.</i> , 2015): Une fois récoltées, les fèces sont 1) 5g de fèces sont mixées avec 5mL de méthanol à 80%; 2) Le tout est homogénéisé par centrifugation pendant 30'; 3) Dilution du surnageant dans une solution saline 1:10; 4) Quantification du cortisol dans un kit enzyme immunoassay EIA : DetectX steroid immunoassay kit de Arbor Assay (Dixon <i>et al.</i> , 2021) sur MF sèches : 1 x 96 plates = 375€

L'utilisation des deux méthodes simultanément peut être intéressante car elles sont complémentaires. En effet, elles donnent des informations sur le taux de cortisol à différents moments (Vilela *et al.*, 2020). Le taux de cortisol des poils peut montrer la chronicité ou non du stress que subissent les chevreuils et le taux de cortisol des matières fécales peut mettre en évidence des moments où le stress est plus important.

En outre, ce sont les méthodes les plus faciles à mettre en œuvre et les plus pertinentes dans notre cas car elles n'impliquent pas une capture de l'animal.