



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Driejarenafschotplan voor reewild

Het gebruik van bio-indicatoren en jachtgegevens
voor de toekenning van het afschot bij ree

Frank Huysentruyt & Jim Casaer

Auteurs:

Frank Huysentruyt & Jim Casaer
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Geraardsbergen
Gaverstraa 4, 9500 Geraardsbergen
www.inbo.be

e-mail:

frank.huysentruyt@inbo.be

Wijze van citeren:

Huysentruyt F. & Casaer J. (2012). Driejarenafschotplan voor reewild. Het gebruik van bio-indicatoren en jachtgegevens voor de toekenning van het afschot bij ree. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R.2012.63). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2012/3241/352

INBO.R.2012.63

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Frank Huysentruyt



Driejarenafschotplan voor reewild

Het gebruik van bio-indicatoren en jachtgegevens voor de toekenning van het afschot bij ree

Frank Huysentruyt & Jim Casaer

Met medewerking van Axel Neukermans

INBO.R.2012.63
D/3241/3241/352

Dankwoord

Dit rapport is er enkel en alleen kunnen komen door de medewerking van alle jachtrechthouders van de acht test-WBE's die meewerkten aan dit proefproject. We willen hierbij daarenboven die mensen extra bedanken die binnen de WBE instonden voor het verzamelen of stockeren van stalen of die de tijd namen om namens hun WBE ook de vergaderingen en discussies bij te wonen die hebben geleid tot de conclusies die in dit rapport zijn opgenomen. De medewerking toont aan hoe het wildbeheer in Vlaanderen participatief kan worden georganiseerd. Dit rapport moet dan ook een aanzet zijn naar verdere participatie van de jagerij binnen het bepalen van het beheer van deze soort in Vlaanderen.

Natuurlijk willen we ook het Agentschap voor Natuur en Bos bedanken voor de medewerking die het mogelijk maakte dit proefproject gedurende een lange tijd uit te voeren en op te volgen. Dergelijke langetermijnprojecten vormen de ruggengraat van een wetenschappelijk onderbouwd faunabeheer en zijn daarom van zeer grote waarde voor al wie hier in Vlaanderen bij betrokken is.

Samenvatting

Reeën behoren in Vlaanderen tot het jachtwild. Het afschot erop is veelal per wildbeheereenheid (WBE) geregeld en moet jaarlijks worden aangevraagd. Om het beheer op een biologisch logischere, langere termijn te kunnen plannen en evalueren groeit sinds enige tijd het idee om de termijn van de afschotplannen te verlengen tot drie jaar. Dit houdt in dat er voor die periode een vast aantal dieren voor jaarlijks afschot wordt toegekend en dit aantal min of meer evenredig over de verschillende jaren wordt gerealiseerd. De toekenning van het afschot wordt bepaald op basis van het gerealiseerde afschot van de voorgaande jaren en de gevolgen van dit afschot. In acht WBE's werd een proefproject opgestart om de toepasbaarheid en haalbaarheid van een driejarenafschotplan in Vlaanderen na te gaan.

Naast een opvolging van de aanvragen, de toekenningen en het afschot in zowel test-WBE's al andere WBE's, werd ook de conditie van de reewildpopulatie in de test-WBE's opgevolgd via bio-indicatoren.

In 2011, op het einde van de proefperiode, werden drie overlegmomenten georganiseerd om samen met de deelnemende WBE's het gebruik, de haalbaarheid en de mogelijke problemen van een driejarenafschotplan voor reewild te bespreken. Deze overlegmomenten, samen met de ervaringen verzameld in de loop van het leerproces, vormen de basis voor het op punt stellen van het voorstel voor het driejarenplan voor reewild in Vlaanderen.

In zowel aanvragen als realisaties werden duidelijke verschillen gevonden tussen de WBE's die aan het proefproject deelnamen en de overige WBE's. De overige WBE's blijken tot op het einde van dit proefproject telkens een aanzienlijk hoger afschot aan te vragen dan in de jaren ervoor werd gerealiseerd. Terwijl bij de test-WBE's gemiddeld ca. 80% van de aanvraag wordt gerealiseerd lag dit cijfer voor de overige WBE's met 70% significant lager.

Bij de invoering van een driejarenplan zouden de toekenningen waarschijnlijk dalen en de realisaties stijgen. Toch zou dit niet meteen hebben geresulteerd in een sterke afschotdaling.

Voor de analyse van mogelijk bruikbare bio-indicatoren werden in totaal acht verschillende indicatoren geëvalueerd. Vier ervan blijken in de huidige context, zij het mits bepaalde randvoorwaarden, toepasbaar op het terrein en leveren interessante informatie op, namelijk het percentage drachtige geiten, de fecunditeit, de onderkaaklengte van de kitsen en het leeggewicht van de kitsen. Ze vergen alle vier de nodige aandacht en vooral nauwkeurigheid bij het verzamelen van de data en de methodes die hiervoor gebruikt worden. De niervetklasse bleek in zijn huidige vorm geen eenvoudig toepasbare indicator omwille van het moeilijk standaardiseren ervan. De toepasbaarheid van de kilometerindex op het terrein vergt een behoorlijk bijkomende organisatorische inspanning. Het gebruik van de voorjaarsstand blijft zeer indicatief aangezien er geen gestandaardiseerde methode gehanteerd wordt.

Samenvattend valt aan te bevelen een driejarenafschotplan voor reewild in Vlaanderen in te voeren. Hierbij wordt uitgegaan van het gerealiseerd afschot gecombineerd met informatie uit bio-indicatoren en schade-indicatoren. Afhankelijk van de grootte van het afschot wordt de toekenning bepaald door het gerealiseerd afschot met een factor 1,15-1,25 te vermenigvuldigen. Enkel voor WBE's met een gemiddeld afschot dat op drie jaren onder 12 reeën ligt is een dergelijke driejarenaanpak af te raden. Wanneer bij de invoering van een dergelijk driejarenafschotplan ook gebruikt wordt gemaakt van een vernieuwd, vereenvoudigd en verplicht meldingsformulier kan deze aanpak een belangrijke stap zijn naar een breed gedragen en wetenschappelijk onderbouwd reewildbeheer in Vlaanderen.

Het voorgestelde systeem van een driejarenafschotplan legt voor het reewildbeheer in Vlaanderen een veel grotere verantwoordelijkheid en autonomie dan actueel het geval is bij de wildbeheereenheid (responsabilisering van de jagerij). Het is immers aan hen om aan de hand van biologische data en afschotstatistieken hun aanvragen te onderbouwen en de resultaten ervan aan te tonen.

English abstract

In Flanders, roe deer is a game species. Bag sizes per game management unit (GMU) or individual hunter are limited by shooting plans and these shooting plans are based on annual demands and attributions of the maximum number of roe that can be shot.

To plan and evaluate the management of roe deer over a biologically more logic, longer period, the introduction of a three-year shooting plan has been put forward. This would mean that a more or less constant bag size is maintained for a period of three years, and that bag sizes are calculated based on the average number of roe deer shot per GMU in the three proceeding years. In eight GMU's a pilot project was performed to determine suitability and feasibility of a three-year shooting plan in Flanders.

Besides demands, attributions and realisations of shooting plans, also the condition of roe deer within the different test-GMU's was monitored through the use of bio-indicators.

In 2011, at the end of the pilot, three meetings with the test-GMU's were organised to discuss the use, feasibility and any potential problems encountered during the implementation of a three-year hunting plan for roe deer. These meetings, combined with the data gathered throughout the trial period, form the basis of the proposal for a three-year hunting plan in Flanders.

In both demands and realisations, clear differences were observed between GMU's that were part of the project and other GMU's. The latter GMU's in general requested, up to the end of this trial period, a fairly higher number of roe deer labels than the number of roe deer shot on average in the proceeding years. As a result, in the test-GMU's on average 80% of the requested number was actually shot, while in the other GMU's only this was significantly lower with a realisation percentage of 70%.

With the introduction of a three-year shooting plan, the attribution of labels would lower substantially and realisations would increase. This would, however, not result in a decrease of actual numbers shot.

Eight different potential bio-indicators were analysed. Four of these were applicable in the context of a three-year shooting plan, given that some preconditions should be taken into account. These four are the percentage of reproducing does, the fecundity, the lower jaw length of fawns and fawn body weight. All four require great caution and accuracy in the collection of data and the methods used to do this. Kidney fat index was not applicable in its current form since it proved difficult to standardize. The applicability of a kilometer index requires considerable additional efforts. The use of spring population estimates remains largely indicative given that the estimation methods are not standardized.

In conclusion the introduction of a three-year hunting plan for roe deer in Flanders is advisable. This method is based on realised bag sizes combined with information from biological and damage indicators. Depending on the bag size, attribution of bag limits is determined by multiplying average bag realisation with a factor 1,15-1,25. Only for small GMU's with an average three-year bag size of less than 12, a yearly attribution of bag limits is still advisable. If the introduction of a three-year plan is combined with the use of a new, simpler and mandatory report form this approach can prove to be an important step towards a widely supported and scientifically based management scheme for roe deer in Flanders.

The application of the three-year shooting plan such as presented in this report, would result in a far higher responsibility and autonomy of the GMU's and the hunting society in general, as far as concerns roe deer management in Flanders. It will become the task of the GMU's to use biological data and bag statistics as a base for their shooting plans and to illustrate the results of their roe deer management.

Inhoud

Dankwoord	4
Samenvatting	5
English abstract	6
Lijst van figuren & tabellen	9
Figuren	9
Tabellen	10
1 Inleiding	11
2 Doelstellingen van het project	12
2.1 Doelstellingen van het driejarenplan	12
2.2 Doelstellingen van het proefproject.....	12
3 Materiaal en methoden	13
3.1 Bio-indicatoren.....	13
3.2 Testgebieden	15
3.3 Toekenning van het afschot	15
3.4 Dataverzameling en verwerking	16
3.4.1 Biometrische kenmerken van de geschoten dieren.....	16
3.4.2 Afschotrealisatie en toekenning	16
3.5 Terugkoppeling met deelnemende WBE's.....	16
4 Analyses van afschotaanvragen en realisaties	17
4.1 Inleiding.....	17
4.2 Methodes	17
4.3 Resultaten.....	18
4.3.1 Aanvragen.....	18
4.3.2 Toekenningen	18
4.3.3 Afschot	19
4.3.4 Afschotrealisaties	20
4.4 Conclusies	21
5 Scenario-analyse	22
5.1 Inleiding.....	22
5.2 Methodes	22
5.3 Resultaten.....	22
5.3.1 Aanvragen en toekenningen.....	22
5.3.2 Realisaties.....	23
5.4 Implicaties op het gerealiseerd afschot.....	24
6 Evaluatie van gekende bio-indicatoren binnen het proefproject rond de toepassing van een driejarenplan in Vlaanderen	26
6.1 Gegevensinzameling	26
6.2 Kilometerindex en gerapporteerde reewildstand	27
6.2.1 Inleiding.....	27
6.2.2 Methodiek	27
6.2.3 Resultaten en discussie	27
6.3 Reproductiesucces	29
6.3.1 Inleiding.....	29
6.3.2 Methodiek	29
6.3.3 Resultaten en discussie	30
6.4 Onderkaaklengte kitsen.....	33

6.4.1	Inleiding.....	33
6.4.2	Methodiek	33
6.4.3	Resultaten en discussie	33
6.5	Lichaamsgewicht kitsen.....	36
6.5.1	Inleiding.....	36
6.5.2	Methodiek	36
6.5.3	Resultaten en discussie	36
6.6	Niervetindex	39
6.6.1	Inleiding.....	39
6.6.2	Methodiek	39
6.6.3	Resultaten en discussie	40
6.7	Algemene conclusies.....	43
7	Het gebruik van bio-indicatoren in het afschotplan	45
7.1	Achterliggende scenario's	45
7.2	Beheeropties.....	46
7.3	Test WBE's	47
7.4	Conclusies	49
8	Terugkoppeling met de test-WBE's.....	51
8.1	Het driejarenafschotplan	51
8.1.1	Flexibiliteit versus constant beheer	51
8.1.2	Grootte van de vermenigvuldigingsfactor.....	51
8.1.3	Verdeling over geslachts- en leeftijdscategorieën.....	52
8.2	Het meldingsformulier.....	54
9	Aanbevelingen en overwegingen betreffende de invoering van een driejarenplan voor reewild	57
	Bijlage 1: Verslagen overlegmomenten test-WBE's.....	60
	Verslag vergadering 14/01/2011.....	60
	Verslag vergadering 07/04/2011.....	62
	Verslag vergadering 14/09/2011.....	64
	Referenties	66

Lijst van figuren & tabellen

Figuren

Figuur 4.1: Aanvragen t.o.v. de drie voorgaande jaren voor de test-WBE's (blauw) en de andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.	18
Figuur 4.2: Afschot t.o.v. de drie voorgaande jaren voor test-WBE's (blauw) en andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.	19
Figuur 4.3: Gerealiseerd afschot in functie van de toekenning voor test-WBE's (blauw) t.o.v. andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.	20
Figuur 5.1: Aangevraagd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor test-WBE's t.o.v. andere WBE's voor de periode 2005-2010.	23
Figuur 5.2: Uitgevoerd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor de test-WBE's t.o.v. de andere WBE's voor de periode 2005-2010.	24
Figuur 5.3: De effectieve toekenningen in functie van de gemodelleerde toekenning van voor alle WBE's in 2008 (1 outlier met zeer hoog afschot en toekenning werd verwijderd uit grafiek; rode lijn=1/1 relatie).	25
Figuur 5.4: Het uitgevoerd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor alle WBE's in 2008 (1 outlier met zeer hoog afschot en toekenning werd verwijderd uit grafiek; rode lijn=1/1 relatie).	25
Figuur 6.1: Gerapporteerde jaarlijkse relatieve voorjaarsstand/100ha bos per WBE.	28
Figuur 6.2: Verdeling van het aantal kitsen per geit/smalree (links zonder niet-drachtige dieren, rechts met)	30
Figuur 6.3: Gemiddeld aantal embryo's per drachtig dier (onderbroken lijn) en het percentage drachtige geiten/smalreeën (volle lijn) per WBE per jaar (de stippellijnen tonen de maximale spreiding van het aandeel drachtige dieren op basis van het aantal geiten/smalreeën waarvan niet gekend is of ze drachtig waren of niet).	32
Figuur 6.4: Boxplot van het gemiddelde tijdstip waarop kitsen gedurende de periode 2005-2010 werden geschoten in de verschillende WBE's (dag 0=15 februari, lijn=gemiddelde, box=25-75%, whiskers=10-90%, gele zone=95% B.I. gemiddelde).	34
Figuur 6.5: Gemiddelde onderkaaklengte per WBE per jaar gemodelleerd naar bokkits met afschotdatum 15 februari.	35
Figuur 6.6: Gemiddeld leeggewicht per WBE per jaar gemodelleerd naar bokkits.	38
Figuur 6.7: Spreiding van de niervetindexen per niervetklasse zoals bepaald door de jagers (links) en het INBO (rechts) (lijn=gemiddelde, box=25-75%, whiskers=10-90%).	40
Figuur 6.8: Gemodelleerd niervetgewicht voor een nier van 31,67g over de verschillende WBE's (+/- SE).	42
Figuur 8.1: Beslissingsboom voor de bepaling van de aanvraag/toekenning op basis van de verschillende parameters.	53

Tabellen

Tabel 1: Overzicht van indicatoren, <i>naar: Morellet et al. (2007)</i>	13
Tabel 2: Indicatoren gebruikt in het proefproject, met een omschrijving van eventuele aanpassingen in verhouding tot <i>Morellet et al. (2007)</i>	14
Tabel 3: Overzicht van de deelnemende WBE's met hun ligging en gemiddeld afschot in de drie jaren voorafgaand aan dit proefproject.	15
Tabel 4: Vergelijking tussen de leeftijdsbepalingen van ree zoals die door de jagers en het INBO gebeurden. Linker kolom jager t.o.v. INBO, rechter kolom INBO t.o.v. jager (vb. 96,4% van alle door de jager als bokkits gedetermineerde dieren bleek ook bokkits te zijn, 95,1% van alle bokkitsen (INBO) was ook zo door de jager bepaald).	26
Tabel 5: Vergelijking tussen de inschatting van de verschillende niervetklassen door het INBO tov de inschatting door de jagers op het terrein (grijze vakjes geven het aantal dieren weer dat door beide partijen in dezelfde klasse werd gescoord).	40
Tabel 6: χ^2 -waarden voor de verschillende test-WBE's van de verdeling in niervetklassen zoals geschat door het INBO over de jaren 2005, 2006 en 2007.....	41
Tabel 7: Vergelijking van de verschillende modellen voor het niervetgewicht, met correctie voor niergewicht.....	41
Tabel 8: Vergelijking van de verschillende indicatoren op Vlaamse schaal.	44
Tabel 9: Huidige versie van het meldingsformulier van het reewild.....	55
Tabel 10: Voorstel voor een vernieuwde versie van het meldingsformulier van het reewild.....	56

1 Inleiding

Reeën behoren in Vlaanderen tot het jachtwild. Het afschot erop is per wildbeheereenheid (WBE) in aantal gelimiteerd en moet jaarlijks worden aangevraagd. Om het beheer op een biologisch logischere, langere termijn te kunnen plannen en evalueren groeit sinds enige tijd het idee om de termijn van de afschotplannen te verlengen tot drie jaar. Het idee hiervoor is op zich niet nieuw en ook niet typisch voor Vlaanderen.

Al in 1999 stelde het Franse ONCFS voor over te schakelen van een jaarlijks naar een driejaarlijks afschotplan voor ree (Guibert 1999). De ideeën voor een driejarenplan in Vlaanderen zijn dan ook grotendeels gebaseerd op de suggesties van Guibert (1999). Daarnaast maakt een afschotplan op langere termijn het mogelijk om een opvolging van de populatie door middel van bio-indicatoren uit te voeren. Een belangrijke bron van informatie rond het gebruik van dergelijke bio-indicatoren bij reewildbeheer is het overzichtsartikel van Morellet *et al.* uit 2007.

Guibert benadrukt dat een driejarenbeheer inhoudt dat er een min of meer constant afschot gedurende de drie jaren wordt gerealiseerd en niet dat er een totaal afschot voor drie jaar vastgelegd wordt, dat vervolgens naar willekeur opgedeeld wordt over de drie jaren van het afschotplan (Guibert 1999). Op deze manier wordt getracht een zaagtandpatroon in het gerealiseerde afschot (jaren van hoog afschot afgewisseld met jaren van laag afschot) tegen te gaan. Guibert (1999) gaat daarnaast uit van een afschotplan *à posteriori*. Dit betekent dat het afschot wordt bepaald op basis van het gerealiseerde afschot van de voorgaande jaren en de gevolgen van dit afschot voor de populatie en de omgeving.

Klassiek vertrekt een afschotplan, ook in Vlaanderen, van een schatting van de grootte en jaarlijkse groei van een populatie in een gebied. Voor reewild is echter gekend dat accurate populatieschattingen quasi onmogelijk zijn (Morellet *et al.* 2007). Ook het inschatten van de jaarlijkse groei vormt een groot probleem, tenzij men beschikt over nauwgezet opgevolgde populatieparameters (aantal jongen per geit, % drachtige geiten, sterfte in de verschillende leeftijdscategorieën). Guibert besluit dan ook dat, zoals actueel het geval is in Vlaanderen, het afschotplan *a priori* in werkelijkheid veelal een automatisch berekende toekenning vormt vertrekkend van onbetrouwbare cijfers (Guibert 1999). Dit gaat vaak gepaard met grote voorzichtigheid, ook bij de uitvoering ervan, waardoor het niet vreemd is dat populaties op veel plaatsen toenemen door een ontoereikend afschot om de populatie te stabiliseren.

Een degelijk afschotplan, vertrekkend van de resultaten van het huidige beheer, veronderstelt volgens Guibert twee voorbereidende stappen. Enerzijds vergt dit een goede afbakening van de zone waarvoor het afschotplan van toepassing is en anderzijds moeten de doelstellingen van het reewildbeheer voor deze zone vooraf worden bepaald.

De afbakening van de beheerzones vindt in Vlaanderen plaats op basis van de aanwezige WBE's. De bepaling van de doelstellingen gebeurt door het toepassen van de criteria zoals bepaald door Wauters (1995), aangepast aan de specifieke situatie voor de WBE.

Wauters (1995) bepaalde 3 algemene criteria voor het beheer van ree in Vlaanderen:

1. de reepopulaties zijn duurzaam en gezond (in goede conditie);
2. er is geen onaanvaardbare schade aan land- of bosbouw;
3. er is geen onaanvaardbare schade door verkeersongelukken.

Op basis van deze doelstellingen werd voor de verschillende biotopen een streefdensiteit bepaald en werden de nodige maatregelen (afschotplan *à priori*) in functie van de verhouding tussen de actuele geschatte stand en streefdensiteit uitgewerkt. Omdat het echter, zoals aangehaald, niet haalbaar is om jaarlijks een degelijke inschatting van de stand te bepalen vervalt de basis van het beheer zoals voorgesteld door Wauters (1995). In het kader hiervan werkte het INBO een proefproject uit om de implicaties van een eventuele invoering van een driejarenafschotplan voor ree in een 8-tal WBE's uit te testen. De bevindingen hiervan vormen het onderwerp van dit rapport.

2 Doelstellingen van het project

De doelstellingen voor het proefproject rond het driejarenplan werden in 2005 in overleg met het toenmalige Bos en Groen bepaald. Er dient hierbij een onderscheid gemaakt te worden tussen de doelstellingen van een driejarenplan als instrument voor het reewildbeheer in de toekomst en de doelstellingen van het proefproject zelf.

2.1 Doelstellingen van het driejarenplan

Het toepassen van een driejarenplan, dat is gebaseerd op de resultaten van het beheer in de voorafgaande jaren, streeft in Vlaanderen volgende doelstellingen na:

- De aanpak geeft aanleiding tot een grotere responsabilisering van de WBE's;
- De aanpak beperkt de administratieve last voor het Agentschap voor Natuur en Bos (3 jaarlijkse aanvraag i.p.v. jaarlijks);
- Het reewildbeheer is meer gebaseerd op de actuele kennis van de biologie van het reewild;
- Het beheer maakt gebruik van de informatie die per geschoten ree verzameld wordt aan de hand van de meldingsfiches.

2.2 Doelstellingen van het proefproject

Het proefproject werd opgestart om de toepasbaarheid en haalbaarheid van een driejarenafschotplan in Vlaanderen na te gaan. Hierdoor is het project dus geen klassiek wetenschappelijk onderzoek maar veeleer een leerproces. Dit proces moet toelaten problemen te detecteren die zouden kunnen voortvloeien uit de toepassing van een driejarenafschotplan. Hiervoor werden een aantal specifieke vragen bij aanvang naar voor geschoven:

- In welke mate zijn de gekende bio-indicatoren voor reewildpopulaties toepasbaar?
- Hoe moet de grootte van het afschot worden bepaald op basis van het gerealiseerd afschot van de voorbije jaren?
- Welke informatie is belangrijk om op te nemen in een nieuwe, vereenvoudigde versie van het meldingsformulier?
- Waardoor worden reewildpopulaties in Vlaanderen gekenmerkt?

In de loop van het project werd ook duidelijk dat ook de onderlinge verhouding tussen de verschillende leeftijdscategorieën (aantal bokken, geiten, kitsen) een belangrijk discussiepunt vormt bij de toekenning van het afschot op basis van het gerealiseerd afschot in de voorbije drie jaren.

3 Materiaal en methoden

3.1 Bio-indicatoren

Bio- of ecologische indicatoren worden gebruikt om populaties op te volgen in de tijd. Ze kunnen gebruikt worden om gebeurtenissen in het verleden mee te analyseren zowel als voor het aanleveren van 'early warning signs' van veranderingen die actueel plaatsvinden. De uitdaging hierbij is om een set van indicatoren te identificeren die toelaten veranderingen in de toestand van de populatie en/of hun habitat in relatie tot veranderingen in populatiedensiteiten op te volgen (Morellet *et al.* 2007).

De basis voor het gebruik van bio-indicatoren voor het opvolgen van reepopulaties wordt gevonden in de densiteitsafhankelijke mechanismen die een rol spelen bij de populatiedynamica van reewild. Dergelijke mechanismen zijn een gevolg van de interacties tussen populatiedensiteiten en habitatkwaliteit (Kjellander *et al.* 2006). Hierdoor zijn dergelijke indicatoren niet bruikbaar voor vergelijkingen tussen populaties onderling, maar kunnen ze wel helpen om trends binnen eenzelfde populatie te detecteren. Een lijst van mogelijke indicatoren voor reewild, ontwikkeld en gevalideerd door Franse reewildonderzoekers wordt gegeven in Morellet *et al.* (2007) (Tabel 1).

Tabel 1: Overzicht van indicatoren, naar: Morellet *et al.* (2007)

Geeft informatie over	Indicator	Omschrijving
Veranderingen in populatiedensiteit	Kilometer-index (KI)	Aantal reeën geteld op vaste trajecten die jaarlijks geïnventariseerd worden
	Groepsgrootte	Aantal dieren per waargenomen groep
Conditie van de dieren binnen de populatie	Reproductiesucces	Aantal jongen per geit geobserveerd gedurende de winter Aantal jongen per geit geobserveerd gedurende de zomer
	Lichaamsgewicht kitsen	Leeggewicht van de kitsen geschoten gedurende de winter
	Onderkaaklengte kitsen	Totale lengte van de onderkaak
	Achterpootlengte	Lengte van de tenen tot aan de hiel bij geschoten dieren
Impact op het habitat	Browsing index	Mate van vraatdruk op de houtige gewassen gemeten juist voor het vegetatie seizoen (1m ² plots)

In het kader van het proefproject werden een aantal parameters weerhouden en soms aangepast aan de situatie in Vlaanderen of gekozen omwille van vroegere projecten in Vlaanderen (o.a. Wauters 1995, Van Moeffaert & Verhagen 1999). Daarnaast werden enkele nieuwe indicatoren toegevoegd. Een overzicht van de gebruikte indicatoren is weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2: Indicatoren gebruikt in het proefproject, met een omschrijving van eventuele aanpassingen in verhouding tot Morellet *et al.* (2007)

Indicator	Omschrijving voor het proefproject in Vlaanderen
Kilometerindex	In vergelijking tot Morellet <i>et al.</i> (2007) werd de telperiode twee maand naar achter geschoven en dit omwille van het jachtseizoen op de geiten en kitsen; deze indicator werd pas in het laatste deel van het project toegepast en enkel in Meerdaal.
Reproductiesucces	Aantal drachtige geiten binnen de populatie en aantal embryo's per drachtige geit. Omwille van het jachtseizoen in Vlaanderen kan deze parameter rechtstreeks opgemeten worden bij het ontweiden van de geiten, eerder dan via de onrechtstreekse weg van het tellen van het aantal volgende jongen in de zomer.
Onderkaaklengte per cohorte	Zelfde als bij Morellet <i>et al.</i> (2007).
Leeggewicht kitsen	Het ontweid gewicht van de dieren wordt genoteerd op het meldingsformulier, de leeftijdscategorie (cohorte) wordt bepaald op basis van de onderkaak.
Niervetindex	Aanwezigheid van vet rond de nieren – vormde een parameter bij vorige projecten in Vlaanderen.
Voorjaarschatting	Jaarlijks door de WBE te rapporteren voorjaarsstand voor reewild (in kader van erkenning van de WBE). Wordt hier <i>niet</i> als kwantitatieve basis voor de bepaling van het afschot gebruikt maar wel als index om veranderingen en trends in de aanwezige populatie op te volgen.

3.2 Testgebieden

Voor dit project werden acht test-WBE's uitgekozen. De WBE's werden gekozen op basis van hun vroegere samenwerking met het INBO of deelname aan andere wetenschappelijke projecten rond reewild (o.a. Van Moeffaert & Verhagen 1999). Ook werd er geselecteerd op de grootte van het totale afschot. Het gebruik van bio-indicatoren zoals leeggewicht en onderkaaklengte vereist immers een voldoende groot staal om zinvolle conclusies te kunnen trekken. In dit kader is ook het gebruik van een driejarenplan, waarbij de cijfers over de periode van drie jaar geanalyseerd kunnen worden, belangrijk om voldoende grote datasets te hebben die zinvolle analyses toelaten. De WBE's die bereid werden gevonden om aan het project deel te nemen, zijn weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3: Overzicht van de deelnemende WBE's met hun ligging en gemiddeld afschot in de drie jaren voorafgaand aan dit proefproject.

WBE	Ligging (gemeenten)	Gemiddeld afschot 2002-2004
Bosbeekvallei	As, Dilsen-Stokkem, Genk, Maasmechelen, Maaseik, Opglabbeek	70
De Zwarte Beek	Beringen, Hechtel-Eksel, Heusden- Zolder, Houthalen-Helchteren, Leopoldsburg, Lummen	227
Molenbeersel	Bree, Kinrooi	52
Meerdaal	Bertem, Bierbeek, Boutersem, Oud- Heverlee	117
Walenbos	Aarschot, Bekkevoort, Holsbeek, Leuven, Lubbeek, Tielt-Winge	57
De Vart	Arendonk, Merksplas, Mol, Oud- Turnhout, Ravels, Turnhout	107
De Schijnvallei	Malle, Ranst, Schilde, Vorselaar, Wijnegem, Wommelgem, Zandhoven	78
Het Netebroek-Balen	Balen, Ham, Lommel	58

3.3 Toekenning van het afschot

Bij de start van het project werd voor elk van de WBE's, in overleg met de WBE, het afschot bepaald voor een periode van drie jaar (2005, 2006, 2007). Voor de periode 2008-2010 werd het afschot bepaald aan de hand van de **1,15-regel**. Dit wil zeggen dat de maximale toekenning voor de jaren 2008-2010, en dus ook het aantal toegekende labels, berekend werd door het gemiddeld gerealiseerd afschot uit de jaren 2005-2007 te vermenigvuldigen met 1,15. Er werd op dat moment nog geen uniforme verdeling over de geslachten en leeftijdscategorieën vastgelegd. Het cijfer van 1,15 leidt ertoe dat een WBE die 87% van het afschot realiseerde terug hetzelfde totaal aantal labels toegekend krijgt als in de vorige periode.

3.4 Dataverzameling en verwerking

3.4.1 Biometrische kenmerken van de geschoten dieren

Van alle geschoten reeën werd de onderkaak en nieren (met vet) voor analyse aangeleverd aan het INBO. Van de vrouwelijke dieren werden ook de baarmoeder en ovaria ingezameld en aan het INBO bezorgd. Dit werd enkel gedaan in de periode 2005-2007. In de daaropvolgende periode (2008-2010) werden enkel nog de onderkaken ingezameld en aan het INBO bezorgd. De bedoeling was immers om voor de overige kenmerken de WBE's zelf te responsabiliseren voor het invullen van de gegevens. Dit moet de situatie, zoals die zich bij een toekomstig beheer zal voordoen, beter benaderen.

3.4.2 Afschotrealisatie en toekenning

Voor alle test-WBE's werd het jaarlijks gerealiseerd afschot, de geslachts- en leeftijdsverhouding nauwgezet bijgehouden. De leeftijd werd aan de hand van de onderkaak bepaald en op basis daarvan werden, waar nodig, de meldingsformulieren gecorrigeerd. In de tweede periode werd het controleren van de accuraatheid van de leeftijdsinschatting door de jagers, voor wat betreft de Antwerpse WBE's (de Vart, Schijnvallei, Het Netebroek-Balen), gezamenlijk met de WBE's en het INBO uitgevoerd. Hiervoor werd twee maal per jaar een avond georganiseerd waarbij alle meldingsformulieren en de bijhorende onderkaken werden gecontroleerd op hun correctheid.

3.5 Terugkoppeling met deelnemende WBE's

In 2011 werden drie momenten georganiseerd om samen met de deelnemende WBE's het gebruik, de haalbaarheid en de mogelijke problemen van een driejarenafschotplan voor reewild te bespreken. Deze momenten, samen met de ervaringen verzameld in de loop van het leerproces, vormen de basis voor het op punt stellen van het voorstel voor het driejarenplan voor reewild in Vlaanderen.

4 Analyses van afschotaanvragen en realisaties

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat de impact is geweest van het invoeren van een driejarenplan voor de test-WBE's in vergelijking met de overige WBE's. Hiervoor worden de gegevens van de test-WBE's vergeleken met andere WBE's die ook een reewildafschot hebben. Om de impact van de omgeving en/of van een lagere reewildstand buiten beschouwing te laten worden de resultaten van de test-WBE's enkel vergeleken met die van WBE's uit de provincies Antwerpen, Vlaams-Brabant en Limburg.

Er wordt nagegaan of de aantallen (of relatieve aantallen) ree in de aanvragen, de toekenningen en het afschot verschillen tussen de test-WBE's en de overige WBE's. Daarnaast wordt nagegaan of deze aantallen doorheen de zes jaar van dit project zijn gewijzigd. Op die manier kan worden nagegaan wat de impact van de invoering van een driejarenplan zou zijn. De verwachting is dat op basis van een driejarenplan lagere aantallen zouden worden aangevraagd. Die zouden wel beter het eigenlijk afschot weerspiegelen waardoor de mate van realisatie van de aanvraag hoger zal liggen. Daaropvolgend is het van belang na te gaan wat de impact op het effectieve totale afschot is. Als de verwachting klopt dat de huidige aanvragen te hoog liggen in verhouding tot het gerealiseerde afschot dan zou een aanpassing van de toekenning weinig impact op het totaal aantal geschoten dieren mogen hebben.

4.2 Methoden

Om een beeld te krijgen van de ontwikkelingen in de aanvragen, toekenningen en realisaties, werden de cijfers in eerste instantie gestandaardiseerd. Zowel de totale als de beboste oppervlakte van de WBE bleken hiervoor niet geschikt, omdat ze onvoldoende nauwkeurig de habitatgeschiktheid van een WBE weergeven. Daarenboven houdt de oppervlakte ook geen rekening met de aanvangsgrootte van de populatie. Ook de geschatte voor- of najaarsstand was onvoldoende nauwkeurig om als standaard te kunnen dienen. Daarom werd besloten om het afschot zelf als standaard voor elke WBE te nemen. Dit afschot weerspiegelt immers veel beter de grootte van de reewildpopulatie binnen een bepaalde WBE (Imperio *et al.* 2010). Imperio *et al.* 2010 raden verder aan om dit afschot verder te corrigeren voor bejaagbare oppervlakte of jachtinspanning. Omdat het doel hier ook was de aanvragen en toekenningen te vergelijken met het eigenlijke uitgevoerde afschot, werd geopteerd om die correctie niet uit te voeren. Dit maakt de resultaten iets minder accuraat, maar veel beter interpreteerbaar. Om daarbij wel de jaarlijkse schommelingen in het afschot uit te schakelen en om de link met een driejarenbeheer te leggen, werd gekozen het gemiddeld afschot over de drie voorgaande jaren per WBE als referentie te nemen.

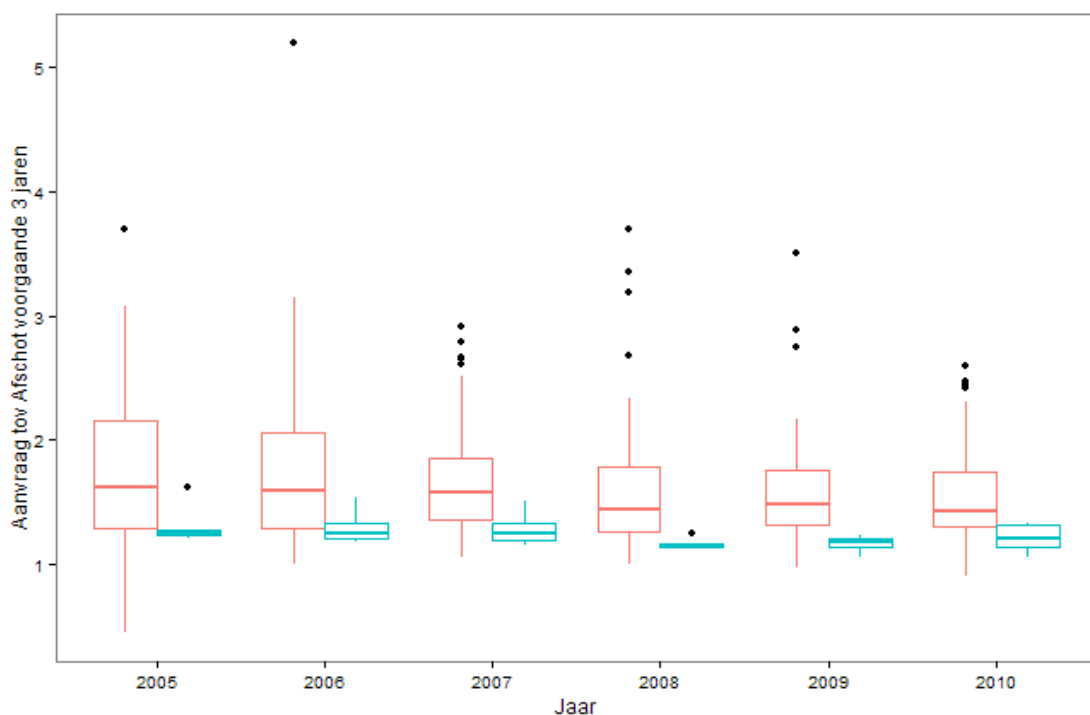
Vervolgens werd nagegaan of er over de ganse periode van het proefproject voor wat zowel de aanvragen, toekenningen als realisaties betreft, verschillen konden worden gevonden tussen de test-WBE's en de overige WBE's. Hiervoor werden *generalized linear mixed effect models (glme)* gebruikt die de invloed nagingen van het jaar en/of het type WBE (test-WBE of niet), met de WBE's zelf als random variabele. Voor de gestandaardiseerde gegevens werd bij de opmaak van de modellen uitgegaan van een Gauss verdeling. Voor de evaluatie van de realisatie werd het afschot geanalyseerd, uitgaande van een Poisson verdeling met de toekenning als bijkomende random variabele (genest met WBE).

Een overzicht van de gegevens wordt telkens getoond in zogenaamde boxplots. Hierbij wordt per groep (test-WBE's en andere) telkens de gemiddelde waarde per jaar als een horizontale lijn weergegeven. De box weerspiegelt de spreiding tussen 25% en 75% van de waarnemingen en de verticale lijnen geven weer tussen welke waarden 95% van alle waarnemingen ligt. Afzonderlijke puntjes geven de uitschieters weer.

4.3 Resultaten

4.3.1 Aanvragen

Over de periode 2005-2010 werd een significante invloed van zowel het jaar ($p < 0,001$) als het WBE-type ($p < 0,01$) op de gestandaardiseerde aanvraag vastgesteld. Wanneer we de cijfers vergelijken valt op dat in totaal in de test-WBE's gemiddeld $1,23 \pm 0,03$ (95% B.I. (betrouwbaarheidsinterval)) keer zoveel reeën werden aangevraagd als in de drie jaren daarvoor gemiddeld werden geschoten. Dit wijkt enigszins af van de gefixeerde 1,15 aanvraag over drie jaar aangezien hier werd gestandaardiseerd t.o.v. de drie voorgaande jaren en dit cijfer dus jaar na jaar mee opschuift in de analyses. In de overige WBE's lag de gemiddelde aanvraag op $1,64 \pm 0,05$ keer het afschot van de drie jaar daarvoor. Over de verschillende jaren bleef die verhouding bij de test-WBE's stabiel maar namen de aanvragen van de overige WBE's af van $1,74 \pm 0,17$ in 2005 tot $1,53 \pm 0,09$ in 2010 (Figuur 4.1).



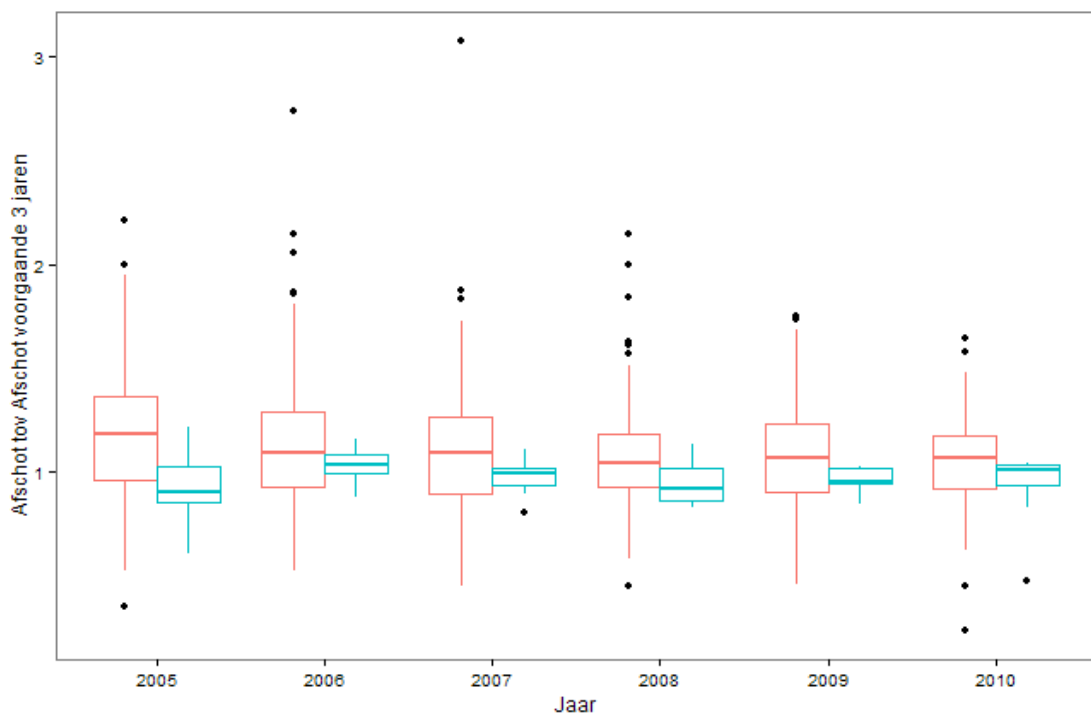
Figuur 4.1: Aanvragen t.o.v. de drie voorgaande jaren voor de test-WBE's (blauw) en de andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.

4.3.2 Toekenningen

In de regel volgden de toekenningen de aanvragen. Zowel in de test-WBE's als de overige WBE's werden over alle jaren gemiddeld ongeveer evenveel reeën toegekend als er werden aangevraagd. Over beide WBE-types en alle jaren heen bedroeg de verhouding toekenning op aanvraag gemiddeld $1,03 \pm 0,02$. Een analyse van de gestandaardiseerde toekenningen vertoonde daarom ook weinig verschillen in trends met de analyse van de aanvragen (zie 4.3.1). Enig verschil bestond erin dat een model zonder daarin het jaar en met enkel het WBE-type, de variatie in toekenningen beter beschreef.

4.3.3 Afschot

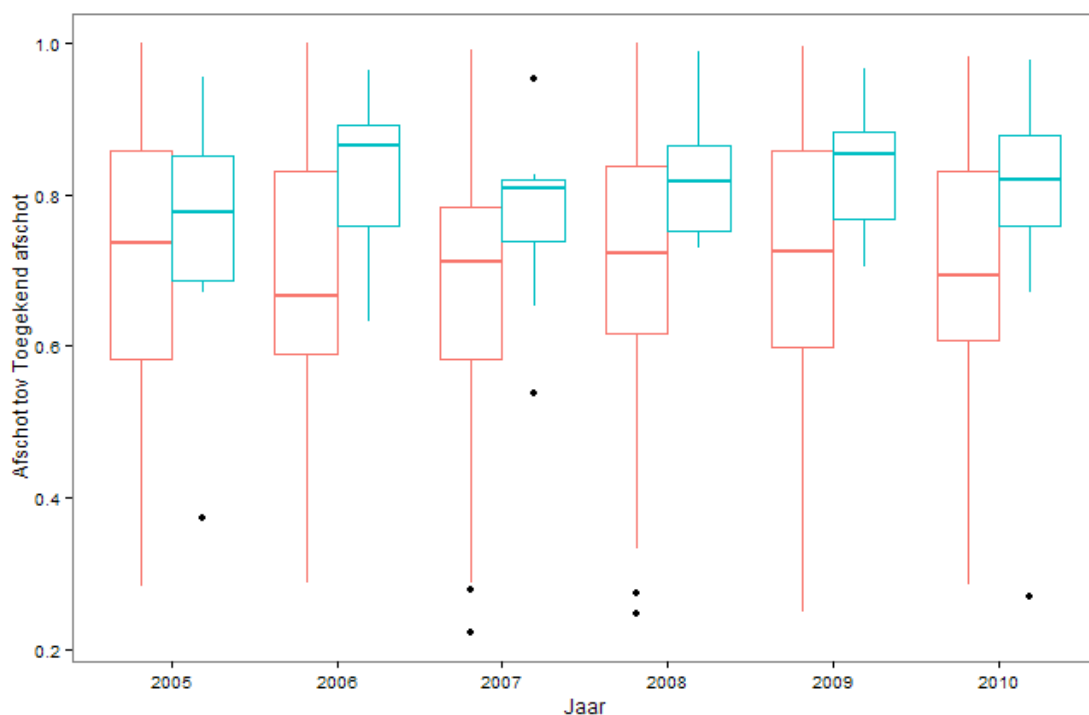
Het gestandaardiseerd afschot in zowel de test-WBE's als de andere WBE's vertoonde slechts een marginaal significante verandering doorheen de verschillende jaren van het proefproject ($p=0,06$). Een model met enkel het WBE-type ($p<0,05$) bleek daarom ook het best geschikt om de variatie in realisaties te verklaren. In de test-WBE's bedroeg de verhouding gemiddeld afschot/gemiddeld afschot van de laatste drie jaar $0,96 \pm 0,04$. Dit betekent dat er elk jaar ongeveer evenveel reeën werden geschoten als in de drie voorgaande jaren. Het gestandaardiseerd afschot in de overige WBE's bedroeg $1,11 \pm 0,03$. Dit betekent dat er telkens ongeveer 10% meer reeën werden geschoten dan in de drie jaar daarvoor. Het afschot in de overige WBE's nam dus gedurende de proefperiode steeds verder toe (Figuur 4.2). Toch nam ook in de overige WBE's over de jaren, de verhouding van de realisatie tot het afschot in de voorafgaande drie jaar af. Dat wijst er op dat ook daar een stabilisatie van het afschot geleidelijk aan plaatsvond.



Figuur 4.2: Afschot t.o.v de drie voorgaande jaren voor test-WBE's (blauw) en andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.

4.3.4 Afschotrealisaties

Wanneer we het gerealiseerd afschot analyseren in verhouding tot het toegekend afschot zien we een duidelijk verschil in realisatie tussen de test-WBE's en de overige WBE's. De gemiddelde realisatie bij de test-WBE's ligt met $0,79 \pm 0,04$ significant ($p < 0,001$) hoger dan bij de overige WBE's, waar gemiddeld een aandeel van $0,69 \pm 0,02$ werd gerealiseerd. Daarnaast valt op dat in WBE's die buiten dit proefproject vallen er zeer regelmatig zeer lage realisaties worden gevonden, waarbij realisaties rond de 45% geen uitzonderingen zijn. Dit in tegenstelling tot de test-WBE's waarbij in de regel boven de 60% werd gerealiseerd en er slechts enkele uitschieters naar beneden konden worden vastgesteld. Er werden geen verschuivingen in realisatie vastgesteld doorheen de jaren (Figuur 4.3).



Figuur 4.3: Gerealiseerd afschot in functie van de toekenning voor test-WBE's (blauw) t.o.v. andere WBE's (rood) voor de periode 2005-2010.

4.4 Conclusies

In elk van de analyses, met uitzondering van de toekenningen, werden duidelijke verschillen gevonden tussen de WBE's die aan het proefproject deelnamen en de overige WBE's. Bij de toekenningen bleek dat in de regel de aanvraag quasi in zijn geheel werd toegekend en dit zowel voor de test-WBE's als voor de andere wildbeheereenheden. Voor de test-WBE's was dit logisch aangezien dit deel uitmaakte van de opzet, maar ook voor de andere WBE's gaat ANB dus voor de meeste wildbeheereenheden uit van een correcte inschatting van de afschotaanvraag door de WBE zelf. Toch blijkt net dit aspect niet te kloppen. Uit de analyse van de aanvragen blijken de overige WBE's tot op het einde van dit proefproject telkens een aanzienlijk hoger afschot aan te vragen dan in de jaren ervoor werd gerealiseerd (meer dan anderhalve keer in 2010). Voor een stuk is dit te verklaren door de nog steeds toenemende reewildstand, want ook bij de test-WBE's verhoogde de absolute aanvraag over de zes onderzoeksjaren in verhouding tot de drie voorgaande jaren met gemiddeld 23%. Een deel van dit verschil vindt zijn verklaring in het feit dat de WBE's die voor dit proefproject werden geselecteerd al bij aanvang van het proefproject een hoger gemiddeld afschot hadden dan de andere WBE's. Het gemiddeld afschot 2002-2004 bedroeg voor de test-WBE's immers $95,8 \pm 40,2$ reeën per jaar (\pm B.I.) (zie ook Tabel 3). In de overige Vlaamse WBE's met een ree-afschot bedroeg dit slechts $29,3 \pm 6,3$ (bereik 1-130). Bij de test-WBE's zien we een stabilisatie van het absoluut afschot doorheen de proefperiode. Bij de overige WBE's nam het afschot gemiddeld nog met 11% per jaar toen in vergelijking met de voorgaande drie jaren. Toch blijkt vervolgens uit de analyses van de uiteindelijke realisatie dat, los van effectieve populatie- en afschotstijgingen, de afschotaanvraag bij de overige WBE's vaak te hoog ligt. Terwijl bij de test-WBE's gemiddeld ca. 80% van de aanvraag wordt gerealiseerd lag dit cijfer voor de overige WBE's met 70% toch significant lager. Ook het 25^e en zelfs 10^e percentiel lagen bij de test-WBE's zelden onder de 70%, terwijl voor de overige WBE's het 25^e percentiel vrijwel altijd op 60% lag en het 10^e percentiel zelfs altijd rond 30-40%. Daarnaast werden bij de test-WBE veel vaker zeer lage uitschieters genoteerd. Het valt dus te verwachten dat wanneer ook bij de overige WBE's de afschotaanvraag zou worden gebaseerd op het gerealiseerd afschot van de voorgaande jaren, de toekenningen sterk zouden dalen en daardoor de realisatie ten opzichte van de aanvraag zou toenemen. De verhouding tussen wat er jaarlijks aangevraagd wordt in verhouding tot wat er geschoten is geweest in de voorafgaande jaren en wat er uiteindelijk geschoten zal worden in dat respectievelijke jaar, zou wel beduidend realistischer worden.

5 Scenario-analyse

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat de gevolgen zouden zijn geweest wanneer het driejarenplan voor alle WBE's met reewildafschot was ingevoerd. Opnieuw worden hiervoor enkel de WBE's uit Vlaams-Brabant, Antwerpen en Limburg gebruikt.

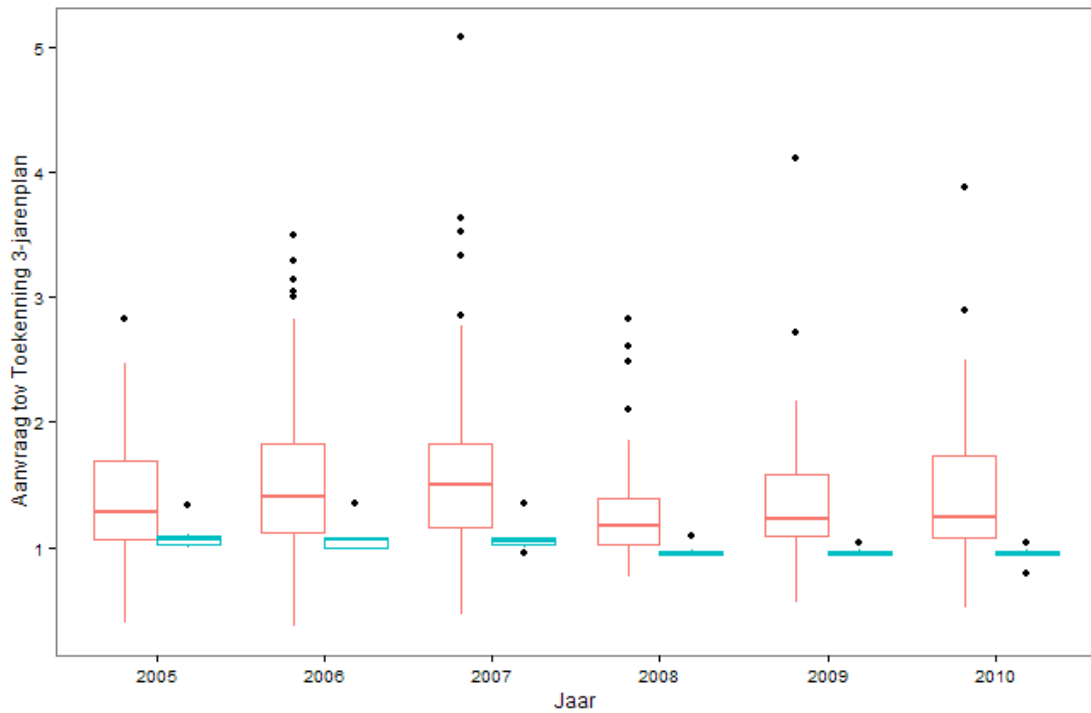
5.2 Methodes

Om na te gaan wat de impact van een driejarenplan zou zijn geweest, werd voor elke WBE een hypothetisch toegekend afschot berekend op basis van het gerealiseerd afschot in de voorgaande jaren. Hiervoor werd het gemiddelde afschot in de drie jaren voorafgaand aan de toekenning vermenigvuldigd met een factor die varieert van 1,15 tot 1,25. Deze factor werd bepaald na eerste terugkoppelingen met de test-WBE's. Er bleek immers dat het gebruik van een factor 1,15, zoals aanvankelijk voorgesteld in het project, voor WBE's met een laag afschot moeilijk tot niet toepasbaar was. Er werd daarom een systeem voorgesteld, waarbij het percentage gehanteerd voor de toekenning daalt naarmate het totaal gerealiseerd afschot in de vorige jaren groter is (gebruik makend van drie klassen). Zo werd voor een afschot van 12-50 reeën 1,25 gebruikt, voor 51-100 reeën 1,20 en voor een afschot dat meer dan 100 reeën bedroeg werd 1,15 gebruikt. Er werd telkens naar boven afgerond tot op 1 ree. WBE's met een afschot onder 12 reeën werden niet opgenomen in de simulatieoefening. Dit omdat dergelijke WBE's vaak WBE's zijn met een nog sterk groeiende reepopulatie waardoor de gegevens nog jaar na jaar grote verschillen kunnen vertonen. Daarnaast resulteert de factor 1,25 enkel vanaf 12 reeën in een verschil van minstens 3 reeën, zodat in elke klasse (geit, bok, kits) een extra dier kan worden toegekend. De hypothetische toekenning werd voor elke WBE berekend voor de periode 2005-2007 vertrekkend van het afschot 2002-2004 en voor 2008-2010 op basis van afschot 2005-2007. Vervolgens werd nagegaan in welke mate deze toekenningen verschilden van de effectief aangevraagde en toegekende aantallen en in welke mate de hypothetische toekenningen het effectief uitgevoerde afschot zouden hebben toegelaten of belemmerd. Ter controle werden telkens ook de test-WBE's meegenomen in analyse.

5.3 Resultaten

5.3.1 Aanvragen en toekenningen

Bij een controle-analyse van de aanvragen voor de test-WBE's bleken de aanvragen in de eerste periode iets hoger te liggen dan wat we bekomen door het gerealiseerd afschot te vermenigvuldigen met de vooropgestelde factor (1,15–1,25) (Figuur 5.1). Er werd gemiddeld $1,08 \pm 0,05$ keer het voorgestelde afschot aangevraagd dat zou worden bekomen door toepassing van de aangepaste standaardregel, wat neerkomt op een factor 1,24–1,35 i.p.v. de voorgestelde 1,15–1,25. In de tweede periode sloot de effectieve aanvraag van de test-WBE's veel beter aan bij de aanvraag volgens de standaardregel en werd gemiddeld $0,96 \pm 0,02$ maal het voorgestelde aantal reeën aangevraagd. Ook voor de overige WBE's werd een verschil tussen beide periodes gevonden. Voor deze WBE's, die niet deelnamen aan het proefproject, lag de aanvraag in de eerste 3 jaar nog gemiddeld $1,54 \pm 0,10$ hoger dan de gemodelleerde driejarenaanvraag. Dit staat gelijk aan een aanvraag die tussen 1,77 en 1,93 keer het gerealiseerde afschot in de voorbije drie jaar bedroeg. In de tweede periode was dit aandeel gedaald tot $1,35 \pm 0,07$ keer het gemodelleerd aantal, of 1,55 tot 1,69 keer zoveel reeën als het gemiddeld afschot van de drie voorgaande jaren.

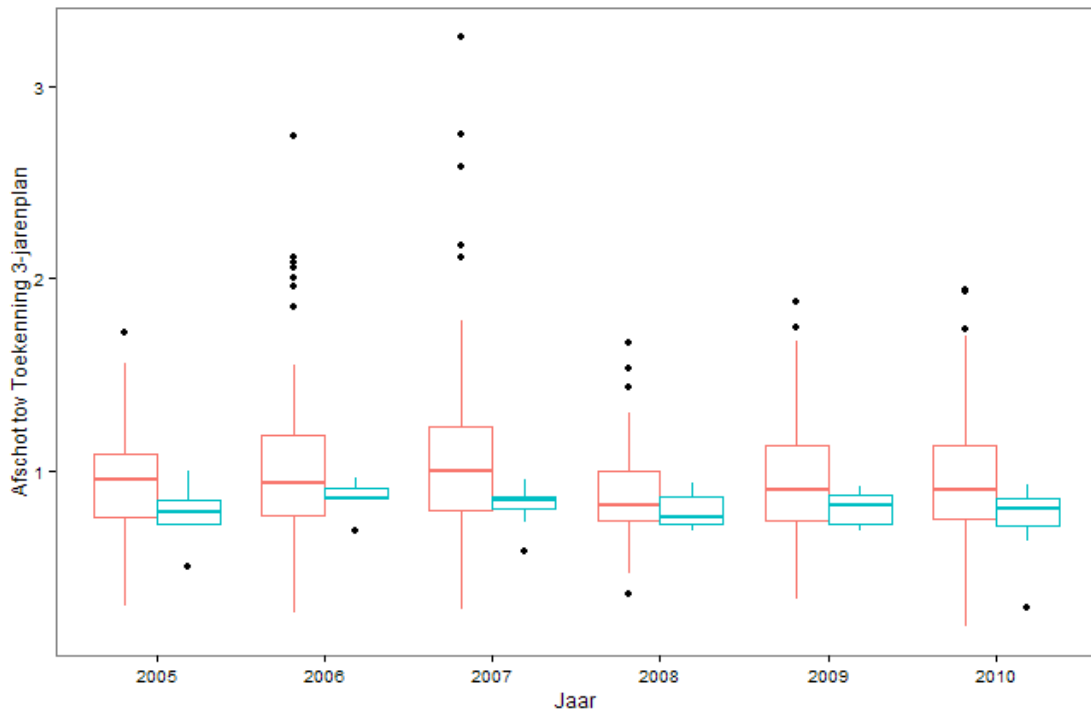


Figuur 5.1: Aangevraagd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor test-WBE's t.o.v. andere WBE's voor de periode 2005-2010.

Omdat ook hier opnieuw weinig verschil bestond tussen de toekenningen en de aanvragen vertoonden ook de toekenningen een vergelijkbare trend en worden de cijfers niet verder in detail behandeld.

5.3.2 Realisaties

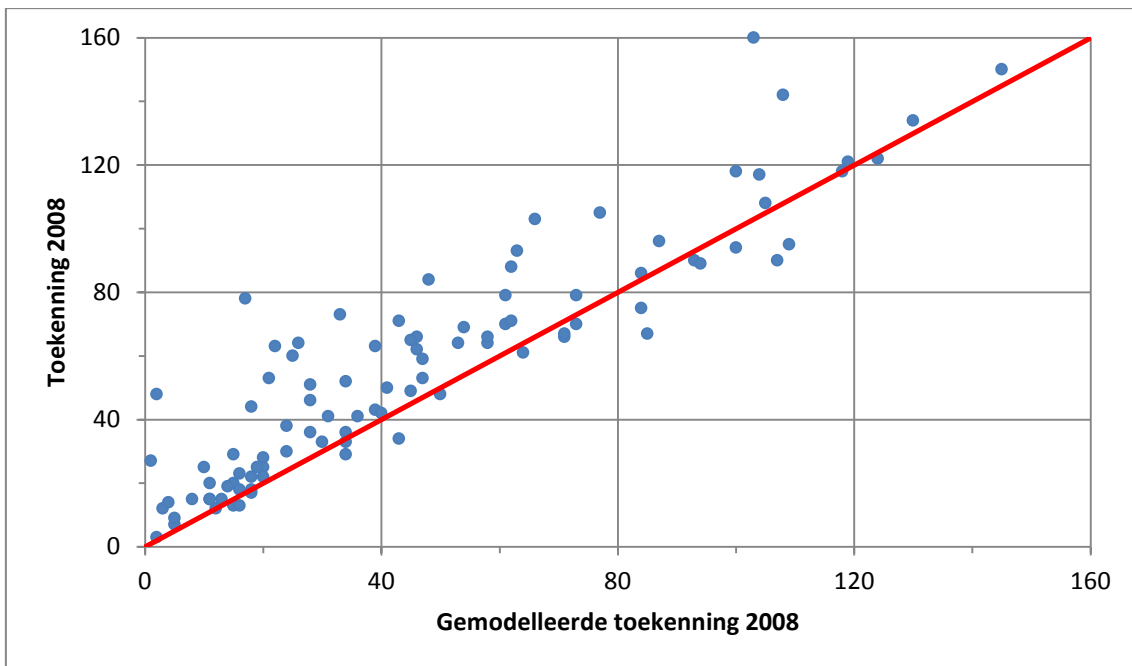
Er werd in de eerste periode een gemiddelde van $0,82 \pm 0,05$ keer de toekenning gerealiseerd. In de tweede periode lag dit cijfer op $0,78 \pm 0,06$. Wanneer we het effectief gerealiseerd afschot van de overige WBE's uitzetten ten opzichte van wat zou worden toegekend in een driejarenplan, ligt de gemiddelde realisatie van deze WBE's voor de eerste periode op gemiddeld $1,03 \pm 0,07$. Voor de tweede periode ligt dit cijfer aanzienlijk lager met een gemiddelde realisatie van $0,92 \pm 0,04$ (zie Figuur 5.2). De oorzaak hiervoor is vooral te vinden in het feit dat door toepassing van het driejarenplan voor deze WBE's de toegekende aantallen beduidend lager gelegen zouden hebben waardoor het afschot gerealiseerd in de laatste zes jaar relatief hoog ligt t.o.v. wat zou toegekend geworden zijn mocht het driejarenplan van toepassing geweest zijn voor deze WBE's.



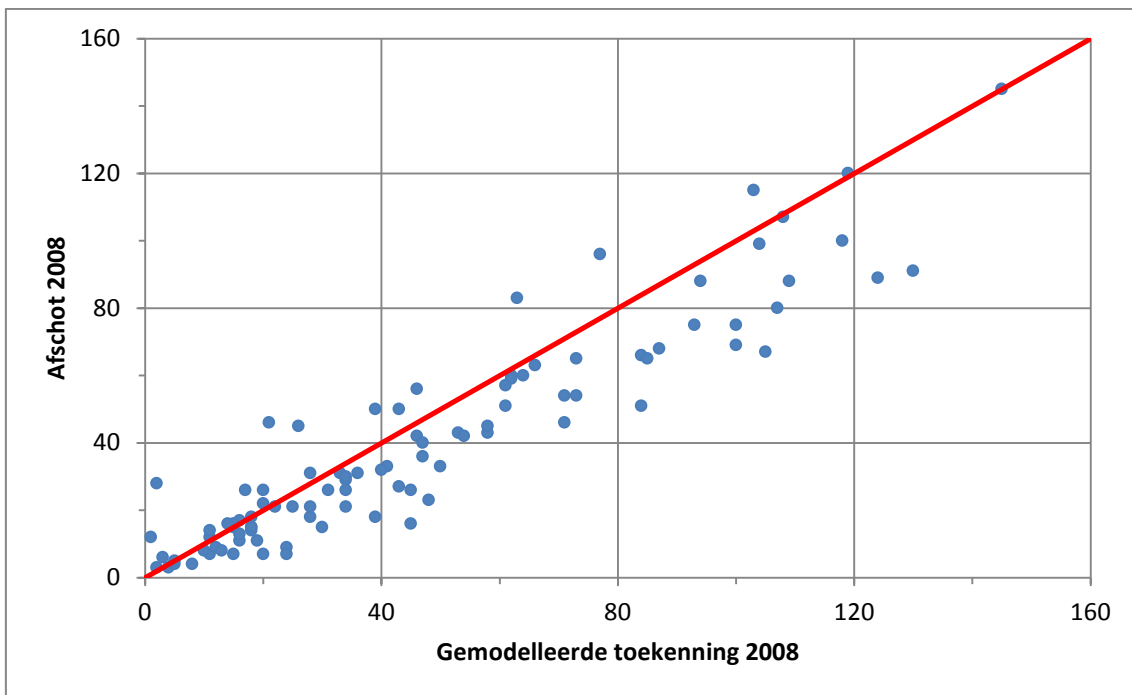
Figuur 5.2: Uitgevoerd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor de test-WBE's t.o.v. de andere WBE's voor de periode 2005-2010.

5.4 Implicaties op het gerealiseerd afschot

Bij de invoering van een driejarenplan in alle WBE's met een reeafschot, zou het aangevraagde afschot dus aanzienlijk dalen en het aandeel dat daarvan effectief werd gerealiseerd stijgen. De totale toekenning zou voor de periode 2005-2010 voor alle niet-test-WBE's 25240 in plaats van 31840 hebben bedraagd, een verschil van 6600 reeën. Voor 2008 zien we bijvoorbeeld 80% van alle WBE's een lagere toekenning zou krijgen dan de toekenning die ze nu in dat jaar kregen (Figuur 5.3, WBE's boven de rode lijn). Toch zou dit over de ganse projectperiode niet meteen hebben geresulteerd in een afschotdaling met 6600 stuks, aangezien slechts 22789 reeën effectief werden geschoten. In Figuur 5.4 vergelijken we voor alle WBE's met reewildafschot in 2008 de realisatie tegenover een eventuele toekenning zoals die binnen een driejarenafschotplan zou worden toegekend. Daaruit blijkt dat 23% van alle WBE's met een reewildafschot in dat jaar niet hun volledig afschot zouden hebben kunnen realiseren. Voor deze WBE's is het gerealiseerd afschot immers hoger dat wat toegekend zou worden voor 2008 onder toepassing van een driejarenplan (WBE's boven de rode lijn). In totaal zou dit hebben geresulteerd in 198 dieren, ofwel 4% van het totale afschot voor 2008, die niet zouden kunnen worden geschoten. Dit wordt op Vlaamse schaal gecompenseerd met 73% van de WBE's die een toekenning zouden hebben gekregen die hun huidig afschot oversteeg (Figuur 5.4, WBE's onder de rode lijn). In totaal zou hierdoor nog een groeimarge van 800 reeën in het afschot aanwezig blijven. De WBE's voor wie de toekenning ontoereikend zou zijn, zijn vooral WBE's met die gekenmerkt worden door een zeer laag afschot en toekenning in de jaren voor 2008. Dit zijn dus in de regel WBE's uit gebieden met een recent en dus nog sterk stijgend reeafschot. Deze vaststelling pleit er daarom opnieuw voor om het driejarenplan te beperken tot WBE's met een voldoende groot afschot (boven 12 reeën).



Figuur 5.3: De effectieve toekenningen in functie van de gemodelleerde toekenning van voor alle WBE's in 2008 (1 outlier met zeer hoog afschot en toekenning werd verwijderd uit grafiek; rode lijn=1/1 relatie).



Figuur 5.4: Het uitgevoerd afschot in functie van de gemodelleerde toekenning voor alle WBE's in 2008 (1 outlier met zeer hoog afschot en toekenning werd verwijderd uit grafiek; rode lijn=1/1 relatie).

6 Evaluatie van gekende bio-indicatoren binnen het proefproject rond de toepassing van een driejarenplan in Vlaanderen

In dit hoofdstuk wordt voor elk van de bio-indicatoren die in Tabel 2 worden beschreven een kwantitatieve en kwalitatieve analyse gemaakt van de toepasbaarheid ervan binnen een Vlaamse context. Dit moet toelaten om een set van indicatoren te identificeren die ook in de toekomst in Vlaanderen bruikbaar zijn voor de evaluatie van een driejarenafschotplan. Voor het kwantitatieve aspect houden we rekening met spreiding van de gegevens als maat voor de precisie waarmee de gegevens werden verzameld. Vervolgens wordt, waar mogelijk, ook het discriminerend vermogen tussen de verschillende jaren en WBE's voor elk van de indicatoren getoetst om na te gaan of er op Vlaamse schaal sterke verschillen in die indicatoren zijn (in tijd en ruimte) en of we die desgevallend ook kunnen detecteren. Daarnaast wordt telkens een kwalitatieve analyse van de indicatoren gemaakt die rekening houdt met de inspanningen die moeten geleverd worden om ze in te zamelen.

6.1 Gegevensinzameling

In totaal werden in de verschillende test-WBE's van 2005 tot en met 2010 biometrische gegevens verzameld van 3927 reeën. Van 1574 daarvan kon op het INBO met meer detail de leeftijdscategorie worden bepaald. Van 1566 dieren kon deze determinatie door het INBO worden vergeleken met de determinatie zoals die door de jager gebeurde. Als we er vanuit gaan dat de INBO-determinatie (die in labocondities gebeurde) correct is, dan bleek dat in totaal 1373 van de 1566 dieren (88%) correct door de jager op leeftijd werden geschat.

Wanneer we de resultaten in meer detail gaan bekijken (Tabel 4) dan valt op dat vooral smalreeën en in mindere mate jaarlingbokken voor determinatieproblemen rond leeftijd zorgen. 77% van de jaarlingbokken werd nog als dusdanig herkend, tegenover slechts 48% van de smalreeën. Omgekeerd bleek wel respectievelijk 88 en 73% van wat als jaarlingbok en smalree werd herkend effectief ook tot dat type te behoren. Bokken en geiten worden met een precisie van ca. 90% vrij correct gedetermineerd. Kitsen worden het best op leeftijd geschat, in de regel wordt ongeveer 95% correct door jager herkend en is ongeveer 96% van wat als kits wordt getypeerd daadwerkelijk ook een kits.

Tabel 4: Vergelijking tussen de leeftijdsbepalingen van ree zoals die door de jagers en het INBO gebeurden. Linker kolom jager t.o.v. INBO, rechter kolom INBO t.o.v. jager (vb. 96,4% van alle door de jager als bokkits gedetermineerde dieren bleek ook bokkits te zijn, 95,1% van alle bokkitsen (INBO) was ook zo door de jager bepaald).

		Type (INBO)											
		Bokkits		Jaarlingbok		Bok		Geitkits		Smalree		Geit	
Type (jager)	BK	96,4	95,1	2,3	1,6	1,4	0,8						
	JLB	3,2	4,1	87,8	76,8	9,0	7,0						
	B	0,5	0,9	17,3	21,6	82,3	92,2						
	GK							96,5	96,8	1,6	5,2	1,9	2,3
	SR							4,8	1,0	73,0	47,9	22,2	5,3
	G							2,4	2,3	15,3	46,9	82,3	92,4

6.2 Kilometerindex en gerapporteerde reewildstand

6.2.1 Inleiding

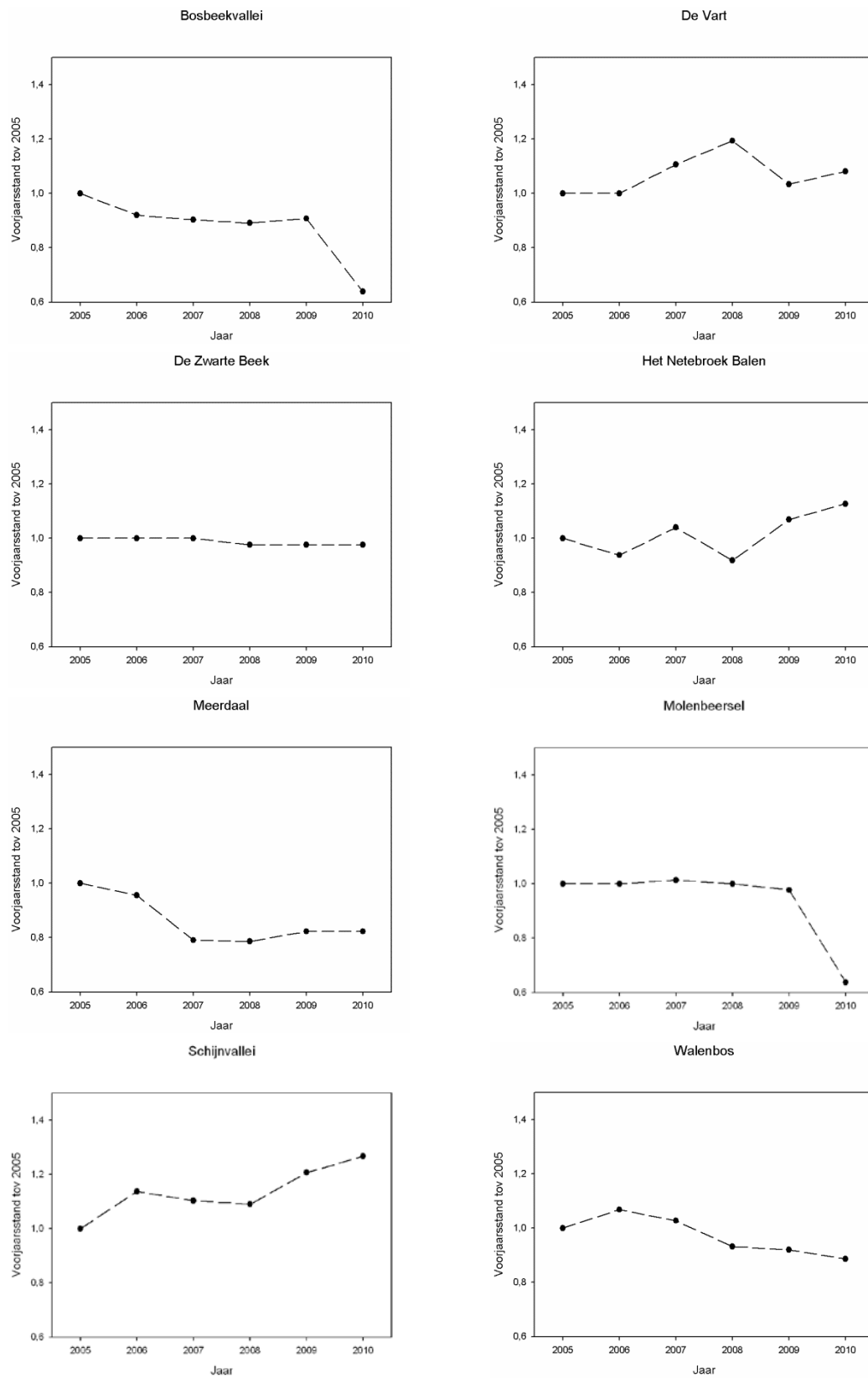
De kilometerindex is een indicator die voor het opvolgen van reepopulaties al lang zijn dienst bewijst en die ook door het INBO binnen andere projecten wordt toegepast (Vincent *et al.* 1991, Vercammen *et al.* 2011). Voor de toepasbaarheid ervan in het kader van de evaluatie van een driejarenplan voor reewildafschot werd daarom geopteerd deze indicator niet bijkomend te evalueren. De indicator vereist echter wel een matig grote inspanning van de WBE's gezien de telling jaarlijks 4 keer herhaald dient te worden en een totaal van 3 km traject per 100 ha bos dient afgewandeld te worden per keer (Groupe Chevreuil 1991). Daarnaast wordt als een proxy voor de populatietrend tot op heden vooral de door de WBE's opgegeven reewildstand gebruikt. Deze reewildstand wordt echter niet verzameld op een gestandaardiseerde methode door de WBE's en kan zonder bijkomend onderzoek ook niet gevalideerd worden.

6.2.2 Methodiek

Om in deze analyse toch een directe schatter van de populatietrend mee op te nemen werd hier geopteerd om de gerapporteerde reewildstand, de enige beschikbare voor elk van de deelnemende WBE's, mee te beschrijven. De beschreven parameter werd bekomen door de jaarlijks gerapporteerde reewildstand uit te zetten ten opzichte van de beboste oppervlakte binnen die WBE. Om de relatieve trend over de jaren weer te geven werd het afschot per 100ha bos gestandaardiseerd ten opzichte van het aanvangsjaar (2005).

6.2.3 Resultaten en discussie

De resultaten tonen in eerste instantie vrij verschillende patronen voor de verschillende test-WBE's doorheen de zes verschillende jaren (Figuur 6.1). In WBE's de Bosbeekvallei en Meerdaal werd een aanzienlijke daling gerapporteerd, in WBE Walenbos een lichte daling en in WBE de Schijnvallei een grote stijging. Verder bleef de gerapporteerde voorjaarsstand in WBE's De Zwarte Beek, De Vart en Het Netebroek Balen min of meer constant. Dergelijke trends op langere periodes kunnen dan wel een indicatie geven van de populatiegrootte, op driejarige basis is dat niet haalbaar. Daarnaast zorgt het feit dat de tellingen niet gestandaardiseerd gebeuren voor een gebrek aan reproduceerbaarheid. Dit maakt de gerapporteerde reewildstand vatbaar voor subjectiviteit en ongeschikt als bio-indicator. In de context van een driejarenplan valt daarom het gebruik van de kilometerindex te prefereren boven die van de gerapporteerde voorjaarsstand. Daarenboven heeft een kilometerindex het voordeel dat niet de foutieve indruk van een absolute beschrijving van de dichtheid wordt gewekt. Bij het gebruik van een voorjaarstelling bestaat immers de indruk, alhoewel niet terecht, dat een indicatie voor de totale populatieomvang gegeven wordt i.p.v. een index zoals het geval is bij de kilometerindex. Interpretaties van absolute dichtheden zijn niet enkel zo goed als onmogelijk vast te stellen, ze zijn ook weinig informatief omdat elke densiteit in verhouding tot een (veranderende) habitatconditie moet worden geïnterpreteerd wanneer gehanteerd in het kader van het beheer (Kjellander *et al.* 2006).



Figuur 6.1: Gerapporteerde jaarlijkse relatieve voorjaarsstand/100ha bos per WBE.

6.3 Reproductiesucces

6.3.1 Inleiding

Doorheen de evolutie is bij de meeste hoefdieren uit gematigde zones de voortplanting flexibel geworden als een aanpassing aan de sterk veranderende omgevingen waarin ze leven (Ferguson *et al.* 2000). Dit leidt ertoe dat het reproductiesucces vaak kan worden gebruikt om de populatietoestand van deze hoefdieren in verhouding tot de draagkracht van een gebied te beschrijven. Hiervoor worden traditioneel twee verschillende parameters gebruikt: de fecunditeit (het aantal kitsen per drachtige geit) en het aandeel zich voortplantende dieren (per jaar en per leeftijdsklasse) (Gaillard 1988). Om deze parameters bij reeën te kunnen inschatten werden verschillende indicatoren ontwikkeld. Enerzijds wordt vaak het aandeel reproductieve vrouwelijke dieren (geiten en smalreeën) beschreven als het aandeel drachtige geiten of het aandeel geiten met volgende jongen (Gaillard 1988). Om fecunditeit te meten wordt het gemiddeld aantal nakomelingen per reproducerende geit geteld of bepaald (Gaillard 1988, ONC 1996; 1999).

Het gebruik van het aandeel reproductieve vrouwelijke reeën is gebaseerd op het feit dat onder slechte omstandigheden een aandeel smalreeën en jonge geiten geen voldoende hoog lichaamsgewicht behalen om aan de reproductie deel te nemen (Gaillard *et al.* 1992; ONC 1999; Kjellander *et al.* 2006). Op die manier wordt de leeftijd van eerste reproductie met een jaar verhoogd (ONC 1999). Toch is niet enkel het gewicht van belang, ook densiteitseffecten spelen een rol (Gaillard *et al.* 1992, Andersen *et al.* 1998). Daarnaast neemt de voortplantingscapaciteit bij vrouwelijke reeën af in de latere levensfasen (>7 jaar), waardoor ook de leeftijdsopbouw van de populatie een belangrijke rol speelt in het totale reproductiesucces (Andersen *et al.* 1998). De voortplantingscapaciteit van de overige reeën blijkt vooral sterk te variëren onder de leeftijd van 2 jaar, dus opnieuw de smalreeën, waar het reproductiesucces snel afneemt bij sterke stijgingen in densiteiten (Cederlund *et al.* 1998).

Ook het gemiddeld aantal kitsen per reproducerende geit daalt bij sterke stijgingen in densiteiten (Vincent & Bideau 1992, ONC 1999). Dit is gerelateerd aan het feit dat zwaardere geiten grotere worpen produceren dan lichtere geiten (Hewison 1996 *in* Cederlund *et al.* 1998). Opnieuw geldt hier dat het vooral het reproductiesucces bij smalreeën is dat in dergelijke gevallen snel afneemt (Cederlund *et al.* 1998). De fecunditeit bij reeën wordt in de regel beschreven door het aantal gele lichaampjes, het aantal embryo's of het aantal volgende jongen per reproducerende geit (Gaillard 1988). Het aantal kitsen per geit kan zowel gedurende de zomer- als wintermaanden worden geteld (Morellet *et al.* 2007).

Alles samen zijn dus beide elementen belangrijk om de reproductieve output van een reepopulatie te beschrijven. Of zoals Hewison & Gaillard (2001) het stellen: "voor soorten zoals ree, waar vrouwelijke dieren eerder op voedselinname dan op vetreserve zijn aangewezen, zijn er twee verschillende elementen die de reproductieve output van de populatie mee bepalen: in eerste instantie bepaalt het lichaamsgewicht op het moment van bevruchting de bovengrens voor de worpgrootte, terwijl in tweede instantie senescentie en klimaatfactoren de reproductie sturen door mislukte implantaties".

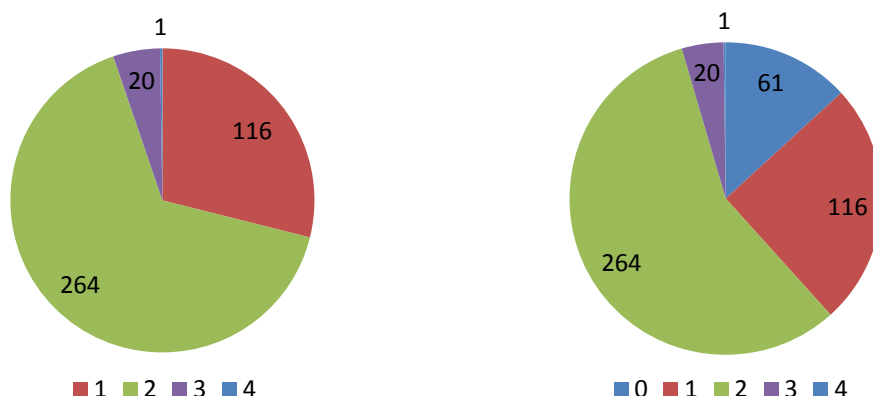
6.3.2 Methodiek

Binnen dit project werden beide beschreven parameters opgevolgd. Gedurende de eerste drie jaren werd getracht om de baarmoeder en ovaria voor geiten (smalreeën en adulte geiten) in te zamelen en het aantal embryo's te analyseren. Dit laat enerzijds toe het aandeel drachtige vrouwelijke dieren te berekenen en anderzijds kan het gemiddeld aantal embryo's per drachtig dier worden bepaald. Omdat niet voor alle geschoten vrouwelijk dieren de nodige stalen konden worden ingezameld kon het aandeel drachtige dieren echter nooit met volledige zekerheid worden bepaald. Daarom werd per WBE per jaar ook telkens het aandeel drachtige vrouwelijke meerjarige dieren berekend en dit op basis van twee verschillende veronderstellingen. De eerste gaat ervan uit dat alle vrouwelijke dieren in het

afschot waarvoor geen stalen ingezameld werden drachtig waren, de tweede dat deze dieren allemaal niet drachtig waren. Op die manier werd een bovengrens en ondergrens voor deze indicator bekomen. Voor de bepaling van de fecunditeit werd het aantal embryo's per geit geteld. Gedurende de tweede drie jaren van het project werd de algemene inzameling losgelaten en gebeurde de verwerking van de resultaten op basis van de informatie op het meldingsformulier (zie ook Tabel 9). Dit moest ook toelaten om na te gaan in welke mate deze informatie in kwaliteit vergelijkbaar was met de resultaten van de ingezamelde stalen uit de eerste periode.

6.3.3 Resultaten en discussie

Gedurende de eerste drie projectjaren werden in alle acht deelnemende WBE's in totaal 496 reeën en smalreeën in het afschot gemeld, waarvan er 369 (74%) konden worden ingezameld. In de daaropvolgende projectjaren was het niet langer de bedoeling nog alle stalen van alle WBE's verder in te zamelen en werd nog slechts een deel van de stalen uit drie van de acht WBE's ingezameld. Daarbij werden 93 van de 101 vrouwelijke dieren ingezameld (92%). In totaal werden dus over de projectduur 462 van 597 (77%) vrouwelijke reeën uit afschot ingezameld. Binnen deze staalname waren 61 dieren niet drachtig, bij 116 was 1 embryo aanwezig, bij 264 2 stuks, bij 20 werden 3 embryo's gevonden en 1 ree droeg 4 embryo's.

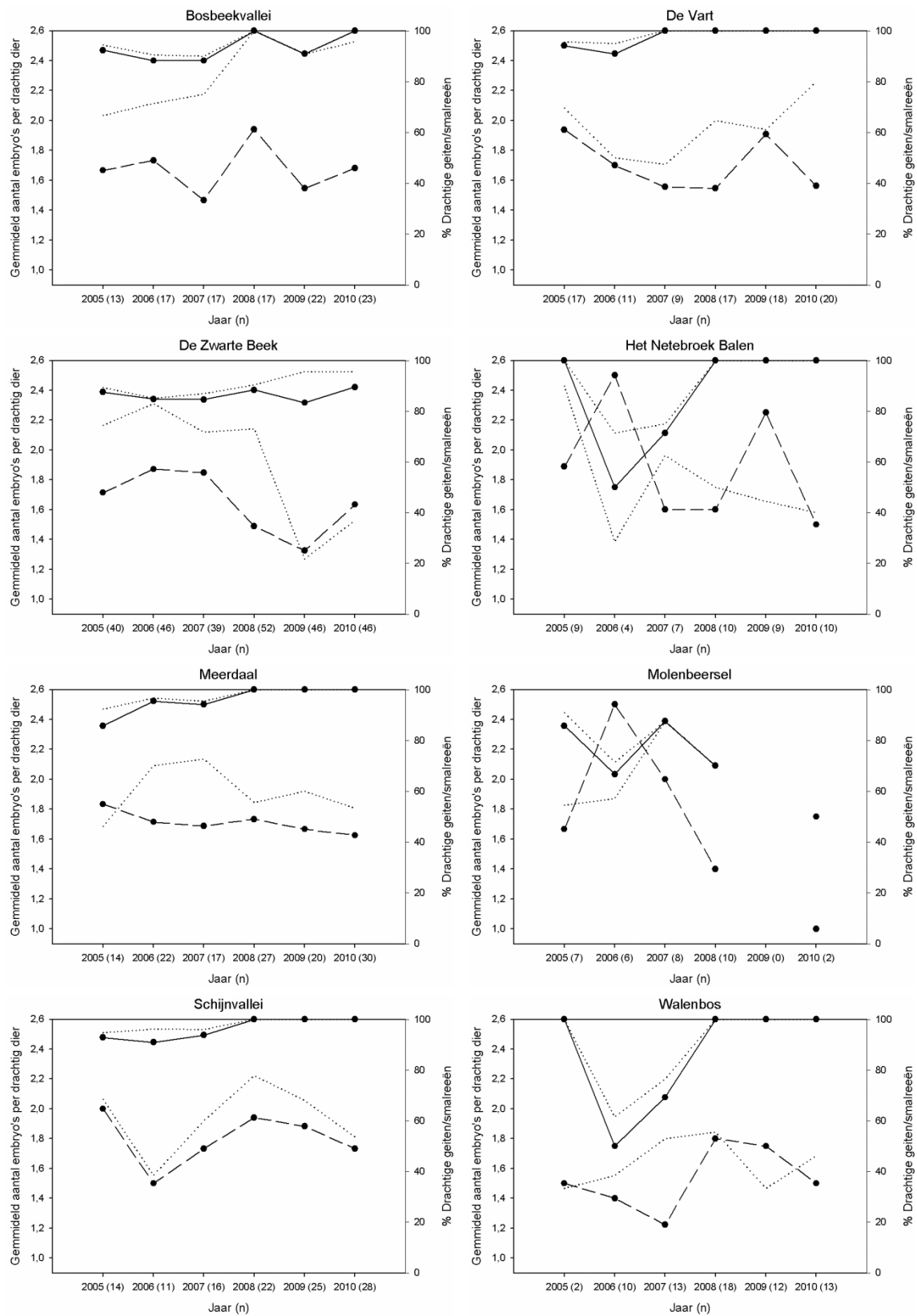


Figuur 6.2: Verdeling van het aantal kitsen per geit/smalree (links zonder niet-drachtige dieren, rechts met)

In totaal waren dus 401 (87%) van de gekende meerjarige vrouwelijke reeën drachtig. Wanneer we aannemen dat alle 135 meerjarige vrouwelijke reeën waarvoor geen stalen binnenkwamen niet drachtig waren vermindert dit percentage tot 67%. Wanneer we daarentegen aannemen dat alle ongekende dieren drachtig waren stijgt het percentage tot 90%. Wanneer dezelfde gegevens per WBE per jaar worden geanalyseerd blijkt dat het merendeel van de waarden boven de 80% uitkomen (Figuur 6.3). Deze waarden sluiten aan bij andere gekende waarden voor Europese reepopulaties waarbij in de regel meer dan 80% van alle vrouwelijke reeën (smalreeën en adulte geiten) drachtig was (Danilkin 1996). Enkel in uitzonderlijke gevallen van populaties in slechte conditie door sterk verhoogde relatieve densiteiten zakten deze waarden tot onder de 70%. Tussen de WBE's onderling blijkt de variatie dan ook gering en ook tussen de jaren worden geen hoge schommelingen opgetekend (Figuur 6.3). In het tweede deel van de proefperiode werd voor veel WBE's een aandeel drachtige dieren van 100% vastgesteld. Dit is een gevolg van het feit dat het aantal embryo's facultatief in te vullen was op het meldingsformulier (Tabel 9) waardoor veel nultellingen niet werden ingegeven. De zeer lage minimumschattingen van het aandeel drachtige dieren op basis van deze ontbrekende gegevens geven echter ook aan dat meer dan waarschijnlijk ook van een groot aantal drachtige dieren het aantal embryo's niet op het formulier werd ingevuld.

Gemiddeld bedroeg over alle jaren en WBE's samen het aantal embryo's per drachtig dier $1,75 \pm 0,04$ (95% B.I.). Hiermee sluit de waarde voor Vlaanderen aan bij de gekende waarden uit nabijgelegen landen zoals Groot-Brittannië en Duitsland waar verschillende studies telkens waarden tussen 1,70 en 1,95 aangeven (Danilkin 1996, Andersen *et al.* 1998). De afzonderlijke waarden per WBE per jaar schommelen tussen 1 en 2,5. Uitschieters hierbij sluiten aan bij de hoogste en laagste waarden opgetekend op Europese schaal en kunnen op Vlaamse schaal eventueel het gevolg zijn van ruis door lage staalnamegroottes. Toch betekent dit concreet dat de verschillen tussen de verschillende WBE's meer uitgesproken zijn dan het aandeel drachtige dieren weergeeft. Ook tussen de jaren onderling binnen eenzelfde WBE zijn de verschillen in fecunditeit groter dan de verschillen in het aandeel drachtige dieren. Daarnaast valt op dat de gegevens die gedurende de tweede periode van drie jaren werden verzameld aansluiten bij de gegevens uit de eerste drie projectjaren. Deze kwaliteit van deze gegevens heeft immers minder te lijden onder ontbrekende gegevens en de vergelijkbaarheid tussen beide periodes doet vermoeden dat het aantal embryo's dat wordt ingevuld in de regel correct is.

Aangezien het aandeel drachtige geiten sterk afhankelijk kan zijn van een eventuele bias in de inzameling en verschillen in fecunditeit tussen WBE's en inzameljaren meer uitgesproken zijn, lijkt de laatste indicator de betere van de twee om de toestand van de populatie mee op te volgen. Verschillen in fecunditeit zijn het sterkst merkbaar bij smalreeën waardoor in principe enkel binnen deze categorie een opvolging zou eventueel zou kunnen volstaan. Toch blijkt net de herkenbaarheid van smalreeën tot het hoogste aandeel fouten in typebepaling te leiden (zie Tabel 4). Daarom lijkt het nuttiger de fecunditeit bij alle smalreeën en geiten gemeenschappelijk op te volgen. De indicator kan eventueel door de jager zelf eenvoudig worden bepaald, door bij het ontweiden het aantal aanwezige embryo's mee op te nemen. Wanneer het opgeven van dit aantal embryo's op het meldingsformulier verplicht zou worden, met ook de expliciete verplichting nulwaarden te noteren (zie ook voorstel Tabel 10), wint ook de indicator met rond het aandeel drachtige dieren aan accuraatheid en kan het bepalen van het reproductiesucces een belangrijke rol spelen in het evalueren van de toestand van lokale reepopulaties.



Figuur 6.3: Gemiddeld aantal embryo's per drachtig dier (onderbroken lijn) en het percentage drachtige geiten/smalreeën (volle lijn) per WBE per jaar (de stippellijnen tonen de maximale spreiding van het aandeel drachtige dieren op basis van het aantal geiten/smalreeën waarvan niet gekend is of ze drachtig waren of niet).

6.4 Onderkaaklengte kitsen

6.4.1 Inleiding

Morellet *et al.* (2007) beschrijven het meten van de onderkaaklengte van reeën, rekening houden met de leeftijd van het dier op basis van tandslijtage, als indicator van de toestand van de populatie. Patronen van tandslijtage zijn echter bij toenemende ouderdom steeds moeilijker in te schatten zodat de kans op het indelen van een dier bij een verkeerde cohorte toeneemt met ouderdom (Hewison *et al.* 1999). Het kenmerk waarbij naar het aantal lobben van de derde premolaar (P4) wordt gekeken om na te gaan of het al dan niet een kits betreft, is echter wel een eenvoudige en bij jagers goed gekende methode om kitsen te kunnen herkennen op basis van de tandwissel. Ook de cijfers in Tabel 4 geven aan dat kitsen met een zeer hoge correctheid door jagers op het terrein worden gedetermineerd. Dit alles zorgt ervoor dat vooral de onderkaaklengte van kitsen een goede parameter voor de toestand van de populatie kan zijn.

Het gebruik van onderkaaklengte als indicator voor de toestand van de populatie is gebaseerd op de vaststelling dat deze onderkaaklengte daalt met stijgende reedichtheden (Ballon 1999). Wel bestaat er daarnaast een sterke relatie tussen onderkaaklengte en lichaamsgewicht. Onderkaaklengtes kunnen hierdoor vaak individuele groeiverschillen eerder dan conditieverschillen uitdrukken (Blant & Gaillard 2004). Toch blijkt de lengte van de onderkaak bij reeën onder 1 jaar naast een indicator voor de individuele conditie van het ree, in zijn globaliteit een goede weergave van de relatie tussen populatie en omgeving te zijn (Hewison *et al.* 1996 in ONC 1996).

6.4.2 Methodiek

Onderkaaklengtes worden door de jager op het terrein vaak slechts tot op 1 of 5 mm nauwkeurig gemeten. Om de bruikbaarheid van de parameter goed te kunnen nagaan werden daarom binnen dit project zoveel mogelijk onderkaken ingezameld en werd de lengte met schuifpasser tot op 0,01 mm nauwkeurig bepaald. Daarna werd het gemiddelde van alle gekende onderkaaklengtes (links en/of rechts) per reekits berekend. Vervolgens werd de invloed van een aantal parameters op de variantie in onderkaaklengte geanalyseerd. Zo werd nagegaan wat de relatieve invloed is van de WBE en het jaar waarbinnen een kits werd geschoten. Het is daarenboven ook gekend dat de onderkaaklengte van reekitsen significante verschillen tussen beide geslachten kan vertonen (Blant & Gaillard 2004). Daarom werd geopteerd om ook het geslacht mee in de modelanalyse op te nemen. Om ook een eventueel effect van de precieze afschotdatum van een kits (kitsen kunnen geschoten worden tussen 15 januari en 15 maart, een periode waarbinnen de dieren ook nog sterk groeien) mee op te nemen werd ook het afschottijdstip mee opgenomen in de analyses van de verschillende modellen.

6.4.3 Resultaten en discussie

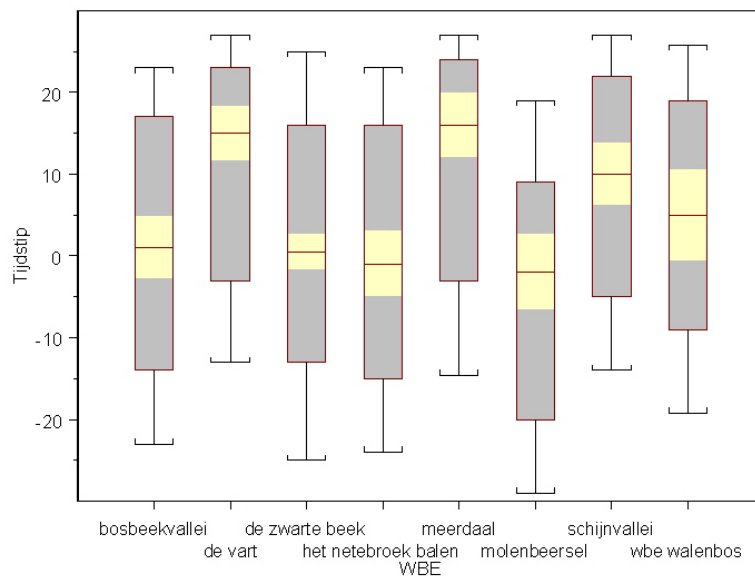
De gemiddelde onderkaaklengte kon het best worden beschreven met een *generalized linear model* met Gauss-verdeling. De modelanalyse toonde aan dat zowel het jaar als de WBE waarbinnen een kits werd geschoten in significante mate de lengte van de onderkaak mee bepaalde. Ook het tijdstip binnen het jachtseizoen en het geslacht van de reekits bleken van significant belang. Zoals verwacht werd geen interactie tussen geslacht en andere factoren gevonden, wat impliceert dat, ondanks de onderlinge verschillen, de regionale en temporele verschillen in onderkaaklengte voor beide geslachten gelijklopend zijn. Daarnaast bleek ook de interactie tussen het tijdstip van afschot en de WBE van belang en werd ook de interactie tussen WBE en het jaar opgenomen in het model. Hierdoor werd de gemiddelde onderkaaklengte als volgt gemodelleerd:

Gemiddelde onderkaaklengte ~ (jaar + tijdstip) * WBE + geslacht

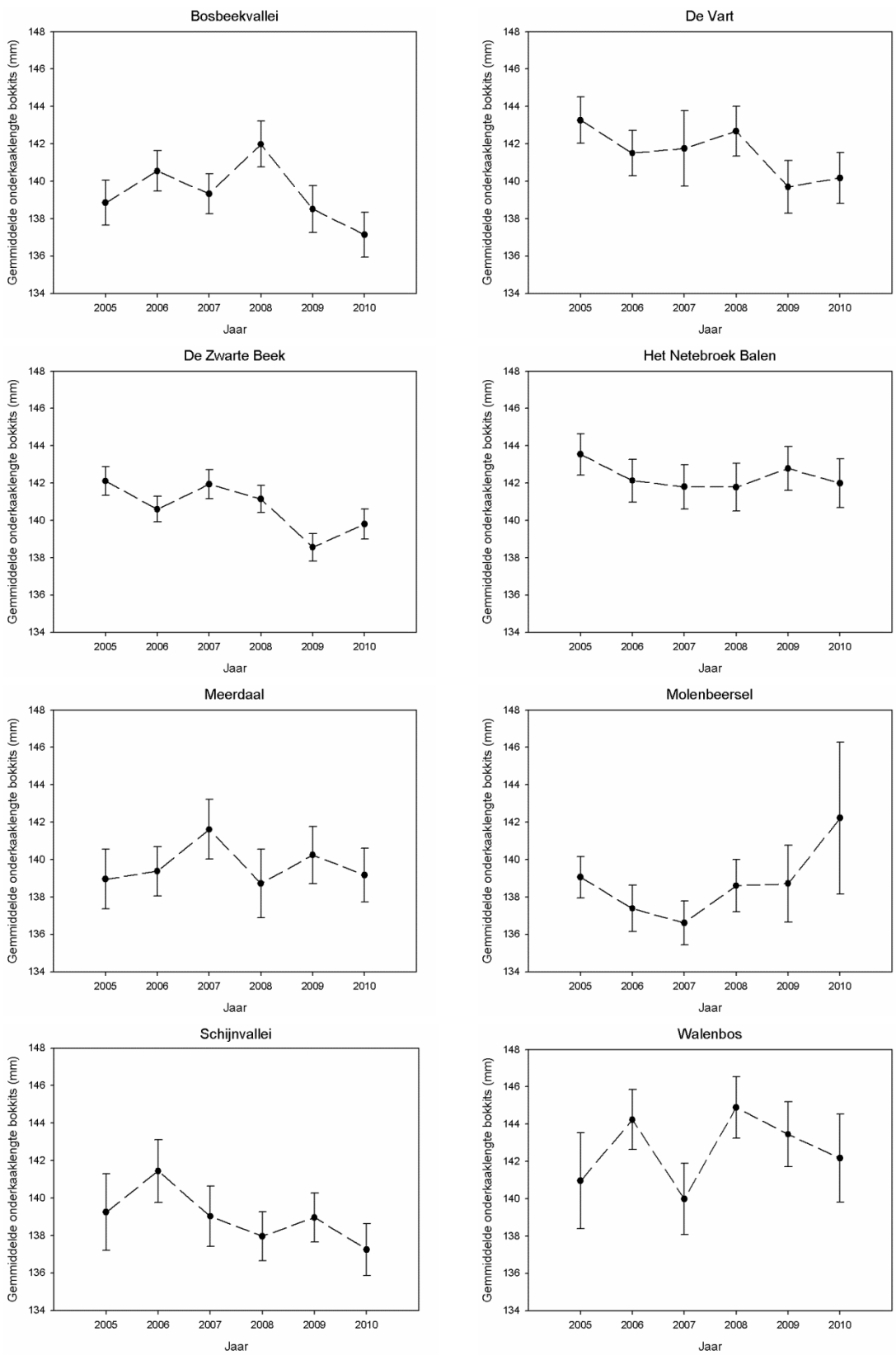
Wanneer we naar beide geslachten samen kijken bedroeg de gemiddelde onderkaaklengte voor een kits geschoten op 15 februari over alle jaren in de deelnemende WBE's 140,07 mm,

waarbij het gemiddelde over de jaren tussen de verschillende WBE's varieerde tussen 138,25 en 142,55 mm. Het maximale verschil over alle jaren binnen één afzonderlijke WBE varieerde hierbij tussen 2,03 en 6,25 mm. Dit houdt in dat er alvast voldoende spreiding in de gegevens aanwezig is. Wanneer we de trends per WBE bekijken voor enkel de bokkitten, vertonen bijna alle WBE's een stabiele trend of lichte daling in de gemiddelde onderkaaklengte over de jaren heen (Figuur 6.5). Enkel WBE Molenbeersel vertoonde een sterke stijging, maar die was vooral te wijten aan een sterke uitschieter in 2010 door de geringe staalnamegrootte in die WBE in dat jaar (n=2).

Alles samen laten de gemiddelden en gerelateerde foutenvlaggen een inschatting van de trends toe. Wel maakt het feit dat het afschottijdstip een significante rol speelt de verwerking van de gegevens moeilijker. Doorheen de verschillende WBE's wordt immers op verschillende momenten het afschot van de kitten gerealiseerd. Uit Figuur 6.4 blijkt dat slechts drie WBE's het kitsafschoot gespreid rond 15 februari uitvoeren, 1 WBE (Molenbeersel) voert dit afschot gemiddeld iets vroeger uit, 4 WBE's voeren het kitsafschoot gemiddeld later uit. Hierbij valt vooral op dat in WBE's de Vart en Meerdaal het afschot voor quasi 75% na 15 februari werd uitgevoerd en dat in beide WBE's gemiddeld de helft van alle kitsafschoot in de maand maart gebeurt. Dit zorgt ervoor dat ook bij een eventuele toekomstige interpretatie van de onderkaaklengte bij kitten telkens de afschotdatum in rekening moet worden gebracht. Een plotse vervroeging van het kitsafschoot in WBE de Vart of Meerdaal zou er bijvoorbeeld immers voor kunnen zorgen dat de gemeten onderkaaklengte afneemt (kitten in januari zijn kleiner dan die in maart), zonder dat dit indicatief hoeft te zijn voor de toestand van de populatie.



Figuur 6.4: Boxplot van het gemiddelde tijdstip waarop kitten gedurende de periode 2005-2010 werden geschoten in de verschillende WBE's (dag 0=15 februari, lijn=gemiddelde, box=25-75%, whiskers=10-90%, gele zone=95% B.I. gemiddelde).



Figuur 6.5: Gemiddelde onderkaaklengte per WBE per jaar gemodelleerd naar bokkitts met afschotdatum 15 februari.

6.5 Lichaamsgewicht kitsen

6.5.1 Inleiding

Het lichaamsgewicht van hertachtigen wordt al jarenlang gebruikt als een indicator voor de gezondheidstoestand van individuele dieren (Mitchell *et al.* 1976, Clutton-Brock 1991 in Kjellander *et al.* 2006). Zwaardere hertachtigen hebben in de regel betere overlevingskansen en planten zich meer en sneller voort, waardoor het gemiddeld gewicht van een populatie een maat vormt voor de conditie waarin die populatie zich bevindt (Gaillard *et al.* 1996, Toïgo *et al.* 2006). Voor ree blijkt vooral het gewicht van de juveniele dieren een uitstekende indicator om de gezondheidstoestand van een populatie op te volgen (Kjellander 2000, Kjellander *et al.* 2006, Toïgo *et al.* 2006). Het lichaamsgewicht van reekitsen blijkt immers sterk vatbaar voor schommelingen in omgevingsvariabelen (Hanks 1981, Petorelli *et al.* 2001, Hewison *et al.* 2002, Kjellander *et al.* 2006). Een van de voornaamste redenen daarvoor is het feit dat de kwaliteit en de kwantiteit van het voedsel dat voor de moeder beschikbaar is gedurende het laatste derde van de dracht mee het geboortegewicht van de & Gaillard 2004, Kjellander *et al.* 2006). In laatste instantie spelen ook cohorte-effecten een rol, waardoor één enkel slecht jaar de resultaten op populatieniveau gedurende lange tijd kan beïnvloeden (Kjellander 2000, Petorelli *et al.* 2001, Delorme *et al.* 2007). Om al deze redenen wordt alleen maar het gewicht van de kitsen als indicator gehanteerd.

6.5.2 Methodiek

Als maat voor het lichaamsgewicht van reekitsen werd geopteerd voor het ontweid gewicht, zoals dat door de jagers op het meldingsformulier wordt gemeld. Hierbij werd een precisie tot op 10 g op het meldingsformulier voorzien maar vaak werd tot op 1 kg nauwkeurig afgerond. Er werden om praktische redenen geen controlemetingen door het INBO uitgevoerd, omdat dit ook op het terrein later niet haalbaar zou zijn. Net zoals beschreven voor de onderkaaklengte (6.4.2) werd ook hier de invloed van WBE en afschotjaar op het leeggewicht van de kitsen geanalyseerd. Opnieuw bestond mogelijk een belangrijk effect van geslacht en afschotdatum zodat ook deze factoren mee werden geanalyseerd bij de opmaak van een verklarend model.

6.5.3 Resultaten en discussie

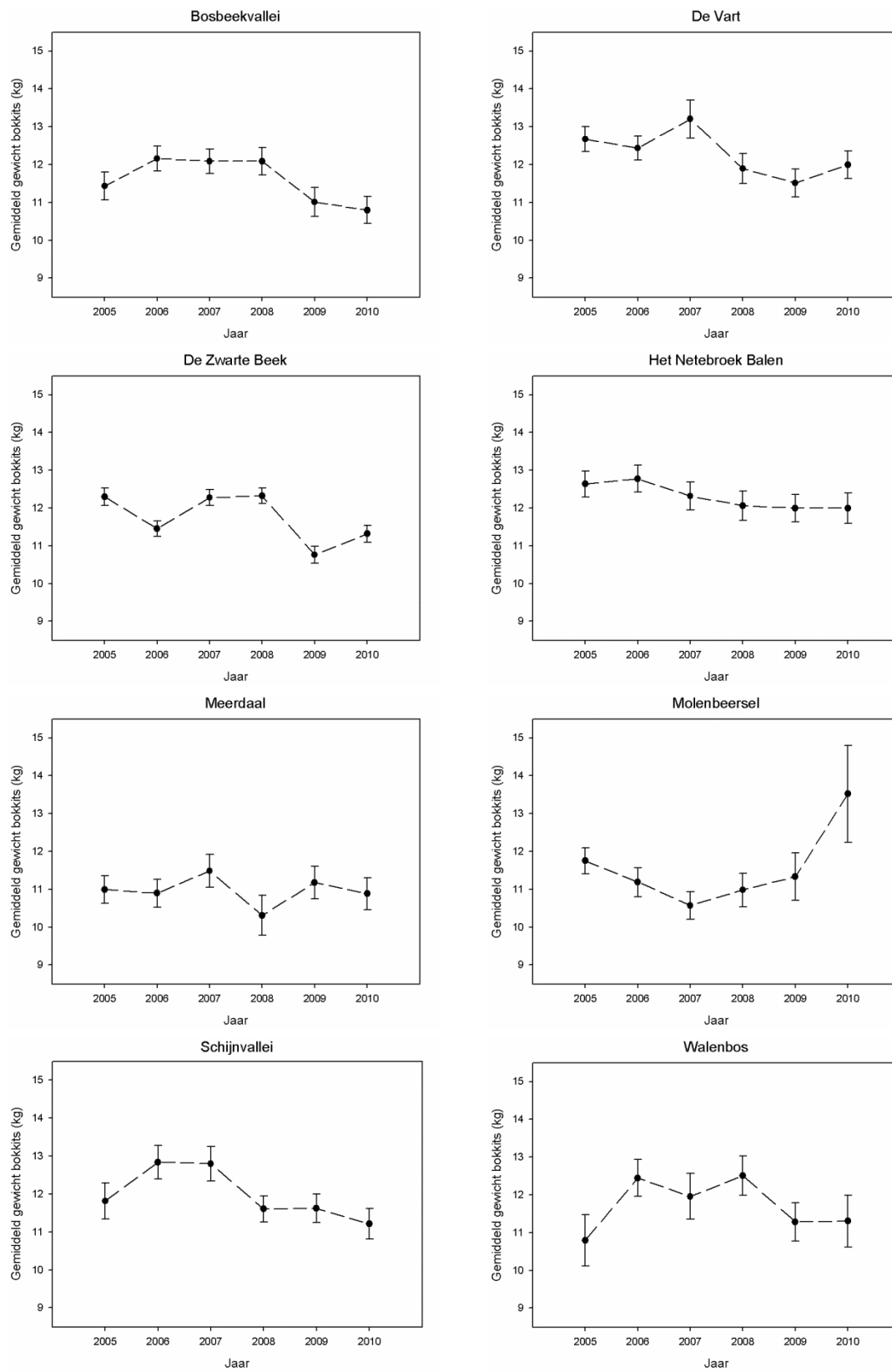
Het kitsgewicht kon het best worden gemodelleerd met een *generalized linear model* met gauss verdeling. Het afschottijdstip bleek voor het kitsgewicht echter van minder belang zodat een model met daarin het jaartal, de WBE en het geslacht het beste model bleek:

Gemiddeld kitsgewicht ~ (jaar * WBE) + geslacht

Over beide geslachten bedroeg het gemiddeld leeggewicht voor een kits voor alle jaren en WBE's samen 11,50 kg. Tussen de WBE's varieerde dit gemiddelde over de proefperiode tussen 10,69 en 12,02 kg. De maximale amplitude binnen een WBE over de verschillende jaren varieerde tussen 0,78 en 2,95 kg. Ook hier blijkt dus voldoende spreiding binnen de gewichten aanwezig, maar moet wel de kanttekening worden gemaakt dat de huidige meetresolutie (1 kg) niet volstaat om deze schommelingen adequaat mee op te volgen. Vermoedelijk is ook de grootte van de schommelingen momenteel zelf al overschat als een gevolg van deze resolutie. Toch komen de resultaten, zoals verwacht (zie 6.4.1), in grote mate overeen met de gegevens die rond de onderkaaklengte werden verzameld. Het feit dat de afschotdatum in dit geval niet van significant belang was is hoogstwaarschijnlijk een effect van de lage resolutie op de meting zelf. Wanneer we enkel een van beide geslachten in beschouwing nemen (*in casu* bokkisten) stellen we ook hier voor de meeste WBE's een stabiele trend of lichte daling in het gemiddeld leeggewicht over de jaren heen vast (Figuur 6.6).

De lage meetresolutie (meestal 1 kg) met bijhorende problemen zorgt ervoor dat de indicator in zijn huidige vorm minder goed bruikbaar binnen een driejarenafschotplan. Dit kan worden opgelost door het verhogen van de resolutie (tot op 100 g). Het gebruik van

digitale, gestandaardiseerde weegschalen voor het bepalen van het gewicht in alle WBE's zou reeds een grote stap vooruit zijn voor wat betreft het opvolgen van de kitsgewichten.



Figuur 6.6: Gemiddeld leeggewicht per WBE per jaar gemodelleerd naar bokkitts.

6.6 Niervetindex

6.6.1 Inleiding

De hoeveelheid vet in en rond verschillende lichaamsdelen en organen wordt traditioneel gebruikt als een indicator van de lichaamsconditie bij vertebraten (Nieminen & Laitinen 1986, Holand 1992). Bij hoefdieren is gebleken dat de hoeveelheid vet die rond de nieren wordt opgeslagen een goede indicator voor de totale vetreserve is (Riney 1955, Nieminen & Laitinen 1986). Alhoewel de niervetindex afwijkingen kan vertonen bij het voorspellen van de laagste lichaamsvetgehaltes bleek de index over het algemeen een goede predictor voor de totale hoeveelheid lichaamsvet bij ree (Holand 1992). De nieren met omliggend vet zijn ook makkelijk te verwijderen en te wegen en geven een goede spreiding om verschillen in conditie tussen hoefdierpopulaties op te sporen (Riney 1955, Serrano *et al.* 2008). Riney (1955) definieerde een index waarbij het gewicht van het niervet wordt gedeeld door het gewicht van de nieren zonder vet. Die index is sindsdien zowat de meest gebruikte index in studies rond de conditie van hertachtigen (Nieminen & Laitinen 1986, Serrano *et al.* 2008).

6.6.2 Methodiek

Voor het bepalen van de niervetindex zijn exacte metingen nodig die op het terrein door de jager niet altijd makkelijk uit te voeren zijn. Daarom was het binnen dit project mee de opzet om na te gaan in welke mate een visuele inschatting van het aanwezige niervet geschikt zou kunnen zijn om door de jager gebruikt te worden als index. Er werd aan de jagers gevraagd om een inschatting te maken over drie verschillende klassen. Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen *schaars niervet* (klasse 1), een *middelmatige hoeveelheid niervet* (klasse 2) en een *nier volledig door niervet bedekt* (klasse 3). Dezelfde inschatting gebeurde vervolgens ook door mensen van het INBO zelf om na te gaan of het inschatten in labo-omstandigheden door telkens dezelfde ervaren mensen andere resultaten opleverde dan die op het terrein. Vervolgens werden ook de nier en niervetgewichten tot op 0,01 g bepaald. De inzameling van deze stalen gebeurde enkel in de eerste drie jaren van het project. Na inzameling van de gegevens werd nagegaan in welke mate de verschillende visuele inschattingen een reflectie waren van de niervetindex zoals bepaald in het labo volgens de methode voorgesteld door Riney (1955). Deze index beschrijft de verhouding tussen het niervetgewicht en het gewicht van de nier zonder vet. Indien de visuele klassen een goede reflectie van de reële indexwaarden vertegenwoordigden werd per WBE via een χ^2 -toets nagegaan of er een verschil in de verdeling over de verschillende klassen bestond voor de drie jaren waarin stalen werden ingezameld. In laatste instantie werd ook gecontroleerd of de spreiding in het absolute niervetgewicht doorheen de verschillende WBE's en de verschillende jaren wel voldoende groot was. Hiervoor werd nagegaan in welke mate de aanwezige variantie in niervet kon worden verklaard door het jaar of de WBE waarbinnen een ree werd geschoten. Hiervoor werd niet de eigenlijke index gebruikt, maar het absolute niervetgewicht per ree, met daarbij een correctie voor absoluut niergewicht. Serrano *et al.* (2008) wezen immers al op de gevaren van het gebruik van de niervetindex bij het opstellen van lineaire modellen en raadden daarom aan om absoluut niervetgewicht te gebruiken met een correctie voor totaal niergewicht.

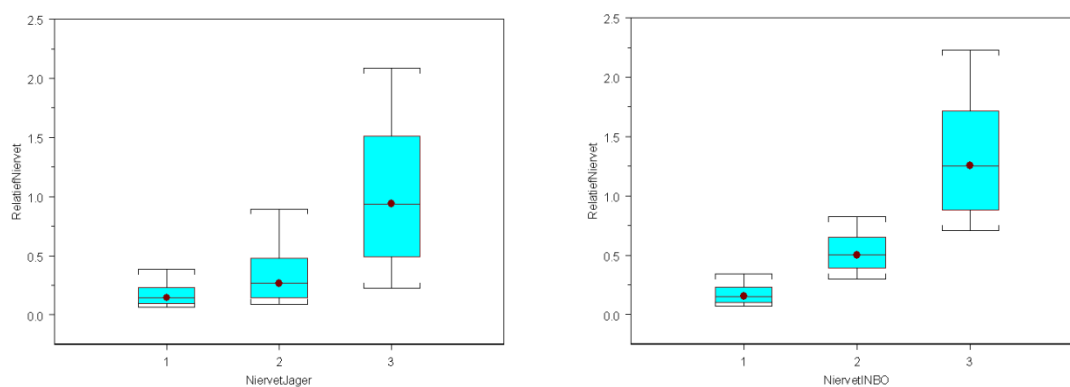
6.6.3 Resultaten en discussie

Tussen 2005 en 2007 werden in totaal 1443 reeën ingezameld waarvan zowel het INBO als de jager een inschatting van niervetklasse maakten. Daaruit bleek dat voor slechts 785 (54,4%) van deze dieren een gelijke inschatting van de niervetklasse gebeurde. 435 (36,4%) van de niervetklassen werden door de jager hoger ingeschat dan de inschatting die door het INBO gebeurde, voor 133 (9,2%) was deze inschatting door de jager lager.

Tabel 5: Vergelijking tussen de inschatting van de verschillende niervetklassen door het INBO tov de inschatting door de jagers op het terrein (grijze vakjes geven het aantal dieren weer dat door beide partijen in dezelfde klasse werd gescoord).

Jager	INBO			Totaal
	1	2	3	
1	506	35	9	550
2	425	130	89	644
3	50	50	149	249
Totaal	981	215	247	1443

Bij een vergelijking van beide inschattingen in klassen met de eigenlijke niervetindex toont de inschatting die door het INBO werd gemaakt slechts minimale overlap in niervetindex tussen de verschillende klassen (Figuur 6.7). Bij de inschattingen die door de jagers op het terrein gebeurden werd een veel grotere overlap vastgesteld. Wanneer we deze resultaten vergelijken met Tabel 5 blijken jagers vooral systematisch dieren met niervetklasse 1 zoals bepaald door het INBO te overschatten. Maar ook een onderschatting van een aantal reeën uit INBO niervetklasse 3 resulteerde in een veel grotere spreiding van deze laatste klasse.



Figuur 6.7: Spreiding van de niervetindexen per niervetklasse zoals bepaald door de jagers (links) en het INBO (rechts) (lijn=gemiddelde, box=25-75%, whiskers=10-90%).

Hieruit blijkt dus dat een visuele inschatting van de niervetklasse voorlopig op het terrein weinig bruikbaar is voor een evaluatie van de toestand van een reewildpopulatie binnen een WBE in de context van een driejarenafschotplan. De gegevens van het INBO, waarbij steeds dezelfde persoon de inschatting uitvoerde, tonen aan dat een dergelijke visuele inschatting mogelijk is, maar de vraag blijft of eenzelfde standaard haalbaar is wanneer verschillende personen de inschatting maken, zoals dat op het terrein het geval is.

Wanneer we op de verdeling in klassen door het INBO een χ^2 -toets uitvoeren per WBE voor de verschillende inzameljaren dan blijken enkel voor WBE De Zwarte Beek significante verschillen te bestaan (Tabel 6). Het feit dat enkel in deze WBE een effect werd gevonden is deels te verklaren door de hogere aantallen stalen die er werden verzameld waardoor de

kracht van de χ^2 -toets toeneemt (Siegel & Castellan 1988). In de drie jaar werden in WBE De Zwarte Beek namelijk jaarlijks gemiddeld 200 nierstalen geanalyseerd, een aantal dat ongeveer vier maal zo hoog lag als in elk van de andere test-WBE's.

Tabel 6: χ^2 -waarden voor de verschillende test-WBE's van de verdeling in niervetklassen zoals geschat door het INBO over de jaren 2005, 2006 en 2007.

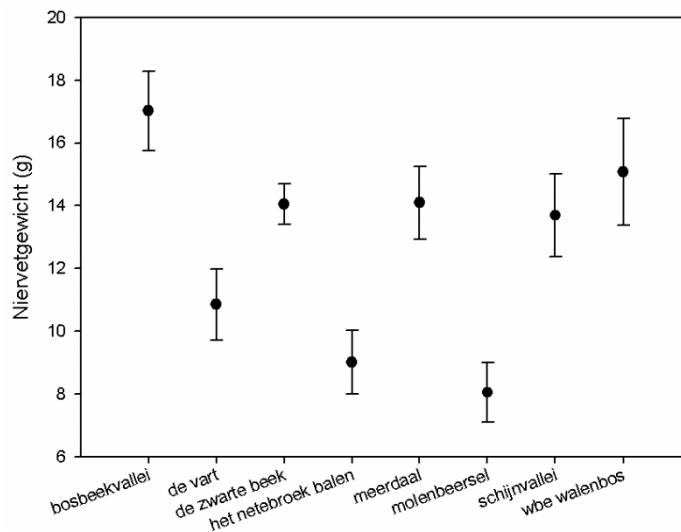
WBE	χ^2	p
Bosbeekvallei	1,46	0,83
De Vart	5,52	0,24
De Zwarte Beek	12,43	<0,01
Het Netebroek Balen	1,20	0,88
Meerdaal	1,40	0,84
Molenbeersel	4,50	0,34
Schijnvallei	7,26	0,12
Walenbos	2,55	0,63

De variatie in niervet werd het beste verklaard door een *generalized linear model* met Poisson-verdeling. De correctie voor absoluut niergewicht gebeurde hier door *log(niergewicht)* in offset aan de regressie toe te voegen. uit de regressieanalyses bleek dat de variantie in niervetgewicht in hoofdzaak te verklaren was door de WBE waarin een ree werd geschoten en niet door het jaar waarin het afschot werd gerealiseerd (Tabel 7). Dit betekent dat, hoewel er significante verschillen te vinden zijn tussen de WBE's onderling, er moeilijker een trend over de verschillende jaren heen kan worden bepaald.

Tabel 7: Vergelijking van de verschillende modellen voor het niervetgewicht, met correctie voor niergewicht.

Model	Termen	Res. Df	Res. Deviance	Df	Deviance	F	Pr(F)
1	WBE * Jaar	1724	22887,52				
2	WBE + Jaar	1737	23040,08	-13	-152,56	0,62	0,84
3	WBE	1745	23177,06	-8	-136,98	0,91	0,51

Gezien de geringe variatie in niergewicht doorheen de verschillende jaren en de moeilijkheid om deze indicator op het terrein vast te stellen lijkt het afzonderlijk wegen van nieren en niervet moeilijk inzetbaar als indicator voor het bijsturen van driejarenafschotplannen in Vlaanderen. Toch blijkt de indicator goed de verschillen in algemene lichaamsconditie tussen de verschillende reewildpopulaties in Vlaanderen te kunnen weergeven (Figuur 6.8), waardoor de indicator eventueel op afzonderlijk WBE-niveau wel interessant kan zijn om conditie-evoluties op veel langere termijn op te volgen.



Figuur 6.8: Gemodelleerd niervetgewicht voor een nier van 31,67g over de verschillende WBE's (+/- SE).

6.7 Algemene conclusies

De fecunditeit van alle geiten/smalreeën is een eenvoudig op het veld vast te stellen indicator, die makkelijk kan worden gerapporteerd en geanalyseerd. Het enige probleem hierbij is het niet invullen van de gegevens op het meldingsformulier, ook wanneer geen embryo's waargenomen worden, waardoor een bias in de resultaten niet is uit te sluiten. Toch blijft het verplicht invullen van het aantal waargenomen embryo's bij het ontweiden van de vrouwelijke reeën aanbevolen aangezien op die manier ook het aandeel drachtige dieren eenvoudig bruikbaar wordt als indicator.

Het bepalen van de onderkaaklengte van kitsen vergt wat meer, maar al bij al beperkte, inspanningen, gezien deze bij alle kitsen uitgesneden en bewaard moet worden. Zo werden bijvoorbeeld in 2011 890 geitkitsen en 736 bokkitsen in Vlaanderen geschoten. Aangezien bokkitslabels ook naar de jaarlingbokken kunnen worden overgedragen, zou het gebruik van de onderkaaklengte van kitsen als indicator beperkt moeten worden tot de kitsen geschoten voor 15 maart. De analyse van de gegevens zou onder ideale omstandigheden best door het INBO gebeuren, en dit omwille van de manier van analyseren (correctie voor afschotdatum, geslacht). In conclusie moet dus worden gesteld dat de onderkaaklengte van de kitsen, wanneer correct gemeten, een zeer waardevolle indicator kan zijn.

Leeggewicht van een van beide kitsgeslachten en het aandeel reproducerende vrouwelijke reeën in een populatie bleken in het proefproject twee indicatoren die in hun huidige vorm minder geschikt zijn om uitspraken over de trends op WBE-niveau te doen dan de onderkaaklengte en de fecunditeit. Dit verschil kan evenwel gelegen hebben aan de manier van meten en het gehanteerde protocol hiervoor gedurende het proefproject. Wel zijn ze, omwille van de beperkte extra nodige inspanningen en mits aanpassingen in de inzamelingsmethoden ervan, zeker te overwegen als bijkomende indicatoren gezien het gebruik ervan als bio-indicator voor reewild in de literatuur reeds aangetoond werd.

De niervetindex bleek minder geschikt om veranderingen binnen eenzelfde populatie over verschillende jaren te detecteren. Bij een gestandaardiseerde meting van de index bleek die wel verschillen tussen de WBE's aan te tonen.

Daarnaast werden twee gekende indicatoren, browsing index en achtervoetlengte, niet getest binnen dit proefproject (zie ook Tabel 1). Hiervan zou browsing index ook een grote bijkomende inspanning vergen waardoor ook deze vermoedelijk minder geschikt is. Achtervoetlengte blijkt daarentegen wel goede resultaten op te leveren volgens de literatuur en dit met een beperkte inspanning, zodat die optie, indien nodig, open blijft voor verdere overweging als mogelijk indicator (Zannèse *et al.* 2006, Morellet *et al.* 2007).

Voor het juist analyseren van de veranderingen in de onderkaaklengte en lichaamsgewichten van de kitsen binnen de populatie is een juiste bepaling van de leeftijdsklasse onontbeerlijk. Het bijhouden van de onderkaak om een controle van de bepaling van de leeftijdsklasse toe te laten kan hiervoor een belangrijk hulpmiddel zijn.

Door het combineren van verschillende indicatoren kan een nauwkeuriger beeld bekomen worden en betere beheerbeslissingen genomen worden dan wanneer slechts één of twee indicatoren opgevolgd worden. Indien alle indicatoren immers in dezelfde richting wijzen is men zekerder van de conclusies die men kan vormen als basis voor het beheer.

Tabel 8: Vergelijking van de verschillende indicatoren op Vlaamse schaal.

Indicator	Indicatief voor trends op 3-6j	Bijkomende inspanning	Opmerking
Kilometerindex	zeer goed	relatief groot	Wordt actueel toegepast in beperkt aantal gebieden in Vlaanderen, onder coördinatie van het INBO
Voorjaarsstand	niet goed	geen	Geen gebruik van gestandaardiseerde en gevaloriseerde methode mogelijk
Aandeel reproductie geiten/smalreeën	zeer goed	beperkt	Aangeven van nullen indien geen embryo's is noodzakelijk
Fecunditeit geiten/smalreeën	zeer goed	beperkt	Idem
Onderkaaklengte bok- of geitkitsen	zeer goed	relatief groot	Verzamelen, afkoken en gebruik schuifpasser noodzakelijk voor betrouwbare resultaten
Leeggewicht bok- of geitkitsen	zeer goed	beperkt	Gebruik digitale weegschalen wenselijk, meting tot op 0.1 kg wenselijk, bepaling juiste leeftijdsklasse (kitsen) is noodzakelijk
Niervetklasse	niet goed	beperkt	Niet te standaardiseren
Nier- en niervetgewicht	niet goed	groot	Vergt inzameling en labo-analyse

7 Het gebruik van bio-indicatoren in het afschotplan

7.1 Achterliggende scenario's

Als reactie op het gerealiseerd afschot of veranderingen hierin en/of wijzigingen in de draagkracht van een gebied, kunnen op het terrein tal van veranderingen in de reepopulatie en de impact ervan op andere elementen zoals bosverjonging of risico's op aanrijdingen plaatsvinden.

Het gerealiseerd afschot, en/of veranderingen in de draagkracht van het gebied, kunnen immers resulteren in veranderingen in de populatiegrootte en veranderingen in de verhouding tussen de reewildpopulatiegrootte en de draagkracht van het gebied. Dit resulteert op zijn beurt in veranderingen in de conditie van de reewildpopulatie en/of veranderingen in de impact van deze populatie met de bijhorende veranderingen in schaderisico's als gevolg.

Elk van deze scenario's uit zich in een combinatie van veranderingen in de indicatoren die opgevolgd kunnen worden in het kader van het driejarenafschotplan voor reewild; gerealiseerd afschot (afschotcijfers), conditiekenmerken van de aanwezige populatie (fecunditeit, percentage drachtige geiten, leeggewichten van de kitsen, onderkaaklengte), populatiegrootte (schattingen en/of kilometerindexen) en schadeimpact (bosverjonging, valwild).

Op basis van de analyse van deze parameters kan gekozen worden voor de set van maatregelen die moet toelaten om te komen tot het realiseren van de algemene beleids- en beheerdoelstelling voor reewild. In Vlaanderen is dit de combinatie van een duurzaam afschot, het behoud van een duurzame populatie in een goede conditie en van aanvaardbare schadeniveaus. In de onderstaande opsomming worden vier van de mogelijke scenario's weergegeven waarbij de maatregel het al dan niet bijsturen van het afschot is. ***Beheeropties waarbij aan de draagkracht van het gebied gewerkt wordt zijn niet opgenomen in deze opsomming.***

- ***Scenario 1*** gaat uit van een situatie waarbij het gerealiseerd afschot zich vertaalt in het behoud van een goede conditie van de reewildpopulatie en een schadetoestand die niet verslechtert. De verhouding tussen de aanwezige reewildstand en de draagkracht die resulteert uit dit afschot blijkt dus in orde te zijn. Indien er geen aanwijzingen zijn voor een sterke en ongewenste achteruitgang van de grootte van de reewildpopulatie (densiteit, aantalschattingen) zijn er in deze situatie geen dwingende redenen om het afschot bij te sturen. Er is in deze situatie, wanneer gewenst, ruimte voor een eventueel hoger duurzaam afschot maar ook het handhaven van het huidig afschot resulteert dus in een gunstige situatie.
- ***Scenario 2*** gaat uit van een situatie waarbij onder het gerealiseerd afschot er indicaties zijn van een achteruitgang van de conditie van de reewildpopulatie en/of een toename in schade. Het aantal reeën in het gebied schijnt dus in verhouding tot de draagkracht van het gebied (te) hoog geworden te zijn onder het gevoerde afschotbeheer. Zoals hoger vermeld kan de oorzaak hiervoor ook liggen in een verandering van de biotoopomstandigheden in het gebied. Om te komen tot het verbeteren van de conditie van de aanwezige reewildpopulatie of een afname van de schade, en dit door het bijsturen van de reewilddensiteit, is een verlaging van de aanwezige reewildstand vereist. Om een verdere groei van de populatie tegen te gaan, of een afname van de populatie te verwezenlijken dient het afschot in de volgende driejarenperiode hoger te zijn dan het gemiddelde gerealiseerd afschot in de vorige periode.
- In ***scenario 3*** resulteert het gerealiseerd afschot in de vorige driejarenperiode in het behoud van een goede of zelfs verbeterende conditie van de populatie en/of een constante of verbeterende schadetoestand op het terrein, echter in combinatie met

aanwijzingen dat in dezelfde tijdsspanne de reewilddensiteit in het gebied gedaald is. Deze situatie treedt op wanneer de verhouding tussen de aanwezige reewildstand en de draagkracht in orde is of verbetert onder het gevoerde afschotregime dat daarenboven resulteert in een dalende populatiedensiteit. Indien men de daling van de populatie een halt wil toeroepen, dient het afschot in de volgende driejarenperiode lager te zijn dan in de vorige periode. Indien de daling in de populatiedensiteit een gewenste doelstelling is, bijvoorbeeld om de verhouding tussen de reedensiteit en de draagkracht in het gebied verder te verbeteren kan eenzelfde afschot gehanteerd blijven.

- **Scenario 4** tenslotte ontstaat wanneer op het terrein het gerealiseerde afschot zich vertaalt in een verslechtering van de conditieparameters van de reewildpopulatie en/of wanneer een toename van de schade waargenomen wordt, maar er tegelijkertijd aanwijzingen zijn dat de populatiedensiteit in het gebied afneemt. Deze situatie ontstaat wanneer ondanks een afname van de reewildpopulatie, deze toch nog steeds (te) hoog is in verhouding tot de draagkracht van het gebied. Onder deze omstandigheden kan eenzelfde afschot als in de vorige driejarenperiode resulteren in een verdere afname van de populatie en al dan niet vanzelf na verloop van tijd in een verbetering van de conditie van de aanwezige reewildpopulatie en/of een stabilisatie van de schade (dan komt men in scenario drie terecht). Er kan echter ook gekozen worden om een hoger afschot na te streven om zo sneller te komen tot een lagere reewildstand en een vermindering van de schade of een verbetering van de conditie van de reewildpopulatie. **In deze situatie dient echter steeds getracht te worden de oorzaak van de achteruitgang van de populatiedensiteit in combinatie met een verslechtering van de populatieconditie te achterhalen.**

7.2 Beheeropties

In het kader van het driejarenplan wordt als standaardregel voor het beheer voorgesteld de afschotaanvraag (en/of de toekenning) voor de volgende driejarenperiode te berekenen door het gemiddeld gerealiseerd afschot uit de vorige driejarenperiode te vermenigvuldigen met een constante factor (1,15-1,25 in functie van de grootte van het afschot (zie hoofdstuk 5)). **Deze standaardregel biedt in elk van de hoger beschreven scenario's de mogelijkheid te reageren door het afschot bij te stellen, zij het in beperkte mate.**

Door de vermenigvuldiging van het gemiddeld gerealiseerd afschot uit de vorige driejarenperiode met de constante factor, is het aangevraagd afschot voor de volgende driejarenperiode immers steeds hoger dan het effectief gerealiseerd afschot in de vorige periode. Hierdoor kan het afschot steeds verhoogd worden (tot en met een vierde (25%) voor de kleine WBE's). In de scenario's 1, 2 en 4 kan dus een hoger afschot, als reactie op de waargenomen veranderingen in de conditie van de populatie of van veranderingen in schadetoestand, aangevraagd worden en in de volgende driejarenperiode gerealiseerd worden.

Ook een toename van het afschot als reactie op een vraag naar meer afschotmogelijkheden (duurzame oogst) wordt hierdoor mogelijk (scenario 1).

Een afname van het afschot, al dan niet als reactie op een dalende populatiedensiteit op het terrein, is ook steeds mogelijk, namelijk door een minder hoge realisatie van het toegekende afschot. Een lagere realisatie resulteert na verloop van de driejarenperiode automatisch in een bijsturing van het afschot naar beneden toe. Zolang deze afname van het afschot niet resulteert in een verslechtering van de conditie van de reewildpopulatie en/of een toename van de schade, en er geen vraag is naar een hoger duurzaam afschot te kunnen uitvoeren, is er geen dwingende reden om het afschot terug te verhogen.

Er zijn verschillende situaties, die theoretisch kunnen uitmonden in een afschotaanvraag of toekenning die **afwijkt** van de standaardregel. Een aantal specifieke worden hieronder opgesomd maar deze lijst is, en kan niet, exhaustief zijn;

- Een eerste situatie is deze waarbij de standaardregel zou resulteren in een lager afschot voor de volgende driejarenperiode, als gevolg van een lage realisatie in de vorige periode, maar de conditieparameters van de populatie wijzen op een **verslechtering van de conditie van de populatie, of een toename van de schade**. In deze omstandigheden is een **verdere afname van het afschot niet wenselijk** en dient het aan te vragen of toe te kennen afschot ruimte te bieden voor een hoger afschot. **Wanneer andere externe factoren aan de basis liggen van deze combinatie van een laag afschot (dalende populatie) en verslechtering van de conditie dient hier opgelet te worden** - zie ook scenario 4.
- Ook wanneer het afschot gedurende achtereenvolgende driejarenperiodes wel goed gerealiseerd wordt maar er toch **duidelijke aanwijzingen zijn voor een blijvende verslechtering van de conditie van het reewild of een verdere toename van de schade** dient er **extra ruimte gecreëerd te worden om een hoger afschot mogelijk te maken** (dan het afschot berekend op basis van de standaardregel).
- Een derde situatie is deze waarbij men vreest, al dan niet op basis van tellingen of populatieschattingen, dat de vermenigvuldiging van het afschot uit de voorbije periode met de constante factor zal resulteren in een **te hoog afschot met een verdere, niet-gewenste afname van de reewildpopulatie tot gevolg**. Dit kan het geval zijn indien men vreest dat een daling van de populatie zich op het terrein niet automatisch zal vertalen in een afname van de realisatie van het afschot (zie hoger) en/of actief een verdere afname van de reewildstand in het gebied wil tegengaan.

Een te lage realisatie van het afschot blijft problematisch in een situatie waarbij veranderingen in de conditie van de reeën wijzen op een verhoogde (te hoge) reewildstand in relatie tot de draagkracht van het gebied. Dergelijke situaties komen voor bij een toename van de populatie of bij een afname van de draagkracht van het gebied. Bij het niet realiseren van een voldoende hoog afschot zal het doel om een populatie terug in een betere conditie te brengen of de schade te verminderen, niet gehaald worden. Een verhoogd afschot aanvragen in het afschotplan, om deze situatie bij te sturen, is slechts zinvol en effectief voor zover er daadwerkelijk een bereidheid bestaat bij de WBE om een hoog afschot te realiseren. Het driejarenplan biedt geen oplossing voor die situaties waarbij deze bereidheid bij de uitvoerende jagers niet bestaat (niet voldoende inspanningsbereidheid, onwil, geen steun voor beheerdoelstelling) en/of er andere redenen zijn waarom het afschot in het gebied niet verhoogd kan worden (zeer schuw wild, verstoring, niet-bejaagde gebieden...).

Tot slot dient nogmaals opgemerkt te worden dat, indien de conditieparameters op het terrein wijzen op een verslechtering van de conditie van de reewildstand als gevolg van een hoge tot te hoge reewildstand ten opzichte van de draagkracht van het gebied, niet alleen aan de populatiestand kan gewerkt worden maar ook mogelijke veranderingen in de draagkracht van het gebied kunnen overwogen worden. Hiervoor is het nodig zicht te krijgen op de beperkende factoren in het gebied die voor deze verandering in de verhouding tussen reewildstand en draagkracht gezorgd hebben. Dit kan zowel het voedselaanbod, de toegankelijkheid van het aanwezige voedsel als de aan- of afwezigheid van dekking of rustgebieden zijn.

7.3 Test WBE's

In dit deel worden de evoluties binnen de test-WBE's geanalyseerd in relatie tot de hoger beschreven scenario's en beheeropties en het toegekend afschot.

In eerste instantie wordt hierbij gekeken welke toekenningen werkelijk gebeurd zijn in verhouding tot de aangepaste standaardregel. We nemen hiervoor verhouding van de toekenning die theoretisch zou gebeurd zijn op basis van de aangepaste standaardregel in de eerste, tweede en derde periode. Deze derde periode is de toekenning die in de deelnemende WBE's gebeurd is voor de periode 2011-2013. In deze periode werden geen bijkomende data meer verzameld maar werd de mogelijkheid gegeven aan de deelnemende

WBE's om toch met een driejarenplan te werken. Alleen de WBE De Zwarte Beek maakte geen gebruik van deze mogelijkheid en is dus niet mee opgenomen in de analyse voor wat betreft de periode 2011-2013.

Uit deze analyse blijkt dat het afschot dat de WBE's in de loop van het proefproject effectief aangevraagd hebben gemiddeld hoger lag dan zou bekomen worden door de toepassing ($1,13 \pm 0,16$ B.I.). Zowel het gemiddelde als het betrouwbaarheidsinterval zijn hoog doordat in twee WBE's in één periode het gerealiseerd afschot echt ondermaats was, dit aan externe factoren werd gewijd en er dus toch een relatief hoog afschot – in verhouding tot het gerealiseerde - werd aangevraagd en toegekend.

Als die twee WBE's niet mee opgenomen worden voor die specifieke periode in de analyse is het afschot dat de WBE's uiteindelijk aangevraagd hebben in verhouding tot wat ze volgens de aangepaste standaardregel zouden aanvragen 1,04 met als betrouwbaarheidsinterval 0,036. Wanneer we ook de eerste opstartperiode buiten beschouwing laten, blijkt dat er in bijna de helft van de gevallen toch een afschot aangevraagd werd dat iets hoger lag dan wat er theoretisch aangevraagd zou worden als men de aangepaste standaardregel toegepast had. Wanneer de niet aangepaste standaardregel wordt toegepast, namelijk gerealiseerd afschot maal 1,15, zijn er slechts 4 gevallen op de 15 waar er uiteindelijk niet meer aangevraagd is dan er theoretisch zou aangevraagd worden. **De aanpassing van de standaardregel werpt dus zeker zijn vruchten af.**

Wanneer we kijken naar het effectief gerealiseerd afschot blijkt dat in alle gevallen, op één uitzondering na, **het afschot dat toegekend zou zijn geweest op basis van de aangepaste standaardregel voldoende hoog zou zijn geweest om het effectief gerealiseerd afschot te realiseren.** Of ditzelfde afschot echter ook gerealiseerd zou zijn geweest indien het lager afschot effectief toegekend was kan niet achterhaald worden. Bij een lagere toekenning zou de verdeling binnen de WBE immers anders gelopen zijn wat eventueel tot een andere realisatie had kunnen leiden.

In één geval was de afwijking van de aangepaste standaardregel gebaseerd op het feit dat op het terrein de combinatie voorkwam van een lager gerealiseerd afschot, een achteruitgang in kwaliteit van het reewild en er aanwijzingen waren voor een hogere reewildstand en men dus in een scenario komt waarbij het wenselijk is dat het afschot voor de volgende periode niet verder afneemt (wat het gevolg zou zijn van de toepassing van de aangepaste standaard regel), maar eerder van een toename van het afschot.

In twee andere gevallen ligt aan de basis van een hogere aanvraag dat er in de loop van de driejarenperiode een jaar was met een extreem lage realisatie. Hierdoor zou het vermenigvuldigen van het gerealiseerde afschot met de voorziene factor tot zeer lage toekenningen van het afschot geleid hebben.

In een paar andere gevallen is niet duidelijk waarom de WBE toch een hoger afschot aangevraagd heeft.

7.4 Conclusies

A. Aanvragen

- Het regelen van het reewildbeheer op basis van de set van indicatoren die in dit rapport werden voorgesteld (inclusief gerealiseerd afschot en vermoede trends in populatiestand) resulteert in de praktijk in het interpreteren van de volledige set van indicatoren om te bepalen in welke situatie men zich bevindt.
- Naast veranderingen in populatiegrootte kan ook steeds een verandering in draagkracht van het gebied de basis vormen van de waargenomen combinatie van indicatoren.
- De voorgestelde, aangepaste, regel voor de berekening van het aan te vragen of toe te kennen afschot zou theoretisch voldoende ruimte moeten bieden om het huidige beheer verder te zetten en driejaarlijks stap voor stap bij te sturen in functie van veranderingen in de populatietoestand.
- De toepassing van de aangepaste standaardregel werkt zelfregulerend voor de gevallen waarbij dalende of stijgende populatieaantallen zich vertaalt in een hoge of lage realisatiegraad van het toegekende afschot.
- In functie van het bijsturen van de populatiedensiteit komen er een aantal situaties voor die toch vragen om een actieve bijsturing van het afschotbeheer en dit in functie van het verbeteren van de conditiekenmerken of verminderen van schade, of in functie van het vermijden van een te sterke achteruitgang van de populatie.
- Uit de praktijktoepassing gedurende het project blijkt dat de WBE's toch nog in veel gevallen meer aanvragen dan wat op basis van de toepassing van de standaardregel zou aangevraagd worden. Waar dit in een geval effectief gebaseerd was op een aanpassing op basis van de waargenomen bio-indicatoren, was dit in twee andere gevallen de reactie op een extreem lage realisatie in een of twee jaren van de vorige driejarenperiode. In andere gevallen was de reden niet duidelijk.

B. Overwegingen

- De toepassing van een driejarenplan op basis van de indicatoren blijkt duidelijk een meerwaarde mogelijk te maken om op basis van biologische gegevens en de resultaten van het uitgevoerde beheer, de noodzaak om het actuele beheer bij te sturen te evalueren.
- Alle mogelijke scenario's vertalen in mathematisch toepasbare regels blijkt echter niet eenvoudig, zo niet onmogelijk.
- Op basis van het bovenstaande lijkt er een grote verantwoordelijkheid te (kunnen) liggen bij de WBE's om op basis van de combinatie van indicatoren duidelijk te motiveren waarom een bepaald afschot aangevraagd wordt.
- Het is aan te bevelen om de beslissingsmethode rond de driejaarlijkse aanvraag en toekenning goed toe te lichten aan de WBE's aan de hand van het hierboven geschetste scenario's en mogelijkheden. Op die manier moeten WBE's zich beter bewust worden van de mogelijke interpretaties van sets van indicatoren en de gevolgen op termijn van het al dan niet realiseren van het afschot.

C. Problemen met te lage verwezenlijkingen

- Een struikelblok blijft in sommige scenario's wel de effectieve realisatie van het toegekende afschot. Wanneer aan een WBE een verhoogd afschot wordt toegekend om schade of conditiedaling te mitigeren, staat of valt het welslagen van deze maatregel met de effectieve uitvoering van dit toegekend afschot op het terrein. Wanneer in de volgende drie jaar een zeer laag aandeel van het toegekende afschot zou worden gerealiseerd, dan zal de

schadetoename of conditiedaling zich vermoedelijk enkel verderzetten. Na drie jaar zal de scenarioanalyse opnieuw hetzelfde resultaat opleveren.

8 Terugkoppeling met de test-WBE's

De conclusies zoals die in de vorige hoofdstukken aan bod kwamen werden afgetoetst met vertegenwoordigers van de acht test-WBE's op twee vergaderingen in 2011. De resultaten van de besprekingen vormen het onderwerp van dit hoofdstuk. Voor de volledige verslagen van de vergadering met vertegenwoordigers van de test-WBE's verwijzen we naar Bijlage 1: Verslagen overlegmomenten test-WBE's.

8.1 Het driejarenafschotplan

De invoering van een nieuw systeem, zoals het driejarenafschotplan er een is, gaat voor de betrokkenen altijd gepaard met een aantal voor- en nadelen. Om deze in kaart te brengen werd hiervoor een overleg georganiseerd met de vertegenwoordigers van de test-WBE's, die op hun beurt hiervoor ook de individuele jagers binnen hun WBE konden raadplegen.

8.1.1 Flexibiliteit versus constant beheer

Zowel bij de opgeworpen voor- als nadelen bleek vooral de mogelijke bijsturing (jaarlijkse aanpassingen) het belangrijkste. Het feit dat er minder nood was aan bijsturing door het grotere interval (drie jaar) en dat de bijsturing op een meer wetenschappelijke manier onderbouwd kon gebeuren, werd positief onthaald. Toch bleef enige scepsis rond de rigiditeit van een driejarenmodel waarbij niet zou kunnen worden bijgestuurd bij onverwachte gebeurtenissen. Toch is het net de sterkte van een driejarenmodel dat eenmalige onverwachte gebeurtenissen een verminderde impact hebben omdat er gegevens over drie jaar worden verzameld.

Daarnaast kwam uit de gesprekken vooral de huidige administratie als een last naar voor, waardoor het sterk aan te bevelen is ook het administratieve luik mee aan te passen bij de invoering van een driejarensysteem. De last van het meldingsformulier, zij het in al dan niet vereenvoudigde vorm, zal echter zeker blijven bestaan in het nieuwe systeem aangezien deze de informatiebron voor de bio-indicatoren over de conditie van het reewild vormen. Wel werd het feit dat dieren 24 uur ter beschikking moeten worden gehouden als een van de zwaarste lasten door de WBE's naar voor geschoven. Aangezien deze verplichting geen bijkomende middelen biedt om het reewildbeheer op af te stemmen valt aan te bevelen deze verplichting niet langer te behouden.

8.1.2 Grootte van de vermenigvuldigingsfactor

Uit het proefproject werd duidelijk dat voor WBE's met een gering afschot de norm van 1,15 niet steeds haalbaar is. Het niet schieten van 1 of 2 reeën bij een totaal afschot onder de 50 dieren per jaar geeft immers direct aanleiding tot grote verschillen in het procentueel gerealiseerd afschot. Uit de terugkoppelmomenten werd het voorstel bekrachtigd dat voor **WBE's onder de 12** reeën afschot per jaar het idee van een **driejarenplan niet toepasbaar** is. Van de 122 WBE's die in de periode 2008-2010 een afschot van minstens 1 ree realiseerden hadden 40 WBE's een gemiddeld jaarlijks afschot dat kleiner was dan 12 dieren. Deze WBE's waren vrij evenredig verdeeld over de verschillende provincies (Antwerpen 5, Limburg 7, Oost-Vlaanderen 10, Vlaams-Brabant 12, West-Vlaanderen 6). Er dient voor de kleine WBE's in gebieden waar de reepopulaties wel een stabiel beeld vertonen onderzocht te worden of een toepassing van het driejarenafschotplan op grotere schaal (WBE-overschrijdend) geen mogelijkheden biedt. Voor WBE's met een afschot van 100 of meer reeën per jaar is de 1,15 norm voorgesteld. In de praktijk voldeden in de periode 2008-2010 slechts drie Vlaamse WBE's aan die voorwaarde. Voor WBE's met een gemiddeld afschot tussen 50 en 100 ree per jaar wordt 1,20 voorgesteld (21 WBE's). Voor de meeste Vlaamse WBE's (58), die een jaarlijks afschot tussen 12 en 50 reeën realiseren wordt 1,25 als norm voorgesteld (zie 5.2).

8.1.3 Verdeling over geslachts- en leeftijdscategorieën

Naast de toekenning van het aantal labels vormde ook de verdeling over de drie verschillende labeltypes onderwerp van discussie. Er werden verschillende voorstellen geformuleerd die door het INBO aan de criteria Wauters werden getoetst. Na bespreking werd voorgesteld de labels als volgt te verdelen:

- Geiten: 20-30% van de labels;
- Bokken: 20-35% van de labels;
- Kitsen: 40-55% van de labels.

Bij een dergelijke verdeling worden vervolgens het aantal labels per type best naar boven afgerond.

De marges bij de labelverdeling vormen een bijkomend mechanisme om bij te sturen. Wanneer een WBE een te lage realisatie uitvoert en dit bij verslechterende conditiekenmerken of een toename van de schade, kan dan in een volgende periode zowel in het aantal als in de verdeling van de labels worden bijgestuurd. Zo kan een afschot van 1,30 keer het gerealiseerd afschot worden voorgesteld met een verdeling 30% geiten, 20% bokken en 50% kitsen. Ook de labelverdeling wordt voor drie jaar vastgelegd.

Door het vastleggen van de ondergrenzen blijft de incentive bestaan om in alle categorieën voldoende te schieten. Het niet realiseren van het afschot in een bepaalde categorie vertaalt zich immers na een periode van drie jaar in een daling van het toegekend afschot in alle categorieën.

Om de interpretatie van de verschillende scenario's i.f.v. het gerealiseerd afschot duidelijk te maken werden door het INBO twee verschillende beslissingsbomen uitgewerkt. Deze werden door alle aanwezige vertegenwoordigers als nuttig en overzichtelijk bevonden. Op basis van de verzamelde gegevens werden beide bomen intussen geïntegreerd tot één enkele beslissingsboom (Figuur 8.1).

De indicatoren waarvan sprake in deze beslissingsboom omvatten zowel de indicatoren van de populatieconditie (kitsgewicht, onderkaaklengte, % drachtige geiten, aantal jongen per drachtige geit) als mogelijke schade-indicatoren (vb. verkeersongelukken).

Uit de resultaten van de analyses (zie ook hoofdstuk 5.4) en internationale literatuur (Kjellander *et al.* 2006) bleken het aandeel drachtige dieren, de fecunditeit en de onderkaaklengte en het leeggewicht van de kitsen goede bio-indicatoren te zijn om de conditie van de populaties te monitoren, op voorwaarde dat ze correct worden gemeten. Het is daarom aan te bevelen deze vier indicatoren op te volgen om een zo volledig mogelijk beeld van de conditie van de reeën te krijgen. Bij de vertegenwoordigers bestond ook hier consensus over en werden deze elementen mee opgenomen in het voorstel voor een vernieuwd meldingsformulier (zie Tabel 10).

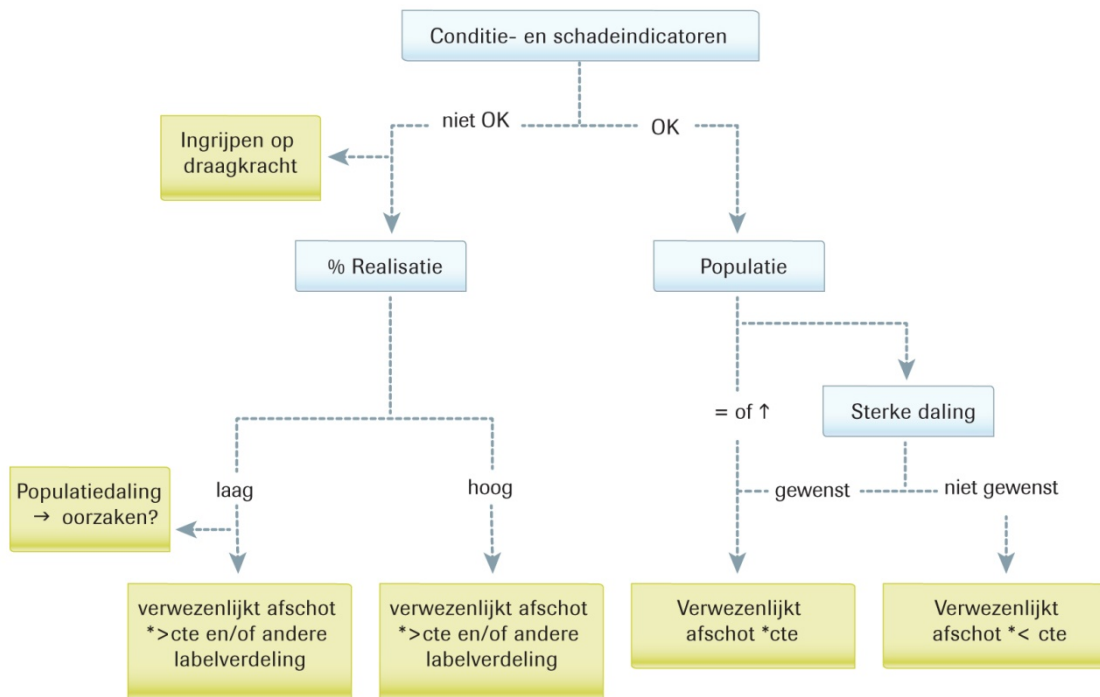
Aangezien enkel correct en nauwkeurig gemeten indicatoren bruikbaar zijn in de analyse is het aan te raden enkel te focussen op een beperkte set van indicatoren die correct worden gemeten. Onderkaaklengte moet tot op 1 mm nauwkeurig worden gemeten (met schuifpasser) en leeggewichten tot op 100 g nauwkeurig (met digitale weegschaal). Wel bestond enige discussie rond het verplicht bijhouden van de onderkaak ter controle. Omwille hiervan en omwille van praktische bezwaren is het aan te bevelen dat indicatoren door de WBE's zelf worden opgemeten.

Voor de opvolging van de schade moeten ook binnen een WBE goede indicatoren aanwezig zijn. Momenteel worden de cijfers van valwild uit aanrijding al bijgehouden door sommige WBE's, maar ook een goede rapportage van eventuele bos- en tuinbouwschade door ree op WBE-niveau zou een zeer nuttige aanvulling zijn binnen het afwegingskader voor de toekenning van het reeafschot.

Om de interpretatie van de verschillende scenario's i.f.v. het gerealiseerd afschot duidelijk te maken werden door het INBO twee verschillende beslissingsbomen uitgewerkt. Deze werden door alle aanwezige vertegenwoordigers als nuttig en overzichtelijk bevonden. Op basis van

de verzamelde gegevens werden beide bomen intussen geïntegreerd tot één enkele beslissingsboom (Figuur 8.1).

De indicatoren waarvan sprake in deze beslissingsboom omvatten zowel de indicatoren van de populatieconditie (kitsgewicht, onderkaaklengte, % drachtige geiten, aantal jongen per drachtige geit) als mogelijke schade-indicatoren (vb. verkeersongelukken).



Figuur 8.1: Beslissingsboom voor de bepaling van de aanvraag/toekenning op basis van de verschillende parameters.

8.2 Het meldingsformulier

Tijdens de overlegmomenten bleek nogal wat onvrede te bestaan rond de opbouw en de inhoud van het huidige meldingsformulier reewild. Samen met de vertegenwoordigers werden alle velden van het huidige formulier (Tabel 9) overlopen en op hun waarde geschat. Dit leidde tot een voorstel voor een vereenvoudigd formulier (Tabel 10). Hierin is geen opdeling meer in een verplicht en een facultatief luik. In het nieuwe formulier zijn enkel die velden behouden die van belang zijn voor de opvolging van de populatie (of omwille van administratieve redenen noodzakelijk zijn, vb. gegevens over afschotplan of schutter). Alle velden zijn dus verplicht in te vullen. Een uitzondering zou gemaakt kunnen worden voor de velden 'onderkaaklengte' en 'leeggewicht'. Deze zijn enkel relevant als bio-indicator voor de kitsen, en zouden bijgevolg enkel voor deze categorie verplicht in te vullen velden kunnen zijn. Toch kan een algemene inzameling van deze twee indicatoren helpen om eventueel verkeerd gedetermineerde leeftijdsklassen te herkennen en is het verplicht stellen van deze velden voor alle leeftijdsklassen eenduidiger naar de personen op het terrein toe voor wat betreft de toepassing ervan.

Tabel 9: Huidige versie van het meldingsformulier van het reewild

Meldingsformulier van het reewild		
Luik 1: verplicht te vermelden gegevens		
Nummer van het afschotplan:		
Labelnummer:		
Ree geschoten in:		
Geschoten door	Naam:	
	Adres:	
	Postcode en	
Hoedanigheid	<input type="checkbox"/> Jachtrechthouder <input type="checkbox"/> Medejachtrechthouder <input type="checkbox"/> Genodigde	
Geschoten op (dag/maand/jaar):		
Type:	<input type="checkbox"/> Bok <input type="checkbox"/> Jaarlingbok <input type="checkbox"/> Bokkits <input type="checkbox"/> Geit <input type="checkbox"/> Smalree <input type="checkbox"/> Geitkits	
Gewei:	<input type="checkbox"/> bastgewei <input type="checkbox"/> gedeeltelijk geveegd <input type="checkbox"/> volledig geveegd <input type="checkbox"/> niet van toepassing	
Ontweid gewicht (leeg met kop): kg	
Luik 2: Facultatief te vermelden gegevens		
Geschatte leeftijd (tenminste 1 onderkaak) jaar maanden	
Onderkaaklengte: mm (links) mm (rechts)	
Aantal keelvlekken: aantal	
Beharing:	<input type="checkbox"/> winterhaar <input type="checkbox"/> zomerhaar <input type="checkbox"/> ruiperiode (..... % winterhaar)	
Embryo's: stuks, waarvan: stuks mannelijk stuks vrouwelijk	
Niervetindex:	<input type="checkbox"/> schaars <input type="checkbox"/> middelmatig <input type="checkbox"/> nier bedekt door vetlaag	
Algemene gezondheidstoestand:	<input type="checkbox"/> keelhorzels <input type="checkbox"/> longinfectie <input type="checkbox"/> huidparasieten <input type="checkbox"/> leverinfectie	
Gewei:	stangenlengte: cm (links) cm (rechts)
	aantal enden:	<input type="checkbox"/> links <input type="checkbox"/> rechts
	Kleur:	<input type="checkbox"/> licht <input type="checkbox"/> middenbruin <input type="checkbox"/> donkerbruin
	Pareling:	<input type="checkbox"/> 0-20% <input type="checkbox"/> 20-40% <input type="checkbox"/> +40%

Tabel 10: Voorstel voor een vernieuwde versie van het meldingsformulier van het reewild

Meldingsformulier van het reewild (alle gegevens verplicht in te vullen)	
Nummer van het afschotplan:	
Labelnummer:	
Ree geschoten in (Postcode en Gemeente):	
Geschoten door	Naam:
	Adres:
	Postcode en
Geschoten op (dag/maand/jaar):	
Type:	<input type="checkbox"/> Bok <input type="checkbox"/> Jaarlingbok <input type="checkbox"/> Bokkits <input type="checkbox"/> Geit <input type="checkbox"/> Geitkits
Ontweid gewicht (leeg met kop): kg
Geschatte leeftijd (tenminste 1 onderkaak	<input type="checkbox"/> jong (<18m) <input type="checkbox"/> middeloud (18-60m) <input type="checkbox"/> oud (>60m)
Onderkaaklengte: mm (links) mm (rechts)
Aantal embryo's (ook nullen aangeven):	
Opmerkingen:	

9 Aanbevelingen en overwegingen betreffende de invoering van een driejarenplan voor reewild

1. De **invoering van een driejarenplan** op basis van bio-indicatoren voor het reewild in Vlaanderen is sterk aan te bevelen en zou resulteren in een betere onderbouwing van het reebeheer. De actuele afschotplannen zijn gebaseerd op populatieschattingen. Hiervan is wetenschappelijk aangetoond dat ze een grote foutmarge hebben. Het voorgestelde driejarenplan vertrekt daarom van de analyse van bijkomende biologische gegevens om de verhouding van de reewildpopulatie ten opzichte van de draagkracht in het gebied te evalueren.
2. Het is aan te raden **de fecunditeit, de onderkaaklengte van de kitsen, het leeggewicht van de kitsen en het aandeel reproducerende geiten** als bio-indicatoren op te volgen. Om bruikbaar te zijn moet elk van deze indicatoren correct en nauwkeurig worden opgemeten en moeten alle gegevens worden ingezameld. Zo dienen de onderkaken tot op een mm nauwkeurig gemeten te worden (schuifpasser) en het leeggewicht bepaald te worden tot op 100 gr (gebruik digitale weegschaal). Beide instrumenten zijn in de handel makkelijk te verkrijgen en niet duur. Voor de fecunditeit en het aandeel drachtige geiten is het nodig om van **alle geiten en smalreeën** het aantal embryo's te noteren, ook als dat nul is. Deze bio-indicatoren vormen samen met aanwijzingen (inschattingen) van veranderingen in de populatiegrootte (densiteit) en het verwezenlijkt afschot de basis voor het evalueren en al dan niet bijsturen van het reewildbeheer in een gebied.
3. De invoering van het driejarenplan moet/kan leiden tot een grotere responsabilisering van de wildbeheereenheden in het kader van het reewildbeheer in Vlaanderen.
4. Het zal hierbij immers de verantwoordelijkheid van de wildbeheereenheden of van individuele jachtrechthouders, die nog een individueel reewildafschot aanvragen, zijn om de argumenten en redeneringen aan te halen en te illustreren, die aan de basis liggen van het door hun voorgestelde afschotplan.

Een aantal richtlijnen kunnen hiervoor door de aanvrager worden gebruikt:

- a. Wanneer er geen duidelijke reden is om het gevoerde beheer sterk bij te sturen is het aan te bevelen dat als standaard aanvraag/toekenning voor WBE's met een gemiddeld **afschot van >100 reeën** het gemiddeld gerealiseerd afschot van de voorbije drie jaren vermenigvuldigd wordt met een **factor 1,15**. Voor WBE's met een afschot **tussen 50 en 100 reeën** wordt best een **factor 1,20** gehanteerd. Voor WBE's met een afschot **tussen 12 en 50 reeën** is een **factor 1,25** aan te raden. Deze standaardregel laat toe binnen het afschot t.o.v. de vorige periode te verhogen of te verlagen, zij het binnen bepaalde grenzen.
- b. Van de bovenvermelde berekeningswijze kan afgeweken worden om een hoger afschot dan berekend aan de hand van de standaardregel aan te vragen of toe te kennen in die situaties waarbij er aanwijzingen zijn voor een blijvende verslechtering van de conditie van de reepopulatie of toename van de schadeproblematiek en dit in combinatie met een lage verwezenlijking van het gevraagde afschot of ondanks een hoge verwezenlijking van het afschot.
- c. Een tweede reden of af te wijken van de bovenvermelde berekeningswijze is wanneer gevreesd wordt dat het toelaten van het berekend afschot zal resulteren in een niet gewenste verdere afname van de reewildpopulatie. Door een lager afschot aan te vragen/toe te kennen dan berekend aan de hand van de standaardregel kan dit vermeden worden.

- d. Ook een zeer lage verwezenlijkingsgraad in één bepaald jaar van de driejarenperiode, die op zich geen aanwijzing vormt voor een trend van een steeds lagere realisatie van het afschot, kan een motivering zijn om af te wijken van de hoger vermelde standaardregel.
5. Het is onmogelijk alle mogelijke scenario's die kunnen voorkomen in de praktijk om te zetten naar mathematisch toepasbare regels waardoor gemotiveerde afwijkingen van de hier vermelde scenario's zullen kunnen voorkomen.
 6. Bij de labelverdeling wordt best **20-30%** van de labels aan **geiten** toegekend, **20-35%** aan de **bokken** en **40-55%** aan de **kitsen**.
 7. Indien de **verwezenlijking** van het afschot systematisch te laag is en de indicatoren wijzen op een te hoge populatie in verhouding tot de draagkracht van het gebied, dan kan ook de **labelverdeling** bijgestuurd worden. Het percentage geiten kan dan verhoogd worden tot max. 30% van totaal afschot.
 8. Naast aanpassingen in het aan te vragen/toe te kennen afschot kan ook onderzocht worden of wijzigingen in de draagkracht niet mogelijk zijn om te komen tot een betere verhouding tussen de aanwezige reewildpopulatie en de draagkracht van het gebied. Hierbij dient onderzocht te worden welke factor limiterend is voor de draagkracht van het gebied: voedselaanwezigheid, beschikbaarheid van voedsel, aanwezigheid van dekking, rust.
 9. Bij grote veranderingen in het werkingsgebied kan het aan te vragen/toe te kennen afschot herberekend worden door gebruikt te maken van het aangevraagde/toegekende afschot per 100 ha (bos) in plaats van het absolute aantal reeën.
 10. Voor WBE's met een gemiddeld driejarenafschot **onder de 12 reeën** per jaar kan best nog een **jaarlijkse toekenning** gehanteerd worden tot het driejaarlijks gemiddelde de 12 overstijgt. De lage aantallen maken immers het gebruik van bio-indicatoren als basis voor het reewildbeheer moeilijk. Een mogelijk alternatief voor de aanvragen en toekenningen voor deze WBE's is het mee in rekening brengen van de gegevens van omliggende WBE's. Op deze manier wordt het reewildbeheer op en voor de soort logischere schaal en populatieniveau uitgewerkt. Deze mogelijke alternatieve werkwijze zou nog verder onderzocht moeten worden.
 11. Het driejarenafschotplan biedt geen oplossing voor die situaties waar er geen bereidheid bestaat om het afschot te vervullen en/of er andere redenen zijn waarom het afschot in het gebied niet verhoogd kan worden (zeer schuw wild, verstoring, niet-bejaagde gebieden ...). Het niet verwezenlijken van het aangevraagde afschot resulteert op termijn tot een beperking van het toekomstig afschot en werkt zo beperkend voor de mogelijke toekomstige aanvragen van de WBE. In combinatie met de vaste verhouding van de labels over de verschillende categorieën (bok, geit, kits) vormt dit mechanisme hopelijk wel een incentive om het gevraagde afschot toch te verwezenlijken indien de reewildpopulatie effectief aanwezig is en hoog of te hoog in relatie tot de draagkracht van het gebied. Een niet verwezenlijking in de klasse van geiten en kitsen zal immers ook automatisch leiden tot een afname van de mogelijke toekomstige totale aanvraag en een beperking in de klasse van bokken in de toekomst.
 12. Het bijhouden van informatie over valwild binnen de WBE vormt een mogelijke indicator voor de schadeproblematiek. Er zal echter verder gezocht moeten worden

naar goede informatiebronnen over andere vormen van schade zoals bijvoorbeeld de impact op bosverjonging of schade aan private eigendommen.

13. Het gebruik van het voorgesteld alternatief meldingsformulier (Tabel 10) zou de administratieve last voor de WBE verlagen en de toepasbaarheid van de verzamelde gegevens verhogen. Ook wordt voorgesteld in het kader van de grotere responsabilisering van de jagerij voor wat betreft het reewildbeheer, het wettelijk verplicht 24 uur te beschikking houden van het geschoten ree af te schaffen bij invoering van het driejarenafschotplan.
14. Gezien de verdeling van de WBE's over de verschillende klassen op basis van het aantal geschoten reeën (<12, 12 – 50, 50 – 100, > 100) en het feit dat het onmogelijk is alle mogelijke scenario's vooraf om te zetten in mathematische beslissingsregels dient bekeken te worden of een vereenvoudiging van de aangepaste standaardregel mogelijk en opportuun is en hoe beslist kan/zal worden om een aangevraagd afschot niet goed te keuren of bij te sturen. Een administratieve reden hiervoor zou het ontbreken van een onderbouwing voor een afwijking van de standaardregel kunnen zijn. Het evalueren op basis van inhoudelijke argumenten zou in gevallen van twijfel of onenigheid tussen aanvrager en toekenner een taak voor de reewildcommissie kunnen zijn.

Bijlage 1: Verslagen overlegmomenten test-WBE's

Verslag vergadering 14/01/2011

Vertegenwoordigde WBE's: Bosbeekvallei, De Vart, Meerdaal, Molenbeersel, Netebroek-Balen, Schijnvallei, Walenbos, Zwarte Beek

1) Voorstelling Jim Casaer

Uiteenzetting door Jim Casaer aan de hand van een powerpointvoorstelling. De algemene principes en doelstellingen worden nog eens aangehaald. Daarna wordt aan de hand van enkele voorbeelden uit de test-WBE's aangetoond welke de verschillende meetresultaten zijn en wat daarbij de beheersscenario's zijn die binnen een driejarenafschotplan kunnen worden gevolgd.

2) Bespreking voor- en nadelen

Aan de vertegenwoordigers van de verschillende wbe's werd gevraagd om op papier een 3-tal voordelen van een driejarenafschotplan te noteren, naast maximaal 5-tal nadelen.

Hieronder worden de verschillende aangehaalde voordelen en nadelen opgesomd, gegroepeerd per thema. Binnen elk thema zijn de onderwerpen gerangschikt in volgorde van dalend belang (aantal keer aangehaald). Tussen haakjes wordt telkens aangeduid hoeveel van de 8 WBE's dit punt aanhaalden.

Voordelen:

- Controle en bijsturing
 - Minder nood aan bijsturing (5)
 - Betere controle door inzameling onderkaken (4)
 - Betere interne controle mogelijk (3)
 - Bijsturing is meer gebaseerd op biologische gegevens (1)
- Biometrie en populatiegegevens
 - Betere opvolging van de reewildstand (2)
- Administratie
 - Grotere uniformiteit in bijhouden van gegevens (1)
 - Mogelijks minder administratieve last (1)
 - Betere centralisatie van gegevens (1)
- Beter beheer
 - Mensen op het terrein krijgen betere kennis (2)
 - Betere motivatie (1)
 - Grotere continuïteit in beheer (1)
 - Fluctuaties in populaties worden afgevlakt (1)

Nadelen:

- Controle en bijsturing
 - Geen mogelijkheid tot tussentijdse bijsturing (4)

waarvan:

- Bij fluctuaties door ziekte, stroperij... (3)
- Bij verandering in het biotoop (3)
- Om niet voorziene redenen (1)
- Geen controle op buurWBE's (1)
- Toekenning afschot door ANB niet gefundeerd (beter INBO) (1)
- Geen mogelijkheid om valwild mee te nemen (1)
- Te weinig beslissingskracht bij WBE (1)

- Biometrie en populatiegegevens
 - Nut van jaarlijkse septembertelling? (1)
 - Nut van onderscheid smalree/geit? (1)
 - Wens naar ruimte voor 2^e telling (1)
 - Leden zamelen niet graag onderkaken in (1)
- Administratie
 - 24 uur ter beschikkingstelling is last (4)
 - Er wordt teveel informatie gevraagd op het formulier (3)
 - Liever digitale formulieren bij INBO (1)
 - Aanwezigheid van facultatieve velden op formulier is zinloos (1)
 - Geen rol voor wildbeheersplan (1)
- Beter beheer
 - Principe van licentiejacht staat haaks op 3-jarenplan (1)
- Te bespreken
 - Verdeling van afschot over geslachten en leeftijden
 - Verandering in toekenning versus verandering in verdeling
 - % voor kleine en middelgrote wbe's

3) Verdere planning

Tegen volgende vergadering worden de gegevens uit de verschillende test-WBE's geanalyseerd en weergegeven ten opzichte van andere Vlaamse WBE's.

Ter voorbereiding van de volgende vergadering zal ook vooraf doorgestuurd worden welke problemen verder behandeld zullen worden en eventuele voorstellen hiervoor vanuit INBO en/of deelnemende WBE's doorgestuurd kunnen worden.

Verslag vergadering 07/04/2011

Vertegenwoordigde WBE's: Bosbeekvallei, De Vart, Meerdaal, Molenbeersel, Netebroek-Balen, Schijnvallei, Walenbos, Zwarte Beek

1) Bespreking verslag vorige vergadering

Geen bemerkings meer

2) Voorstellen van agenda van de dag

3) Powerpoint voorstelling

- test-WBE's versus andere voor wat betreft aanvraag, toekenning en realisatie
- 'Wat als?' analyse

4) Overlopen discussiepunten van de dag

- % i.f.v. grootte van gemiddeld afschot
 - Na rondvraag blijkt iedereen zich te kunnen vinden in de **1,15** als constante voor de toekenning voor WBE's met een gemiddeld afschot boven de 100 stuks, **1,20** voor WBE's met een gemiddeld gerealiseerd afschot tussen 50 en 100 stuks en **1,25** voor WBE's met minder dan 50 stuks als gemiddeld afschot over de laatste drie jaren.
 - Voor WBE's met een gemiddeld afschot **lager dan 12** stuks wordt voorgesteld om geen gebruik te maken van driejarenplannen gezien de mogelijke grote veranderingen in zowel de populatie als het beleid bij nog toenemende, nieuwe en kleine populaties.
 - Geslachtsverhouding toekenning
 - Belangrijk bij het werken met aantallen op basis van het gerealiseerd afschot is dat de onderlinge verdeling van het afschot over de verschillende klassen (bok, geit, kits) bij de toekenning vrij stabiel blijft. Dit om te vermijden dat bij een afnemend afschot bijvoorbeeld het accent volledig bij de bokken komt te liggen.
 - Op basis van de toekenningen en realisaties uit het verleden werd een afschotverdeling voorgesteld van 25/25/50 (bok/geit/kits) met een marge van 5%.
 - Na de vergadering werd nog voorgesteld de marge te leggen op 10% en te werken met de volgende onderverdeling 25-35/20-30/40-50 (mail Marc) => dit voorstel moet op volgend overleg nog terug aan bod komen.
 - Ook het gebruik van 1 ree i.p.v. of naast % als marge zou nog overwogen kunnen worden voor kleinere wbe's.
 - Er werd lang gediscuteerd over het laten vallen van de onderverdeling bij de labels en over te schakelen naar ofwel enkel een verschil mannelijk/vrouwelijk ofwel een slechts 1 type label. Hierbij werd vooral de angst voor beboeting bij foutief afschot naar voor geschoven. Uiteindelijk bleek er toch niet voldoende steun voor het laten wegvallen van de opdeling binnen de labels, en dit vooral omwille van de mogelijkheid tot sturen van het afschot binnen een WBE.
 - # stijgen versus meer geiten
 - Bij een verslechtering van de conditie van het wild kan ervoor gekozen worden het afschot met meer dan het vooropgesteld % te laten stijgen, of om procentueel meer geiten te gaan schieten maar niet meer dan 1,15 als factor te gebruiken.

- Na een lange gedachte-uitwisseling werd beslist uiteindelijk de optie open te laten om de wbe zelf te laten kiezen om bijvoorbeeld het totaal afschot te doen stijgen door naar een maximaal aantal te schieten geiten te gaan

5) Punten voor volgende vergaderingen

- Meldingsformulier => nieuw voorstel
- Soort handleiding voor WBE's, interne richtlijnen en verplichtingen
- Flowchart, stramien voor aanvraag, zo eenvoudig mogelijk, voor WBE
- 24 uren ter beschikkingstelling afschaffen? lijstje vragen vanuit WBE's opmaken

Verslag vergadering 14/09/2011

Vertegenwoordigde WBE's: Bosbeekvallei, De Vart, Meerdaal, Molenbeersel, Netebroek-Balen, Schijnvallei, Zwarte Beek

1) Bespreking verslag vorige vergadering

Geen bemerkings meer.

2) Voorstellen van agenda van de dag

3) Overlopen discussiepunten van de dag

• Meldingsformulier

- Op vraag van zowel ANB als de deelnemende WBE's zal een voorstel voor een eenvoudiger meldingsformulier aan ANB worden bezorgd. Op dit meldingsformulier zouden wel alle overblijvende velden verplicht moeten worden ingevuld zodat van elk ree dat in Vlaanderen wordt geschoten dezelfde informatie beschikbaar is.
- Het INBO doet een voorstel, gebaseerd op ervaring met de data en op voorafgaande opmerkingen vanuit de WBE's. Na overleg wordt volgend gemeenschappelijk voorstel geformuleerd:
 - nummer afschotplan: behouden
 - labelnummer: behouden
 - geschoten in: → postcode toevoegen bij gemeente
 - geschoten door: behouden
 - hoedanigheid: → niet behouden
 - geschoten op (dd/mm/jjjj): behouden
 - type: → categorie smalree vervalt
 - gewei: → niet behouden
 - ontweid gewicht: → invulveld voor uniformiteit: ... kg
 - geschatte leeftijd: → meerkeuzevak:
 - jong (<18m)
 - middeloud (18-60m)
 - oud (>60m)
 - onderkaaklengte: behouden
 - bijhouden 1 onderkaak: behouden*
 - aantal keelvlekken: → niet behouden
 - beharing: → niet behouden
 - embryo's: → # stuks behouden, geslacht niet
 - niervetindex: → niet behouden
 - algemene gezondheidstoestand: → niet behouden
 - gewei: → niet behouden
 - opmerkingen: → er wordt een vak toegevoegd
- Rond het verplicht bijhouden van 1 onderkaak per ree bestond enige onenigheid. WBE De Zwarte Beek ziet het liefst een zo eenvoudig mogelijke procedure, zonder het bijhouden van de onderkaak. De andere WBE's zijn wel voorstander van het bijhouden van de onderkaak om controle mogelijk te maken, zowel intern als extern. Er wordt aangehaald dat ANB op deze manier ook makkelijk controles kan uitvoeren dan bij het 24u ter beschikking stellen, wat nu in de praktijk toch niet gebeurt.
- Er wordt ook voorgesteld om een bijkomend veld aan te maken waarin opmerkingen geformuleerd kunnen worden.

• Labelverdeling

INBO doet via powerpoint een voorstel rond het verdelen van de labels binnen het aangevraagd/toegekend afschot. Als referentie om de cijfers op te baseren gebruikte het INBO volgende gegevens:

- o de criteria Wauters, omgerekend voor de test-WBE's in functie van het totale afschot ipv de voorjaarsstand
- o de huidige verdeling in het toegekend afschot voor alle WBE's
- o de huidige verdeling in het gerealiseerd afschot van alle WBE's

Op de vorige vergadering had het INBO, op basis van het toegekend en gerealiseerd afschot een labelverdeling voorgesteld van 25% geit, 25% bok en 50% kits, telkens met een marge van 5% langs beide zijden. Dit resulteerde in een voorstel: 20-30% geit, 20-30% bok en 45-55% kits. In een reactie achteraf hierop door Marc Geuens werd een alternatief voorstel geformuleerd van 20-30% geit, 30-40% bok en 30 tot 40% kits. Bij een vergelijking met de criteria Wauters in de powerpointvoorstelling bleek dat 20-30% geiten goed binnen de criteria Wauters paste. Daarnaast bleek voor bokken nog mogelijke marge naar boven te bestaan, maar bleek een aandeel van 40% bokken buiten de criteria Wauters te liggen. Als laatste bleken ook bij het voorstel van INBO voor de kitsen marge naar boven en naar beneden te zijn. Uit het voorstel van Marc kon worden afgeleid dat er geen vraag was om dit aandeel nog naar boven op te kunnen trekken, wel bleek eerder een vraag om het aandeel kitsen, indien nodig te verlagen. Na voorstelling en bespreking zal worden voorgesteld de labels als volgt (en in die volgorde) te verdelen:

- o geit: 20-30 %
- o bok: 20-35 %
- o kits: 40-55 %

Er werd aanvullend opgemerkt dat bij de labelverdeling best wordt aanbevolen om het aantal reeën per label naar boven af te ronden.

Na een vraag wordt ook opgemerkt dat ook de labelverdeling per 3 jaar geldig is en niet elk jaar kan worden aangepast. Door binnen het toegekend afschot te variëren (ene label minder, andere label aan 100%) kan de WBE immers steeds inspelen op onvoorziene veranderingen.

- Beslissingsboom

Het INBO stelde een beslissingsboom voor, waarbij op basis van gerealiseerd afschot en de waargenomen populatietrend, rekening houden met een aantal indicatoren kan worden beslist in welke gevallen van de normale berekening van het 3-jarenafschot (gerealiseerd afschot * de constante factor) kan worden afgeweken. Ook de manier waarop het afschot in die specifieke gevallen kan worden aangepast (hoger, lager, andere verdeling) kwam hierin aan bod.

Er wordt hierbij geconcludeerd dat enkel de noodzaak voor een voorjaarstelling overeind blijft, de najaarstelling van september valt bijgevolg weg.

De beslissingsboom wordt door iedereen aanwezig als een nuttig en overzichtelijk voorstel aanvaard.

- Opmerkingen voor ANB

Als specifieke opmerkingen voor ANB zullen de opmerkingen die in het verslag van de vergadering van 14 januari staan worden opgenomen. Rond de bemerkingen die er in het begin waren (bijsturen, aantal keer tellen, 24 uur ter beschikking, meldingsformulier,...) zal telkens worden vermeld op welke manier de voorstellen die problemen kunnen oplossen.

4) Varia

Er werden geen bijkomende variapunten geformuleerd.

Referenties

- Andersen R., Gaillard J.M., Liberg O., San José C. 1998. Variation in life-history parameters. *In: Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C. (eds.) The European roe deer: the biology of success.* Scandinavian University Press, p. 309-335.
- Ballon P. 1999. Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils de plaine. Bulletin mensuel de l'Office national de la Chasse n°244, p. 22-29.
- Blant M., Gaillard J.M. 2004. Use of biometric body variables as indicators of roe deer (*Capreolus capreolus*) population density changes. *Game and Wildlife Science*, 21:21-40.
- Cederlund G., Bergqvist J., Kjellander P., Gill R., Gaillard J.M., Boisaubert B., Ballon P., Duncan P. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximizing the net benefits to society. *In: Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C. (eds.) The European roe deer: the biology of success.* Scandinavian University Press, p. 337-372.
- Danilkin A. 1996. Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. Chapman & Hall, London. 277pp.
- Delorme D., Van Laere G., Gaillard J.M., Klein F. 2007. La phase juvénile chez le chevreuil. Un élément déterminant pour orienter la gestion de l'espèce. *Faune sauvage*, 275:15-22.
- Ferguson S.H., Bisset A.R., Messier F. 2000. The influences of density on growth and reproduction in moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 6:31-39.
- Gaillard J.M. 1988. Contribution à la dynamique des populations de grands mammifères: l'exemple du chevreuil (*Capreolus capreolus*). Thèse présentée pour l'obtention du diplôme de doctorat. Université Claude-Bernard, Lyon. 320pp.
- Gaillard J.M., Sempéré A.J., Boutin J.M., Laere G.V., Boisaubert B. 1992. Effects of age and body weight on the proportion of females breeding in a population of roe deer (*Capreolus capreolus*). *Canadian Journal of Zoology*, 70:1541-1545.
- Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G., Boisaubert B. 1996. Body Mass of Roe Deer Fawns during Winter in 2 Contrasting Populations. *The Journal of Wildlife Management*, 60:29-36.
- Groupe Chevreuil. 1991. Méthodes de suivi des populations de chevreuils en forêt de plaine: exemple : l'Indice Kilométrique (I.K.). Supplément au Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse, 157, Fiche n°70, 4 pp.
- Guibert B. 1999. Les conséquences des derniers acquis de la recherche sur la gestion future du chevreuil. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse, 244:120-125.
- Hanks J. 1981. Characterization of population condition. *In: Fowler C.W., Smiths T.D. (eds.) Dynamics of large mammal populations.* Wiley, New York, p. 47-73.
- Hewison A.J.M., Gaillard J.M. 2001. Phenotypic quality and senescence affect different components of reproductive output in roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 70:600-608.
- Hewison A.J.M., Vincent J.P., Angibault J.M., Delorme D., Van Laere G., Gaillard J.M. 1999. Tests of estimation of age from tooth wear on roe deer of known age: variation with and among populations. *Canadian Journal of Zoology*, 77:58-67.
- Hewison A.J.M., Gaillard J.M., Angibault J.M., Van Laere G., Vincent J.P. 2002. The influence of density on post-weaning growth in roe deer *Capreolus capreolus* fawns. *Journal of Zoology*, 257:303-309.
- Holand Ø. 1992. Fat indexes versus ingesta-free body fat in European roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 56:241-245.
- Imperio S., Ferrante M., Grignetti A., Santini G., Focardi S. 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biology*, 16:205-214.

- Kjellander P. 2000. Density dependence in roe deer population dynamics. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 127pp.
- Kjellander P., Gaillard J.M., Hewison A.J.M. 2006. Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. *Oecologia*, 146:521-530.
- Mitchell B., McCowan D., Nicholson I.A. 1976. Annual cycles of body weight and condition in Scottish Red deer, *Cervus elaphus*. *Journal of Zoology*, 180:107-127.
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., Maillard D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44:634-643.
- Nieminen M., Laitinen M. 1986. Bone marrow and kidney fat as indicators of condition in reindeer. *Rangifer*, special issue 1:219-226.
- ONC (Office National de la Chasse) 1996. Fiche technique n°90. Les bio-indicateurs: futurs outils de gestion des populations de chevreuils? Supplément au bulletin mensuel de l'office national de la chasse n°209.
- ONC (Office National de la Chasse) 1999. Fiche technique n°95. La gestion des populations de chevreuils par l'utilisation d'indicateurs population-environnement. Supplément au bulletin mensuel de l'office national de la chasse n°244.
- Petorelli N., Gaillard J.M., Duncan P., Ouellet J.P., Van Laere G. 2001. Population density and small-scale variation in habitat quality affect phenotypic quality in roe deer. *Oecologia*, 128:400-405.
- Riney T. 1955. Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. *New Zealand Journal of Science and Technology*, 36:429-463.
- Serrano E., Alpizar-Jara R., Morellet N., Hewison A.J.M. 2008. A half century of measuring ungulate body condition using indices: is it time for a change? *European Journal of Wildlife Research*, 54:675-680.
- Siegel S., Castellan N.J.Jr. 1988. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. 2nd edition. McGraw-Hill, London. 399pp.
- Toigo C., Gaillard J.M., Van Laere G., Hewison M., Morellet N. 2006. How does environmental variation influence body mass, body size, and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29:301-308.
- Van Moeffaert N., Verhagen R. 1999. Onderzoek naar de invloed van selectieve bejaging en dispersie op de genetische structuur van populaties van het ree in Vlaanderen. Onderzoeksrapport AMINAL: afdeling Bos en Groen. 67pp.
- Vincent J.P., Bideau E. 1992. Conséquences d'une modification importante de la densité sur une population de chevreuils forestiers. *Bulletin mensuel de l'office national de la chasse*, 162:30-33.
- Vincent J.P., Gaillard J.M., Bideau E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica*, 36:315-328.
- Wauters L., 1995. Onderzoeksopdracht BNO/NB/1994/5: Criteria voor een biologisch verantwoord afschotplan voor reewild in Vlaanderen, U.I.A.
- Zannèse A., Baisse A., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Saint-Hilaire K., Toigo C., Van Laere G., Morellet N. 2006. Hind foot length: an indicator for monitoring roe deer populations at a landscape scale. *Wildlife Society Bulletin*, 34:351-358.

