



**Vlaanderen**  
is wetenschap



# Modellering verspreiding everzwijn in Vlaanderen

Anneleen Rutten, Xavier Simons, Marc Dispas, Lynn Pallemmaerts, Toon Van Daele, Jim Casaer

INSTITUUT  
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

**Auteurs:**

Anneleen Rutten , Lynn Pallemmaerts , Toon Van Daele , Jim Casaer   
*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

Xavier Simons , Marc Dispas 

*Sciensano*

**Reviewers:**

Huysentruyt Frank

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

**Vestiging:**

Herman Teirlinckgebouw  
INBO Brussel  
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel  
[www.inbo.be](http://www.inbo.be)

**e-mail:**

[anneleen.rutten@inbo.be](mailto:anneleen.rutten@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Rutten A, Simons X, Dispas M, Pallemmaerts L, Van Daele T, Casaer J. Modellering verspreiding everzwijn in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (48). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.  
DOI: [doi.org/10.21436/inbor.53351689](https://doi.org/10.21436/inbor.53351689)

**D/2021/3241/336**

**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (48)**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Maurice Hoffmann

**Foto cover:**

©Jim Casaer

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:**

Het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB). Deze opdracht werd in samenwerking met Sciensano tot stand gebracht.

AGENTSCHAP  
NATUUR & BOS



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

# MODELLERING VERSPREIDING EVERZWIJN IN VLAANDEREN

**Anneleen Rutten, Xavier Simons, Marc Dispas, Lynn Pallemmaerts, Toon Van Daele, Jim Casaer**

[doi.org/10.21436/inbor.53351689](https://doi.org/10.21436/inbor.53351689)

## Dankwoord/Voorwoord

In eerste instantie willen we Tariq Halasa bedanken voor de toegang tot de oorspronkelijke R code (Halasa et al. 2019) waarop het verspreidingsmodel is gebaseerd.

Daarnaast willen we het FAVV (Federaal Agentschap voor de veiligheid van de voedselketen) met in het bijzonder Jozef Hooyberghs en Marc Raemaekers bedanken voor de toegang tot de data van varkenshouderijen.

Ook willen we Emilie Zimmer bedanken voor het uitvoeren van de literatuurstudie rond densiteiten van everzwijnen in verschillende habitats.

////////////////////////////////////

## Samenvatting

Dit rapport beschrijft de ontwikkeling en de eerste resultaten van een eerste spatiotemporeel individual-based verspreidingsmodel voor everzwijnen in Vlaanderen. Het ontwikkelde verspreidingsmodel maakt het mogelijk om voorspellingen te maken over in welke gebieden everzwijnen de komende jaren zullen opduiken. Deze voorspellingen zijn essentieel in het kader van het *early warning & rapid response* principe bij everzwijnbeheer: op basis van de waarschijnlijkheid dat gebieden in de nabije toekomst (2022) door everzwijnen gekoloniseerd zullen worden, kan beslist worden in welke gebieden prioritair waakzaamheid geboden is om zo snel mogelijk de aanwezigheid van everzwijn te detecteren. Hierdoor wordt een snelle detectie mogelijk (*early warning*), waarna een gepaste reactie (*rapid response*) mogelijk. Zo kan je de gewenste beheerdoelstelling efficiënter behalen.

Het finale model is tot stand gekomen door het verfijnen van een bestaand model uit Denemarken en Wallonië. We pasten het aan door de nodige populatieparameters op basis van Vlaamse data op punt te stellen. Reproductie, mortaliteit en dispersie zijn de 3 hoekstenen die een populatie sturen, de populatiegroei en verspreiding bepalen. De berekening van deze parameters op basis van een Vlaamse dataset in combinatie met literatuurgegevens liet ons toe om het model specifiek voor de Vlaamse situatie te ontwikkelen. Daarnaast werden ook de habitatgeschiktheid en geografische barrières in Vlaanderen in het model in rekening gebracht.

Een sensitiviteitsanalyse gaf een inzicht in welke parameters een grote invloed hebben op de outputs van het model. De uitgevoerde modelvalidatie gaf aan dat het belangrijk is om voorspellingen in de verre toekomst te vermijden. De kwaliteit van de voorspellingen daalt sterk voor voorspellingen van meer dan 3 jaar na aanvang van het model. Daarnaast is het belangrijk om het model minstens 1 jaar tijd te geven om de achterliggende populatiemechanismen en verspreidingsmechanismen in optimale werking te laten komen vooraleer modelresultaten te gebruiken.

Deze inzichten hebben ons toegelaten om voorspellingen te maken voor everzwijnverspreiding in 2022 op basis van verspreidingsgegevens uit 2019. Deze voorspellingen resulteren in de waarschijnlijkheid van de aanwezigheid (kolonisatie) van everzwijnen in 2022 in een bepaalde 2x2km oppervlakte in Vlaanderen en in een gemeente. Turnhout, Tessenderlo, Merksplas, Laakdal, Diest en Kasterlee zijn gemeentes waar er prioritair waakzaamheid is aangeraden in kader van toekomstige verspreiding.

Door deze modelvoorspellingen te combineren met de locaties van varkenshouderijen in Vlaanderen, schatten we het potentieel risico in voor overdracht van Afrikaanse varkenspest (indien er een uitbraak zou zijn bij everzwijnen) op gedomesticeerde varkens.

Het ontwikkelde model en het beschikbaar stellen van de gebruikte R-code laat toe om ook in de toekomst nieuwe voorspellingen te maken op basis van afschot- en verspreidingsgegevens van de volgende jaren.

## English abstract

This report is the result of the development of a first spatio-temporal individual-based distribution model for wild boar in Flanders. This distribution model allows us to predict in which areas wild boar will disperse in the coming years. These predictions are essential for the early warning & rapid response principle of wild boar management: the knowledge gained on areas with a high probability for distribution in the coming year (2022) allows a prioritization of areas of vigilance (early warning) thus permitting an efficient management of wild boar (rapid response).

The final model is the result of fine tuning an existing model which is already used in Denmark and Wallonia. This model is adjusted using population parameters based on Flemish data. Reproduction, mortality and dispersion are the 3 drivers of a population and determine population growth and distribution. The calculation of these parameters based on Flemish data in combination with data from literature allowed us to develop a model adapted to the Flemish situation. Next to this, also habitat suitability and geographical barriers of Flanders were taken into account.

A sensitivity analysis showed which parameters mostly impacted the outputs of the model. Moreover, model validation showed us that it is important not to use the model for predictions too far into the future (the quality of the predictions decreases when trying to predict the situation more than 3 years after the start of the model). It is also important to allow the model at least 1 year to optimally unfold the population- and dispersal mechanisms before using model results.

These analyses resulted in a final model that allowed us to make predictions for wild boar distribution in 2022, based on distribution data from 2019. Turnhout, Tessenderlo, Merksplas, Laakdal, Diest en Kasterlee are municipalities for prioritizing areas of vigilance.

Moreover, combining this future distribution probability and the location of the domestic pig farms, a potential risk of African Swine Fever (ASF) spread to pig farms (in case of an ASF-outbreak in wild boar) was estimated and visualized in maps.

The model and the developed R-code will allow us to repeat predictions: based on wild boar distribution data collected in the coming years, the model can predict distribution for years further ahead.



## Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord .....	2
Samenvatting .....	3
English abstract .....	4
1 Inleiding .....	8
2 Vlaamse populatiedynamische parameters .....	11
2.1 Inleiding .....	11
2.2 Materiaal en methoden .....	11
2.2.1 Datasets .....	11
2.2.2 Berekening populatieparameters .....	12
2.2.2.1 Verdeling leeftijdsklassen .....	12
2.2.2.2 Aantal vrouwelijke individuen per groep .....	12
2.2.2.3 Leeftijdsverdeling vrouwelijke adulten .....	12
2.2.2.4 Reproducerende zeugen .....	13
2.2.2.5 Worpgroottes .....	13
2.2.2.6 Verdeling van de geboortes doorheen het jaar (wekelijkse reproductiviteit) .....	13
2.2.2.7 Overleving .....	13
2.3 Resultaten .....	14
3 Habitatgeschiktheid .....	16
3.1 Inleiding .....	16
3.2 Materiaal en methoden .....	17
3.3 Resultaten .....	18
4 Geografische barrières .....	21
4.1 Inleiding .....	21
4.2 Materiaal en methoden .....	22
4.3 Resultaten .....	22
5 Werking verspreidingsmodel .....	23
5.1 Inleiding .....	23
5.2 Modelopbouw .....	23
5.2.1 Habitatgeschiktheidskaart .....	23
5.2.2 Startpopulatie .....	24
5.2.3 Reproductie .....	25
5.2.4 Mortaliteit .....	25
5.2.5 Dispersie .....	25
5.2.5.1 Vrouwelijke dispersie .....	25
5.2.5.2 Mannelijke dispersie .....	26

////////////////////////////////////







# 1 INLEIDING

Everzwijnen behoren tot de meest wijdverspreide zoogdieren van de wereld. Ook in België behoort het everzwijn tot de inheemse zoogdieren. In Vlaanderen was het everzwijn voor meer dan een halve eeuw uitgestorven maar is er sinds 2006 terug aanwezig. Sinds hun terugkeer zijn everzwijnen er aan een sterke opmars in aantallen en verspreidingsgebied bezig (grofwildjacht.inbo.be). Everzwijnen hebben een grote reproductiecapaciteit en veranderingen van omgevingsfactoren, zoals de aanwezigheid van voedsel en mildere winters, hebben er sinds enkele tientallen jaren toe geleid dat populaties over heel Europa toenemen (Acevedo et al. 2007, Massei et al. 2015, Saez-Royuela and Telleria 1986). De intensieve landbouwteelt zorgt voor een hoog voedselaanbod en klimaatveranderingen leiden tot warmere winters waardoor de overleving van biggen verhoogt (Morelle et al. 2016, Pittiglio et al. 2018, Wotschikowsky 2010).

Daarnaast worden everzwijnen ook gekenmerkt door een hoog aanpassingsvermogen in hun gedrag en kunnen ze deze flexibiliteit gebruiken in antropogene omgevingen (Massei et al. 2015, Rosell et al. 2012, Wevers et al. 2020). Door de ontwikkeling van intensieve landbouw, economische groei en urbanisatie is het Vlaamse landschap behoorlijk veranderd tijdens de afwezigheid van everzwijnen. Op dit moment is Vlaanderen een van de dichtst bevolkte regio's van Europa, gekenmerkt door een sterk gefragmenteerd en antropogeen landschap. De terugkeer en groei van de populatie everzwijnen toont dat ze zich thuis voelen in dit type landschap. Echter, bosfragmenten en landbouwgebieden zijn zodanig nauw met elkaar verweven dat contact tussen everzwijnen en menselijke activiteiten onvermijdbaar is. Deze contacten leiden tot *Human-Wildlife Impacts (HWI)*. Zulke impacts kunnen op hun beurt aanleiding geven tot conflicten door landbouwschade, verkeersongelukken etc. en zet de maatschappelijke draagkracht en acceptatie van everzwijnen als deel van de Vlaamse natuur onder druk.

De groeiende everzwijnenpopulatie en bijbehorende conflicten hebben geleid tot de start van de "early warning & rapid response wild zwijn" opdracht vanuit het Vlaamse jachtfonds. Deze opdracht heeft als doel om een snelle detectie van everzwijnen in nieuwe gebieden mogelijk te maken (early warning) en vervolgens gericht te kunnen ingrijpen (rapid response). Daarnaast hebben recente uitbraken van Afrikaanse Varkenspest (AVP) in Europa en België (Costard et al. 2009, Lange et al. 2018) tot een verhoogde waakzaamheid geleid waarbij een snelle en gerichte aanpak uiterst belangrijk is om ziekteoverdracht en het risico van AVP-uitbraken in varkenshouderijen te vermijden. Kennis over de huidige verspreiding van everzwijnen in Vlaanderen en over het effect van geografische barrières die de verspreiding van everzwijnen (en bijgevolg mogelijks ook AVP) kunnen verhinderen is van essentieel belang om een inzicht te krijgen in de toekomstige verspreiding van everzwijnen in Vlaanderen en het risico voor AVP-uitbraken in zones met actieve varkenshouderijen.



Om deze kennishiaten weg te werken, schreef het Agentschap Natuur en Bos (ANB) een opdracht rond de modellering van de verspreiding van het everzwijn in Vlaanderen uit. Dit rapport is het resultaat van de door ANB gevraagde modelleringsopdracht en werd uitgevoerd a.d.h.v. de complementaire expertise opgebouwd binnen het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) en Sciensano.

Dit rapport met bijhorende documenten bestaat uit de volgende componenten:

- Een spatiotemporeel individueel verspreidingsmodel voor de verspreiding van everzwijnen in Vlaanderen op basis van volgende parameters:
  - Vlaamse populatiedynamiek
  - Habitatgeschiktheid
  - Geografische barrières
- Analyse van onzekerheid op de voorspellingen en de invloed van keuzes van bepaalde parameters op de voorspelling van het model
- Een toelichting over de gehanteerde methodes en de verschillen tussen de uitgewerkte simulaties.
- De gebruikte data en gedocumenteerde R-code waarmee het model werd ontwikkeld. Op deze manier is er volledige transparantie over het gevolgde proces en zijn de resultaten van het model steeds reproduceerbaar.
- Een kaartlaag die, op basis van het model, de gebieden aanduidt waar de waarschijnlijkheid het grootste is dat everzwijnen zich eerst zullen vestigen in 2022
- Een kaartlaag die de ligging van varkenshouderijen situeert ten opzichte van de potentiële toekomstige spreiding van de everzwijnen.

////////////////////////////////////

## 2.1 INLEIDING

## 2.2 MATERIAAL EN METHODEN

leverde nauwkeurigere informatie op voor de berekening van de nodige populatieparameters. Voor een deel van de afgeschoten dieren werden ook baarmoeders verzameld door het INBO. Door het bepalen van het aantal embryo's in de verzamelde baarmoeders, kon deze informatie worden meegenomen in de berekening van reproductieparameters.

De tweede bron van data die nuttig bleken voor de berekening van de populatieparameters, zijn de vangst-hervangst gegevens die in het INBO-project naar de ruimtelijke en temporele bewegingspatronen van everzwijn verzameld werden tussen 2012 en 2019. Binnen dit project werden everzwijnen, vooral frislingen, gevangen in kooien verspreid over Limburg en gemerkt met oorlabels. De biologische data zoals gewicht, leeftijd en geslacht werden genoteerd bij het vangen van de dieren en vervolgens werden de everzwijnen weer los gelaten. Er werden zowel kooien gebruikt om hele rottes te vangen (3x3 m kooien en ronde kralen met doorsnede van  $\pm 4$  m) als kooien van 1,20 m op 0,8 m waarmee enkel kleine everzwijnen konden worden gevangen. Op basis van hervangsten in kooien en terugmeldingen bij afschot of verkeersongevallen, kon een vangst-hervangst dataset opgebouwd worden.

Voor de berekening van de verschillende parameters gebruikten we verschillende subsets van de afschotgegevens en/of vangst-hervangst gegevens.

De berekende populatieparameters werden vervolgens vergeleken met waarden uit de literatuur (Bieber and Ruf 2005, Gamelon et al. 2011, Gamelon et al. 2017, Gamelon et al. 2012, Licoppe et al. 2014, Vetter et al. 2020). Dit om een idee te krijgen of de beschikbare datasets een goede weergave vormen van een everzwijnenpopulatie in erg geschikt habitat zoals Vlaanderen.

### 2.2.2 Berekening populatieparameters

### 2.2.2.1 Verdeling leeftijdsklassen

Deze populatieparameter geeft weer wat de verdeling van leeftijdsklassen is binnen een rotte everzwijnen bij aanvang. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen adulte zeugen en keilers (vanaf 24 maanden), sub-adulten (tussen 12 en 24 maanden) en frislingen (jonger dan 12 maanden). Hiervoor werden de afschotgegevens gebruikt van alle dieren waarvan het INBO de exacte leeftijd a.d.h.v. verzamelde onderkaken heeft bepaald en waarbij er data beschikbaar is over het geslacht van de dieren. Deze dataset bedroeg 4877 dieren van 2006 t.e.m. 2021.

#### 2.2.2.2 Aantal vrouwelijke individuen per groep

Het minimale en maximale aantal zeugen (zowel volwassen, subadulten als frislingen) per groep werd berekend gebaseerd op de vangst-hervangst dataset. Hiervoor werd een subset gebruikt van alle vangsten in de grote kooien waarin gehele rottes konden worden gevangen (niet de kleine kooien). Deze dataset bedroeg een totaal van 18 rottes.

### 2.2.2.3 Leeftijdsverdeling vrouwelijke adulten

Om de leeftijdsverdeling binnen de adulte zeugen, nauwkeurig tot op 1 jaar, te onderzoeken werden die afschotgegevens gebruikt waarvoor het INBO de exacte leeftijd a.d.h.v. verzamelde onderkaken heeft bepaald. Hieruit werden dan alle adulte zeugen geselecteerd (leeftijd van minstens 24 maanden). Dit resulteerde in een dataset van 423 dieren met dieren tot een maximale leeftijd van 7 jaar.





## RESULTATEN

De meeste berekende populatieparameters (Tabel 1) bleken in de lijn te liggen met verwachte waarden uit literatuur (Bieber and Ruf 2005, Gamelon et al. 2011, Gamelon et al. 2017, Gamelon et al. 2012, Licoppe et al. 2014, Vetter et al. 2020).

Echter, het percentage reproducerende zeugen lag ver onder de waarden uit de literatuur en lijken weinig waarschijnlijk te zijn voor de Vlaamse situatie. Op basis van onze beschikbare dataset varieert het gevonden percentage reproducerende zeugen van 20.18% (frislingen) tot 39.87% (overlopers) en 47.52% (adulten). In het onderzoek van Bieber and Ruf (2005) worden proporties van 30%-80%-90% in slechte condities tot 50%-90%-95% in goede condities gerapporteerd. Aangezien de omstandigheden in Vlaanderen wordt aanzien als optimale condities voor everzwijnen (Rutten et al. 2019a), besloten we om de gevonden percentages reproducerende zeugen op basis van de eigen dataset niet te gebruiken, maar wel de percentages van Bieber and Ruf (2005) voor goede condities in de plaats te nemen. Mogelijke verklaringen voor de lage gevonden waarden in Vlaanderen kan zijn dat de data afkomstig zijn van dieren die jaarrond geschoten worden. Daarnaast werd er ook enkel naar de aanwezigheid van embryo's gekeken in deze studie en niet naar de reproductiestatus op basis van de ovaria.

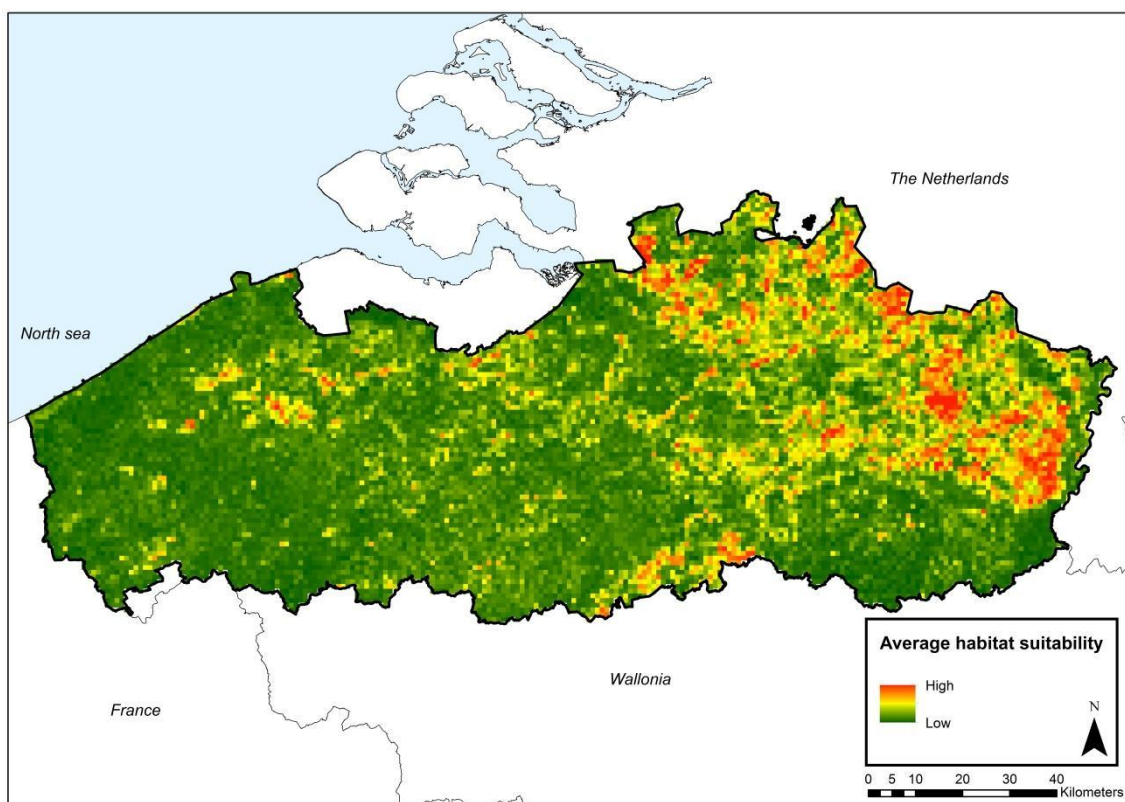
Ook de berekende waardes voor jaarlijkse overleving bleken af te wijken van de literatuur en lijken eveneens weinig waarschijnlijk te zijn voor de Vlaamse situatie. Ook hier besloten we om de waardes te gebruiken voor jaarlijkse overleving op basis van het onderzoek van Bieber and Ruf (2005). Aangezien Bieber and Ruf (2005) enkel overleving voor vrouwelijke individuen vermeld, werden de overlevingsparameters voor mannelijke individuen geëxtrapoleerd op basis van de waardes vermeld in Gamelon et al. (2012). Hier wordt de overleving voor mannelijke adulten 5% hoger dan voor vrouwelijke adulten gerapporteerd, de overleving voor mannelijke subadulten 9% hoger dan voor vrouwelijke subadulten en de bij overleving voor biggen wordt geen verschil tussen geslachten gerapporteerd. Een mogelijke reden voor de gevonden afwijkende waardes voor overleving op basis van de Vlaamse data, is de kleine vangst-hervangst dataset zowel als het feit dat hervangsten via jacht grotendeels vrij snel na vangst werden gerealiseerd. Daarnaast is er ook maar een klein percentage van de hervangsten dat bestond uit hervangst in kooien (natuurlijke overleving), waardoor een vertekend beeld van de werkelijke overleving (gecombineerde natuurlijke mortaliteit en jachtmortaliteit) kan ontstaan.



### 3 HABITATGESCHIKTHEID

### 3.1 INLEIDING

Een spatiotemporeel individual-based verspreidingsmodel wordt in dit onderzoek gebruikt worden om de evolutie van de verspreiding van everzwijnen in tijd en ruimte te modelleren. Als basis voor het model dient een kaart gebruikt te worden die de habitatgeschiktheid voor everzwijnen weergeeft. Hiervoor wordt de kaart die resulteert uit het onderzoek van Rutten et al. (2019a) naar habitatgeschiktheid in Vlaanderen gebruikt (Figuur 1). Aangezien Voeren geografisch niet in connectie staat met Vlaanderen en het niet mogelijk is om een niet-geconnecteerd gebied in rekening te brengen in het verspreidingsmodel, werd Voeren niet meegenomen in deze analyse en zal ook in dit rapport niet worden meegenomen in analyses.



Figuur 1: habitatgeschiktheid voor everzwijnen in Vlaanderen uit Rutten et al. (2019a).

Deze kaart geeft op basis van het gebruikte MaxEnt model de habitatgeschiktheid weer (waarde van 0 = laag tot 1 = hoog) in 1x1 km pixels en wordt gedreven door de relatie tussen everzwijnwaarnemingen/afschot en een set van omgevingsvariabelen, namelijk het aandeel loof- en naaldbos, struikgewas, mais, grasland, andere gewassen, water en verstedelijkt gebied per pixel. Op basis van deze habitatgeschiktheid werd het landschap in categorieën verdeeld om zo ongeschikt tot zeer geschikt habitat te beschrijven. Deze categorieën worden gebruikt om in het individual-based verspreidingsmodel de dispersie in tijd en ruimte te sturen.

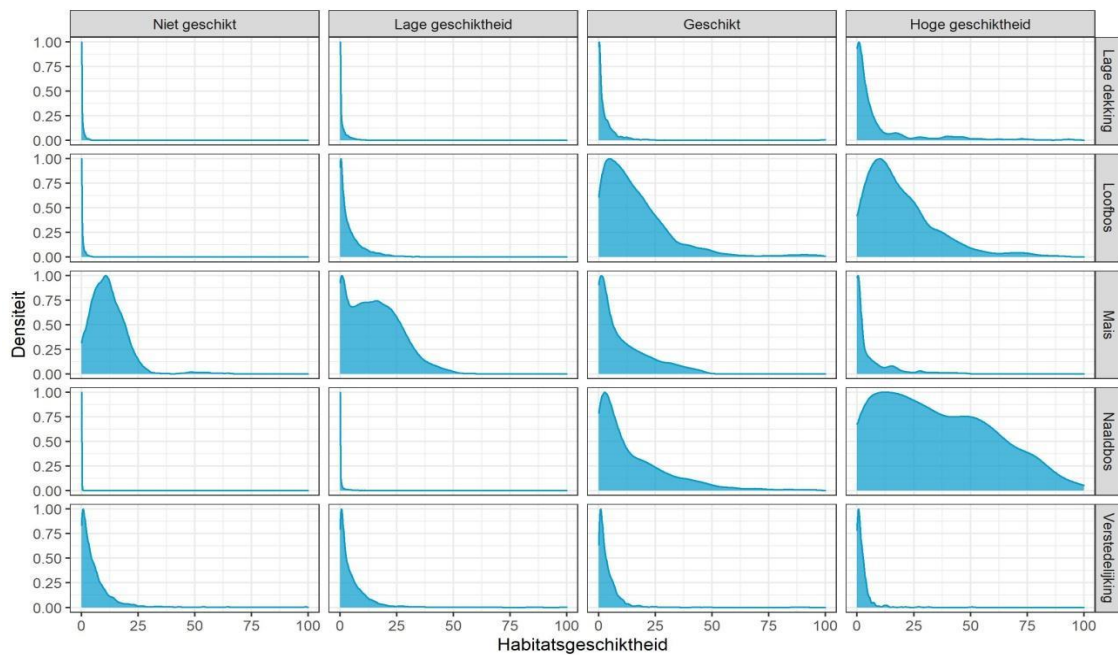
## MATERIAAL EN METHODEN

Naar analogie met basiskaart voor het verspreidingsmodel, zoals gebruikt in Wallonië, werd de schaal van de habitatgeschiktheidskaart omgezet van 1x1 km naar 2x2 km. Deze opschaling laat toe om modelparameters zoals de draagkracht per pixel, wandelafstand per dag etc. te baseren op de gebruikte waarden van het Waalse model. Bij deze opschaling werd zowel het gemiddelde, de mediaan als het maximale habitatgeschiktheid per 4 1x1 km pixels berekend. Deze 3 resultaten zullen allen apart gebruikt worden om het model te runnen en zo de invloed van de manier van opschaling te kunnen in rekening brengen.

De continue habitatgeschiktheidswaarden werden omgezet naar categorieën. Om de cut-off waarden van elke categorie te bepalen, werden density plots gemaakt die de relatie tussen de belangrijkste omgevingsvariabelen en de habitatgeschiktheid weer te geven. Deze plots maakten duidelijk hoe het achterliggende landschap eruit ziet voor elke categorie (Figuur 2). Deze informatie, gecombineerd met onze expertise over de ecologie van everzwijnen, deed ons besluiten om de habitatgeschiktheid in 4 categorieën op te delen zoals weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2: Opdeling van habitatgeschiktheid in categorieën.

<u>Habitatgeschiktheid</u>	<u>Categorie</u>	<u>Omschrijving</u>
0 - 0.10	4	Niet geschikt
0.10 - 0.40	3	Lage geschiktheid
0.40 - 0.70	2	Geschikt
0.70 - 1	1	Hoge geschiktheid



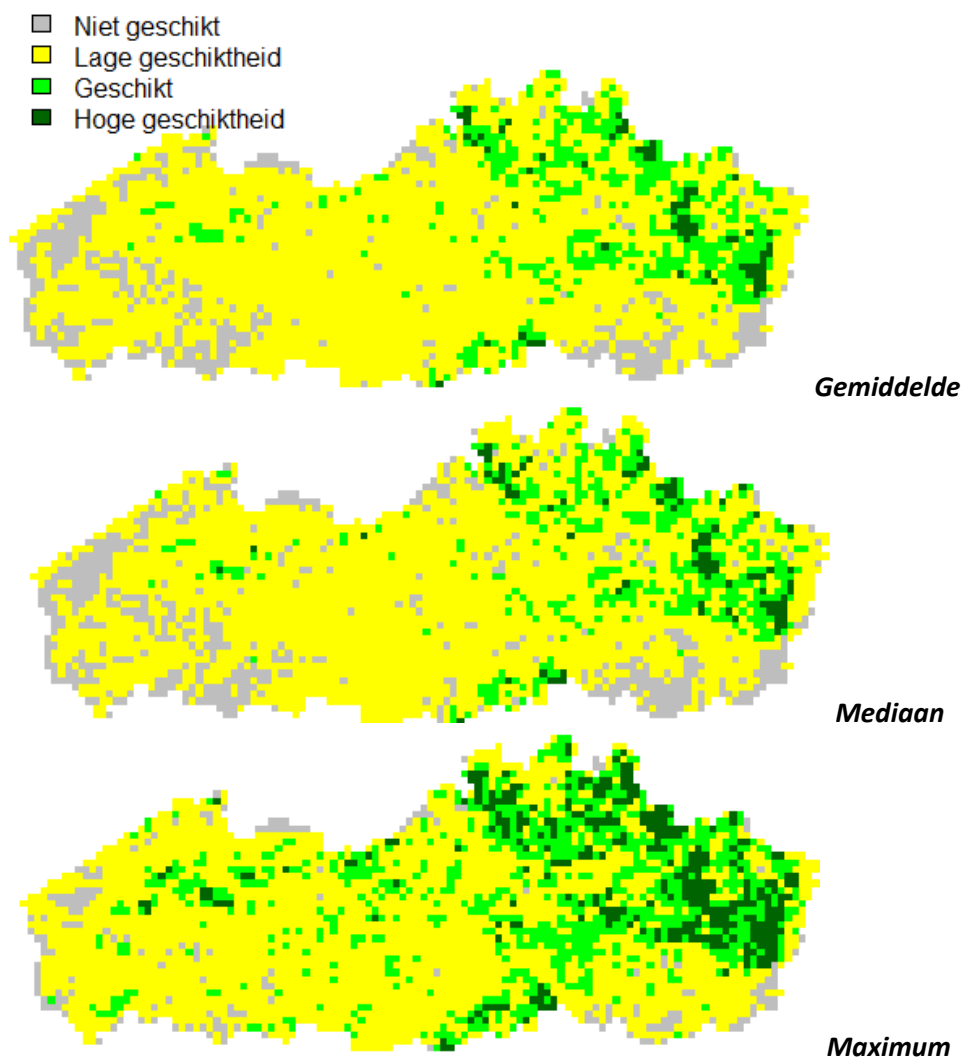
Figuur 2: Density plots die de relatie weergeven tussen het voorkomen van een bepaalde omgevingsvariabele (densiteit) en de habitatgeschiktheid opgedeeld voor de 4 categorieën (Tabel 2).

Vervolgens moest het maximale aantal vrouwelijke adulten per pixel bepaald worden en zo ook de uiteindelijke draagkracht per pixel. Deze draagkracht is afhankelijk van de habitatcategorie en werd gebaseerd op de gangbare densiteiten vermeld in literatuur voor hoog kwalitatieve habitats (Acevedo et al. 2007, Bosch et al. 2012, Csányi 2014, Ebert et al. 2012, Fattorini and Ferretti 2020, Focardi et al. 2001, Fonseca et al. 2007, Fruzinski 1995, Geisser and Reyer 2005, Hebeisen et al. 2008, Herrero et al. 2014, Khan and Ilyas 2018, Marsan et al. 2014, Massei et al. 2018, Mazzoni della Stella et al. 2014, Melis et al. 2006, Plhal et al. 2014, Plhal et al. 2011).

### 3.3 RESULTATEN

Het resultaat van de opdeling van de habitatgeschiktheid in 4 categorieën (Tabel 2) op basis van het gemiddelde, de mediaan en het maximum bij opschaling is weergegeven in Figuur 3.

////////////////////////////////////



Figuur 3: Vlaanderen opgedeeld in habitatgeschiktheidsklassen van 2x2 km pixels op basis van van het gemiddelde, de mediaan en het maximum bij opschaling.

De maximale draagkracht voor vrouwelijke individuen werd gedefinieerd voor de habitatklassen 'geschikt' en 'hoge geschiktheid' (Tabel 3). Pixels met de klasse 'lage geschiktheid' en 'niet geschikt' kregen geen maximale draagkracht toegewezen en in deze pixels kunnen zich bijgevolg geen everzwijnen permanent vestigen.

Tabel 3: Maximale draagkracht voor vrouwelijke individuen voor pixels van de verschillende habitatklassen.

	Hoge geschiktheid	Geschild	Lage geschiktheid	Niet geschikt
Minimale draagkracht	12	6	0	0
Gemiddelde draagkracht	24	18	0	0
Maximale draagkracht	30	24	0	0

////////////////////////////////////

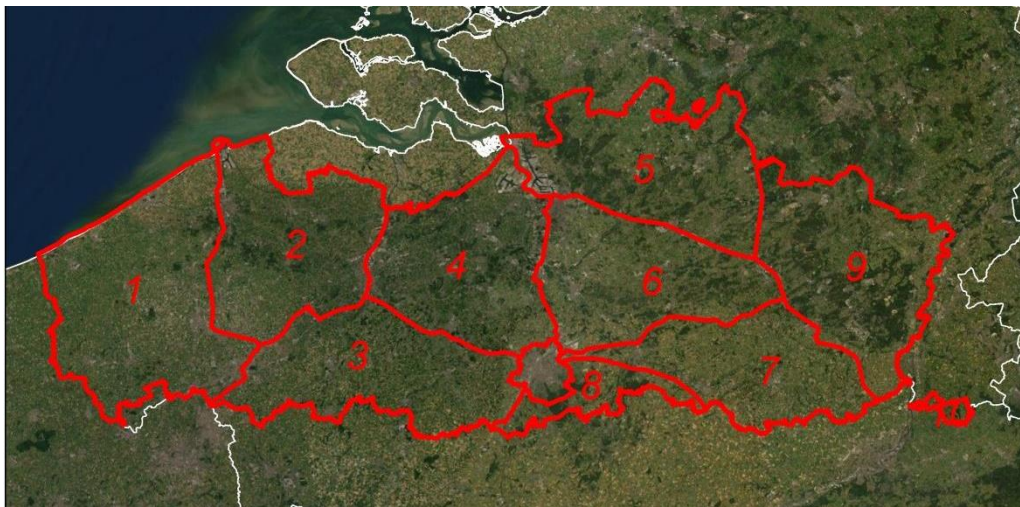


## 4 GEOGRAFISCHE BARRIÈRES

## 4.1 INLEIDING

In het spatiotemporeel individual-based verspreidingsmodel kunnen geografische barrières aangeduid worden om elementen die de verspreiding van everzwijnen kunnen remmen mee in rekening te kunnen brengen. De landschapsgenetische analyse die in Vlaanderen werd uitgevoerd gaf aan dat er geen strikte (niet doorlaatbare) barrières aangeduid konden worden (Rutten et al. 2019b). Maar daarnaast is het wel duidelijk dat de verspreiding van everzwijnen sinds 2006 niet 'at random' gebeurde en wel degelijk gestuurd wordt door bepaalde landschapselementen.

Een bijkomende input die gehanteerd kan worden voor het aanduiden van geografische barrières in het landschap is de analyse die uitgevoerd werd door het INBO naar de afbakening van de faunabeheerzones (Casaer et al. 2014). In 2014 werden immers de grenzen van 10 faunabeheerzones afgelijnd op basis van natuurlijke en artificiële barrières (Figuur 4). Deze barrières bevatten snelwegen, kanalen en afgerasterde spoorwegen. Hoewel we weten dat everzwijnen deze structuren kunnen overstreken en het dus geen absolute barrières vormen, wordt er van uitgegaan dat ze wel een remmende en sturende werking op de verspreiding van everzwijn hebben.



Figuur 4: 10 Faunabeheerzones in Vlaanderen.

## MATERIAAL EN METHODEN

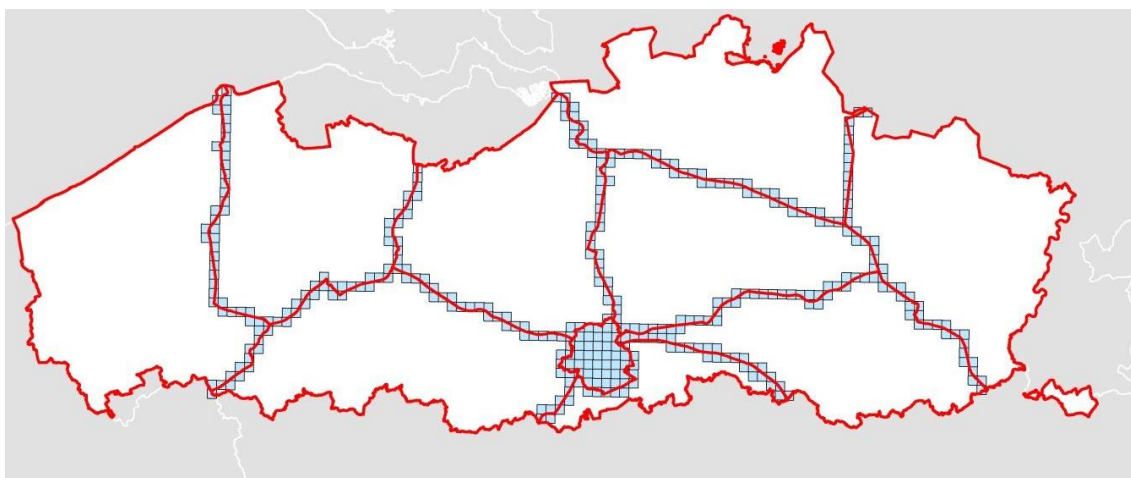
De kaart van de grenzen van de 10 faunabeheerzones werd gebruikt om de geografische barrières te definiëren. Hiervoor werden de 2x2 km pixels geselecteerd die doorkruist werden door de grens van een faunabeheerzone. Hiervoor werden enkel de binnenlandse grenzen gebruikt, niet de grenzen met naburige landen of Wallonië. Er werd gecontroleerd of op deze pixels zich ecoducten of andere elementen bevonden die de grenzen van de faunabeheerzones doorkruisten. Deze pixels werden dan verwijderd aangezien deze pixels geen barrière vormen.

Aangezien Brussel uit een zeer verstedelijkte omgeving bestaat, wordt Brussel in zijn geheel als geografische barrière gedefinieerd.

De pixels die werden geselecteerd, krijgen een porositeitsparameter in het individual-based verspreidingsmodel toegewezen. Deze porositeitsparameter varieert tussen 0 (absolute barrière) tot 1 (geen barrière). Als de porositeitsparameter bijvoorbeeld 0.05 bedraagt, zal het dier deze pixel gemiddeld 1 op 20 keer kunnen passeren. Op basis van de gekozen parameter vormen deze pixels al dan niet absolute barrières en is er al dan niet passage van everzwijnen mogelijk of minder waarschijnlijk.

## RESULTATEN

De pixels die werden geselecteerd om de geografische barrières weer te geven, zijn terug te vinden in Figuur 5. Er werden geen ecoducten of ander passages gevonden in deze pixels.



Figuur 5: geselecteerde pixels (blauw) om de geografische barrières bij de verspreiding van everzwijnen weer te geven.

## 5.1 INLEIDING

Het model is geschreven in R (R Core Team, 2017). Door het specificeren van de lokale populatieparameters, het toevoegen van de habitatgeschiktheidskaart en de geografische info van barrières, kunnen we het model simulaties voor Vlaanderen laten uitvoeren. Hierbij dient een specifieke startpopulatie en -locatie meegegeven te worden en kan het model over een gedefinieerde tijdsperiode de populatie-evolutie in tijd en ruimte modelleren.

## 5.2 MODELOPBOUW

### 5.2.1 Habitatgeschiktheidskaart

De kaart die werd verkregen in Hoofdstuk 3 beschrijft habitatgeschiktheid in 4 categorieën op een pixelgrootte van 2x2 km (Figuur 3). Deze kaart wordt vervolgens verwerkt tot een landschapstabel. De landschapstabel beschrijft voor elke pixel-ID de habitatcategorie alsook de pixel-ID's van omliggende pixels (Tabel 4). Aan de hand van deze landschapstabel worden de evolutie en verplaatsingen van individuele dieren gesimuleerd.

Pixel-ID	X Coord.	Y Coord	Habitat klasse	E	F	G	H	I	J	K	L
1	622000	5707000	2	/	/	/	2	/	5	6	7
2	624000	5707000	2	/	/	/	3	1	6	7	8
3	626000	5707000	3	/	/	/	/	2	7	8	9
4	206000	5707000	2	/	/	/	/	/	14	15	/

Bij de aanvang van een simulatie wordt een bepaald aantal everzwijnen als startpopulatie gedefinieerd. Tevens wordt de locatie van deze startpopulatie bepaald door een aantal specifieke pixels aan te duiden waarin de startpopulatie zich bij de aanvang bevindt. Hierbij wordt één groep everzwijnen toegewezen aan elk van de gekozen pixels. De samenstelling van een groep (aantal adulten, subadulten, frislingen en geslachtsverdeling) wordt gekozen. Om deze samenstelling te bepalen, wordt de informatie van de parameter voor het aantal vrouwelijke individuen per groep gebruikt. De keuze van het aantal pixels is afhankelijk van de keuze voor het aantal dieren van de startpopulatie of omgekeerd. Het model begint zijn iteraties op de 1<sup>ste</sup> januari van een gekozen jaar.

Een datafile, waarin info over elk individueel dier (ID, groeps-ID, geslacht, leeftijdsklasse, locatie (Pixel-ID), dispersiestatus, dag van de worp) wordt bijgehouden, geeft voor elk tijdstap de populatiesamenstelling en -grootte weer (Tabel 5).

Dier-ID	Groeps-ID	Geslacht	Leeftijdscategorie	Leeftijd (dagen)	Pixel
142	5	1	3	1200	6943
143	5	1	3	900	6943
144	5	1	2	561	6943
145	5	1	2	561	6943
146	5	1	1	291	6943





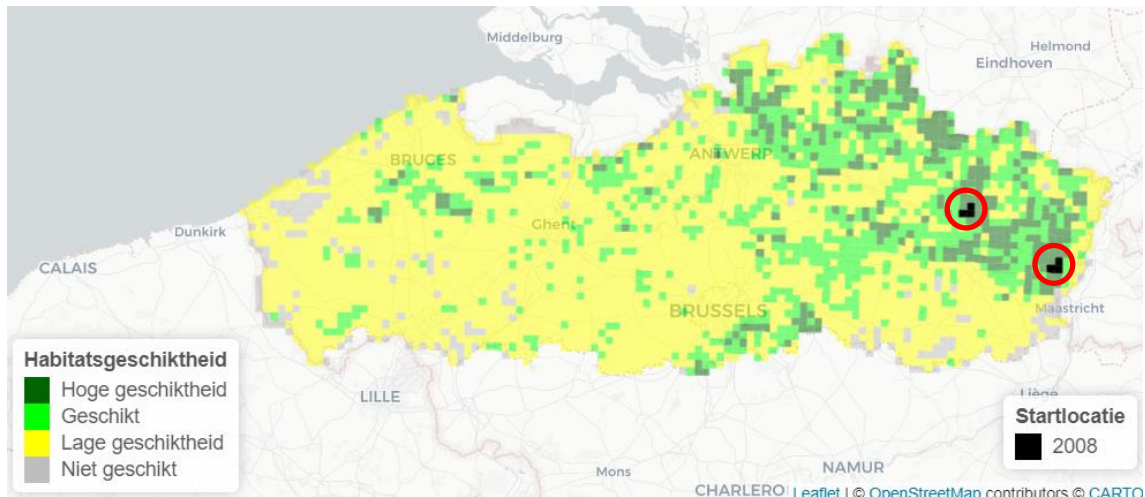
## 6.1 INLEIDING

Op basis van een kleine gekende startpopulatie en de gekende everzwijnrekolonisatie, werd een eerste verspreidingsmodel opgesteld en geëvalueerd. Door de voorspelde jaarlijkse verspreiding en populatiegroei te vergelijken met de geobserveerde verspreiding tijdens de rekolonisatie, op basis van de afschotcijfers, konden de modelparameters worden geoptimaliseerd.

## 6.2 STARTPOPULATIE

Specifiek weten we dat everzwijnen rond 2007-2008 eerst opdoken in de vallei van de Zwarte beek in het westen van Limburg en in het Nationaal Park Hoge Kempen in het oosten van Limburg. In elk gebied werden als startlocatie 3 pixels gekozen waarvan we weten dat everzwijnen er aanwezig waren in 2008 (Figuur 6). Het totaal aantal dieren voor de startpopulatie werd gekozen op basis van de afschotstatistieken voor 2008. Ervan uitgaand dat slechts een deel van de everzwijnen geschoten wordt, besloten we om het afschotaantal van 2008 in Limburg (22 dieren) te vermenigvuldigen met 4 om het effectieve aantal dieren voor de startpopulatie ( $\pm 88$  dieren) te kiezen. Vervolgens werd een groepssamenstelling van 14 dieren (1 adulte zeug, 1 adulte keiler, 2 mannelijke en 2 vrouwelijke subadulten, 4 mannelijke en 4 vrouwelijke biggen) toegewezen aan elk van de 6 pixels (84 dieren in totaal). In elke pixel is dus bij aanvang van de modelruns maximaal 1 groep everzwijnen aanwezig.





Figuur 6: Startlocatie in 2008 voor modeloptimalisatie.

## 6.3 MODELVERLOOP

De simulaties werden opgestart met de hierboven vermelde startlocatie en startpopulatie. Hierbij werden verschillende scenario's vergeleken om zo de invloed van de verschillende opschalingsmethoden (gemiddelde, mediaan, maximum, zie Figuur 3), verschillende waardes voor de porositeitsparameter (0, 0.5 en 1 zie 4.2), de overlevingsparameters en de maximale draagkracht van pixels te evalueren (zie Bijlage 1 voor resultaten).

Er werd gekozen om het model 12 jaar te runnen. Dit liet ons toe om de gemodelleerde verspreiding en populatieaantallen te vergelijken met de huidige effectieve verspreiding en afschot in 2020. Deze evaluatie gebeurde a.d.h.v. onze eigen expertise inzake verspreiding vanuit deze 2 startpopulaties. Er werd hierbij rekening gehouden dat het niet waarschijnlijk is dat vanuit deze 2 startpopulaties ook de gekende verspreidingsgebieden in het noorden van Antwerpen rond Arendonk en Ravels alsook het gebied rond Meerdaalwoud ten zuiden van Leuven door het model voorspeld zouden worden. Deze verspreidingsgebieden zijn immers deels ontstaan uit aparte startpopulaties die niet in rekening werden gebracht in deze modeloptimalisatiestap.

Let op! Bij deze modellen werden de oorspronkelijke overlevingsparameters van onze eigen berekeningen gebruikt (dus niet de finale overlevingsparameters overgenomen uit de literatuur zoals vermeld in 2.3). Ook had de maximale draagkracht hier de volgende verdeling: minimaal 2, gemiddeld 5, maximaal 8 voor categorie 'hoge geschiktheid' en minimaal 2, gemiddeld 3, maximaal 5 voor categorie 'geschikt'. Deze verdeling was lager dan de finale waardes zoals vermeld in 3.3. De aanpassingen naar de finale waardes zoals vermeld in 2.2 en 3.3 zijn immers het resultaat van de hier beschreven modeloptimalisatie.

Let op! De sensitiviteitsanalyse uit Hoofdstuk 7 werd in parallel uitgevoerd met deze modeloptimalisatie. Hierdoor zijn dezelfde modellen uit dit hoofdstuk ook input voor de sensitiviteitsanalyse in Hoofdstuk 7.

////////////////////////////////////

## CONCLUSIE

De evaluatie van de verschillende modellen om tot een relevante modelconfiguratie te komen heeft geleid tot het aanpassen van de jaarlijkse overlevingsparameters en de maximale draagkracht van pixels. Daarnaast werd gekozen om verder te werken met habitatgeschiktheidskaart op basis van de maximale waarde bij de opschaling van 1\*1 naar 2\*2 km aangezien de modellen op basis van deze kaart de meest realistische resultaten gaven. Ook werd gekozen om de porositeitsparameter op 0.05 te houden bij verdere modellen.



Let op! Er werd slechts 1 startpopulatie gebruikt dichtbij een barrière, dit kan invloed hebben op de snelheid en richting van verspreiding en bijgevolg de resultaten sensitiviteitsanalyse van de porositeit.

De resultaten voor de sensitiviteitsanalyse zijn terug te vinden in Tabel 6 (zie Bijlage 1 voor model outputs).

Parameter	Waarde	Gemiddelde jaarlijkse populatiegroei	Gemiddelde jaarlijkse verspreidings- snelheid (km/jaar)
<b>Nulmodel</b>	Habitat kaart: Maximum Porositeit: 1 Mortaliteit: zie  Tabel 1 Draagkracht: zie Tabel 3	33%	1,73
<b>Habitatgeschiktheids kaart</b>	Mediaan	32% (δ 1%)	1,55 (δ 0,18)
<b>Mortaliteit/Overleving</b>	Toename 10% in jaarlijkse mortaliteit in elke klasse	20% (δ 13%)	1,27 (δ 0.46)
<b>Maximale draagkracht pixels</b>	Maximale draagkracht verdubbelen: -Hoge geschiktheid: van 5 naar 10 -Geschikt: van 3 naar 6	32% (δ 1%)	1,73 (δ 0)
<b>Porositeitsparameter</b>	Porositeit = 0,5 (Dieren kunnen 1 op 2 keer passeren)	33% (δ 0%)	1,91 (δ 0.18)
	Porositeit = 0 (perfecte barrière)	33% (δ 0%)	1,82 (δ 0.9)

## CONCLUSIE

Uit de sensitiviteitsanalyse blijkt dat mortaliteit (1-overleving) een belangrijke impact op de populatiegroei heeft. Deze parameter heeft ook een grote invloed op de verspreidingssnelheid. De habitatgeschiktheidskaart beïnvloedt zowel verspreidingssnelheid als de plaatsen waar dieren zich naartoe bewegen (zie Bijlage 1). De maximale draagkracht van pixels blijkt geen sensitieve parameter te zijn. De porositeitsparameter heeft enkel een invloed op de plaatsen van verspreiding als deze erg laag is en dus een absolute barrière vormt (zie Bijlage 1), maar heeft weinig effect op de verspreidingssnelheid.

////////////////////////////////////



Om de startlocatie in 2016 te bepalen, waren verspreidingsgegevens van everzwijnen nodig. Hiervoor waren 2 datasets ter beschikking.

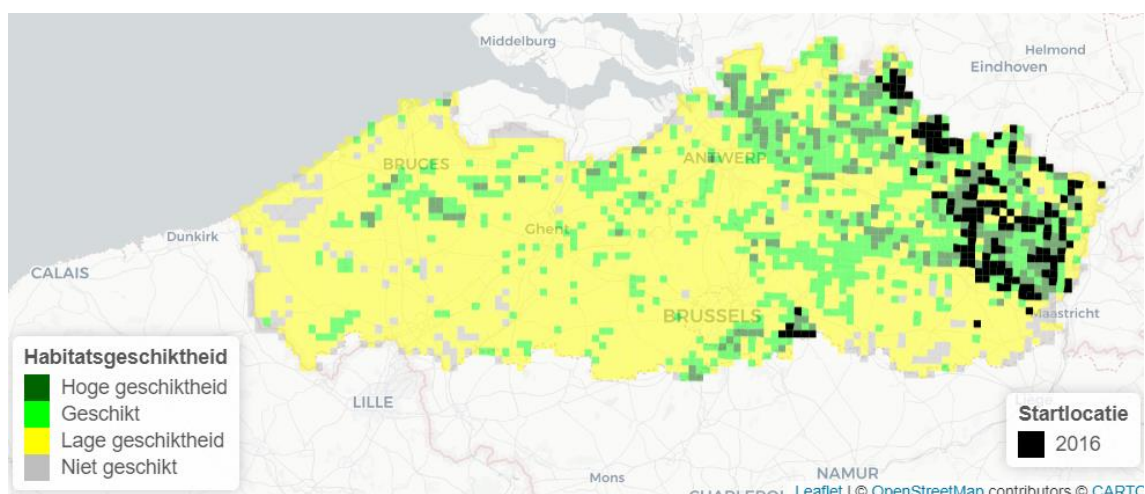
De afschotgegevens die sinds 2008 verzameld worden via het e-loket bevatten informatie over de locatie van geschoten dieren. De geografische informatie bevat altijd de gemeente en de wildbeheereenheid waarin een dier is geschoten. Er is daarnaast sinds 2014 ook de mogelijkheid om de exacte coördinaten van geschoten dieren te registreren. 4840 van de 6088 geschoten dieren (exclusief Voeren) bevatten exacte coördinaten.

Een tweede dataset werd bekomen via waarnemingen.be, het dataportaal van Natuurpunt vzw. 5581 everzwijnwaarnemingen met exacte coördinaten werden sinds 2008 via dit portaal verzameld.

Deze 2 datasets werden gecombineerd tot een dataset met een jaarlijks overzicht van alle pixels waarin er everzwijnen werden waargenomen of geschoten en een tweede dataset van alle gemeentes waarin everzwijnen werden waargenomen of geschoten. Op basis van deze datasets werden 2 benaderingen toegepast om een startpopulatie te kiezen.

### 8.2.1 Startlocatie op basis van exacte pixels

Op basis van de dieren waarvan er exacte coördinaten beschikbaar waren, kon exact bepaald worden in welke pixels die dieren gezien (of geschoten) werden en dus zeker aanwezig waren in 2016. Dit resulteerde in 151 pixels waarvan 90 pixels in habitatklasse 'hoge geschiktheid', 46 pixels in habitatklasse 'geschikt' en 15 pixels in habitatklasse 'lage geschiktheid'. Er werd gekozen om de 15 pixels in habitatklasse 'lage geschiktheid' niet mee te nemen. Hoewel everzwijnen zich in deze habitatklasse kunnen verplaatsen (en dus ook deze waarnemingen verklaart), kunnen ze zich er volgens het verspreidingsmodel niet vestigen.



Figuur 8: Startlocatie in 2016 o.b.v. exacte pixels met everzwijnwaarnemingen.

Er werden dus 2730 (910 x 3) dieren verdeeld over 136 pixels (Figuur 8) wat resulteerde in groepsgroottes van gemiddeld 20 dieren per pixel. De groepssamenstelling varieert per pixel: er zijn minimaal 1 en maximaal 2 adulte vrouwelijke individuen aanwezig. Per vrouwelijk adult individu zijn er 1 adulte keiler, 3 subadulten en 7 biggen in een groep (verdeling van 50/50 mannelijk/vrouwelijk voor subadulten en biggen). Er zijn dus pixels met 12 of wel 24 individuen in de startpopulatie.

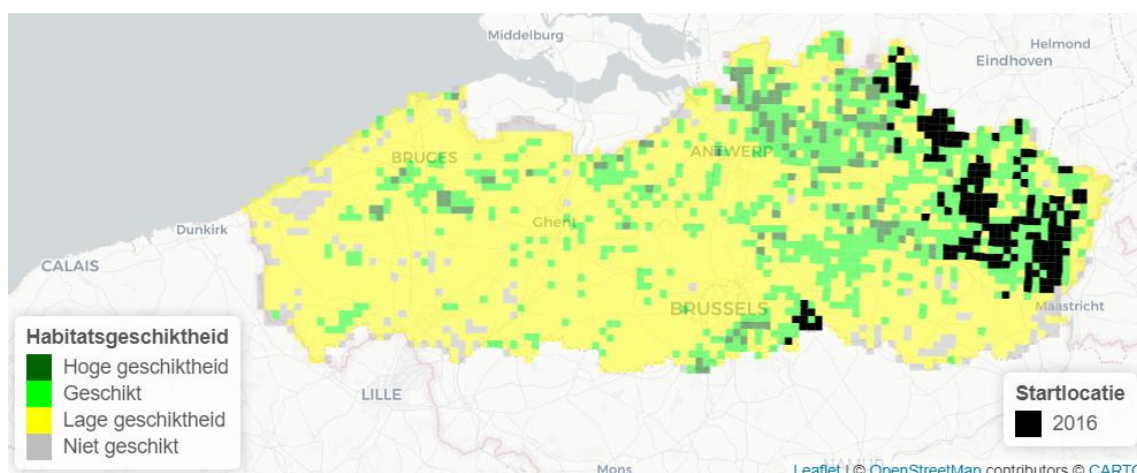
////////////////////////////////////



## 8.2.2 Startlocatie op basis van optimaal habitat

Niet alle beschikbare afschotgegevens bevatten exacte coördinaten. Daarnaast mogen jagers niet overal jagen en dus niet overal waar er everzwijnen aanwezig zijn, zijn er ook data via afschot beschikbaar. Ook de dataset van waarnemingen.be geeft een onvolledig beeld van de werkelijke verspreiding van everzwijnen omdat niet alle gebieden waar everzwijnen aanwezig zijn, ook toegankelijk zijn voor wandelaars. Hierdoor geeft dataset uit 8.3.1 mogelijk een onvolledig beeld over de werkelijke verspreiding van everzwijnen. Daarom worden in deze benadering de startlocaties bepaald op basis van de gemeenten waarin everzwijnen zijn geschoten of waargenomen in 2016.

Hierbij worden in alle gemeentes met everzwijnwaarnemingen en/of afschot in 2016 de pixels geselecteerd met habitatklasse 'hoge geschiktheid' waartoe de startpopulatie toegewezen kan worden. Dit resulteerde in 191 pixels (Figuur 9).



Figuur 9: Startlocatie in 2016 o.b.v. optimaal habitat pixels in gemeentes met everzwijnwaarnemingen.

Bij benadering 2730 dieren worden verdeeld over de 191 pixels: dit resulteert in 12 dieren per groep. De groepssamenstelling bestaat uit 1 adult vrouwelijk individu aanwezig, 1 adulte keiler, 3 subadulten en 7 biggen.

## 8.3 VALIDATIE

Om de accuraatheid van de modelvoorspellingen na te gaan werden de resultaten van de simulatie vergeleken met de gekende verspreiding van everzwijnen. Deze validatie werd op 2 niveaus uitgevoerd.

### 8.3.1 Validatie op pixelniveau

Om de verspreiding van everzwijnen op pixel-niveau te kunnen valideren, zijn er verspreidingsgegevens a.d.h.v. exacte coördinaten nodig. De dataset met exacte pixels uit 8.2 kon hier worden gebruikt als validatiedataset.

Door de jaarlijkse gemodelleerde verspreiding van de locatie van bezette pixels te vergelijken met de jaarlijkse locatie van bezette pixels in de validatiedataset, kon worden nagegaan hoe accuraat de modelvoorspellingen bleken. Hierbij werden bezette pixels in de gemodelleerde

////////////////////////////////////





Daarnaast werd op basis de bestaande validatiedataset de relatie tussen afschotdensiteit en bezettingsgraad voor elke gemeente berekend. Voor elk jaar wordt het aantal geschoten dieren per gemeente gecorrigeerd voor de oppervlakte van de gemeente berekend (= afschotdensiteit). Het relatief aantal bezette pixels per gemeente dat door het model wordt voorspeld (bezettingsgraad) werd berekend door het totaal aantal bezette pixels te vermenigvuldigen met de bezettingsgraad en dit te vergelijken met het totale aantal pixels per gemeente. De relatie tussen de gerealiseerde afschotdensiteit en de bezettingsgraad geeft een beeld van de accuraatheid van het model.

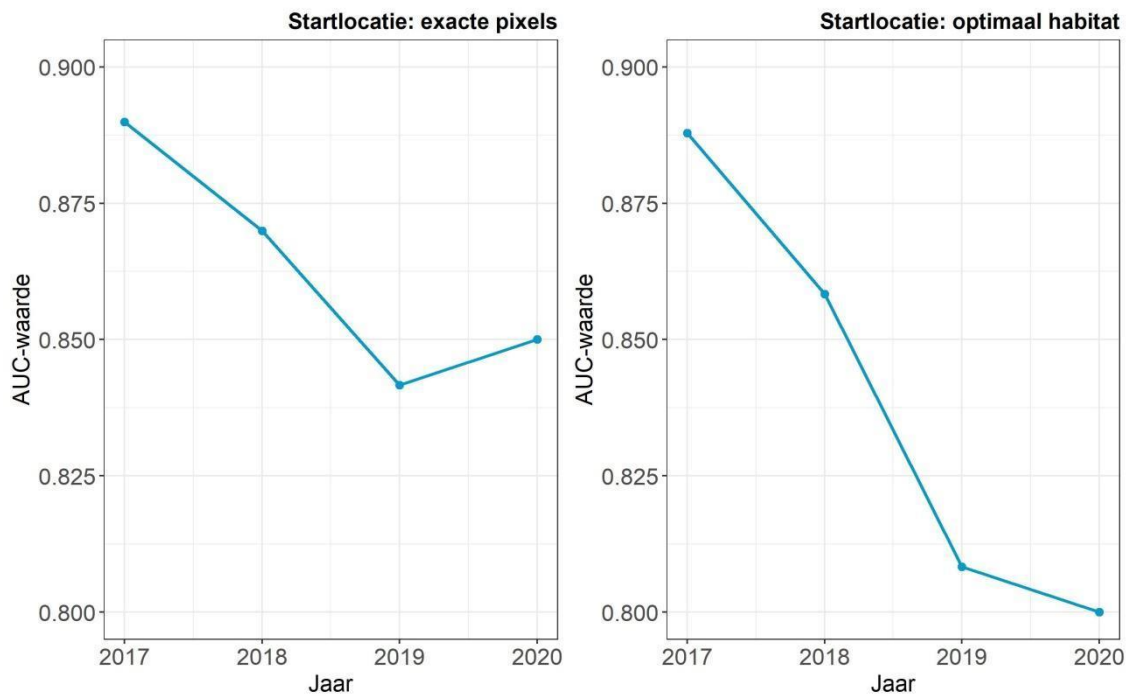
### 8.3.3 Validatie met time lag correctie

Het is geweten dat everzwijnen bij het begin van hun aanwezigheid in een nieuw gebied een tijd onopgemerkt kunnen blijven door lage populatieaantallen. Ook het beheer onder vorm van jacht kan mogelijks met enige vertraging opstarten door het opbouwen van expertise en het maken van afspraken binnen wildbeheereenheid. Daarom is het mogelijk dat de jaarlijkse verspreidingsgegevens via het E-loket en waarnemingen.be een vertraging hebben van 1 tot 2 jaar ten opzichte van de werkelijke verspreiding van everzwijn in de regio. Daarom worden de jaarlijkse voorspellingen van het verspreidingsmodellen ook gevalideerd met een vertraging van 1 en 2 jaar. De gemodelleerde verspreiding in jaar  $i$  wordt hierbij vergeleken met de validatiedataset van jaar  $i+1$  en jaar  $i+2$ . Opnieuw worden werd de AUC-waarde op zowel pixel als gemeenteniveau berekend om de accuraatheid van het verspreidingsmodel met deze vertragingen te bepalen.



### 8.4.2 Validatie op gemeenteniveau

De AUC-waarde voor de validatie op gemeente werd per jaar berekend (Figuur 12). Voor beide keuzes van startlocatie (exacte pixels of optimaal habitat pixels, zie 8.2), ligt de AUC-waarde in het eerste jaar van de voorspellingen rond 0.89. Deze waarde daalt naarmate de verspreidingen verder in de tijd gaan tot 0.85 (startlocatie met exacte pixels) en 0.80 (startlocatie met optimaal habitat pixels). De jaarlijkse relatie tussen afschotdensiteit en bezettingsgraad is weergegeven in Bijlage 3.

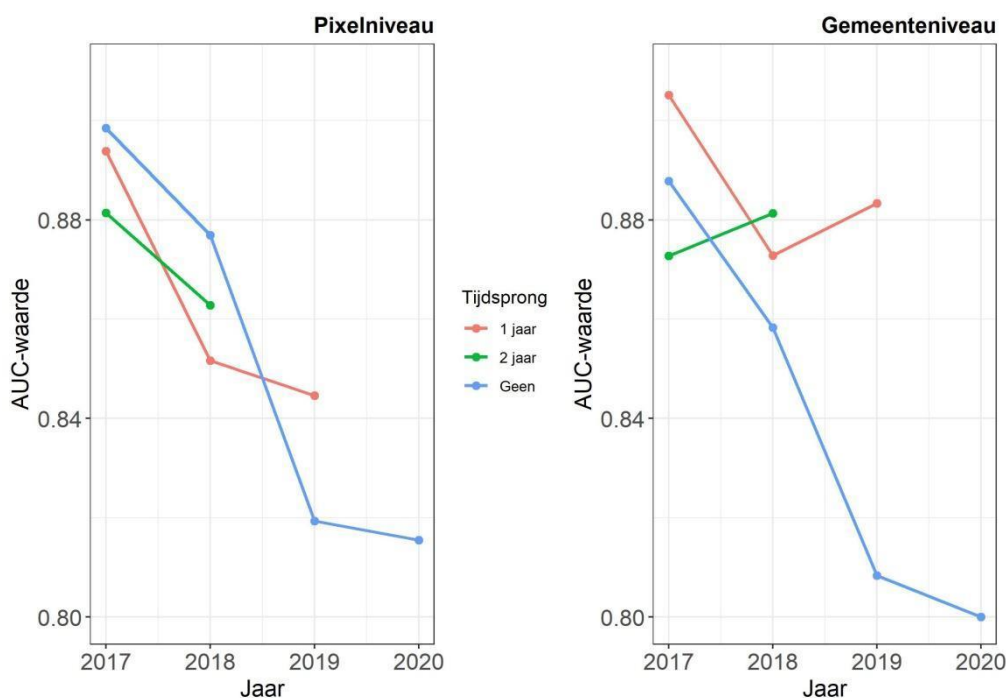


Figuur 12: AUC-waarde ter validatie van verspreidingsmodel op gemeenteniveau voor startlocatie o.b.v. exacte pixels (links – zie 8.2.1) en optimaal habitat (rechts – zie 8.2.2).



### 8.4.3 Validatie met time lag correctie

Indien er effectief een vertraging zou zijn in het waarnemen en/of afschieten van everzwijnen, dan verwachtten we dat de AUC-waardes die rekening houden met deze vertraging hoger liggen dan de AUC-waardes van de validatiedataset uit hetzelfde jaar als het voorspelde jaar. Er blijkt geen algemene verhoging in AUC-waarde te zijn door het toepassen van een time lag (Figuur 13).



Figuur 13: AUC-waarde ter validatie van verspreidingsmodel op pixelniveau (rechts) en gemeenteniveau (links) voor startlocatie o.b.v. exacte pixels (zie 8.2.1) zonder time lag (blauw), een vertraging van 1 jaar (rood) en een vertraging van 2 jaar (groen).

## 8.5 CONCLUSIE VALIDATIE

De voorspellende kracht van het voorspellingsmodel neemt af in de tijd: hoe verder het model verspreiding in de toekomst voorspelt, hoe meer onzekerheid er is. Daarom is het belangrijk om het ontwikkelde model niet te gebruiken voor voorspellingen in de verre toekomst. Het is beter om het model jaarlijks tot tweejaarlijks nieuwe startlocaties en een nieuwe startpopulatie te geven gebaseerd op basis van de verspreidingsgegevens van het E-loket en waarnemingen.be van dat jaar en voorspellingen niet verder dan 3 jaar in de toekomst te maken. Wel is het belangrijk om het model minstens 1 jaar tijd te geven om de achterliggende populatiemechanismen en verspreidingsmechanismen in optimale werking te laten komen vooraleer modelresultaten te gebruiken. We raden dus aan om bij toekomstige modelvoorspellingen deze richtlijnen in acht te nemen om accurate risico-inschattingen te garanderen.

De evolutie in accuraatheid in de verspreidingsmodellen startende vanuit exacte pixels of optimaal habitat pixels geven geen grote verschillen weer. Daarom kunnen beide types startlocaties gebruikt worden.

## 9 FINAAL MODEL

## 9.1 INLEIDING

Nu we een duidelijk beeld hebben over de accuraatheid van het ontwikkelde verspreidingsmodel (Hoofdstuk 8), kunnen voorspellingen over toekomstige verspreiding van everzwijn gemaakt worden. Als doelstelling voor het rapport moet de geschatte verspreiding van everzwijnen in het jaar na de oplevering van het model voorspeld worden. Dit betekent dat de verspreiding voor 2022 moet worden gemodelleerd. Hiervoor werd de startlocatie en startpopulatie uit 2019 gekozen. Dit omdat we mogelijke onvolledige verspreidingsgegevens door limitatie in jacht als gevolg van de corona-pandemie in 2020 willen vermijden. Door het model in 2019 te laten aanvangen, heeft het model ook de mogelijkheid om de achterliggende populatiemechanismen en verspreidingsmechanismen in optimale werking te laten komen voor de voorspelling van 2022.

## 9.2 METHODE

### 9.2.1 Startlocatie en startpopulatie

Aangezien er geen duidelijk verschil werd gevonden tussen de modelresultaten voor een startlocatie op basis van exacte pixels of op basis van optimaal habitat pixels, werd er gekozen om bij het finale model voor beide types startlocaties in 2019 zoals beschreven in 8.2.2 gerund. De resultaten van beide types modellen worden meegegeven in dit rapport.

De grootte van de startpopulatie werd bepaald op basis van de afschotgegevens in het E-loket zoals eerder beschreven in 8.2. In 2019 werden 2175 everzwijnen geschoten (grofwildjacht.inbo.be), door de factor van 3 toe te passen, komt dit op een startpopulatie van 6525 dieren.

### 9.2.2 Populatiegroei

Aangezien het model de evolutie van het aantal individuen berekent, kon de evolutie in populatieaantallen vergeleken worden met afschotgegevens. Door de jaarlijkse afschotgegevens met de factor 3 te vermenigvuldigen, kan een inschatting worden gemaakt of de gemodelleerde populatiegroei vergelijkbaar is met deze op basis van de afschotgegevens.

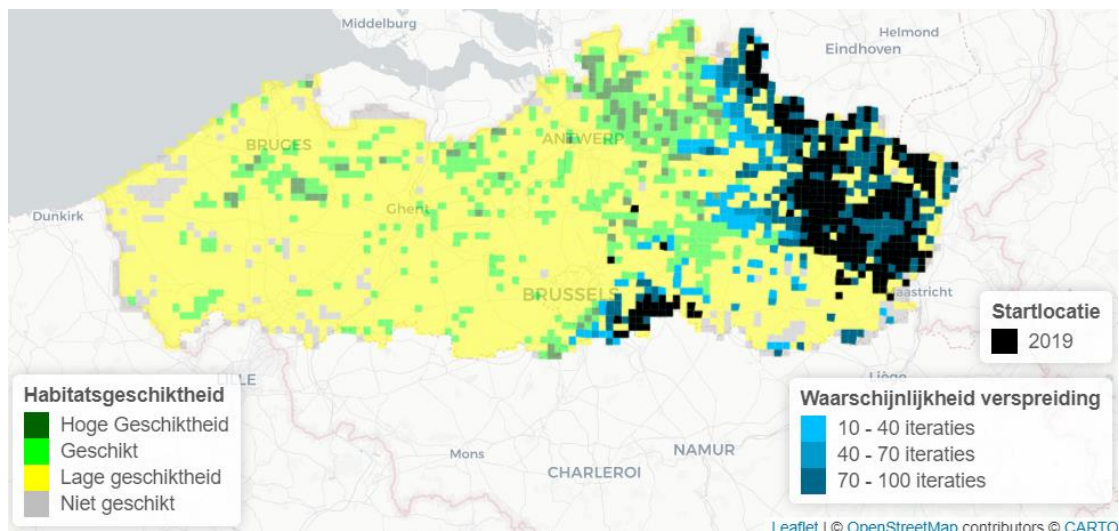
Let op! Omdat we weten dat een fractie van de aanwezige populatie wordt geschoten, is de keuze van het aantal effectieve dieren in de startpopulatie slechts een benadering van het effectief aantal aanwezige dieren in Vlaanderen en dus ook het gemodelleerde aantal dieren volgens het verspreidingsmodel.





### 9.3.2 Voorspelling op pixelniveau

Figuur 15 geeft de voorspelling weer van het finale verspreidingsmodel voor 2022 op pixelniveau. De verspreiding evolueert meer naar het westen t.o.v. de huidige verspreiding in de provincie Antwerpen en Vlaams-Brabant. Verspreiding in Oost-Vlaanderen en West-Vlaanderen blijft weinig waarschijnlijk.



Figuur 15: Voorspelling van het finale verspreidingsmodel voor 2022 voor startpopulatie obv exacte pixels.

### 9.3.3 Evolutie in populatieaantallen

In Figuur 16 wordt de gemodelleerde evolutie van de everzwijnpopulatie doorheen de tijd gevisualiseerd. De populatietoename aan het begin van ieder jaar is te verklaren door de piek in reproductie waarna de populatie afneemt ten gevolge van mortaliteit. De gemodelleerde evolutie in populatieaantallen (Tabel 8, Figuur 16) is groter dan het waargenomen afschot tot en met 2020 maar volgt eveneens een toename in de lijn van de waargenomen toename in afschot sinds de terugkeer van everzwijnen in Vlaanderen.

Tabel 8: Voorspelde populatiegroei in functie van geregistreerde afschotaantallen voor de startpopulatie op basis van exacte pixels.

Jaar	Gemodelleerde populatiegrootte	Afschot	Afschot x 3
<b>Startpopulatie exacte pixels</b>			
<b>2019</b>	6606	2175	6525
<b>2020</b>	9128	2349	7047
<b>2021</b>	12608	/	/
<b>2022</b>	17135	/	/

////////////////////////////////////





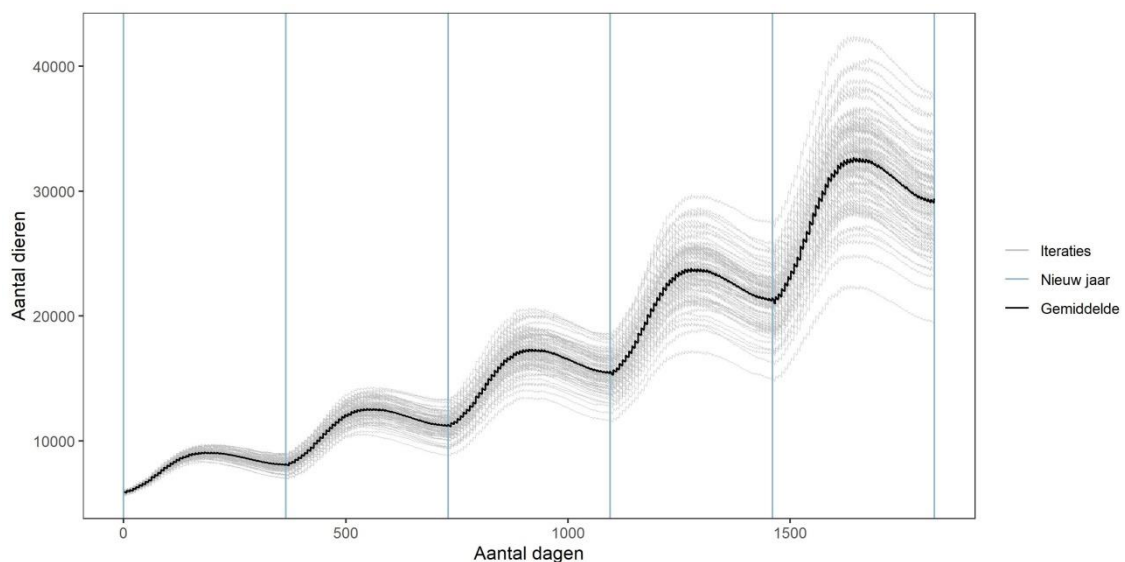


### 9.4.3 Evolutie in populatieaantallen

De gemodelleerde evolutie in populatieaantallen (Tabel 9, Figuur 20) is groter dan het waargenomen afschot tot en met 2020 maar volgt eveneens een toename in de lijn van de waargenomen toename in afschot sinds de terugkeer van everzwijnen in Vlaanderen.

Tabel 9: Voorspelde populatiegroei in functie van geregistreeerde afschotaantallen voor de startpopulatie op basis van optimaal habitat pixels.

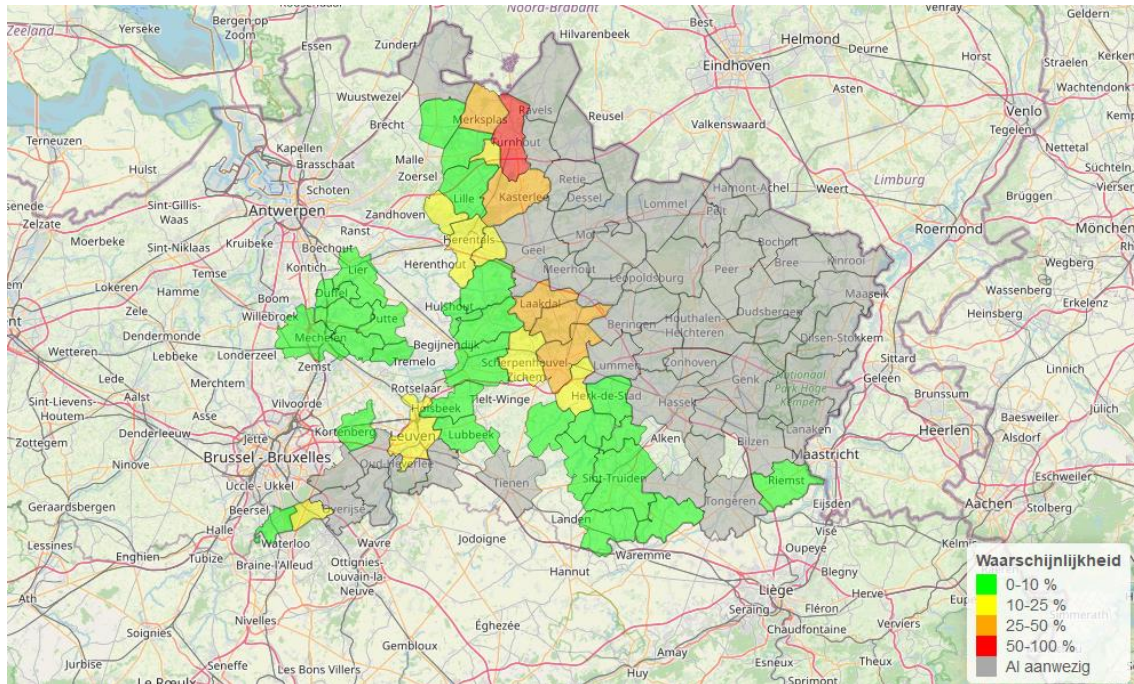
Jaar	Gemodelleerde populatiegrootte	Afschot	Afschot x 3
	Startpopulatie optimale habitatpixels		
2019	5908	2175	6525
2020	8178	2349	7047
2021	11358	/	/
2022	15650	/	/



Figuur 20: Populatiegroei doorheen de tijd vanaf dag 0 (eerste blauwe lijn) tem 2022 (vierde blauwe lijn) met elke iteratie individueel (grijs) en gemiddelde populatieaantallen (zwarte lijn) voor de startpopulatie op basis van optimaal habitat pixels.

## 9.4.4 Voorspelling op gemeenteniveau

Op basis van de voorspellingen op pixelniveau, werd de waarschijnlijkheid van verspreiding op gemeenteniveau berekend (Figuur 21). De verspreiding van everzwijnen bereikt de gemeente Turnhout in 2022 met een hoge waarschijnlijkheid van 50-100%. De gemeentes Diest, Kasterlee, Laakdal, Mersplas en Tessenderlo hebben een gemiddelde waarschijnlijkheid van 25-50% om tot het verspreidingsgebied van everzwijnen 2022 te behoren.



Figuur 21: Waarschijnlijkheid van verspreiding op gemeenteniveau in 2022 voor de startpopulatie op basis van optimaal habitat pixels.

## 9.5 CONCLUSIE

Buiten de cluster van gemeentes met lage waarschijnlijkheid (0-10%) rond Mechelen, waar verspreiding mogelijk lijkt op basis van de startpopulatie van optimaal habitat pixels (deze wordt niet voorspeld op basis van de startpopulatie van exacte pixels), zijn er geen grote geografische verschillen in voorspellingen van de verspreiding van everzwijnen voor de modellen met startpopulatie op basis van exacte pixels en op basis van optimaal habitat pixels. De waarschijnlijkheid dat gemeentes gekoloniseerd zullen worden loopt in grote mate gelijk tussen de voorspellingen op basis van de twee startpopulaties. Op niveau van specifieke gemeentes zijn er wel enkele verschillen in verspreidingswaarschijnlijkheid waar te nemen. De beperkte verschillen op basis van de twee startpopulaties doet ons besluiten dat de keuze van de manier waarop de startpopulatie verdeeld worden over het gebied weinig invloed heeft op de voorspellingen en ons model robuuste resultaten geeft.

## 10.1 INLEIDING

## 10.2 METHODE

Tabel 10: classificatie van densiteit van varkenshouderijen en verspreidingskans om risico-klassen voor AVP-verspreiding per pixel te bepalen.

Verspreidingskans (aantal iteraties)	0-10	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico
	10-40	Verwaarloosbaar risico	Laag risico	Gemiddeld risico	Hoog risico
	40-70	Verwaarloosbaar risico	Gemiddeld risico	Hoog risico	Hoog risico
	70-100	Verwaarloosbaar risico	Hoog risico	Hoog risico	Hoog risico
		0	1-5	5-10	10-21
		Varkenshouderijen (aantal per pixel)			

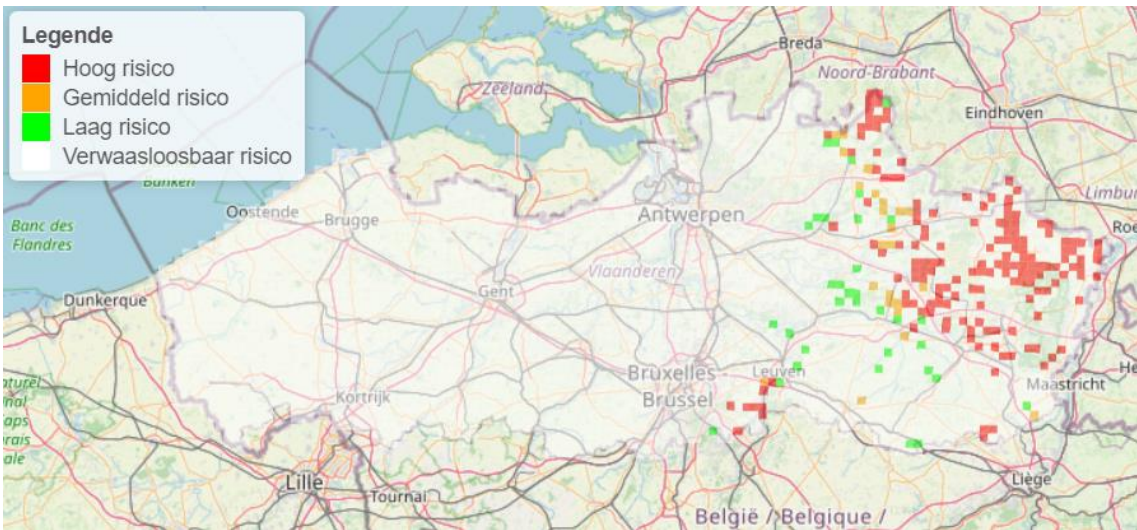
Tabel 11: classificatie van dichtheid van varkenshouderijen en verspreidingskans om risico-classes voor AVP-verspreiding per gemeente te bepalen.

Waarschijnlijkheid verspreiding gemeente (aantal iteraties/aantal pixels)	0-10	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico	Verwaarloosbaar risico
	10-25	Verwaarloosbaar risico	Laag risico	Gemiddeld risico	Hoog risico
	25-50	Verwaarloosbaar risico	Gemiddeld risico	Hoog risico	Hoog risico
	50-100	Verwaarloosbaar risico	Hoog risico	Hoog risico	Hoog risico
		0	1-20	20-50	50-150
		Varkenshouderijen (aantal per gemeente)			



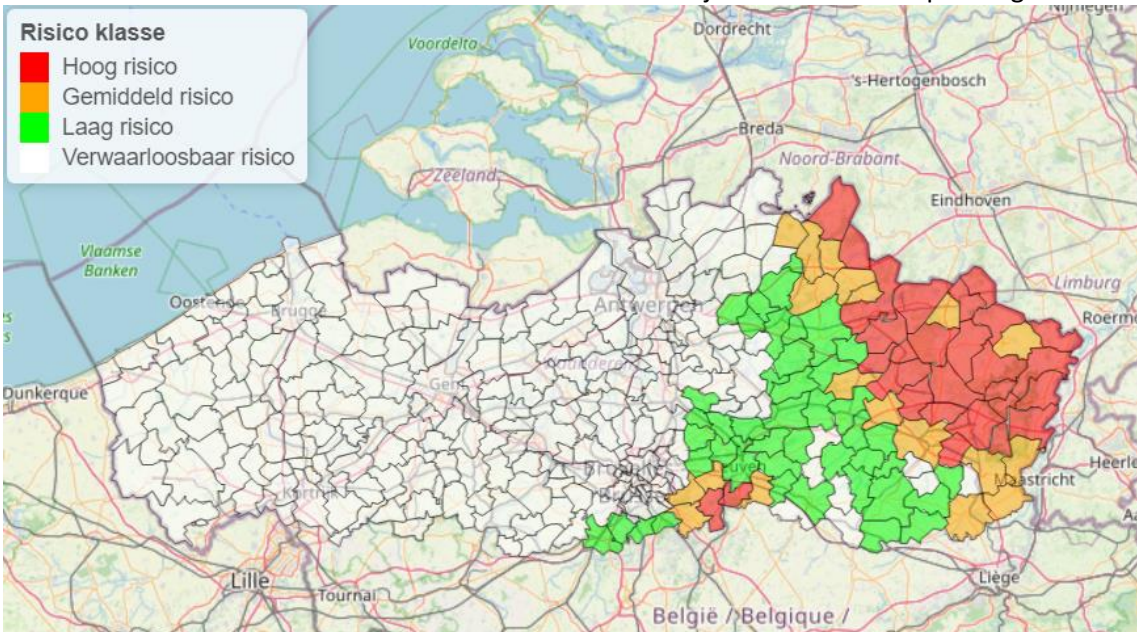
### 10.3 RESULTAAT STARTLOCATIE EXACTE PIXELS

De relatie tussen de densiteit van varkenshouderijen en de verspreidingskans in Figuur 22 geeft de risicoverspreiding voor AVP weer op pixelniveau.

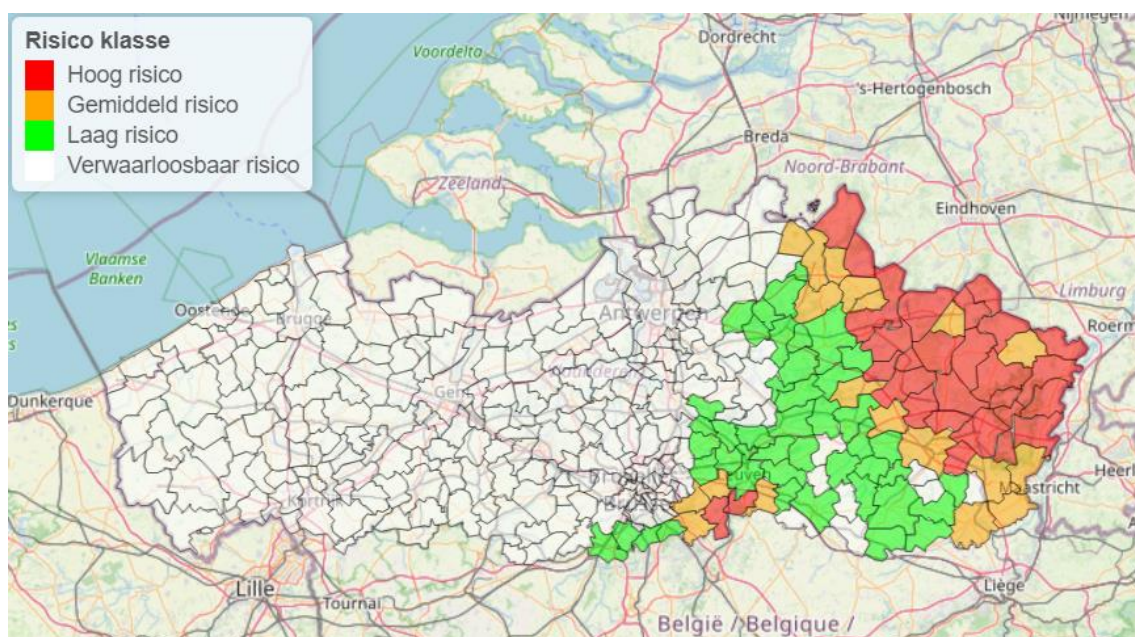


Figuur 22: Risicokaart voor varkenshouderijen in functie van verwachte everzwijnverspreiding in 2022.

De relatie tussen de dichtheid van varkenshouderijen en de verspreidingskans in



Figuur 23 geeft de risicoverspreiding voor AVP weer op gemeenteniveau. Bijlage 4 geeft een overzicht per gemeente. Gemeentes met een gemiddeld risico waar everzwijnen momenteel nog niet aanwezig zijn maar waar er in 2022 wel everzwijnen met een bepaalde zekerheid worden verwacht zijn Turnhout, Merksplas, Kasterlee, Tessenderlo en Tongeren.

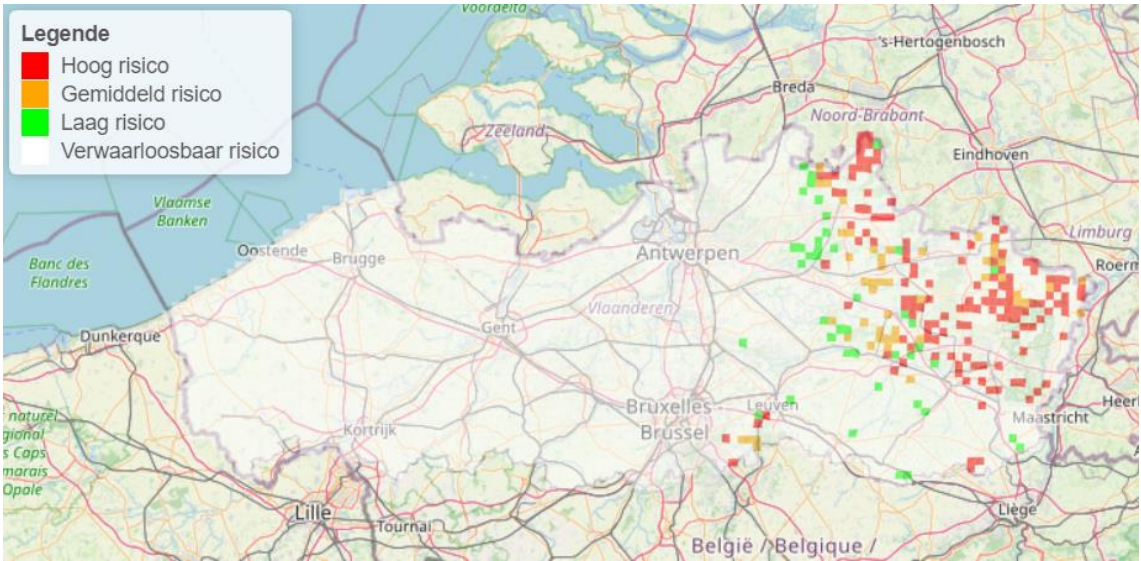


Figuur 23: Risicokaart voor varkenshouderijen op gemeenteniveau.



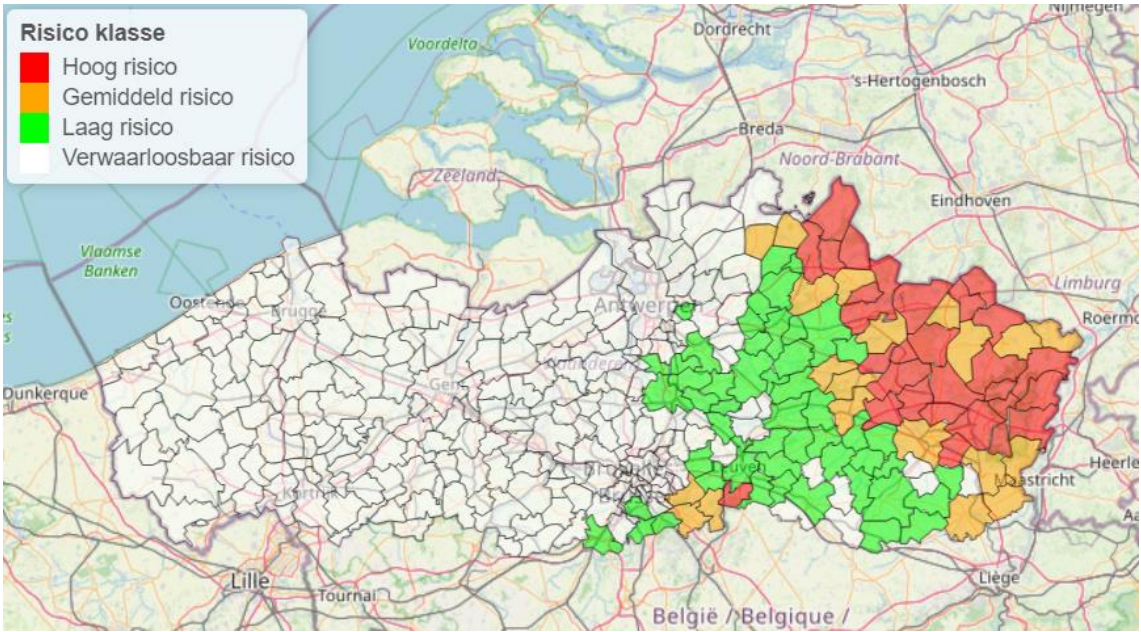
## 10.4 RESULTAAT STARTLOCATIE OPTIMAAL HABITAT

De relatie tussen de dichtheid van varkenshouderijen en de verspreidingskans in Figuur 24 geeft de risicoverspreiding voor AVP weer op pixelniveau.



Figuur 24: Risicokaart voor varkenshouderijen in functie van verwachte everzwijnverspreiding in 2022.

De relatie tussen de dichtheid van varkenshouderijen en de verspreidingskans in Figuur 25 geeft de risicoverspreiding voor AVP weer op gemeenteniveau. Bijlage 4 geeft een overzicht per gemeente. Gemeentes met een gemiddeld risico waar everzwijnen momenteel nog niet aanwezig zijn maar waar er in 2022 wel everzwijnen met een bepaalde zekerheid worden verwacht zijn Merksplas, Kasterlee, Tessenderlo Laakdal en Diest. Turnhout heeft een hoog risico.



Figuur 25: Risicokaart voor varkenshouderijen op gemeenteniveau.

## 10.5 CONCLUSIE

Door de combinatie van de waarschijnlijkheid van verspreiding in 2022 en de dichtheid van varkenshouderijen, werd een risicokaart voor Afrikaanse varkenspest gerealiseerd. Deze toont aan dat in de nabije toekomst de gemeentes gelegen in Limburg en het noordoosten van Antwerpen het hoogste risico hebben in relatie tot Afrikaanse varkenspest via de everzwijnen. Merksplas, Kasterlee, Tessenderlo Laakdal, Diest en Turnhout zijn de gemeenten die op basis van beide simulaties als nog niet gekoloniseerde gemeentes met potentieel gemiddeld tot hoog risico naar voor komen. Deze risico-inschatting staat los van andere mogelijke wegen waarlangs AVP kan binnensluipen op varkensbedrijven in Vlaanderen.

////////////////////////////////////

## 11 ALGEMENE CONCLUSIES EN AANDACHTSPUNTEN VOOR DE TOEKOMST

Het finale spatiotemporeel individual-based verspreidingsmodel is tot stand gekomen door het op punt stellen van de nodige populatieparameters op basis van Vlaamse data, het invoegen van de habitatgeschiktheidskaart en geografische barrières voor Vlaanderen en de nodige modeloptimalisatie. De sensitiviteitsanalyse en modelvalidatie gaven ons hierbij een inzicht in de gevoeligheid en de nauwkeurigheid van het model. Al deze stappen hebben geleid tot eerste voorspellingen voor everzwijnverspreiding in 2022 per gemeente. Daarnaast werd een inschatting gemaakt op het risico voor de varkenshouderijen in relatie tot Afrikaanse Varkenspest bij een mogelijke uitbraak in Vlaanderen op basis van de aanwezigheid van varkenshouderijen in de gemeente.

De beperkte verschillen van modelvoorspellingen op basis van de verschillende twee startpopulaties doen ons besluiten dat de keuze van de startpopulatie weinig invloed heeft op de voorspellingen en ons model robuuste resultaten geeft.

Hoewel deze voorspelling van groot nut kan zijn voor het early warning & rapid response principe, is het ook van belang om de beperkingen ervan te duiden. Allereerst willen we erop wijzen dat het hier om een complex model gaat: er worden verscheidene populatieparameters op verschillende manieren in werking gebracht (reproductie, dispersie etc.) waarbij aan elke parameter de nodige onzekerheid gekoppeld is. Daarboven betekent de keuze van de parameters in het model een noodzakelijke vereenvoudiging van de werkelijkheid.

De kwaliteit en/of omvang van de beschikbare datasets voor het berekenen van Vlaamse populatieparameters bleek vaak beperkt. Daarom werden voor bepaalde parameters (overleving en percentage reproducerende zeugen) de waarden gebaseerd op literatuur. Door in de toekomst te focussen op een meer kwalitatieve inzameling van de nodige data, kan het huidige model verder worden geoptimaliseerd.

Een verdere limitatie van de huidige resultaten is te wijten aan het beschouwen van Vlaanderen als een ‘afgesloten gebied’. Natuurlijke in- en uitstroom van everzwijnen uit naburige populaties in Nederland, Wallonië of Duitsland wordt in het huidige model niet in rekening gebracht. Door deze migratieprocessen mee te integreren, zou een toekomstig model verder verbeterd kunnen worden.

Het huidige model is gebaseerd op everzwijngedrag en –ecologie. Externe factoren zoals risico verbonden met menselijke activiteiten (uitzettingen, aanpassing van jachtstrategie, etc.), extreme weersomstandigheden etc. werden niet in rekening gebracht en maken voorspellingen mogelijks minder accuraat.

Naast het duiden van de huidige modelbeperkingen (en suggesties om deze in de toekomst te overkomen), willen we er ook op wijzen dat er nog een aantal mogelijkheden zijn om de presentatie van de modelresultaten verder te optimaliseren. Het ontwikkelen van interactieve web-applicaties kan de visualisatie van verschillende modelresultaten bevorderen. Zo kunnen bijvoorbeeld de verschillende opties van startlocaties, het indelen van risico-classes voor AVP-verspreiding, verschillende jaren etc. worden gekozen en gevisualiseerd. Dit laat toe om de uitkomsten van de mogelijke modellen makkelijker te vergelijken en zo de nodige

ondersteuning te bieden bij beleidskeuzes i.k.v. het early warning & rapid response project rond everzwijnen. De online applicatie die ontwikkeld werd in het kader van het R-package 'generalised management strategy evaluation' is een mooi voorbeeld van een dergelijke tool om vertrekkend van een R-package de effecten van beheer te simuleren en te visualiseren in een webbrowseromgeving (Duthie et al).

Het grote voordeel van het ontwikkelde model en het beschikbaar stellen van de gebruikte R-code is dat het ook mogelijk is om in de toekomst verdere voorspellingen te maken: door verzamelde data van verspreidingsgegevens van de komende jaren in het model te verwerken kan telkens opnieuw de verspreiding van everzwijnen enkele jaren later worden voorspeld.

////////////////////////////////////

## Referenties

- Acevedo, P., Vicente, J., Höfle, U., Cassenello, J., Ruiz-Fons, F. and Gortazar, C. (2007) Estimation of European wild boar relative abundance and aggregation: a novel method in epidemiological risk assessment. *Epidemiology and Infections* 135(3), 519-527.
- Bieber, C. and Ruf, T. (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology* 42(6), 1203-1213.
- Bosch, J., Peris, S., Fonseca, C., Martinez, M., De la Torre, A., Iglesias, I. and Muñoz, M.J. (2012) Distribution, abundance and density of the wild boar on the Iberian Peninsula, based on the CORINE program and hunting statistics. *Journal of Vertebrate Biology* 61(2), 138-151.
- Casaer, J. and Scheppers, T. (2011) Aanzet tot een beslissingsmodel in het kader van toekenning van everzwijnafschot. Bosonderzoek, R.v.h.l.v.N.-e. (ed), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Casaer, J., Scheppers, T., Huysentruyt, F. and Vercammen, J. (2014) Advies over de afbakening van faunabeheerzones i.f.v. het beheer van wild zwijn. Bosonderzoek, I.N.-e. (ed), Instituut Natuur- en Bosonderzoek.
- Costard, S., Wieland, B., De Glanville, W., Jori, F., Rowlands, R., Vosloo, W., Roger, F., Pfeiffer, D.U. and Dixon, L.K. (2009) African swine fever: how can global spread be prevented? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364(1530), 2683-2696.
- Csányi, S. (2014) Wild boar population dynamics and management in Hungary. *Journal of Mountain Ecology* 3.
- Ebert, C., Knauer, F., Spielberger, B., Thiele, B. and Hohmann, U. (2012) Estimating wild boar *Sus scrofa* population size using faecal DNA and capture-recapture modelling. *Wildlife Biology* 18(2), 142-152.
- Fattorini, N. and Ferretti, F. (2020) Estimating wild boar density and rooting activity in a Mediterranean protected area. *Mammalian Biology* 100, 241-251.
- Focardi, S., De Marinis, A.M., Rizzotto, M. and Pucci, A. (2001) Comparative evaluation of thermal infrared imaging and spotlighting to survey wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 133-139.
- Fonseca, C., Kolečki, M., Merta, D. and Bobek, B. (2007) Use of line intercept track index and plot sampling for estimating wild boar, *Sus scrofa* (Suidae), densities in Poland. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA* 56(4), 389.
- Fruzinski, B. (1995) Situation of wild boar populations in western Poland. *Journal of Mountain Ecology* 3, 186-187.
- Gamelon, M., Besnard, A., Gaillard, J.M., Servanty, S., Baubet, E., Brandt, S. and Gimenez, O. (2011) High hunting pressure selects for earlier birth date: wild boar as a case study. *Evolution* 65(11), 3100-3112.
- Gamelon, M., Focardi, S., Baubet, E., Brandt, S., Franzetti, B., Ronchi, F., Venner, S., Sæther, B.-E. and Gaillard, J.-M. (2017) Reproductive allocation in pulsed-resource environments: a comparative study in two populations of wild boar. *Oecologia*, 1-12.
- Gamelon, M., Gaillard, J.M., Servanty, S., Gimenez, O., Toïgo, C., Baubet, E., Klein, F. and Lebreton, J.D. (2012) Making use of harvest information to examine alternative management

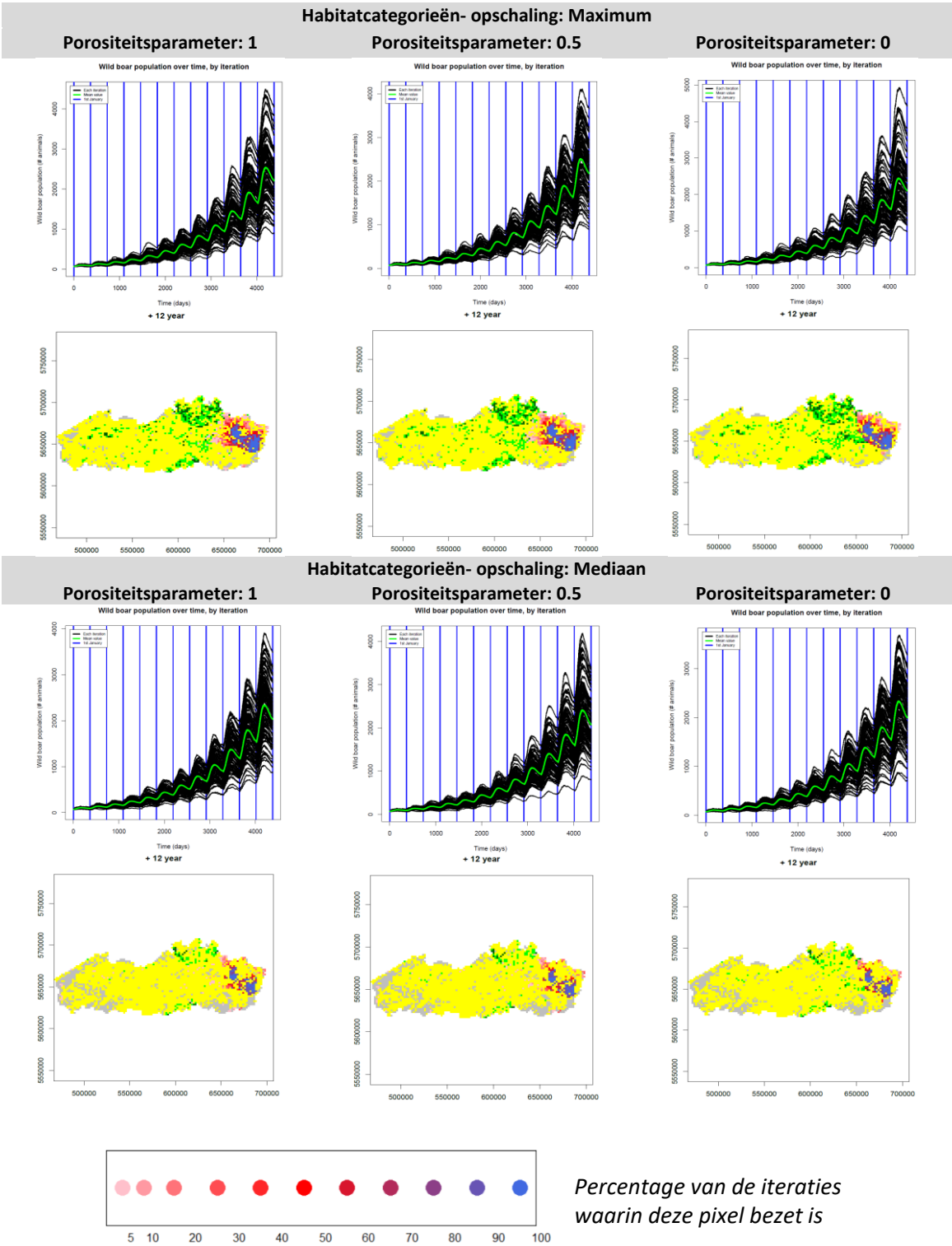




- Morelle, K., Fattebert, J., Mengal, C. and Lejeune, P. (2016) Invading or recolonizing? Patterns and drivers of wild boar population expansion into Belgian agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 222, 267-275.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. and Ferrier, S. (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19(1), 181-197.
- Pittiglio, C., Khomenko, S. and Beltran-Alcrudo, D. (2018) Wild boar mapping using population-density statistics: From polygons to high resolution raster maps. *PloS one* 13(5), e0193295.
- Plhal, R., Kamler, J. and Homolka, M. (2014) Faecal pellet group counting as a promising method of wild boar population density estimation. *Acta theriologica* 59(4), 561-569.
- Plhal, R., Kamler, J., Homolka, M. and Adamec, Z. (2011) An assessment of the applicability of photo trapping to estimate wild boar population density in a forest environment. *Journal of Vertebrate Biology* 60(3), 237-246.
- Rosell, C., Navàs, F. and Romero, S. (2012) Reproduction of wild boar in a cropland and coastal wetland area: implications for management. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2), 209-217.
- Rutten, A., Casaer, J., Swinnen, K., Herremans, M. and Leirs, H. (2019a) Future distribution of wild boar in a highly anthropogenic landscape: Models combining hunting bag and citizen science data. *Ecological Modelling* 411(108804), 1-9.
- Rutten, A., Cox, K., Scheppers, T., Vanden Broecke, B., Leirs, H. and Casaer, J. (2019b) Analysing the recolonisation of a highly fragmented landscape by wild boar using a landscape genetic approach. *Wildlife Biology* 2019(1), 1-11.
- Saez-Royuela, C. and Telleria, J.L. (1986) The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal review* 16(2), 97-101.
- Vetter, S.G., Puskas, Z., Bieber, C. and Ruf, T. (2020) How climate change and wildlife management affect population structure in wild boars. *Scientific Reports* 10(1), 7298.
- Wevers, J., Fattebert, J., Casaer, J., Artois, T. and Beenaerts, N. (2020) Trading fear for food in the Anthropocene: How ungulates cope with human disturbance in a multi-use, suburban ecosystem. *Science of The Total Environment* 741, 140369.
- White, G.C. and Burnham, K.P. (1999) Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study* 46(sup1), S120-S139.
- Wotschikowsky, U. (2010) European Ungulates and their management in the 21st century. Apollonio, M., andersen, R. and Putman, R. (eds), Cambridge University press, Cambridge.

Bijlages

Bijlage 1: Vergelijking van verschillende modellen voor modeloptimalisatie.

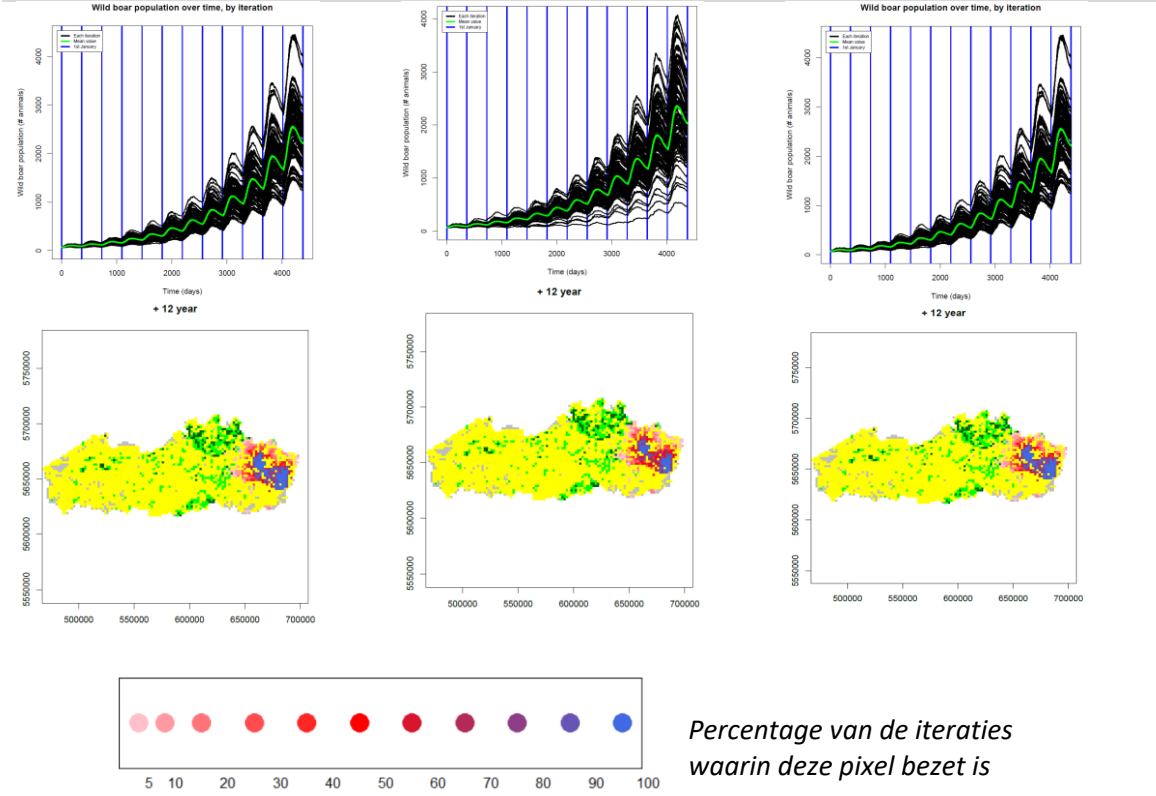


////////////////////////////////////

Habitatcategorieën- opschaling:  
Maximum  
Porositeitsparameter: 0  
Overleving: 10% lager

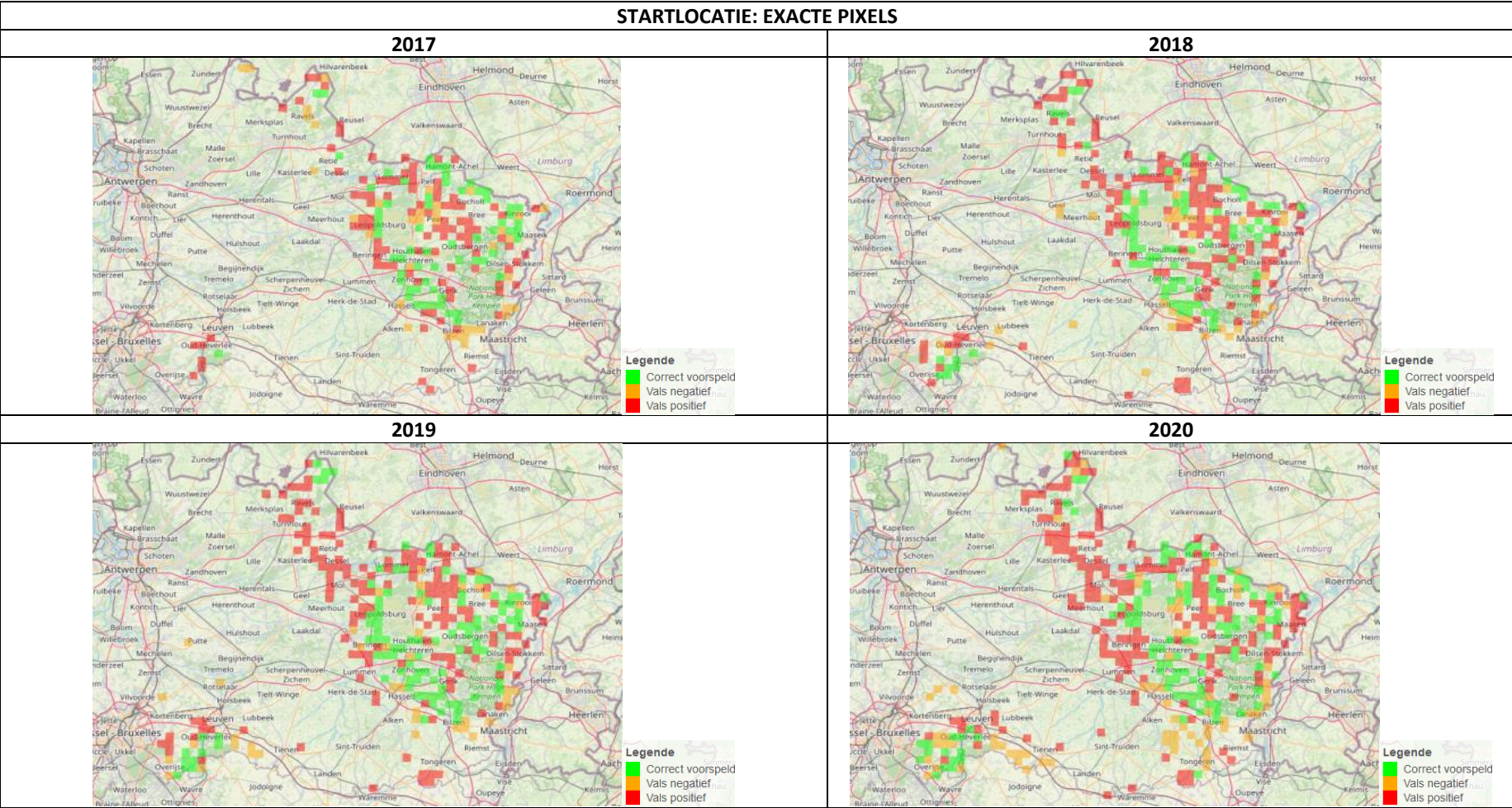
Habitatcategorieën- opschaling:  
Maximum  
Porositeitsparameter: 0  
Maximale draagkracht: x2

Habitatcategorieën- opschaling:  
Maximum  
Porositeitsparameter: 0.2



////////////////////////////////////

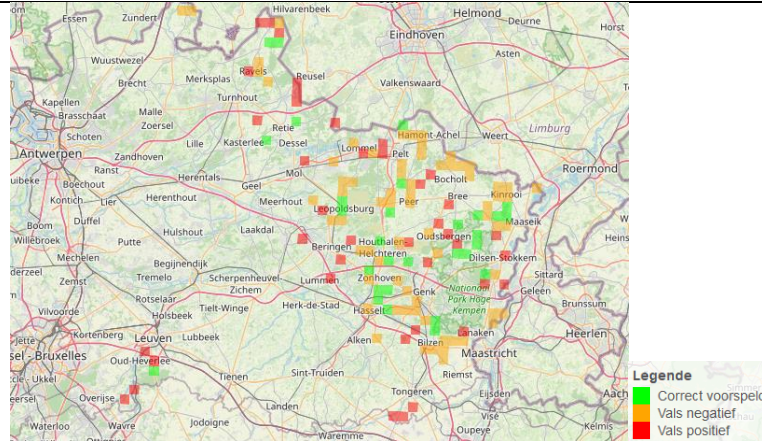
Bijlage 2: Geografische spreiding van correct voorspelde aanwezigheid, vals negatieve en vals positieve voorspellingen voor validatie op pixelniveau voor de startpopulatie op basis van exacte pixels en op basis van optimaal habitat.



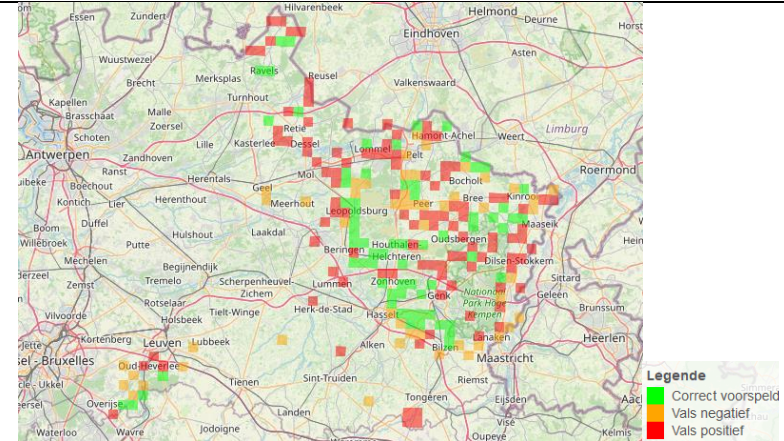


# STARTLOCATIE: OPTIMAAL HABITAT

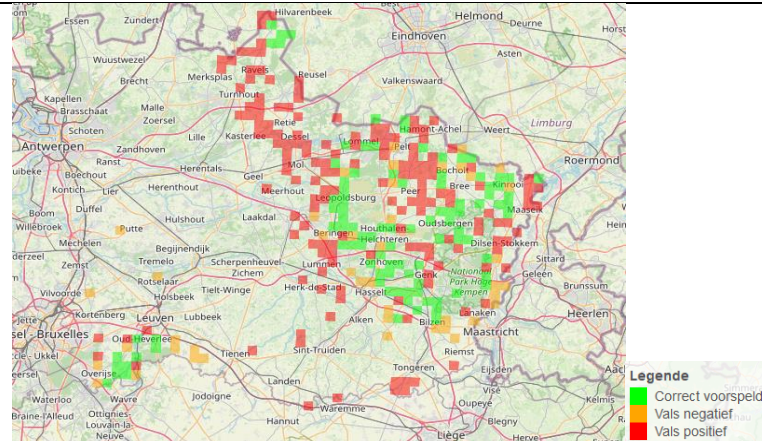
2017



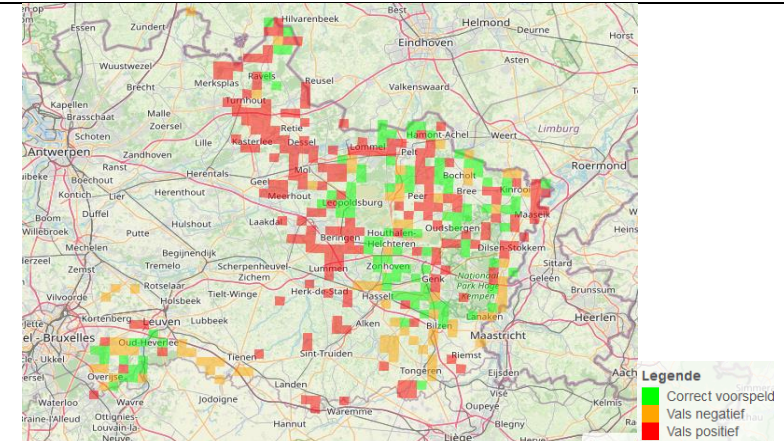
2018



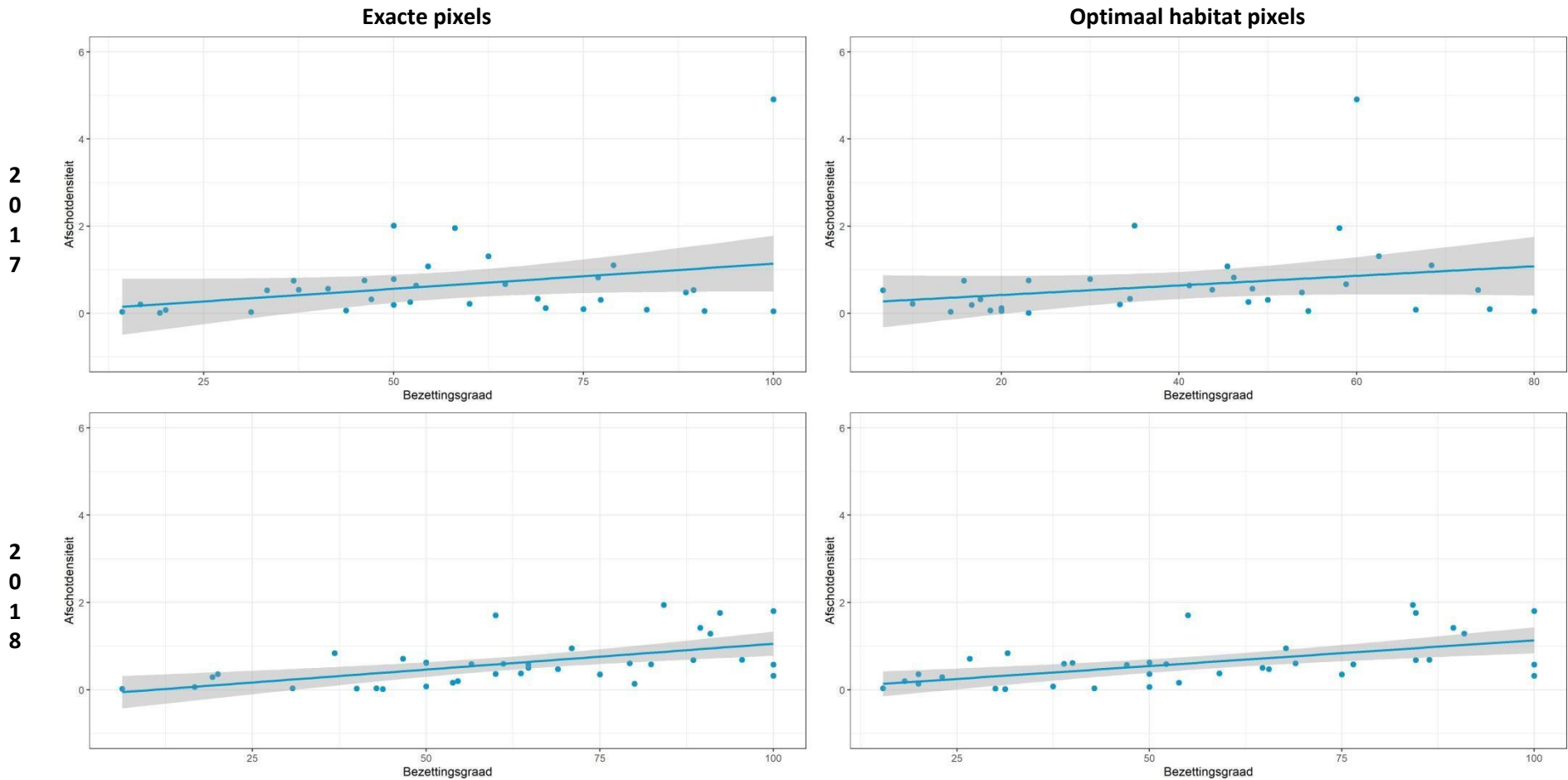
2019



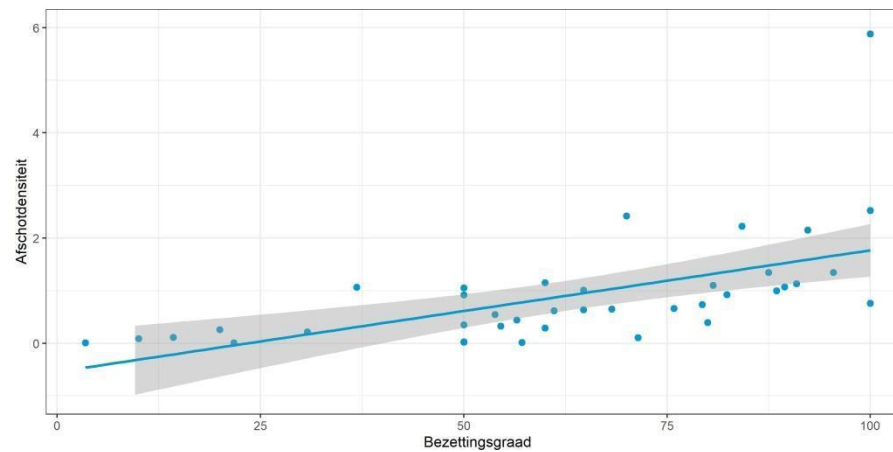
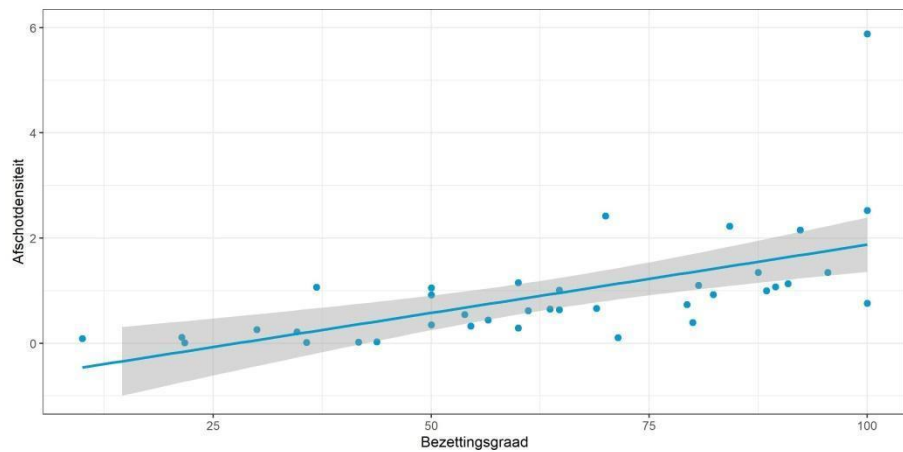
2020



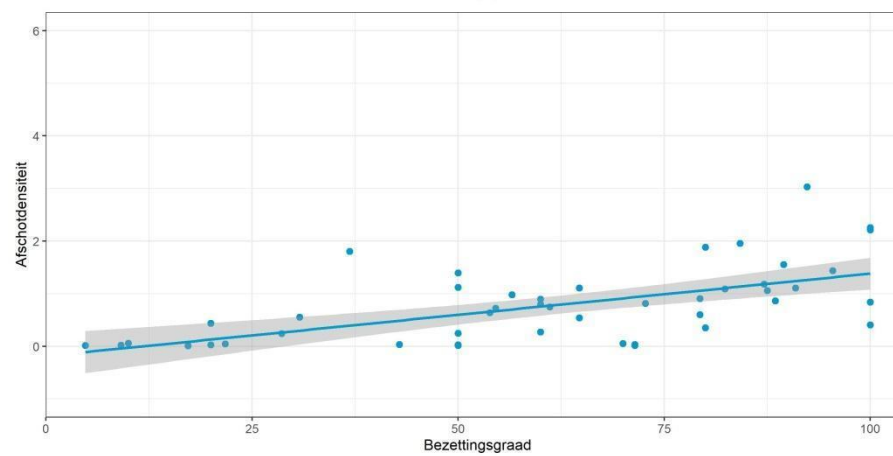
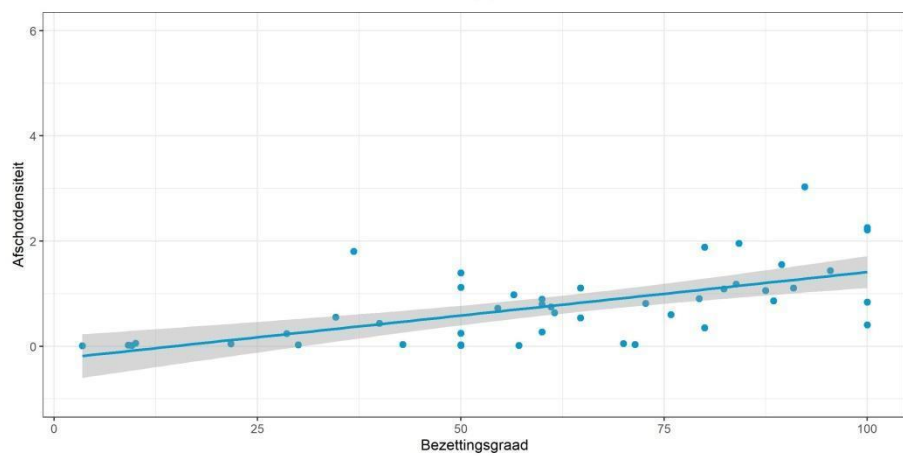
Bijlage 3: Relatie tussen afschotdensiteit en bezettingsgraad per gemeente op basis van de startpopulatie met exacte pixels en de startpopulatie met optimaal habitat pixels.



2  
0  
1  
9



2  
0  
2  
0



////////////////////////////////////

Bijlage 4: Waarschijnlijkheid van verpreiding per gemeente voor startlocatie op basis van exacte pixels (Model Exacte Pixels) en op basis van optimaal habitat pixels (Model Optimaal Habitat). Ook het potentieel risico op AVP-uitbraak per gemeente wordt weergegeven voor beide startlocaties. \*GAV = Geen aanwezigheid voorspeld

Gemeente	Model Exacte Pixels	Model Optimaal Habitat	AVP risico Exacte Pixels	AVP risico Optimaal Habitat
Aarschot	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Geetbets	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Haacht	0-10 %	GAV	Laag	Laag
Halen	0-10 %	10-25 %	Laag	Laag
Heers	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Herentals	0-10 %	10-25 %	Laag	Laag
Herk-de-Stad	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Herselt	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Holsbeek	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Kasterlee	0-10 %	25-50 %	Gemiddeld	Gemiddeld
Kortenaken	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Kortenbergh	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Lille	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Lubbeek	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Nieuwerkerken	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Riemst	0-10 %	0-10 %	Gemiddeld	Gemiddeld
Scherpenheuvel-Zichem	0-10 %	10-25 %	Laag	Laag
Sint-Genesius-Rode	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Sint-Truiden	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Vorselaar	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Westerlo	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Zoutleeuw	0-10 %	0-10 %	Laag	Laag
Diest	10-25 %	25-50 %	Laag	Gemiddeld
Gingelom	10-25 %	0-10 %	Laag	Laag
Hoeilaart	10-25 %	10-25 %	Laag	Laag
Laakdal	10-25 %	25-50 %	Laag	Gemiddeld
Leuven	10-25 %	10-25 %	Laag	Laag
Merkplas	10-25 %	25-50 %	Gemiddeld	Gemiddeld
Olen	10-25 %	10-25 %	Laag	Laag
Rotselaar	10-25 %	GAV	Laag	Verwaarloosbaar
Tessenderlo	25-50 %	25-50 %	Gemiddeld	Gemiddeld
Turnhout	25-50 %	50-100 %	Gemiddeld	Hoog
Beerse	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Bekkevoort	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Bonheiden	GAV	0-10 %	Laag	Laag
Duffel	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Hulshout	GAV	0-10 %	Laag	Laag
Keerbergen	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Lier	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Mechelen	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Sint-Katelijne-Waver	GAV	0-10 %	Verwaarloosbaar	Laag
Vosselaar	GAV	10-25 %	Laag	Laag

////////////////////////////////////