

## **EVALUATIE VAN DE MONITORING VAN BEVER**

### **(*CASTOR FIBER*) IN VLAANDEREN**

#### **Kwaliteitscontrole in het kader van het soortbeschermingsprogramma**

Frank Huysentruyt, Toon Van Daele, Pieter Verschelde, Niko Boone, Sander Devisscher, Joris Vernaillen

[doi.org/10.21436/inbor.16385754](https://doi.org/10.21436/inbor.16385754)

Project ANB/2017/AVES/01: Kwaliteitscontrole monitoringsmethodiek  
soortbeschermingsprogramma bever

## Dankwoord

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van en gefinancierd door het Agentschap voor Natuur en Bos. We willen hierbij uitdrukkelijk de begeleidende stuurgroepleden Gert Van Hoydonck van het Agentschap voor Natuur en Bos en Maarten Van Aert van de Vlaamse Milieumaatschappij bedanken voor hun waardevolle bijdrage aan het tot stand komen van dit rapport. Verder verdienen zeker ook Lander Vanstaen, masterstudent Biologie aan de Universiteit Antwerpen, en zijn promotor Prof. Dr. Herwig Leirs, een bijzonder woord van dank. Het koppelen van de gegevens uit het vele veldwerk dat Lander voor zijn theisonderzoek uitvoerde met onze gegevens gaf ons de gelegenheid een zeer uitgebreide analyse uit te voeren. Het duidelijke resultaat van dit onderzoek is dan ook zeker mee hun verdienste.

## Voorwoord

Vlaanderen kent de laatste jaren een opvallende terugkeer en toename van een aantal grote zoogdiersoorten. Hoefdieren als ree en everzwijn zijn er volop aanwezig en hun aantallen en areaal nemen nog jaarlijks toe. Maar ook carnivorensoorten als vos, das, steen- en boommarter tonen sterk groeiende populaties en sinds korte tijd behoren ook otter en wolf opnieuw met zekerheid tot de Vlaamse zoogdierenfauna. Ook de terugkeer van de bever, Europa's grootste knaagdier, kadert binnen deze trend. Alhoewel de bever sinds 2000 terug in Vlaanderen voorkomt en intussen sterk in aantal is toegenomen, bevindt de populatie zich nog in volle expansie en neemt het areaal nog jaarlijks toe. Dit gebeurt in een versnipperd landschap waar bebouwing, landbouw en natuur- en waterbeheer weliswaar voor voldoende geschikt habitat zorgen, maar dat anderzijds potentiële conflicten genereert. Het evenwicht vinden tussen het beheersen van deze conflicten en het waarborgen van een gezonde populatie van een dergelijke waardevolle soort, vergt een weloverwogen aanpak. In die context zijn langdurige kwaliteitsvolle gegevens onontbeerlijk. Deze studie, uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos, evalueert de huidige gegevens rond populatie-ontwikkeling van bever in Vlaanderen. Op deze manier wordt een wetenschappelijk onderbouwd kader gecreëerd waarbinnen beheerbeslissingen kunnen worden genomen die zowel de toekomst van de bever in Vlaanderen als het draagvlak voor zijn aanwezigheid ten goede zullen komen.

## Samenvatting

Sinds 2000 komt de Europese bever opnieuw voor in Vlaanderen en geniet die er als Europese Habitatrichtlijnsoort bescherming. Om die bescherming te garanderen kwam er een Vlaams soortbeschermingsprogramma met een populatiegrootte van 100 reproductieve eenheden als een gunstige staat van instandhouding voor de soort. Omdat bevers echter ook potentiële conflicten met zich meebrengen, werden binnen dit kader ook beheermogelijkheden opgenomen. Uiteraard geldt hierbij de voorwaarde dat de gunstige staat van instandhouding gegarandeerd blijft. Om dit te kunnen verifiëren zijn langdurige en kwaliteitsvolle monitoringgegevens nodig.

Momenteel wordt de evolutie van de populatiegrootte in Vlaanderen opgevolgd via een monitoring van het aantal bezette territoria. Omdat niet elk territorium door een koppel dat jongen kan voortbrengen wordt bezet, wordt verondersteld dat een 167-tal bezette territoria overeenkomt met 100 reproductieve eenheden. Deze studie evalueert de correctheid van de huidige monitoringgegevens en van de vertaling ervan naar de evaluatie van de gunstige staat van instandhouding.

Een vergelijking tussen de veronderstelde toestand van bezetting en de geobserveerde bezetting in 100 van 128 territoria gekend op 1 januari 2017, toont aan dat deze gegevens voor 82 % accuraat zijn. Bijkomende analyses tonen daarbij dat de bezettingskans van een territorium mee wordt bepaald door de afstand tot andere bezette territoria. Meer nog dan de accuraatheid, die ook rekening houdt met het correct inschatten van afwezigheid, was in deze evaluatie vooral de precisie, of de mate waarin aanwezigheid correct werd ingeschat, van belang. Ook hier vonden we een hoge waarde en was de veronderstelde bezetting voor 91 % correct, wat resulteert in een mogelijke overschatting van slechts 9 %. Verder rekening houdend met de onzekerheid op deze waarde, kan worden gesteld dat het aantal effectief bezette territoria met 95 % zekerheid hoger ligt dan 85 % van het aantal verondersteld bezette territoria.

**Dit resulteert in een makkelijk hanteerbare stelregel dat wanneer onder het huidige monitoringprotocol het aantal veronderstelde bezette territoria met een factor 0.85 wordt vermenigvuldigd er een verwaarloosbare kans op overschatting is.** Daar komt bij dat de onderliggende aannames die het aantal territoria naar populatiegrootte en aantal reproductieve eenheden moeten vertalen, in die mate conservatief zijn opgesteld dat ook daar de kans op overschatting minimaal is. Om de precisie van de monitoring toch nog verder te verhogen, kan er wel nog voor worden gekozen om nieuwe, geïsoleerd gelegen territoria pas als bezet te beschouwen wanneer bezetting minstens twee jaar op rij kan worden vastgesteld. Dit verlaagt de kans dat een te hoog aandeel territoria dat door eenlingen wordt bezet in de gegevens worden opgenomen. Niet alleen hebben dergelijke territoria een verhoogde kans om opnieuw onbezett te raken, een te hoog aandeel ervan in de gegevens zou ook voor een te grote afwijking tussen het veronderstelde en het effectieve aandeel reproductieve eenheden per territorium kunnen leiden.

## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

- De huidige populatiemonitoring van bever in Vlaanderen gebeurt zeer accuraat en kan verder worden toegepast.
  - De monitoring is beter in het bepalen van aanwezigheid van bevers in een territorium dan in het bepalen van afwezigheid in vroeger bezette territoria. Om vooral overschatting van de populatie te vermijden, is het aangeraden de monitoringgegevens als een '*presence only*' dataset te beschouwen. Daarbij wordt voor het schatten van de situatie voor Vlaanderen enkel rekening gehouden met bevestigd bezette territoria en wordt geen informatieve waarde gegeven aan territoria die ooit bezet waren maar waarin bezetting niet langer werd bevestigd.
  - Omdat geïsoleerd gelegen territoria een grotere kans hebben om terug onbezett te raken, worden dergelijke nieuwe territoria bij voorkeur pas na twee opeenvolgende jaren van bezetting in de dataset opgenomen. Een afstand groter dan 10 km tot een nabijgelegen bezet territorium kan hierbij als grens worden genomen, maar het lijkt meer aangewezen om geval per geval de mate van isolatie in te schatten.
  - Bij het gebruik van 85 % van het aantal verondersteld bezette territoria als maat voor de populatiegrootte, wordt de kans op overschatting verwaarloosbaar (< 5 %).
  - De aannames in de omrekening van het aantal bezette territoria naar het aantal reproductieve eenheden zijn in die mate conservatief dat de kans op overschatting ook daar minimaal is. Die aannames kunnen dus worden behouden.

## English abstract

The European beaver has recolonized Flanders since 2000 and, as a European Habitats Directive species, is protected throughout the region. To warrant this, a regional species protection program has been drawn up, which has set a threshold of 100 reproductive units as a favorable conservation status for the species in Flanders. Since the presence of beavers can also result in potential conflict, the program also offers possibilities for management, provided this not jeopardize the favorable conservation status. To enable verification of this condition, long-term and high-quality monitoring data are required.

The evolution of the beaver population size in Flanders is currently monitored using the number of occupied territories as a proxy, assuming that 167 territories correspond to 100 reproductive units. This study evaluates the correctness of the current monitoring data and its repercussions for the evaluation of the favorable conservation status.

A comparison between the assumed and observed occupancies in 100 of 128 territories known on January 1st 2017, showed an accuracy of 82 %. Additional analyses further show that the occupancy chance of a territory is determined by its distance to the nearest occupied neighboring territory. More important than accuracy, which evaluates both presence and absence data, was the evaluation of precision (the accuracy of presence only data). This value was 91 % correct, which limits potential overestimation of occupancy to 9 %. Taking into account the level of uncertainty of this precision, the actual number of territories occupied has a 95 % probability of surpassing 85 % of the number of occupied territories assumed.

**This results in a rule of thumb that, when the number of assumed occupied territories is multiplied by 0.85, there is a negligible chance of overestimation.** In addition, the underlying assumptions that define the relation between the number of territories, the population size and the number of reproductive units are sufficiently conservative so that the likelihood of overestimation is also minimal. In order to increase the precision of the monitoring even further, the choice can be made to consider new, isolated territories as occupied only when occupation can be established for at least two years in a row. This reduces the chance that a too high proportion of territories occupied by loners will be included in the data. Not only do such territories have an increased chance of becoming vacant again, a too high share of such territories in the dataset could also lead to an excessive discrepancy between the assumed and the effective proportion of reproductive units per territory.

## Inhoudsopgave

Dankwoord . . . . .	1
Voorwoord . . . . .	2
Samenvatting . . . . .	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid . . . . .	4
English abstract . . . . .	5
Inhoudsopgave . . . . .	6
Lijst van figuren . . . . .	7
Lijst van tabellen . . . . .	7
1      Inleiding . . . . .	8
1.1      Algemeen kader . . . . .	8
1.2      Staat van instandhouding . . . . .	9
2      Materiaal en Methoden . . . . .	10
2.1      Opzet . . . . .	10
2.2      Inventarisatie . . . . .	10
2.3      Dataverwerking . . . . .	12
3      Resultaten . . . . .	13
3.1      Inventarisatie . . . . .	13
3.2      Analyse . . . . .	14
3.2.1      Accuraatheid, sensitiviteit en precisie . . . . .	14
3.2.2      Verklarende factoren . . . . .	15
4      Discussie . . . . .	17
Referenties . . . . .	19

## Lijst van figuren

Figuur 2.1	Spreiding van de gekende territoria op 01/01/2017 met aanduiding van de 30 territoria die initieel voor inventarisatie werden geselecteerd (groen). . . . .	11
Figuur 2.2	Voorbeeld data-invoer via de AppSheet tool. . . . .	12
Figuur 3.1	Verdeling van het aantal gevonden sporen per territorium voor alle territoria waarin 1 tot 50 sporen werden gevonden. . . . .	14
Figuur 3.2	Weergave van de inschatting (ANB) en controle (INBO/UA) voor elk van de 100 gecontroleerde territoria gekend op 1 januari 2017 (oranje: onbezett, blauw: verondersteld onbezett maar bezet, rood: verondersteld bezet maar onbezett, groen: bezett). . . . .	16
Figuur 3.3	Gemodelleerde kans op bezetting in functie van de veronderstelde bezetting en de afstand tot het dichtstbij gelegen bezette territorium. . . . .	16

## Lijst van tabellen

Tabel 3.1	Verdeling van het aantal gevonden sporen per type spoor. . . . .	13
Tabel 3.2	Vergelijking tussen de ingeschatte toestand van bezetting en de vastgestelde toestand na controle. . . . .	15
Tabel 4.1	Verondersteld en minimaal aantal bezette territoria per jaar met schatting van de minimale populatiegrootte. . . . .	17

# 1 INLEIDING

## 1.1 ALGEMEEN KADER

De Europese bever, *Castor fiber* (hierna *bever*), hoewel ooit een algemene en wijd verspreide soort, verdween door intensieve bezetting en habitatverlies in het midden van de 19<sup>e</sup> eeuw uit Vlaanderen en grote delen van Europa (Nolet & Rosell, 1998; Van Wijngaarden, 1966). Vanaf de 20<sup>e</sup> eeuw werden in verschillende landen herintroductieprojecten opgezet en werd de soort in toenemende mate beschermd. Hierdoor is het aantal bevers in Europa in de laatste decades enorm toegenomen en heeft de soort terug een gunstige IUCN status (*population increasing, least concern*) (IUCN, 2019).

Sinds begin 2000 is de bever ook terug in Vlaanderen aanwezig, daarbij opgesplitst in twee grote deel-populaties. De eerste populatie situeert zich in het Maasbekken en is het resultaat van natuurlijke areaaluitbreiding via de Maas vanuit zowel Nederland als Wallonië. Een tweede populatie is het gevolg van enkele illegale uitzettingen in de Dijlevallei, aan zowel Vlaamse als Waalse zijde, in combinatie met bijkomende migratie vanuit het Maasbekken. De Vlaamse populatie werd in 2013 geschat op 150 – 200 dieren (Agentschap voor Natuur en Bos, 2015).

De bever is een Natura 2000-Habitatrichtlijnsoort die een strenge bescherming geniet. In recente jaren heeft de Vlaamse populatie blijk gegeven van goed herstel waarbij kan worden verondersteld dat de populatie binnen afzienbare tijd een goede staat van instandhouding zal bereiken. Wel is het leefgebied van de soort in vergelijking met de historische context sterk gewijzigd. Bebouwing, landbouw en natuur- en waterbeheer zorgen weliswaar voor een landschap met voldoende geschikt habitat voor een aanzienlijke beverpopulatie maar dat tegelijk potentiële conflicten met zich meebrengt. Naast de positieve effecten op fauna en flora, kan de bever immers ook voor overlast zorgen in de vorm van drainageproblemen en wateroverlast, schade aan bomen en gewassen, en graafschade aan oevers en dijken. Een geïntegreerde aanpak, die rekening houdt met de verbetering van de natuurkwaliteit door de bever, het risico op schade en met eventuele economische voordelen, is de beste benadering om de populatie duurzaam te laten ontwikkelen en in stand te houden ([Agentschap voor Natuur en Bos, 2015](#)). In dit kader zou het wenselijk zijn om bevers te kunnen verplaatsen van locaties met potentiële risico's naar meer geschikt habitat en zo het populatieherstel van de bever te vrijwaren en tegelijk de negatieve gevolgen te beperken ([Agentschap voor Natuur en Bos, 2015](#)). Om beheermaatregelen mogelijk te maken voorziet het "Besluit van de Vlaamse Regering met betrekking tot soortenbescherming en soortenbeheer van 15 mei 2009" (hierna *Soortenbesluit*) in de opmaak van een specifiek soortbeschermingsprogramma (hierna *SBP*).

Het SBP bever trad in voege op 5 augustus 2015 en loopt in zijn huidige vorm tot 5 augustus 2020. Dit SBP bevat ook een monitoringsprogramma, waarbij de evolutie van de verspreiding en de populatiegrootte van de bever wordt opgevolgd. Er werd in dit kader geopteerd om het aantal territoria als maat voor de eigenlijke populatiegrootte te gebruiken. Dit rapport vormt een onderdeel van de eindevaluatie van het huidig programma, op basis waarvan de afweging wordt gemaakt of een verlenging van het programma aangewezen is.

De inschatting van de populatiegrootte via bovenvermeld monitoringsprogramma moet gebeuren binnen een aanvaardbare foutenmarge omdat deze parameter ook wordt gebruikt om de gunstige staat van instandhouding van de soort in Vlaanderen te toetsen. Van zodra de soort zich in een gunstige staat van instandhouding bevindt, bestaat de mogelijkheid om de populatie in Vlaanderen actief te gaan beheren. Omdat dit beheer niet mag interfereren met de staat van instandhouding en gelet op de maatschappelijke gevoeligheid ervan, moet er extra aandacht besteed worden aan de correctheid van deze monitoring.

De staat van instandhouding van Habitatrichtlijnsoorten moet elke zes jaar aan de Europese Unie worden gerapporteerd. De volgende rapportage zal in 2019 gebeuren en beslaat de periode 2013-2018. In het kader van deze rapportering en het mogelijk bereiken van een gunstige staat van instandhouding van bever in Vlaanderen, werd aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (hierna *INBO*) eind 2017 de opdracht gegeven om het huidige monitoringprogramma te evalueren.

## 1.2 STAAT VAN INSTANDHOUDING

Op basis van de elementen opgenomen in de verschillende instandhoudingsdoelstellingen, advies van het INBO ([Stuyck et al, 2012](#)) en andere literatuurbronnen, werd voor Vlaanderen, als deelpopulatie van een grotere metapopulatie, een aantal van **100 reproductieve eenheden** als voldoende beschouwd om te kunnen spreken van een gunstige staat van instandhouding ([Agentschap voor Natuur en Bos, 2015](#)).

Omdat het aantal individuele bevers moeilijker te schatten is dan het aantal territoria, werd gekozen voor een monitoring van deze laatste als maat voor de populatiegrootte. Bevindingen uit Nederland en Zwitserland leren dat 100 reproductieve eenheden naar schatting met een 167-tal territoria overeenkomt, omdat 40 % van de territoria bezet blijkt door slechts één bever ([Niewold, 2012](#)) en dus niet onder de noemer reproductieve eenheid valt. Dit komt neer op een 467-tal bevers (100 families van 4, 67 solitaire bevers) een aantal dat voldoende genetische robuustheid zou moeten garanderen ([Agentschap voor Natuur en Bos, 2015](#)).

Doel van deze evaluatie zal er dus niet enkel in bestaan na te gaan in welke mate de huidige monitoring het aantal bezette territoria correct inschat maar ook in welke mate de fouten die ermee gepaard gaan zich doorvertalen in een foutieve inschatting van het aantal reproductieve eenheden dan wel het aantal bevers in totaal.

## 2 MATERIAAL EN METHODEN

## 2.1 OPZET

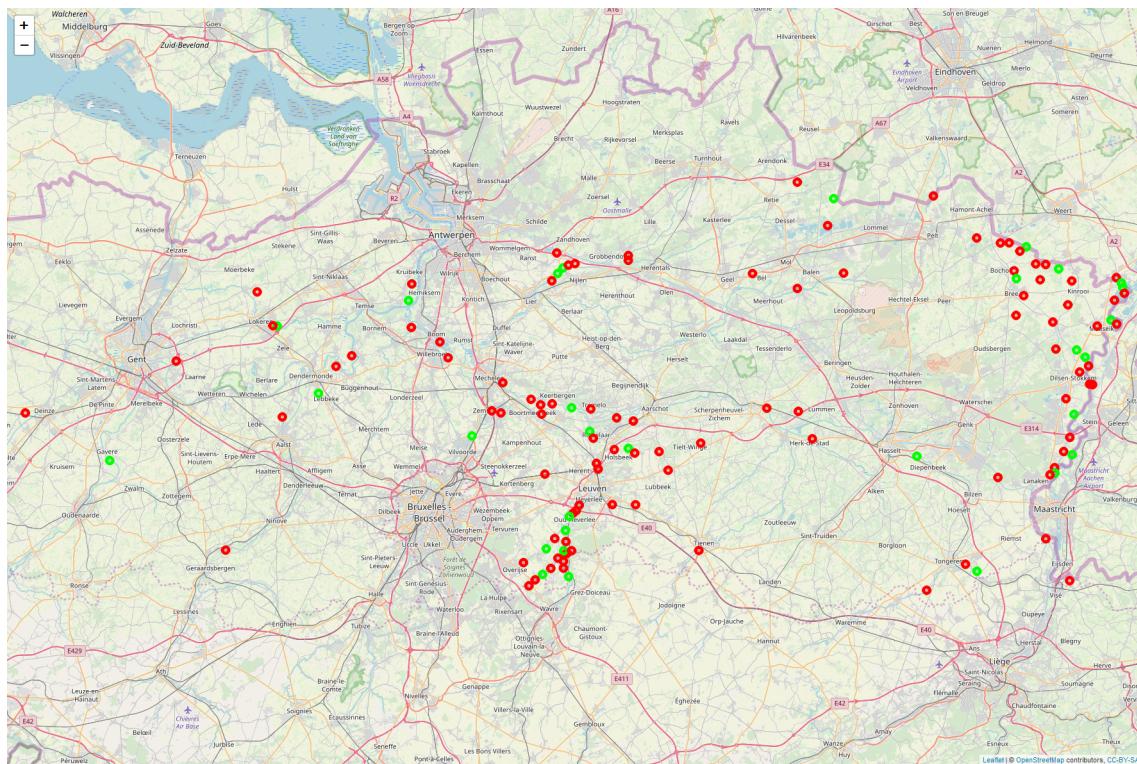
Bij aanvang van het project in 2017 waren in Vlaanderen 128 territoria gekend, waarvan op dat moment nog 119 als bezet werden beschouwd (=gegevens over 2016). Om een inschatting te maken van de mate waarin de methodiek van de huidige monitoring representatief is voor het werkelijke aantal beverterritoria, kozen we in eerste instantie voor een aanpak via een steekproef. Hierbij werden 30 van de 119 verondersteld bezette territoria geselecteerd, verspreid in regio's met verschillende mate van bezetting en op voldoende afstand van andere te controleren territoria (Fig. 2.1). Deze territoria zouden allemaal door INBO-medewerkers worden bezocht gedurende 2018 en grondig worden gecontroleerd op de aanwezigheid van bever. Vergelijking van de controlegegevens met de monitoringgegevens zou dan, na extrapolatie, toelaten de foutenmarge op deze monitoring te bepalen. We opteerden hierbij enkel om een controle op vals positieve gegevens uit te voeren. Dit houdt in dat enkel de door het monitoringprogramma als bezet aangeduide territoria zouden worden gecontroleerd en dat zou worden nagegaan of deze territoria wel degelijk nog bezet waren (*echt positief*) of daarentegen niet langer bezet waren en in de monitoringgegevens dus verkeerd als bezet werden verondersteld (*vals positief*). Het nagaan of verondersteld onbezette territoria al dan niet daadwerkelijk onbezett waren (*echt of vals negatief*) of een controle op mogelijke territoria die niet door monitoring werden opgepikt, behoorde niet tot de initiële opzet van deze studie. Met deze voorgestelde manier zou enkel de kans op overschatting van het aantal bezette territoria worden geëvalueerd. Dit was een logische keuze omdat een eventuele onderschatting niet in conflicten met de inschatting van de staat van instandhouding resulteert.

Na het uitwerken van deze aanpak kon echter een aanvullende samenwerking tussen het INBO en Universiteit Antwerpen (hierna UA) worden uitgebouwd. Op de UA liep gedurende dezelfde periode immers een masterthesis studie waarin een soortgelijke terreincontrole van beverterritoria was gepland, zij het in functie van de controle van een eerdere habitatgeschiktheidsoefening door de UA ([Swinnen, 2015](#)). Binnen de samenwerking werd overeengekomen zowel de verzamelde terreininformatie als de kennis en analysemethodieken te delen. Dit liet toe de initiële opzet los te laten en zorgde voor een totaal van 100 gecontroleerde territoria, naast nog een aantal gegevens buiten gekende territoria. Op deze manier konden we ook een inschatting van het aandeel vals en echt negatieve gegevens maken, naast een eerste inschatting van het aantal ongekende bezette territoria als maat voor de nauwkeurigheid van de volledige dataset.

## 2.2 INVENTARISATIE

Voor elk gekend of te controleren territorium werd binnen een buffer van 500 m rond het centrum ervan alle geschikt habitat bezocht en gecontroleerd op sporen. Daarbij maakten we onderscheid tussen volgende sporentypes:

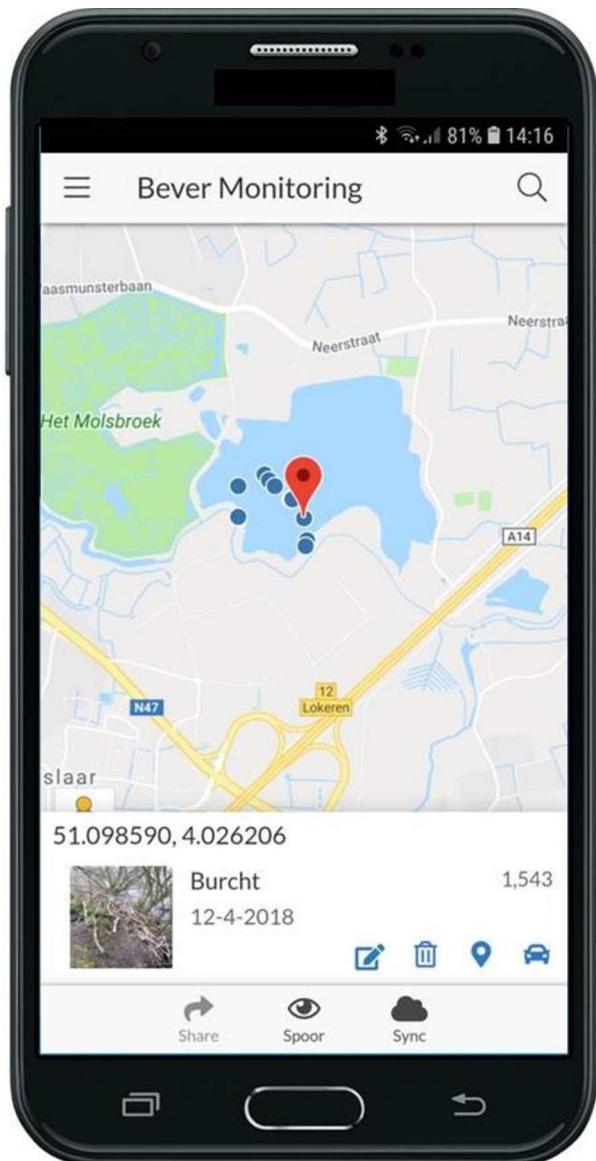
- vraatsporen,
  - glibbanen of wissels,
  - dammen,
  - burchten of holen,
  - twijfelveallen.



Figuur 2.1: Spreiding van de gekende territoria op 01/01/2017 met aanduiding van de 30 territoria die initieel voor inventarisatie werden geselecteerd (groen).

Hierbij streefden we ernaar om enkel recente sporen in kaart te brengen. De categorie *twijfelgeval* slaat daarbij vooral op sporen die vaak wel duidelijk van bever afkomstig waren, maar waarvan het onduidelijk was of die recent waren. Wanneer geen sporen binnen een territorium werden aangetroffen werd een spoor met categorie *NULL* toegevoegd om duidelijk te maken dat het territorium wel werd bezocht.

Voor een uniforme inventarisatie met nauwkeurige positiebepaling werd gebruikt gemaakt van [AppSheet](#), een gratis digitaal platform dat toelaat specifieke smartphoneapplicaties te ontwikkelen die direct kunnen worden gelinkt aan cloud-based databanken (Fig. 2.2). Deze aanpak zorgde ervoor dat een bijkomende data invoer overbodig was, dat gegevens telkens onmiddellijk na ingave ook digitaal beschikbaar waren en dat gegevens tussen INBO en UA makkelijk en snel konden worden uitgewisseld.



Figuur 2.2: Voorbeeld data-invoer via de AppSheet tool.

## 2.3 DATAVERWERKING

De verwerking van de gegevens gebeurde in het programma *R* versie 3.5.1. De statistische analyse wordt verder in het rapport toegelicht bij de besprekking van de resultaten.

## 3 RESULTATEN

### 3.1 INVENTARISATIE

Tussen 10 maart 2018 en 20 december 2018 werden 4321 sporen geïnventariseerd. De verdeling ervan over de verschillende types sporen is weergegeven in tabel 3.1.

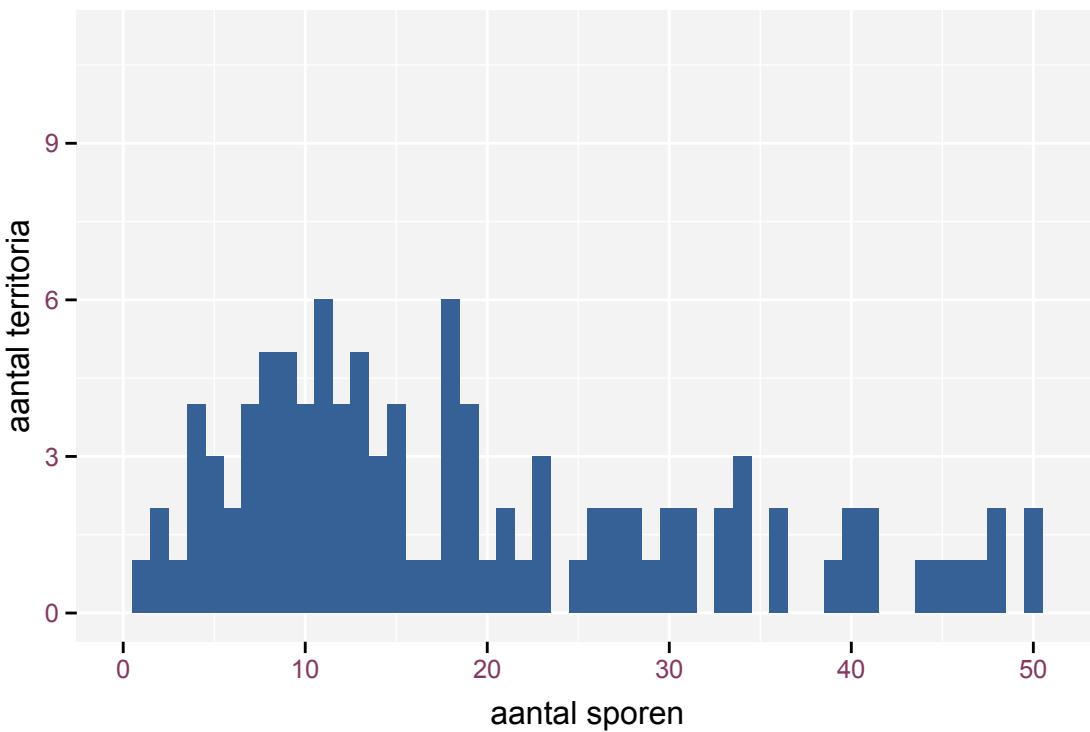
Tabel 3.1: Verdeling van het aantal gevonden sporen per type spoor.

Type	Aantal
Burcht	101
Dam	100
Glijbaan/Wissel	1379
Twijfelgeval	124
Vraatspoor	2547

Aan 70 datapunten werd als type spoor de categorie *NULL* toegekend (niet opgenomen in tabel 3.1). Deze datapunten werden verder niet als spoor op zich behandeld, enkel als indicatie voor een uitgevoerde controle in een verondersteld territorium waarin verder geen sporen werden aangetroffen.

Deze waarnemingen werden vervolgens via de ingevoerde coördinaten toegekend aan 500 m buffers rond de centra van gekende territoria. Omdat er bijkomende gegevens ten opzichte van de initiële opzet werden verzameld en omdat het eigenlijke veldwerk in 2018 gebeurde, werden de punten toegekend aan alle 171 territoria gekend op 1 januari 2018, los van de veronderstelde bezetting op dat moment. Van de 4321 ingevoerde punten konden 3103 punten op deze manier al aan een gekend territorium worden toegekend, goed voor een totaal van 132 territoria met sporen of *NULL* waarnemingen. De 1218 punten die niet konden worden toegewezen, werden in tweede instantie toegewezen aan 1000 m buffers rond diezelfde territoriumcentra. Deze aanpak in twee stappen moest ervoor zorgen dat in gevallen waar twee gekende territoria dicht in elkaar lagen, waarnemingen niet aan een verkeerd territorium werden toegekend. Na deze tweede toekenning konden nog eens 640 waarnemingen aan een territorium worden toegewezen, goed voor in totaal 3743 waarnemingen uit 132 verschillende territoria. Omdat ook *NULL* waarnemingen hierin nog voorkomen, vormt dit dus het totaal effectief gecontroleerde territoria, wat neerkomt op 77.2 % van de op 1 januari 2018 gekende territoria.

Vervolgens werd het aantal sporen per territorium opgeteld, waarbij aan *NULL* waarnemingen de waarde 0 werd toegekend. Van de 132 gecontroleerde territoria werd in 11 gevallen geen enkel spoor teruggevonden. In 17 gevallen daarentegen vonden we meer dan 50 sporen terug, met een maximum van 226. De verdeling van het aantal sporen in de overige territoria (met 1-50 sporen) is weergegeven in figuur 3.1. Daarin is duidelijk dat in een aantal territoria slechts een vrij beperkt aantal (<10) sporen werd teruggevonden. In deze gevallen bestaat het risico dat een territorium als bezet wordt beschouwd terwijl de sporen door zwervende dieren werden veroorzaakt en het territorium dus niet echt bezet is. Om een ondergrens van het minimum aantal vereiste sporen nodig om bezetting te veronderstellen te bepalen, analyseerden we bijkomend de aanwezigheid per type spoor. Hieruit bleek dat vanaf een minimum van 4 sporen ook soms burchten of dammen in het territorium werden aangetroffen. Omdat deze types van sporen met grote zekerheid wijzen op een bezet territorium, opteerden we om 4 waargenomen sporen, los van het type, als ondergrens voor territoriumbezetting te hanteren. Dit resulteerde in een totaal van 117 bezette territoria op een totaal van 132 (88.6 %).



Figuur 3.1: Verdeling van het aantal gevonden sporen per territorium voor alle territoria waarin 1 tot 50 sporen werden gevonden.

## 3.2 ANALYSE

Omdat de opzet van het project terugging op een evaluatie van het aantal veronderstelde territoria in 2016, werd de dataset voor analyse in eerste instantie beperkt tot de territoria die gekend waren op 1 januari 2017 ( $n=128$ ). Hiervan controleerden we 100 territoria (78.1 %). Bijkomend voordeel van de dataset tot minstens 1 jaar oude gegevens te beperken is dat de kans op het terug onbezett raken van deze territoria hoger ligt dan bij de meest recent bezette territoria en de kans op vals positieven dus beter kan worden bepaald.

### 3.2.1 Accuraatheid, sensitiviteit en precisie

Om aan te geven in welke mate de gegevens overeenkomen met de vastgestelde situatie bij controle werden 3 verschillende maten berekend: de accuraatheid, de sensitiviteit en de precisie. Hierbij geeft de accuraatheid weer hoeveel van de gegevens, zowel positief als negatief, overeenkomen met de controle en hoe juist de gegevens dus in hun geheel zijn. Tabel 3.2 laat zien dat de gegevens, zoals gekend op 1 januari 2017, een hoge accuraatheid hebben (0.82 (0.73-0.89)) aangezien respectievelijk 78 en 4 territoria correct als bezet of onbezett waren verondersteld, zodat de status van 82 van de 100 territoria overeenkomt met de status van de controledataset. De sensitiviteit geeft daarnaast enkel weer in welke mate de echte positieve waarden ook zo worden herkend. In dit geval dus het aandeel van de, bij controle, effectief bezette territoria (88) dat ook als bezet werd verondersteld (78), opnieuw goed voor een hoge waarde (0.89). Bijkomend is hier ook aandacht voor de precisie, of de mate waarin het aantal territoria dat als bezet wordt beschouwd ook effectief bezet is, of hoe juist de inschatting van de bezetting dus is. In dit geval was de inschatting dat 86 territoria bezet waren, wat voor 78 territoria bij controle werd bevestigd. Dit geeft een precisie van 0.91. Dit wil zeggen dat, wanneer we enkel rekening houden met als bezet beschouwde territoria (*presence only*), de gegevens voor 91 % correct zijn en er dus, los van eventuele vals negatieve, een mogelijke overschatting van 9 % is.

Tabel 3.2: Vergelijking tussen de ingeschatte toestand van bezetting en de vastgestelde toestand na controle.

Inschatting	Controle: bezet	Controle: leeg
bezet	78	8
leeg	10	4

Op de precisie van 0.91 is er onzekerheid, met een 90%-betrouwbaarheidsinterval dat gaat van 0.85 tot 0.95. Om zeker te zijn (voor 95 %) dat het aantal bezette territoria niet wordt overschat, nemen we de onderkant van dit betrouwbaarheidsinterval voor de precisie (=0.85).

Het totaal aantal beverterritoria is echter vrij beperkt. Door rekening te houden met het beperkt aantal territoria (*eindige populatie*) wordt het betrouwbaarheidsinterval in principe iets kleiner. Het verschil bleek echter niet relevant.

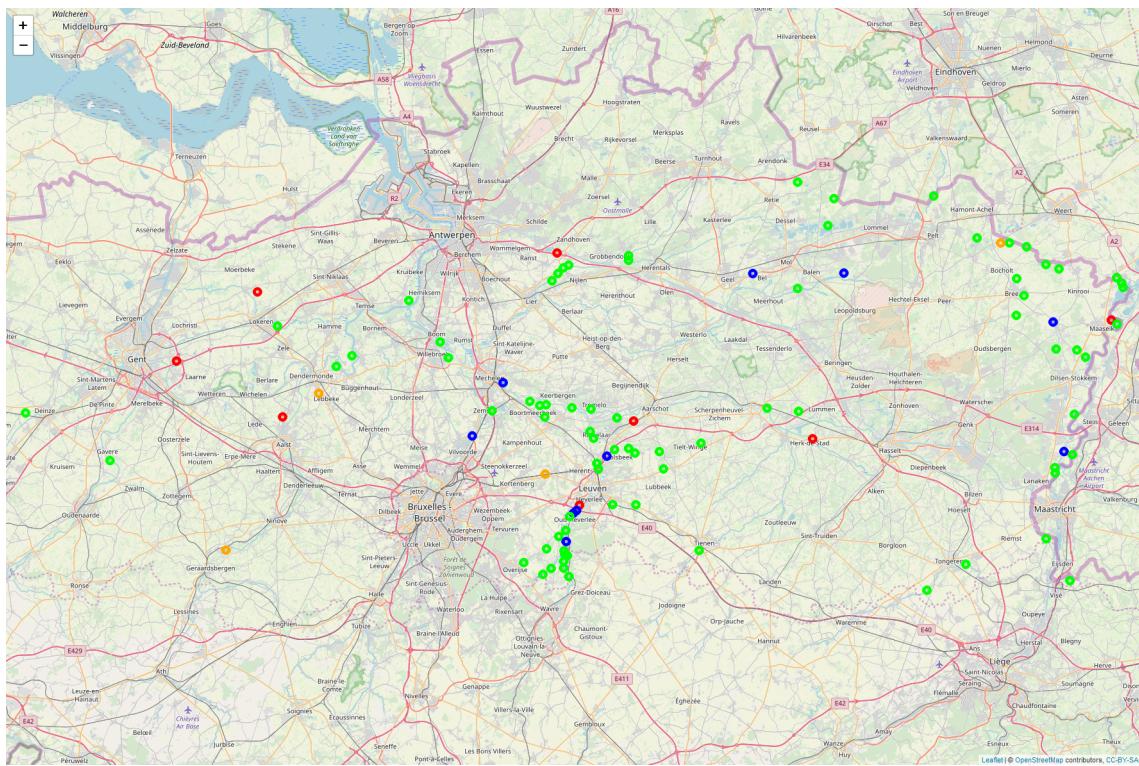
Een veilige schatting van het minimum aantal bezette territoria is:

$$\text{minimum aantal bezette territoria} = 0.85 * \text{verondersteld aantal bezette territoria}$$

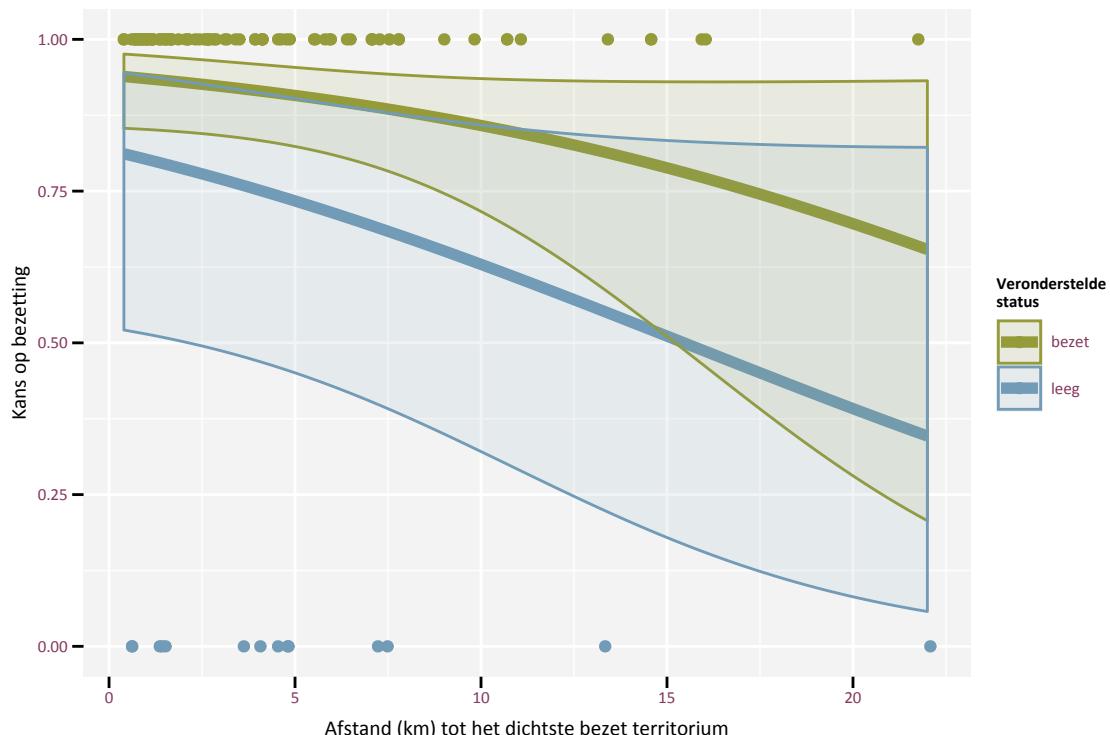
### 3.2.2 Verklarende factoren

Hoewel we onder 3.2.1 vooral focussen op de mogelijke overschatting, die in de context van het evalueren van een minimale staat van instandhouding het belangrijkst is, verdient ook de mogelijke onderschatting nadere inspectie. Een goede kennis van de mogelijke mate van onderschatting en de verklarende factoren die ertoe kunnen bijdragen, kan immers helpen om de kans op overschatting meer nauwkeurig te bepalen. In figuur 3.2 worden alle mogelijke combinaties van veronderstelde status en gecontroleerde status op kaart gevisualiseerd. Daarbij valt op dat de vals negatieve (blauw), die zorgen voor een onderschatting, vaak in stroomgebieden met een vrij hoge bezetting liggen (Dijle, Maas). Vals positieve (rood), verantwoordelijk voor overschatting, bevinden zich dan weer vaker in stroomgebieden met vrij lage bezetting (Schelde, Dender). Dit wijst erop dat de bezettingskans van een bepaald territorium mee wordt bepaald door de afstand tot dicht bezette gebieden en de kans dat territoria door disperserende dieren worden bereikt.

Om dit effect te kunnen kwantificeren, gingen we de invloed van zowel de veronderstelde status als de mate van isolatie op de kans op bezetting na via een *generalized linear model* met binomiale respons (McCullagh & Nelder, 1989). Voor de mate van isolatie werd voor elk territorium op het moment van eerste bezetting de afstand berekend tot het dichtstbij gelegen territorium dat op dat moment ook bezet was. Omdat het hier een maat van isolatie betrof op Vlaamse schaal en niet zozeer een reële maat van dispersie-afstand werd geopteerd om met Euclidische afstanden te werken. De analyse toonde een significante invloed van beide verklarende factoren. figuur 3.3 toont dit gemodelleerde effect voor beide veronderstelde statussen in functie van de afstand tot het dichtste bezette territorium. Daaruit blijkt dat de kans dat een territorium dat als bezet wordt beschouwd effectief ook bezet is, vrij hoog is, zeker tot op een afstand van 10 km van een ander bezet territorium. Eens deze afstand groter dan 10 km wordt, zakt de kans op bezetting snel van 86 % naar 65 % bij 22 km (= de hoogst vastgestelde afstand). Dit betekent dat de kans op overschatting zich sterk toespitst op geïsoleerde punten. Wanneer we kijken naar de kans op bezetting bij verondersteld lege territoria, zien we dat tot op 5 km van een bezet territorium, de kans dat een territorium toch bezet is vrij hoog is met waarden boven 73 %. Wel zakt deze kans vrij constant met toenemende afstand zodat de kans dat een sterk geïsoleerd, verondersteld onbezett territorium op 22 km toch bezet is, gelimiteerd is tot 35 %. De fout op deze schattingen is telkens vrij hoog, vooral bij hogere afstanden. Deze waarden zijn daardoor niet onmiddellijk bruikbaar voor een eventuele correctie op de mate van over- of onderschatting. Wel kan er met deze informatie verder rekening gehouden worden bij de interpretatie van de veronderstelde status van afzonderlijke territoria.



Figuur 3.2: Weergave van de inschatting (ANB) en controle (INBO/UA) voor elk van de 100 gecontroleerde territoria gekend op 1 januari 2017 (oranje: onbezett, blauw: verondersteld onbezett maar bezett, rood: verondersteld bezett maar onbezett, groen: bezett).



Figuur 3.3: Gemodelleerde kans op bezetting in functie van de veronderstelde bezetting en de afstand tot het dichtstbij gelegen bezette territorium.

## 4 DISCUSSIE

Uit de analyses blijkt dat de inschatting van het al of niet bezet zijn van beverterritoria in Vlaanderen voor 82 % accuraat was. Daarnaast lag ook de precisie, of de mate waarin het aantal territoria dat als bezet wordt beschouwd ook effectief bezet was, met 91 % zeer hoog. Analyse van de onzekerheid op deze precisie toonde een ondergrens van het eenzijdig 95%-betrouwbaarheidsinterval van 85 %.

De fout bij territoria die verondersteld waren niet langer bezet te zijn lag echter veel hoger, want slechts 29 % van deze territoria bleken ook effectief onbezett. De betrouwbaarheid op het niet bezet zijn van een territorium ligt daardoor te laag om voorspellingen op te baseren. Dit pleit ervoor om de dataset als een zogenaamde *presence only* databank te beschouwen en enkel de verondersteld bezette territoria in beschouwing te nemen.

Door het aantal verondersteld bezette territoria vervolgens met 0.85 te vermenigvuldigen, wordt een aantal territoria bekomen waarvan met een zekerheid van 95 % kan worden aangenomen dat het aantal effectief bezette territoria hoger ligt. Toegepast op de monitoring van de laatste jaren resulteert dit in een minimaal aantal territoria per jaar zoals weergegeven in tabel 4.1.

Tabel 4.1: Verondersteld en minimaal aantal bezette territoria per jaar met schatting van de minimale populatiegrootte.

Jaar	Aantal verondersteld bezet	Minimum aantal bezet	Geschat minimaal aantal bevers
2014	82	70	196
2015	98	84	235
2016	119	102	286
2017	154	131	367
2018	187	159	445

De verdere vertaling van het aantal territoria naar de effectieve populatiegrootte vormde geen onderwerp van deze analyse, maar wordt ook gepresenteerd in tabel 4.1. Toch is het niet onbelangrijk om ook hier even bij stil te staan. Momenteel wordt er in het SBP bever verondersteld dat 40 % van alle territoria bezet wordt door slechts één bever en dat in de overige, zogenaamde *reproductieve eenheden*, vier bevers per familie aanwezig zijn. Dit levert een factor van 2.8 op in de verhouding van het aantal bevers op het aantal territoria. Hoewel vier bevers per familie een redelijke aannname is (Campbell et al, 2005; Collen & Gibson, 2001; Müller-Schwarze & Sun, 2003; Niewold, 2012; Zahner & Schwab, 2005), lijkt een aandeel van 40 % eenlingen eerder hoog in vergelijking met verschillende andere populaties in Europa (Niewold, 2012). Wel moet daarbij onderscheid worden gemaakt tussen groeipopulaties en verzadigde kernpopulaties, waarbij het aandeel eenlingen bij de eerste categorie aanzienlijk hoger blijkt te liggen (Niewold, 2012). De gehanteerde 40 % is gebaseerd op een samengestelde analyse van het aantal beverterritoria in verschillende gebieden in Nederland tot 2012, tijdens een periode van sterke populatiegroei, en lijkt daarbij dus eerder een bovengrens. Wel wordt in de Vlaamse veronderstelling geen rekening gehouden met de mogelijke aanwezigheid van gekoppelde bevers zonder jongen, een aandeel dat, vooral bij dichte populaties, behoorlijk kan oplopen (Kaandorp & Lange, 2010). Toch is vooral het aandeel eenlingen in dit geval de meest belangrijke veronderstelling aangezien zowel families als gekoppelde bevers die nog geen jongen voortbrengen als *reproductieve eenheden* worden beschouwd (Niewold, 2012). De gunstige staat van instandhouding voor bever in Vlaanderen wordt immers niet in functie van een aantal territoria of aantal bevers gedefinieerd maar werd vastgelegd op 100 *reproductieve eenheden* (Agentschap voor

[Natuur en Bos, 2015](#)). Dit betekent dat het minimaal aantal territoria van 159, zoals geschat voor 2018 onder de huidige veronderstellingen correspondeert met 445 bevers ofwel 95 reproductieve eenheden. Bij een aandeel van slechts 37 % eenlingen in de populatie, zouden 159 territoria overeenkomen met de gunstige staat van instandhouding van 100 reproductieve eenheden voor Vlaanderen. Al deze berdenkingen geven aan dat de gemaakte veronderstellingen in de omrekening van territoria naar concrete instandhoudingsdoelstellingen in die mate conservatief zijn dat het risico op overschatting van het aantal reproductieve eenheden zeer beperkt is.

Tenslotte bleek uit een meer gedetailleerde analyse van de precisie dat een mogelijke overschatting van het aantal bezette territorium vooral gerelateerd was aan meer afgelegen territoria die bij controle niet langer bezet bleken. In deze gevallen kan het gaan om een bezetting door zwervende, individueel disperserende bevers. In veel gevallen gaat het om dieren in hun tweede levensjaar, een groep die het dispersieve potentieel van de populatie uitmaakt maar tegelijk de meest kwetsbare groep binnen die populatie vormt ([Belova, 2012](#)). Dergelijke territoria vertonen een grotere kans om opnieuw onbezett te raken dan territoria die door een paar worden bezet ([Campbell et al, 2005](#)). Om de precisie van de monitoring nog te verhogen kan het daarom aangewezen zijn om nieuwe, geïsoleerd gelegen territoria pas in de databank op te nemen wanneer deze minstens twee jaar op rij bezet blijken. Naast het verlagen van de kans op overschatting zou dit bovendien de kans verlagen om een te hoog aandeel van territoria met eenlingen in de gegevens op te nemen.

## Referenties

- Agentschap voor Natuur en Bos (2015). Soortenbeschermingsprogramma voor de Europese bever (*Castor fiber*) in Vlaanderen. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel, België, 106 paginas.
- Belova, O. (2012). Beaver *Castor fiber* L. social communities as indicator of the local species state: forest natural disturbance or contributor. In: 6th International Beaver Symposium. Ivanić Grad, Croatia, September, pagina 23.
- Campbell, R., Rosell, F., Nolet, B. & Dijkstra, V. (2005). Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? Behavioral Ecology and Sociobiology 58 (6): 597–607.
- Collen, P. & Gibson, R. (2001). The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish - a review. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10 (4): 439–461.
- Kaandorp, M. & Lange, C. (2010). 15 jaar bevers in de Gelderse Poort. Zoogdier 21 (3): 8–12.
- McCullagh, P. & Nelder, J. (1989). Generalized Linear Models, Vol. 37 of Monographs on Statistics and Applied Probability, 2 edn. Chapman and Hall, London, 532 paginas.
- Müller-Schwarze, D. & Sun, L. (2003). The beaver: natural history of a wetlands engineer. Cornell University Press, Ithaca, New York, 190 paginas.
- Niewold, F. (2012). De beverpopulaties tot het voorjaar van 2012. Niewold Wildlife Infocentre, Rapport NWI-BE2012-05, 70 paginas.
- Nolet, B. & Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: An overview of old and new conservation problems. Biological Conservation 83 (2): 165–173.
- Stuyck, J., Casaer, J. & Mergeay, J. (2012). Advies betreffende de grootte van een duurzame populatie bever (*Castor fiber*). Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2012.147, Brussel, België, 16 paginas.
- Swinnen, K. (2015). De terugkeer van de Europese bever (*Castor fiber*) in België: ecologie en risico inschatting. Universiteit Antwerpen, Antwerpen, België, 175 paginas.
- Van Wijngaarden, A. (1966). De Bever *Castor fiber* in Nederland. Lutra 8 (3): 123–140.
- Zahner, V. & Schwab, G. (2005). Der Biber. Die Rückkehr des Burgherrn. Buch und Kunstverlag Oberpfalz, Amberg, Germany, 136 paginas.