









**Vlaanderen**  
is wetenschap

# Populatieonderzoek en beheervisie voor de vuursalamander in Vlaanderen

Jeroen Speybroeck, Karen Cox, Loïc van Doorn, An Van Breusegem, Daan Van Eenaeme,  
Toon Van Daele

INSTITUUT  
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

**Auteurs:**

Jeroen Speybroeck , Karen Cox , Loïc van Doorn , An Van Breusegem , Daan Van Eenaeme , Toon Van Daele 

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

**Reviewers:**

Johan Auwerx

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

[vlaanderen.be/inbo](https://vlaanderen.be/inbo)

**e-mail:**

[jeroen.speybroeck@inbo.be](mailto:jeroen.speybroeck@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Speybroeck J, Cox K, van Doorn L, Van Breusegem A, Van Eenaeme D, Van Daele T (2024).

Populatieonderzoek en beheervisie voor de vuursalamander in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (60). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: [doi.org/10.21436/inbor.115786497](https://doi.org/10.21436/inbor.115786497)

**D/2024/3241/443**

**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (60)**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Hilde Eggermont

**Foto cover:**

Vuursalamander © Frank Deschandol

**Dit onderzoek werd uitgevoerd:**

in opdracht van Agentschap Natuur en Bos.

**AGENTSCHAP  
NATUUR & BOS**



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

**POPULATIEONDERZOEK EN BEHEERVISIE VOOR  
DE VUURSALAMANDER IN VLAANDEREN**

**Jeroen Speybroeck, Karen Cox, Loïc van Doorn, An Van Breusegem, Daan Van Eenaeme, Toon Van Daele**

<http://doi.org/10.21436/inbor.115786497>

## Dankwoord

We danken Koen Steenhoudt (Raspaillebos), Gert Vanautgaerden (Meerdaalwoud), Frank Pasmans en An Martel (Hallerbos) en Bert Vandebosch (Montenakenbos) voor het nemen van DNA-stalen. Ook danken we David Halfmaerten voor het ontwikkelen van nieuwe microsatellietmerkers voor vuursalamander en Sabrina Neyrinck voor het helpen uittesten en helpen selecteren van een goed bruikbare set van merkers.

Leni Lammens en collega's (onderzoeksgroep Wildlife Health Ghent, UGent) verzamelden en leverden vangst-hervangstgegevens voor Longkruidbosje Ladeuze, Eeckhoutbos en Plaatsbeek (Kollebroeken).

Natuurpunt leverde het gros van de verspreidingsgegevens. Talrijke vrijwilligers van Natuurpunt voeren de monitoring uit in het kader van het meetnet.

Frederik Van Den Eeckhout, Elke Roels en Jochen Dewitte verrichtten veldwerk en gegevensinvoer. Koen Steenhoudt verrichtte het veldwerk in de populatie van het Raspaillebos. Frank Huysentruyt, Yasmine Verzelen, Bas Speybroeck, Lili Speybroeck en Gwen Declerck assisteerden bij het veldwerk.

Dank aan collega Johan Auwerx voor het nalezen.

## Samenvatting

Gezien de status als prioritaire soort voor het Vlaams natuurbeleid en door de ernstige dreiging van een dodelijke schimmelziekte, is er nood aan beleidsondersteunend onderzoek rond de Vlaamse vuursalamanderpopulaties. Het Agentschap voor Natuur en Bos gunde daartoe een onderzoeksopdracht aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

In het **inleidend hoofdstuk** geven we het plan van aanpak van deze studie weer en geven we een bespreking van verspreiding en ecologie van de soort.

In het tweede hoofdstuk rapporteren we **nieuw onderzoek** geleverd in het kader van de onderzoeksopdracht.

- In 14 Vlaamse populaties onderzochten we zones met gekende hoge en lage dichtheid aan salamanders om na te gaan welke habitatkenmerken gepaard gaan met hoge dichtheden aan salamanders. Lage hellingsgraad (in samenhang met beschikbaarheid van traag afbrekend humus), aanwezigheid van microreliëf en beschikbaarheid van geschikte voortplantingswateren treden hieruit naar voor als belangrijke elementen.
- We voerden genetisch onderzoek uit in zowat alle Vlaamse populaties om de genetische structuur, diversiteit, connectiviteit en effectieve populatiegrootte te onderzoeken. Vooral de populaties uit de oostelijke Vlaamse Ardennen scoren goed inzake diversiteit en connectiviteit.
- We verrichtten vangst-hervangstonderzoek in 16 populaties om de abundantie aan salamanders te bepalen en de populatiesamenstelling en het voortplantingssucces te onderzoeken. Hoewel lokale dichtheden gaan tot meer dan 1000 adulte dieren per hectare en daarmee hoger zijn dan wat eerder voor de soort gepubliceerd werd, zijn andere populaties (zeer) klein.
- Tot slot onderzochten we individuele groei binnen één populatie waarvan meerjarige gegevens beschikbaar zijn en brachten deze variabele in verband met de variatie in de jaarlijkse weersomstandigheden. Groei wordt negatief beïnvloed door droogte en temperaturen die hoger liggen dan gemiddeld.

In het derde hoofdstuk wendden we de beschikbare kennis, voorheen beschikbaar alsook hier nieuw gerapporteerd, aan om een **beheerrichtlijn** op te stellen, waarin we algemene richtlijnen, site-specifieke informatie en mogelijkheden van translocatie belichtten, waarbij we onderscheid maken tussen ex situ en in situ mogelijkheden.

## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Op basis van onderzochte adulte dichtheden, genetische diversiteit, habitatkwaliteit en ecologische kennis zijn richtlijnen opgesteld voor de Vlaamse vuursalamanderpopulaties.

De richtlijnen zijn onderverdeeld in een beheerrichtlijn, site-specifieke richtlijnen en een translocatieplan. In de beheerrichtlijn worden de knelpunten en beheernoden besproken van het water- en landhabitat. De site-specifieke richtlijnen incorporeren populatie-, genetische en habitatkwaliteitscriteria om tot een aangepast beheer- en translocatieadvies per populatie te komen. Daarnaast wordt ook een prioritering van alle Vlaamse populaties opgesteld. In het translocatieplan wordt dieper ingegaan op de genetische aspecten van de verschillende types translocaties relevant voor de vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen.

De vuursalamander is een soort die in Vlaanderen voorkomt in oude bossen van het type 9120, 9130 en 9160. Deze bossen worden in veel gevallen gekenmerkt door gelijkjarige boombestanden, een gevolg van het historische hooghoutbeheer. Natuurbeheer is in deze bossen gericht op het verkrijgen van natuurstreefbeeld in een gunstige staat voor de aanwezige habitattypes. Hiervoor wordt ingezet op het realiseren van ongelijkjarige gemengde loofwouden met een diverse ondergroei. Voor de vuursalamander is het van belang dat de bosvorming geleidelijk aan gebeurt om het bosklimaat niet te beïnvloeden. Het bufferende bosklimaat (met 'coldspots') is van belang. Hoge temperaturen hebben een aangetoond negatief effect op de groei en mortaliteit. Daarnaast is ook het behoud van een traag verteerbare strooisellaag waar de dieren zich in kunnen graven volgens hun vereiste temperatuur- en vochtgradiënt belangrijk. Knelpunten voor het landhabitat zijn voornamelijk terug te vinden bij ingrijpende beheermaatregelen, verdroging, bosexploitatie en nutriënteninfluxen (stikstof en fosfor).

De grootste populaties van vuursalamanders worden teruggevonden in bossen met een hoge beschikbaarheid aan geschikte voortplantingswateren. Rond de voortplantingswateren worden de hoogste densiteiten aan adulten teruggevonden in het landhabitat. Geschikt water- en landhabitat behouden in deze zones verdient dan ook de hoogste prioriteit. Een zonering in beheeringrepen kan het best vertrekken vanuit de waterhabitats en omliggende zones geschikt landhabitat, om deze te vrijwaren van omvormingsbeheer, bosexploitatie of andere ingrijpende beheermaatregelen. Verankering hiervan in het beheerplan wordt aangeraden.

Kwaliteit en kwantiteit van waterhabitat is van prioritair belang voor het verkrijgen en beheren van gezonde vuursalamanderpopulaties. Geschikte waterhabitat ligt altijd ingebed in de landhabitat. Momenteel is waterhabitat in de meeste populaties een limiterende factor en bijkomende aanleg ervan één van de belangrijkste beheeringrepen. Knelpunten rond waterhabitats hebben een groot effect op de populatie. Erosie, verdroging en instroming van overtollig (vervuild/nutriëntenrijk) water komen met een veranderend klimaat meer voor. Beheer van waterhabitats wordt dan ook best uitgevoerd met oog op zowel het verhogen van het aantal waterhabitats als het mitigeren van deze knelpunten. Het aanleggen van bospoelen, plaatsen van stuwen op (bron)beken, hermeanderen/dekanaliseren van beken, aanleggen van omleidingsgrachten en het vernatten van bossen zijn geschikte ingrepen die synergetisch kunnen werken naar kwantiteit en knelpunten toe. Erosie en instroming kunnen gereduceerd worden door mantel-zoomvegetaties en bufferstroken aan de bosrand te voorzien.

De site-specifieke richtlijnen zijn per populatie uitgewerkt. Op basis van de score voor populatiedensiteit, genetische diversiteit (gebaseerd op verschillende parameters) en habitatkwaliteit is een prioritering van de gekende vuursalamanderpopulaties gemaakt.

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

Vijfentwintig van de vijfenveertig populaties scoren slecht op minstens één van de drie criteria. De individuele scores worden vertaald in de site-specifieke richtlijnen en gekoppeld aan beheeringrepen.

In het translocatieplan worden vier verschillende translocatietypes besproken. Van het grootste belang voor het slagen van een translocatie is dat de habitat in het doelgebied hoogkwalitatief is. Voor elk van deze translocaties kan gekozen worden voor een ex situ kweek of een in situ aanpak. Ex situ kweek van vuursalamander is een beproefde methode die ook binnen het kader van de voorliggende studie getest en geoptimaliseerd is binnen de faciliteiten van het INBO. Gezien Vlaanderen nog beschikt over voldoende gezonde bronpopulaties geniet een goedkopere in situ benadering (waarbij volwassen dieren worden verplaatst en vrijgelaten door middel van een "soft release") echter de voorkeur.

Na translocatie is monitoring van de populatie noodzakelijk.

#### 1. Translocatie in het geval van een Bsal-uitbraak in Vlaanderen

*Batrachochytrium salamandrivorans*, kortweg Bsal, een schimmelziekte die een grote impact heeft op (vuur)salamanderpopulaties in Europa is moeilijk in situ te bestrijden. We adviseren de resterende individuen na ontsmetting en quarantaine via een ex situ kweekstap te transloceren naar (voormalige) geschikte leefgebieden. Indien niet voldoende individuen gevonden kunnen worden en/of de getroffen populatie genetisch een lage diversiteit heeft, kan de translocatie uitgevoerd worden samengaand met een genetische bijplaatsing (zie hieronder).

#### 2. Herintroductie in voormalige leefgebieden

Er zijn historisch gedocumenteerde populaties uitgestorven in Vlaanderen, sommige daarvan met een effect op het Vlaamse areaal van de soort (met name het Heuvelland en de Voerstreek). Daarnaast zijn er tal van onbezette leefgebieden binnen het huidige areaal die potentieel geschikt zijn. Bronpopulaties voor herintroductie kunnen door Bsal getroffen populaties zijn, maar ook (een mengeling van) de genetisch gezondste Vlaamse populaties.

#### 3. Genetische bijplaatsing

In de huidige Vlaamse context en op basis van het genetisch onderzoek blijkt dat er verschillende populaties geïsoleerd zijn en een lage genetische diversiteit vertonen. Bijplaatsing kan hier soelaas bieden. Om de lokale genetische structuur niet te overspoelen met individuen wordt best gebruikgemaakt van materiaal van genetisch diverse bronpopulaties (die, zoals mag blijken uit de resultaten van deze opdracht, binnen Vlaanderen toereikend beschikbaar zijn). De vereiste aantallen liggen lager dan bij de andere translocatietypes, omdat slechts een beperkte kwantiteit aan in te brengen materiaal/dieren kan volstaan om de genetische diversiteit van de ontvangende doelpopulatie significant op te krikken.

#### 4. Geassisteerde herkolonisatie

In sommige bossen/boscomplexen is het habitat toereikend maar slaagt de aanwezige populatie er niet in zich over het volledige oppervlak geschikt leefgebied te verspreiden. Om op termijn een functionele metapopulatie, die genetisch gezond en veerkrachtig is, te bekommen, is translocatie naar niet bezette bosdelen een optie. Hiervoor kunnen preferentieel individuen van de reeds aanwezige populatie(s) (indien genetisch voldoende divers) gebruikt worden.



## English abstract

Given its status as priority species for Flemish nature policy and the context of a severe fungal disease threat, policy-supporting research on the Flemish fire salamander *Salamandra salamandra* populations is required. Therefore, the Agency for Nature and Forest (ANB) granted a research project to the Research Institute for Nature and Forest (INBO).

The **introductory chapter** describes the approach and outline of the study, and discusses the available knowledge on distribution and ecology of the species in Flanders.

In the second chapter, we present the **novel research output** obtained within the framework of this study.

- Habitat characteristics were quantified in zones of known high and low salamander density in 14 Flemish salamander populations. Slopes with low incline (associated with the presence of an ample layer of slowly decomposing leaf litter), the presence of small-scale variation in (micro)slopes and, above all else, the presence of suitable water habitat are highlighted as key habitat features.
- DNA sampling was conducted across all Flemish populations to elucidate genetic structure and diversity, connectivity and effective population size. High scores for both diversity and connectivity are most clear in populations from the Flemish Ardennes.
- Capture-mark-recapture research was carried out in 16 populations in order to determine salamander abundance, demography and reproductive success. While local density attains more than 1000 individuals per hectare and are thus higher than any value published for the species so far, other populations are (very) small.
- Long-term data of one population was used to model survival and growth and relate these variables with annual weather variation. Both are negatively impacted by drought and above average temperatures.

The third and final chapter uses the accumulated knowledge and research results to draw up a **management guideline**, containing general directives, as well as site-specific details. The quality and quantity of aquatic habitats are of paramount importance for establishing and managing healthy fire salamander populations. Suitable aquatic habitats are always embedded within terrestrial habitats. Currently, aquatic habitats are a limiting factor for most populations, making their creation one of the most critical management interventions. Challenges related to aquatic habitats have a significant impact on populations. Issues such as erosion, drought, and the inflow of excess water (polluted or nutrient-rich) are becoming more prevalent due to climate change. Managing aquatic habitats is therefore best approached with a dual focus: increasing the number of aquatic habitats and mitigating these challenges. Measures such as creating forest ponds, installing weirs in (spring-fed) streams, re-meandering or de-channelizing streams, constructing bypass ditches, and rewetting forests are effective interventions that can synergistically address quantitative requirements and challenges. Erosion and nutrient and sediment inflow can be reduced by providing edge vegetation and buffer strips at the forest border.

The final chapter ends with an investigation of potential **translocation** (such as assisted gene flow or genetic rescue, reintroduction and assisted recolonisation). The success of any translocation critically depends on the presence of high-quality habitat in the target area. For each of these translocations, either an ex situ breeding approach or an in situ method can be chosen. Ex situ breeding of fire salamanders is a proven technique that has been tested and





optimized within the facilities of INBO as part of this study. However, given that Flanders still has sufficient healthy source populations, a more cost-effective in situ approach—where adult animals are relocated and released through a “soft release” method—is preferred.



## Inhoudstafel

Dankwoord.....	2
Samenvatting.....	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid.....	4
English abstract.....	6
Lijst van figuren.....	12
Lijst van tabellen.....	18
1 Inleiding.....	20
1.1 Plan van aanpak van deze studie.....	20
1.2 Soortbeschrijving.....	20
1.2.1 Systematiek.....	20
1.2.2 Kenmerken.....	20
1.2.3 Verspreiding.....	27
1.2.4 Habitat.....	31
1.2.4.1 Landhabitat.....	31
1.2.4.2 Waterhabitat.....	34
1.2.5 Levenswijze.....	39
1.2.5.1 Activiteit en activiteitsgraad.....	39
1.2.5.2 Voedsel, predatie en afweer.....	40
1.2.5.3 Levensloop en jaarcyclus.....	43
1.2.6 Aantallen, dichtheden en populatiesamenstelling.....	50
1.2.7 Bescherming en bedreigingen.....	51
2 Onderzoek.....	54
2.1 Habitatkenmerken en beheerinventarisatie.....	56
2.1.1 Habitatkenmerken.....	56
2.1.1.1 Inleiding.....	56
2.1.1.2 Materiaal en methode.....	56
2.1.1.3 Resultaten en discussie.....	61
2.1.1.3.1 Hellingsgraad.....	61
2.1.1.3.2 Microreliëf.....	61
2.1.1.3.3 Waterbeschikbaarheid.....	62
2.1.1.3.4 Waterkenmerken.....	63
2.1.2 Beheerinventarisatie.....	63
2.1.2.1 Materiaal en methode.....	64
2.1.2.2 Resultaten en discussie.....	64
2.2 Genetisch onderzoek.....	68



2.2.1	Inleiding.....	68
2.2.2	Materiaal en methodes.....	68
2.2.2.1	Staalname.....	68
2.2.2.1.1	Periode 2010-2011.....	68
2.2.2.1.2	Periode 2017-2018 en 2020.....	68
2.2.2.2	DNA-extractie en genotypering.....	69
2.2.2.3	Dataverwerking.....	69
2.2.2.3.1	Hervangsten en nauwe verwanten.....	69
2.2.2.3.2	Beoordeling microsatellieten.....	70
2.2.2.3.3	Genetische structuur.....	70
2.2.2.3.3.1	Niveau Vlaanderen.....	70
2.2.2.3.3.2	Regionaal niveau.....	70
2.2.2.3.3.2.1	Vlaamse Ardennen.....	71
2.2.2.3.3.2.2	Makegemse bossen.....	71
2.2.2.3.4	Connectiviteit.....	71
2.2.2.3.5	Genetische diversiteit.....	72
2.2.2.3.6	Effectieve populatiegrootte.....	72
2.2.3	Resultaten.....	74
2.2.3.1	Hervangsten en nauwe verwanten.....	74
2.2.3.2	Beoordeling microsatellieten.....	74
2.2.3.3	Genetische structuur.....	75
2.2.3.3.1	Niveau Vlaanderen.....	75
2.2.3.3.2	Regionaal niveau.....	81
2.2.3.3.2.1	Vlaamse Ardennen.....	81
2.2.3.3.2.2	Makegemse bossen.....	82
2.2.3.4	Connectiviteit.....	83
2.2.3.4.1	Vlaamse Ardennen.....	83
2.2.3.4.2	Makegemse bossen.....	86
2.2.3.5	Genetische diversiteit.....	87
2.2.3.6	Effectieve populatiegrootte.....	89
2.2.4	Discussie.....	94
2.2.4.1	Genetische structuur en connectiviteit.....	94
2.2.4.2	Genetische variatie.....	95
2.2.4.3	Effectieve populatiegrootte en bottlenecks.....	96
2.3	Populatiemodellering en demografie.....	98
2.3.1	Inleiding.....	98

2.3.2	Materiaal en methode .....	99
2.3.2.1	Veldwerk .....	99
2.3.2.2	Gegevensverwerking.....	100
2.3.2.3	Analyse .....	101
2.3.3	Resultaten en discussie .....	103
2.3.3.1	Algemeen .....	103
2.3.3.2	Populatiegrootte en densiteit .....	106
2.3.3.3	Demografie en rekrutering.....	112
2.3.3.4	Individuele groei.....	118
3	Beheerrichtlijn.....	120
3.1	Beheerrichtlijn.....	121
3.1.1	Landhabitat .....	121
3.1.1.1	Basisbeheer van de landhabitat.....	122
3.1.1.2	Knelpunten en toegespitst beheer.....	123
3.1.1.3	Timing van beheer.....	125
3.1.1.4	Samenvatting landhabitat.....	125
3.1.2	Waterhabitat .....	125
3.1.2.1	Basisbeheer van de waterhabitat.....	128
3.1.2.2	Knelpunten en toegespitst beheer.....	128
3.1.2.3	Timing van beheer.....	136
3.1.2.4	Samenvatting waterhabitat.....	136
3.1.3	Knelpunten op landschapsschaal.....	137
3.2	Site-specifieke richtlijnen en prioritering.....	138
3.2.1	Methodiek.....	138
3.2.2	Prioritering van de sites .....	140
3.2.3	Bespreking per populatie .....	142
3.2.3.1	Bos Terriest (BTR).....	142
3.2.3.2	Brakelbos (BRA).....	143
3.2.3.3	Brouwierbos (Gerrebroekbos) (BRO).....	144
3.2.3.4	Buggenhoutbos (BUG).....	145
3.2.3.5	't Burreken (BUR) en Ganzenberg (GAN) .....	146
3.2.3.6	Eckhoutbos (EEK) en Longkruidbosje Ladeuze (LBL).....	147
3.2.3.7	Elenebos/Spijkerbos (SPI) en Paapschure Noord (PAA).....	148
3.2.3.8	Hallerbos (HAL).....	149
3.2.3.9	Hauwstraat/Hul/Kanakkendries (Hauwstraat/Kanakkendries = KAN, Hul/Wolvenberg/Kanakkendries = WOL).....	150
3.2.3.10	Hayesbos/Buistemberg (HAY) en Bois de la Louvière/Livierenbos (LOU). 151	151



3.2.3.11	Heynsdaele (HEY) .....	152
3.2.3.12	Hoog Deurne/Tombeke (HOO).....	153
3.2.3.13	Hotond/Ingelbos/Wittentak (HOT) .....	154
3.2.3.14	Kasteel van Horst/De Vijvers (KVH).....	155
3.2.3.15	Kluisbos (KLU).....	156
3.2.3.16	Kravaalbos (KRA) .....	157
3.2.3.17	Lembeekbos (LEM) .....	158
3.2.3.18	Makegemse bossen (Luisdonkbos/Nerenbos (LDB), Bruinbos (BRU), Makegembos/Harentbeekbos (HBB), Heilig Geestgoed (HGG), Makenbos (MAK)) .....	159
3.2.3.19	Meerdaalwoud (Mollendaalbos) (MDW) .....	160
3.2.3.20	Montenakenbos (MON) en Zoot (ZOO).....	161
3.2.3.21	Muziekbos (MUZ) en Rubbrechtsbank/Bosheide .....	162
3.2.3.22	Parikebos (PRI) .....	163
3.2.3.23	Parkbos/Uilenbroek (PAR).....	164
3.2.3.24	Perlinkvallei, Sint-Blasius-Boekel (SBB) .....	165
3.2.3.25	Plaatsbeek/Bos De Kollebroeken (PLA).....	166
3.2.3.26	Pyreneeën/Ter Guchten (PYR) .....	167
3.2.3.27	Raspaillebos/Karkoolbos/Moerbekebos (RAS) .....	168
3.2.3.28	Smetledebos (SME) .....	169
3.2.3.29	Steenbergbos (STE) en Fayte (FAY) .....	170
3.2.3.30	Trimpont (TRI) en Kapellenbos/Terkleppebeek (KAP) .....	171
3.2.3.31	Recent ontdekte populaties .....	172
3.3	Translocatieplan .....	173
3.3.1	Translocatie in verschillende contexten.....	173
3.3.2	Bronlocaties.....	176
3.3.3	Kweek en uitzet .....	177
3.3.3.1	Ex situ kweek .....	177
3.3.3.2	In situ kweek.....	179
3.3.4	Habitatgeschiktheidscriteria .....	181
3.3.5	Monitoring.....	181
4	Aanvullend onderzoek .....	183
	Referenties .....	185
	Bijlage .....	193



## Lijst van figuren

<b>Figuur 1</b> Vuursalamanderlarve – © Koen Steenhoudt.	21
<b>Figuur 2</b> Vuursalamanderlarven, waaronder dieren met uitgebreid zich ontwikkelend geel pigment – © Koen Steenhoudt.	21
<b>Figuur 3</b> Lengte-frequentieverdeling van alle salamanderobservaties, gemeten in 16 Vlaamse populaties in het kader van het luik populatiegrootte en densiteit (zie 2.3).	22
<b>Figuur 4</b> Vrouwtje (links) en mannetje vuursalamander.	23
<b>Figuur 5</b> Normaal en oranje gepigmenteerde vuursalamandermannetjes.	23
<b>Figuur 6</b> Vuursalamandervrouwtje met rode onderzijde; geen ziektebeeld, maar kleurafwijking.	24
<b>Figuur 7</b> Mannetje met uitzonderlijk hoog pigmetaandeel – © Bert Vandebosch.	24
<b>Figuur 8</b> Juvenile vuursalamanders. Juvenile dieren hebben vaak een hoog pigmetaandeel dat meestal reduceert met de leeftijd.	25
<b>Figuur 9</b> Cloaca van mannelijke vuursalamanders – © Koen Steenhoudt.	26
<b>Figuur 10</b> Cloaca van vrouwelijke vuursalamanders – © Koen Steenhoudt.	26
<b>Figuur 11</b> Areeal van de vuursalamander (rood) en Corsicaanse vuursalamander <i>Salamandra corsica</i> (blauw) (uit: Speybroeck et al. 2016). De soort komt niet buiten Europa voor.	27
<b>Figuur 12</b> Verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster; aanwezigheid van de soort aangegeven als rode cellen. Gegevens: Natuurpunt. Waarnemingen van ontsnapte en losgelaten dieren werden verwijderd, om enkel de natuurlijke, zich voortplantende populaties weer te geven.	28
<b>Figuur 13</b> Verspreiding van vuursalamander in de Vlaamse Ardennen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster (rood - gegevens: Natuurpunt) in combinatie met Natura2000-gebieden (groen).	28
<b>Figuur 14</b> Verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster (zwart - gegevens: Natuurpunt) gecombineerd met enkele relevante N2000-habitattypes.	31
<b>Figuur 15</b> Landhabitat met bronbeek (Makegemse Bossen, Merelbeke). Voldoende schuilmogelijkheid onder de vorm van holtes tussen boomwortels, dood hout en een dik pakket traag afbrekende bladeren primeert op de nood aan ondergroei.	32
<b>Figuur 16</b> Holtes tussen de wortels van beuken fungeren vaak als schuilplaats (Makegemse Bossen, Merelbeke).	33
<b>Figuur 17</b> Vuursalamandermannetje bij het verlaten van zijn schuilplaats aan de voet van een knotwilg bij het begin van de nacht.	34
<b>Figuur 18</b> Bronbeek (Kapellenbos, Brakel).	34
<b>Figuur 19</b> Bospoel (Heilig Geestgoed, Merelbeke - februari en juni 2021).	35
<b>Figuur 20</b> Door kwel gevoede permanente poel (Kluisbos, Kluisbergen). Waterpermanentie laat toe dat een deel van de (laat) afgezette larven in het water kan overleven en vervolgens pas na de zomer of in de daarop volgende lente aan land kan gaan.	35
<b>Figuur 21</b> Tractorspoor met nagenoeg jaarlijkse larvenafzet (Makegemse Bossen, Merelbeke). Hoewel dit soort ondiepe watertjes meestal vroegtijdig droogvalt, zijn ze cruciaal in sommige populaties met beperkt wateraanbod en vormen ze een voortplantingsbonus in andere.	36





	eerste twee principale componenten worden hier weergegeven. De verschillende locaties zijn aangeduid in verschillende kleuren en met de locatiecode als centroïde van de populatiecluster.	75
<b>Figuur 51</b>	Schattingen van genetische samenstelling van de bemonsterde vuursalamanders in Vlaanderen bepaald met de <i>snappclust</i> methode. Per locatie is een staafdiagram gegeven. De 20 clusters hebben elk een andere kleur.	77
<b>Figuur 52</b>	Bayesiaanse individuele clustering resultaten verkregen met de BAPS software weergegeven als een staafdiagram per locatie. De 20 clusters worden met verschillende kleuren weergegeven.	78
<b>Figuur 53</b>	Genetische differentiatie, (A) $D_{EST}$ en (B) $F_{ST}$ , tussen populaties van vuursalamander. De waarden worden weergegeven volgens een kleurschaal in de legende. Wanneer de 90 % betrouwbaarheidsintervallen nul bevatten, wordt dit met een ster (*) aangeduid.	80
<b>Figuur 54</b>	Resultaten van de spatiale clustering van individuen binnen de Vlaamse Ardennen verkregen met de BAPS software en weergegeven als een staafdiagram per locatie. De acht clusters worden met verschillende kleuren weergegeven.	81
<b>Figuur 55</b>	Correlogram van de analyse van spatiale autocorrelatie (gemiddelde Moran's $I$ met standaarddeviatie) over verschillende afstandsklassen tussen individuen binnen de populaties van de Vlaamse Ardennen (VA, zwart), de oostelijke populaties van de Vlaamse Ardennen (VA Oost, blauw) en de Westelijke populaties (VA West, rood). Voor elk gebied werd het patroon voor alle individuen samen bepaald (volle lijn), alsook per geslacht (vrouwtjes met stippellijn en mannetjes met een streepjeslijn). Significante spatiale autocorrelatie werd aangeduid met punten, niet-significante met cirkels.	82
<b>Figuur 56</b>	Correlogram van de analyse van spatiale autocorrelatie (gemiddelde Moran's $I$ met standaarddeviatie) over verschillende afstandsklassen tussen individuen binnen de populaties van de Makegemse bossen. Voor alle individuen samen wordt weergegeven met een volle lijn, voor vrouwtjes met stippellijn en voor mannetjes met een streepjeslijn. Significante spatiale autocorrelatie werd aangeduid met punten, niet-significante met cirkels.	83
<b>Figuur 57</b>	<i>ResDisMapper</i> resultaten voor de vuursalamanders in de Vlaamse Ardennen. Weerstand is berekend gebruik makend van de afstammingscoëfficiënt als genetische afstand onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 6 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer. Natura200	85
<b>Figuur 58</b>	<i>ResDisMapper</i> resultaten voor de vuursalamanders in de Vlaamse Ardennen. Weerstand is berekend gebruik makend van de absolute genetische afstand van Provesti onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 6 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer.	85





<b>Figuur 59</b> <i>ResDisMapper</i> resultaten voor de vuursalamanders in de Makegemse bossen. Weerstand is berekend gebruik makend van de absolute genetische afstand van Provesti onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 1 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer.	87
<b>Figuur 60</b> Geografische weergave van het niveau van de verwachte heterozygositeit in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.	88
<b>Figuur 61</b> Geografische weergave van het niveau van de allelische rijkdom in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.	89
<b>Figuur 62</b> Geografische weergave van het niveau van ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval (LL BI) van $LD_{N_e}$ in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Deze wordt enkel weergegeven als er ook een eindige puntschatting is. Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.	90
<b>Figuur 63</b> Geografische weergave van $SA_{N_e}$ in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Deze wordt enkel weergegeven als er ook een eindig betrouwbaarheidsinterval is. Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.	91
<b>Figuur 64</b> Densiteit van volwassen salamanders zoals geteld in het monitoringsmeetnet (2016-2024), gesorteerd volgens dalend gemiddeld aantal per 100 meter. BRA: Brakelbos; BRO: Brouwierbos; BRU: Bruinbos; BTR: Bos Terrijst; BUD: Buggenhoutbos Doorselaer; BUG: Buggenhoutbos noord; BUK: Buggenhoutbos noord Krokkebaas; BUR: 't Burreken; BUW: Buggenhoutbos west; BUZ: Buggenhoutbos zuid; EEK: Eeckhoutbos; HAL: Hallerbos; HAY: Hayesbos; HEY: Heynsdaele; HGG: Heilig Geestgoed; HOO: Hoog Deurne - Tombele; HOT: Hotond; KAN: Hauwstraat & Hul/Kanakkendries; KAP: Kapellenbos; KLU: Kluisbos; KRA: Kravaalbos; KVH: Kasteel van Horst; LBL: Longkruidbosje Ladeuze; LDB: Nerenbos & Luisdonk; LEM: Lembeekbos; MAK: Makenbos; MDW: Meerdaalwoud (Mollendaalbos); MON: Montenakenbos; MUZ: Muziekbos; PAR: Parkbos; PLA: Plaatsbeek (Bos de Kollebroeken); PRI: Parikebos; PYR: Pyreneeën (Ter Guchten); RAS: Raspaillebos; SBB: Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel); SME: Smetledebos; SPI: Elenebos (Spijkerbos); STE: Steenbergbos; TRI: Trimpont; ZON: Zoniënwood, ZOO: Zoot.	98
<b>Figuur 65</b> Voorbeeld van koppelen van nieuwe waarneming (links) aan de recentste voorafgaande waarneming van hetzelfde individuele dier met ManderMatcher (Speybroeck & Steenhoudt, 2017).	100
<b>Figuur 66</b> Waargenomen aantal salamanders per site in het kader van het vangst-hervangstonderzoek in de herfst van 2020 en 2021.	105
<b>Figuur 67</b> Frequentieverdeling van het aantal keren dat individuele salamanders werden hervangen. Getallen in kader in plots zijn het aantal telrondes in de herfst van 2020 (groen) en 2021 (blauw).	105
<b>Figuur 68</b> Populatiegrootteschattingen per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) met onderscheid van geslacht.	107



<b>Figuur 69</b> Populatiegrootteschattingen van volwassen salamanders per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) zonder onderscheid van geslacht.	108
<b>Figuur 70</b> Densiteit van volwassen salamanders per 100 m onderzoekstraject (met 95%-betrouwbaarheidsinterval), zoals bepaald via vangst-hervangstonderzoek en populatiemodellering.	109
<b>Figuur 71</b> Densiteit van volwassen salamanders per hectare langsheen het onderzoekstraject (met 95%-betrouwbaarheidsinterval), zoals bepaald via vangst-hervangstonderzoek en populatiemodellering. De waarden gelden enkel voor het traject, niet voor het hele bosgebied.	110
<b>Figuur 72</b> Densiteit van volwassen salamanders per hectare: getelde meetnetwaarden in functie van gemodelleerde waarde. Enkel de site waarbij de meetnetroute en de route van het voorliggend onderzoek identiek zijn worden weergegeven. De lijn geeft de lineaire regressie tussen beide variabelen weer met 95%-betrouwbaarheidsinterval.	111
<b>Figuur 73</b> Populatiegrootteschattingen van volwassen salamanders per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) zonder onderscheid van geslacht – sites onderzocht door Wildlife Health Ghent (UGent), zonder vaste route en gespreid over twee jaren (2021 en 2022). EEK: Eekhouthos, LBL: Longkruidbosje Ladeuze, PLA: Plaatsbeek.	112
<b>Figuur 74</b> Lengte-frequentieverdeling per populatie onderzocht door middel van vangst-hervangst.	113
<b>Figuur 75</b> Aandeel subadulte salamanders per telling.	114
<b>Figuur 76</b> Aandeel juveniele salamanders per telling.	115
<b>Figuur 77</b> Aandeel vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal adulte salamanders) per telling.	116
<b>Figuur 78</b> Aandeel vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal adulte salamanders) doorheen het jaar (Luisdonkbos 2010-2021).	117
<b>Figuur 79</b> Aandeel gravide vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal vrouwtjes) per telling.	117
<b>Figuur 80</b> Groeisnelheid van juveniele salamanders in functie van de neerslagafwijking (verschil tussen jaarlijks neerslagvolume en het gemiddelde neerslagvolume van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn.	118
<b>Figuur 81</b> Groeisnelheid van juveniele salamanders in functie van de temperatuurafwijking (verschil tussen jaarlijks gemiddelde temperatuur en het gemiddelde van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn.	119
<b>Figuur 82</b> Schematische weergave van de toepassing (in het groen) van de in deze studie verworven onderzoeksresultaten (in het blauw).	120
<b>Figuur 83</b> Aan de linkerkant een typisch landhabitat van vuursalamander: een beukenbos met weinig ondergroei en een dikke strooisellaag. Aan de rechterkant een oude populierenaanplant met een dichte ondergroei en beperkte strooisellaag. Vuursalamanders worden hier voornamelijk teruggevonden in het beukenbos. Hayesbos, Oost-Vlaanderen.	122
<b>Figuur 84</b> Links een vuursalamander die tijdens een regenachtige nacht uit een pakket beukenbladeren opduikt, waarin dit individu zich overdag heeft schuilgehouden. Rechts een vuursalamander die zich diep in een vermolmd stam heeft ingegraven. Hallerbos, Vlaams-Brabant.	122
<b>Figuur 85</b> Links een bronbeek rechtgetrokken tussen het bos en een landbouwperceel (Elenebos/Spijkerbos, Oost-Vlaanderen). De ecologische waarde en functie voor vuursalamander is zeer gering. Rechts een karrenspoor ontstaan op een ruimingspiste (Montenakenbos, Vlaams-Brabant).	124



- Figuur 86** Enkel types van waterhabitats van vuursalamander in Vlaanderen. Links een rabattengracht (Montenakenbos, Vlaams-Brabant), rechtsboven bronbeken (Hayesbos, Oost-Vlaanderen) en rechtsonder een (kwelgevoede) bospoel (Kluisbos, Oost-Vlaanderen). 126
- Figuur 87** Bronpoelen aangelegd voor vuursalamander. Deze kleine poeltjes hebben een constante watertemperatuur door de aanvoer van grondwater. Vuursalamanderlarven in deze systemen groeien door de lage temperatuur traag en kunnen lange tijd in de poelen aanwezig blijven. Hierdoor kunnen verschillende cohorten samen voorkomen. Kannibalisme (partieel of volledig) komt onder dergelijke omstandigheden frequent voor. Raspaillebos, Oost-Vlaanderen. 127
- Figuur 88** Een typisch voorbeeld van een vuursalamanderhabitat in de Vlaamse Ardennen. Een hellingbos met een bronbeek onderaan de helling, omgeven door landbouwpercelen. Op plekken waar de ecologische waarde bewaard is gebleven, kunnen op beperkte oppervlakte hoge densiteiten aan adulten en larven voorkomen. De bronbeek op de afbeelding is van goede kwaliteit en genereert hoge aantallen juvenielen. Kapellenbos, Oost-Vlaanderen. 128
- Figuur 89** Cumulatieve neerslagoverschot van (de voorafgaande) zes maanden. Neerslag wordt onvoorspelbaarder en extremer ten gevolge van de klimaatverandering. De normaal wordt weergegeven door de stippellijn (30-jarig gemiddelde 1981-2010). De donkergrijze balken zijn de perioden van lagere nood aan waterbeschikbaarheid, de lichtgrijze balken de perioden met larvale ontwikkeling in het water. 129
- Figuur 90** Links een pas afgezette vuursalamanderlarve in een overblijvend plasje in een droge beek. Het te vroeg droogvallen van waterhabitats zorgt in sommige populaties voor een laag reproductief succes. Zoniënwoud, Brussel. Rechts een bronbeek die later in het seizoen opbreekt in verschillende poeltjes in de bedding, waarin zich oudere larven bevinden die onder invloed van de stijgende temperatuur en de dalende waterspiegel weldra zullen metamorfosereren. Kapellenbos, Oost-Vlaanderen. 130
- Figuur 91** Aangelegd poeltje in de natte valleizone. Nieuwe poelen worden dikwijls het volgende voortplantingsseizoen al gebruikt. Kleinere poelen vragen frequenter beheer, terwijl grotere poelen stabiel zijn, minder beheer vragen, meer larven kunnen bevatten en minder kans hebben om vroegtijdig droog te vallen. Parkbos, Oost-Vlaanderen. 131
- Figuur 92** Specifiek voor vuursalamander ontworpen houten stuw. De stuw wordt over de volledige breedte van de beek geplaatst. In het midden wordt een inkeping voorzien, waardoor erosie langs de zijkanten van de stuw wordt vermeden. Zowel boven als onder de stuw ontstaan geschikte plekken voor larven, waar water langer wordt vastgehouden en de stroomsnelheid afneemt. Zoniënwoud, Brussel. 133
- Figuur 93** Een bronbeek die na hevige regenval buiten de oevers is getreden. Hierbij is de vallei onder sediment terechtgekomen, zijn de microhabitats in en rond de beek verdwenen en is het merendeel van de larven uit het bos weggespoeld. Beheermatig is dit een prioriteit vanwege de ecologische degradatie van het gebied onder invloed van de nutriënteninfluxen en de impact op de aanwezige populatie. Hallerbos, Vlaams-Brabant. 134
- Figuur 94** Links een rechtgetrokken en gekanaliseerde beek. Deze omstandigheden zijn voor zowel adulte als larvale vuursalamanders niet geschikt. Zoniënwoud, Brussel. Midden een rechtgetrokken en gekanaliseerde beek door erosie terug



meer geschikt voor vuursalamander. Zoniënwoud, Vlaams-Brabant. Rechts een te snelstromende beek, zichtbaar door het verlies aan structuur en blootliggen van substraat (in dit geval zand). Hallerbos, Vlaams-Brabant.	135
<b>Figuur 95</b> Inspoeling van vervuild water. Zoniënwoud, Vlaams-Brabant.	135
<b>Figuur 96</b> Een met huishoudelijke afvalwater gecontamineerde gracht. Gemeten zuurstofconcentraties zijn laag en er werden geen larven teruggevonden. Heilig Geestgoed, Oost-Vlaanderen.	136
<b>Figuur 97</b> Binnenterrarium voor vuursalamanderkweek. De larven van een in gevangenschap bevrucht vrouwtje zijn afgezet in de waterbak (en worden vervolgens verhuisd naar een groter aquarium). Op deze manier kunnen relatief grote aantallen larven gekweekt worden conform de huisvestings- en hygiëneprotocollen.	178

## Lijst van tabellen

<b>Tabel 1</b> Bosgebieden en hun afkortingen, met aanduiding van hun rol in voorliggende onderzoek (habitat: deel van onderzoeksluik habitatkenmerken, genetica: bemonsterd in het kader van het genetisch onderzoek, popmod: onderzocht in het kader van populatiemodellering).	55
<b>Tabel 2</b> Bosgebieden waar habitatkenmerken werden onderzocht in telkens twee plots met hoge en twee plots met lage dichtheid aan adulte salamanders.	56
<b>Tabel 3</b> Vragen gesteld binnen de enquête.	64
<b>Tabel 4</b> Knelpunten en gekoppeld beheer per thema aangegeven in de enquête.	67
<b>Tabel 5</b> De resultaten van de testen voor zelftoewijzing (ZT) van individuen bemonsterd in de (clusters van) (deel)populaties van de Vlaamse Ardennen. N: aantal stalen; % N ZT: percentage van het aantal stalen dat aan de populatie of cluster van afkomst toegewezen wordt; min. score ZT: minimale individuele ZT-score; max. score ZT: maximale individuele ZT-score; gem. score ZT: gemiddelde individuele ZT-score; m score ZT: de mediaan van individuele ZT-scores; min. score non-ZT: minimale individuele score van toewijzing aan een andere populatie dan deze van afkomst; max. score non-ZT: maximale individuele score van toewijzing aan andere populatie dan deze van afkomst.	84
<b>Tabel 6</b> De resultaten van de testen voor zelftoewijzing (ZT) van individuen bemonsterd in de (clusters van) (deel)populaties van de Makegemse bossen. N: aantal stalen; % N ZT: percentage van het aantal stalen dat aan de populatie of clusters van afkomst toegewezen wordt; min. score ZT: minimale individuele ZT-score; max. score ZT: maximale individuele ZT-score; gem. score ZT: gemiddelde individuele ZT-score; m score ZT: de mediaan van individuele ZT-scores; min. score non-ZT: minimale individuele score van toewijzing aan een andere populatie dan deze van afkomst; max. score non-ZT: maximale individuele score van toewijzing aan andere populatie dan deze van afkomst.	86
<b>Tabel 7</b> Temporele schatting van $N_e$ met behulp van MLNe rekening houdend met mogelijke migratie. BI: betrouwbaarheidsinterval; $N_e$ max is gekozen maximale waarde voor $N_e$ (hier 10.000).	91
<b>Tabel 8</b> Bottleneckresultaten voor de (deel)populaties en genetische clusters per staalnameperiode (T1 en T2). Naast $p$ -waarden van de Wilcoxon-signed rank testen voor excess aan heterozygotie voor het TPM model en IAM model, wordt ook een modusverschuiving (M-shift) in de distributie van allelfrequenties	

aangeduid indien aanwezig. Significante <i>p</i> -waarden na FDR correctie staan in vet.	92
<b>Tabel 9</b> Bosgebieden waar vangst-hervangstonderzoek werd uitgevoerd.	99
<b>Tabel 10</b> Verschillende Huggins-modellen uitgevoerd voor elk van de 16 sites (twee keer voor Nerenbos & Luisdonk en Raspaillebos). Time: tijd (factor), hum: relatieve luchtvochtigheid (continu), temp: temperatuur (continu), sex: geslacht (factor), TL: totale lichaamslengte (continu). X: opgenomen in model, -: niet opgenomen in model. Het p.dot-model is een model waarbij <i>p</i> (detectiekans) als constant wordt geschat (zonder covariabelen).	102
<b>Tabel 11</b> Bosgebieden waar vangst-hervangstonderzoek werd uitgevoerd. Tellingen: aantal afgelegde telrondes per populatie; n: totaal aantal waargenomen en gefotografeerde post-metamorfe salamanders langsheen de standaardtrajecten; n/telling: gemiddeld aantal waargenomen dieren; SF: standaardfout op dat gemiddelde; max: maximum aantal getelde salamanders.	104
<b>Tabel 12</b> Telrondes in het bosgebied Nerenbos & Luisdonk (Nerenbos & Luisdonk) in de herfst per jaar (vangst-hervangstonderzoek in functie van bepaling van individuele groei). Tellingen: aantal afgelegde telrondes per populatie; n: totaal aantal waargenomen en gefotografeerde post-metamorfe salamanders langsheen de standaardtrajecten; n/telling: gemiddeld aantal waargenomen dieren; SF: standaardfout op dat gemiddelde; max: maximum aantal getelde salamanders.	106
<b>Tabel 13</b> Geselecteerde beste model per bosgebieden. AICc-rang: rangorde inzake AICc van klein (best benaderend model) naar groot. Waar een rang verschillend van 1 werd gekozen, is het verschil in AICc kleiner dan 2 en het weerhouden model eenvoudiger.	106
<b>Tabel 14</b> Tentatieve classificatie van recente (ca. laatste 3 jaar) rekrutering salamanders per telling.	115
<b>Tabel 15</b> Score, bijpassende kleurcode en oordeel voor de drie criteria voor elke populatie.	138
<b>Tabel 16</b> Scores voor elk van de drie criteria per populatie en het eindoordeel. Zie 3.2.1 voor de methodiek. De bossen zijn alfabetisch geordend binnen de 'prioritaire' en 'niet prioritaire' beoordeling.	140
<b>Tabel 16</b> Habitatgeschiktheidscriteria voor translocatie van vuursalamander.	181



# 1 INLEIDING

## 1.1 PLAN VAN AANPAK VAN DEZE STUDIE

Dit onderzoek stelt zich tot doel inzicht te verwerven rond de Vlaamse vuursalamanderpopulaties. Dit doen we door onderzoek te verrichten naar:

- **habitatkenmerken** van adulte vuursalamanders en **beheernoden** te inventariseren (0),
- **genetische diversiteit en connectiviteit** te onderzoeken op landschapsniveau (2.2) en
- **populatiegrootte en abundantie, samenstelling en rekrutering** te bestuderen in verschillende populaties
- alsook **individuele groei** in één populatie waarvoor langetermijngegevens beschikbaar zijn (2.3).

De uit de onderzoekslijnen bekomen gegevens worden toegepast in de **beheerrichtlijn**, waarin praktische, handzame beheervoorschriften worden gegeven, alsook een **plan voor translocatie** in geval van uitbraak van de salamanderschimmel Bsal.

## 1.2 SOORTBESCHRIJVING

Uitgebreide beschrijvingen zijn onder meer te vinden in Thiesmeier & Grossenbacher (2004) en Thiesmeier (2004). We baseren ons hier verregaand op beide overzichtswerken, zonder hen telkenmale te citeren.

### 1.2.1 Systematiek

**rijk** Animalia

**phylum** Chordata

**klasse** Amphibia (amfibieën)

**orde** Urodela of Caudata (salamanders)

**familie** Salamandridae

**soort** *Salamandra salamandra*

**ondersoort** *Salamandra salamandra terrestris*

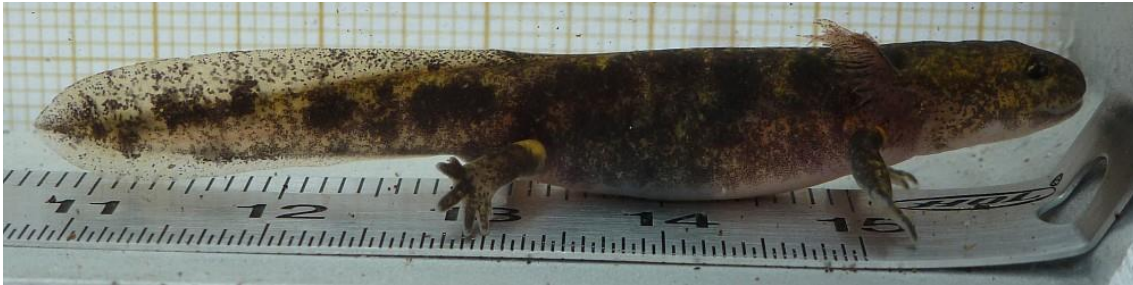
### 1.2.2 Kenmerken

Voor een beschrijving van de algemene morfologie en onderscheid met andere Europese salamandersoorten, zie Speybroeck et al. (2016).

*Larve*

De eerste vrijlevende levensfase van de vuursalamander is een waterbewonende larve die reeds over vier poten (met vier tenen aan de voorpoten en vijf aan de achterpoten) beschikt (**Figuur 1** en **Figuur 2**). De ademhaling gebeurt via vertakte uitwendige kieuwen aan beide zijden van de kopbasis. In vergelijking met de larven van de overige inheemse salamandersoorten, hebben

vuursalamanders relatief korte kieuwen en een vrij brede kop. Aan elke pootbasis is al meteen een (wit)gele vlek te zien. Dit is de eerste aanzet van het later zich verder ontwikkelende gele vlekkenpatroon. Zonder factoren die een versnelde metamorfose (en dus begin van het landleven) veroorzaken, zoals dalend waterpeil, verhoogde temperatuur, verhoogde predatiedruk, neemt het aandeel geel pigment toe gedurende de larvale ontwikkeling (zie verder). Pasgeboren larven wegen veelal 0,11-0,16 g en zijn 2,5-3,5 cm en gaan bij 4,5-6,5 cm tot metamorfose over, al zijn dit slechts richtwaarden en hebben externe factoren een grote invloed op het groeiverloop (Joly, 1968; Seifert, 1991). Zo worden larven die niet tijdig aan land (kunnen) gaan en overwinteren in het water groter (7,5 cm – Creemers & van Delft, 2009).



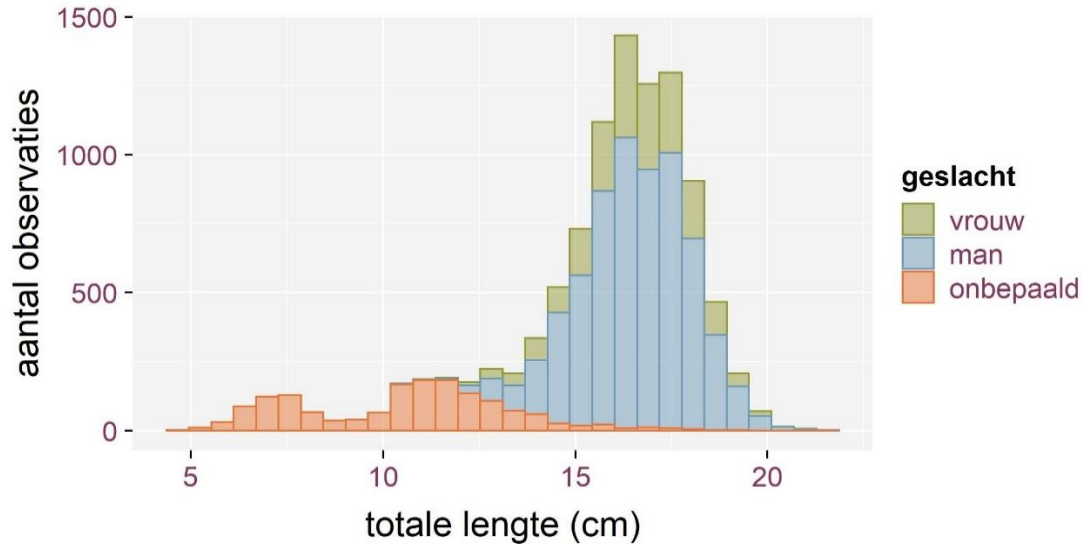
**Figuur 1** Vuursalamanderlarve – © Koen Steenhoudt.



**Figuur 2** Vuursalamanderlarven, waaronder dieren met uitgebreid zich ontwikkelend geel pigment – © Koen Steenhoudt.

*Juveniel, subadult, adult*

Inheemse vuursalamanders kunnen bij uitzondering 20 of zelfs 21 cm worden, maar het gros van de volwassen salamanders bereikt slechts 16(-17) cm (eigen gegevens – zie **Figuur 3**).



**Figuur 3** Lengte-frequentieverdeling van alle salamanderobservaties, gemeten in 16 Vlaamse populaties in het kader van het luik populatiegrootte en densiteit (zie 2.3).

Volwassen vuursalamanders wegen doorgaans tot 20 g (mannetjes meestal minder (maar soms zelfs tot ca. 45 g), vrouwtjes meestal meer (zelfs tot meer dan 50 g) – Thiesmeier & Grossenbacher, 2004). De volwassen vuursalamander is een robuuste, vrij plumpe landsalamander, zoals zichtbaar aan de rolronde staartdiameter, in tegenstelling tot de zijwaarts afgeplatte staart van meer aquatische salamandersoorten. Kenmerkend is het patroon bestaande uit een zwarte grondkleur met daarmee sterk contrasterende (doorgaans) gele vlekken. Bij de in ons land inheems voorkomende ondersoort zijn deze vlekken op de rug vaak geordend in twee rijen vlekken of strepen (**Figuur 4**).





**Figuur 4** Vrouwtje (links) en mannetje vuursalamander.

Variatie in dit vlekkenpatroon is echter groot en laat het onderscheiden van individuele dieren toe. Zeer lokaal treffen we meer uitzonderlijke kleuren en patronen aan, zoals dieren met oranje pigment (**Figuur 5**), rode onderzijde (**Figuur 6**) of dieren met nagenoeg volledig ontbreken van zwart pigment (**Figuur 7**).



**Figuur 5** Normaal en oranje gepigmenteerde vuursalamandermannetjes.



**Figuur 6** Vuursalamandervrouwetje met rode onderzijde; geen ziektebeeld, maar kleurafwijking.



**Figuur 7** Mannetje met uitzonderlijk hoog pigmetaandeel – © Bert Vandebosch.



Terwijl het vlekkenpatroon nagenoeg stabiel is bij adulte dieren, verandert het danig in de subadulte levensfase. Bij het verlaten van het water is de bovenzijde doorgaans rijkelijk bezaaid met geel pigment (**Figuur 8**).



**Figuur 8** Juvenile vuursalamanders. Juvenile dieren hebben vaak een hoog pigmentaandeel dat meestal reduceert met de leeftijd.

Het aandeel pigment in het rugpatroon reduceert dus doorgaans met de leeftijd. Dit gebeurt echter niet uniform. Zo neemt het aandeel tenen met geel pigment doorgaans toe met de leeftijd (eigen data).

Mannetjes dragen gemiddeld meer pigment dan vrouwtjes, al is dit onderscheid onvoldoende uitgesproken om geslachtsbepaling toe te laten. Vrouwtjes worden gemiddeld iets groter dan mannetjes. Mannetjes hebben een gezwollen cloaca (**Figuur 9** versus **Figuur 10**), een iets langere staart en langere (voor)poten.





**Figuur 9** Cloaca van mannelijke vuursalamanders – © Koen Steenhoudt.



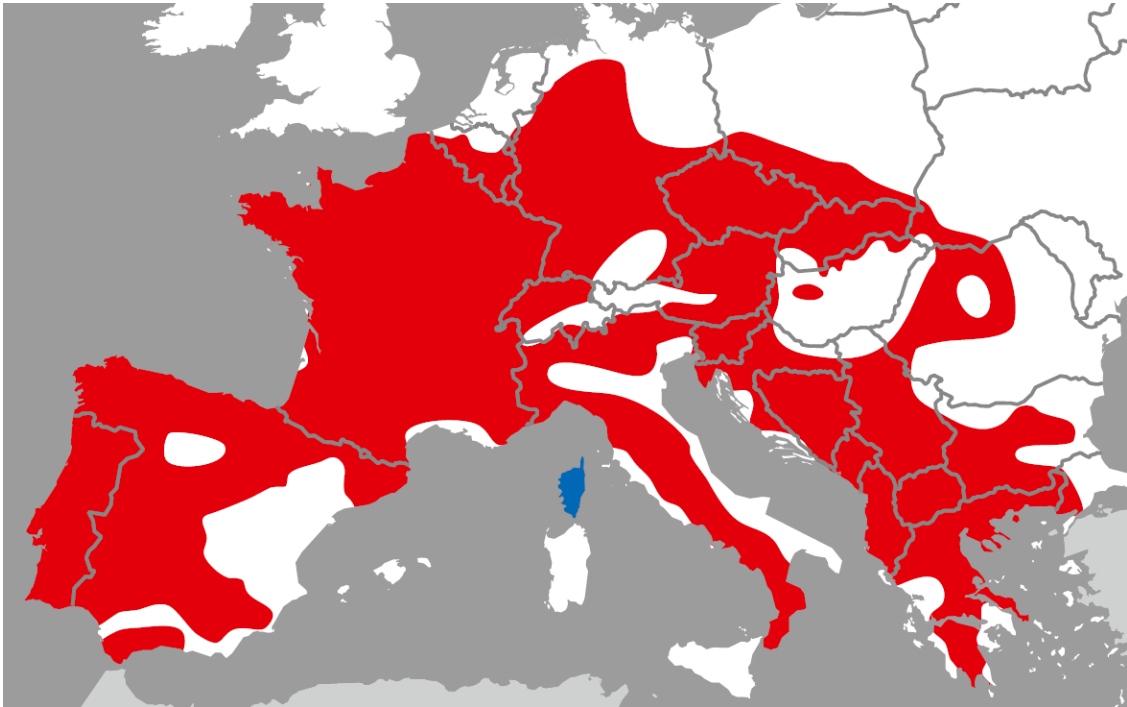
**Figuur 10** Cloaca van vrouwelijke vuursalamanders – © Koen Steenhoudt.



### 1.2.3 Verspreiding

#### Globaal

Terwijl nauw verwante soorten in Noord-Afrika (*Salamandra algira*) en het Nabije Oosten (*Salamandra infraimmaculata*) voorkomen (zie o.m. Seidel & Gerhardt, 2016), beperkt het areaal van onze vuursalamander zich tot Europa (**Figuur 11**). De soort is wijd verspreid in Centraal- en Zuid-Europa.



**Figuur 11** Areal van de vuursalamander (rood) en Corsicaanse vuursalamander *Salamandra corsica* (blauw) (uit: Speybroeck et al. 2016). De soort komt niet buiten Europa voor.

#### Nederland

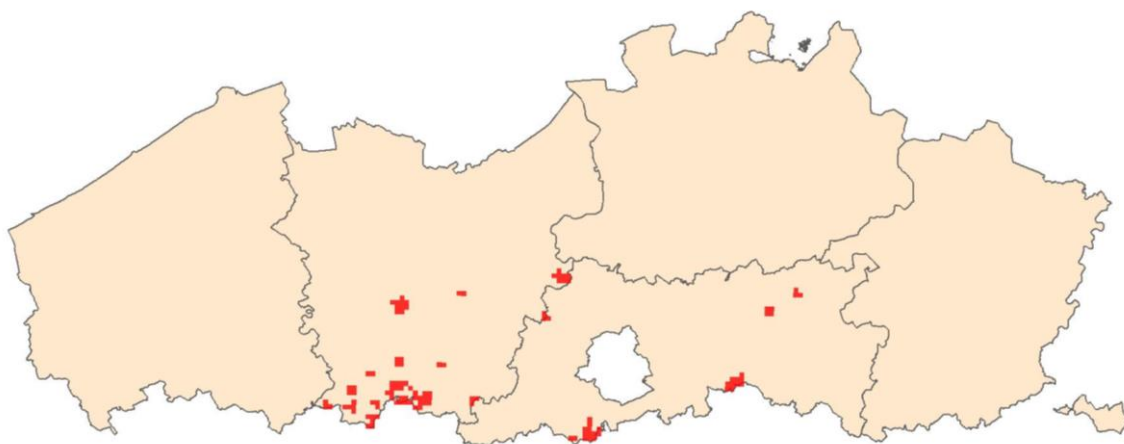
In Nederland is de soort van oudsher zeer beperkt verspreid (Creemers & van Delft, 2009). Op een enkel bevestigde waarneming van 1920 uit Gelderland na, is de soort er enkel gekend uit het uiterste zuiden van de provincie Limburg.

#### België

De noordgrens van het areaal loopt door ons land. In Wallonië is de soort wijd verspreid ten zuiden van Samber en Maas (Jacob et al. 2009). Lacunes in de verspreiding in de Ardennen stemmen overeen met zones met historische afwezigheid van loofbos. Ten noorden van Samber en Maas komt de soort er meer gelokaliseerd voor, met name in reliëfrijke bosgebieden met voldoende geschikte waterhabitats.

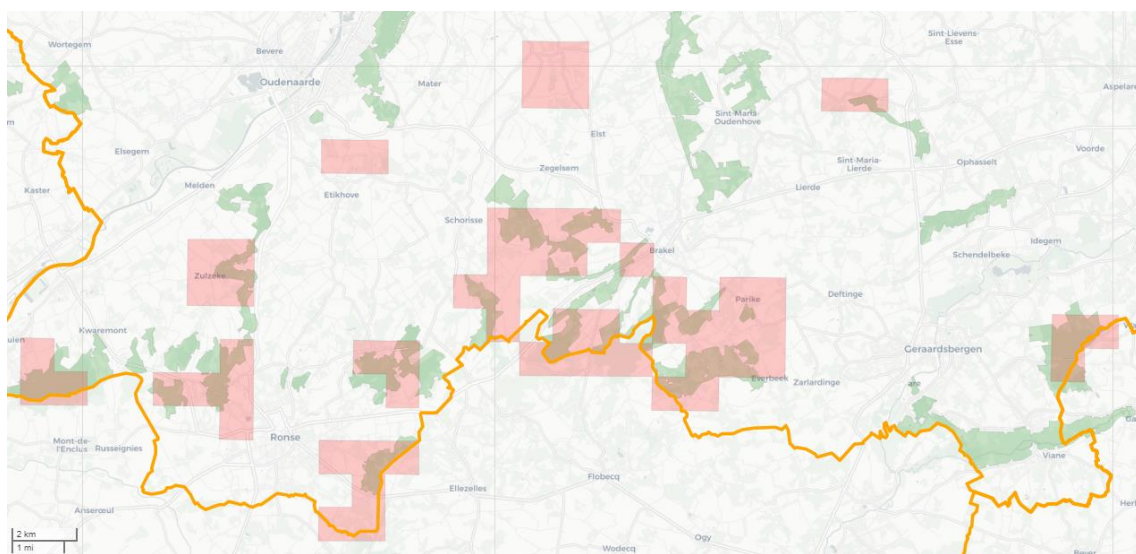
## Vlaanderen

Het actuele Vlaamse areaal strekt zich uit over bosgebieden in de provincies Oost-Vlaanderen en Vlaams-Brabant (**Figuur 12**), die afzonderlijk besproken worden onder 3.2.3.



**Figuur 12** Verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster; aanwezigheid van de soort aangegeven als rode cellen. Gegevens: Natuurpunt. Waarnemingen van ontsnapte en losgelaten dieren werden verwijderd, om enkel de natuurlijke, zich voortplantende populaties weer te geven.

Het zwaartepunt situeert zich in het zuiden van de provincie Oost-Vlaanderen, met name in de gemeenten langs de taalgrens (Kluisbergen, Maarkedal, Ronse, Brakel) (**Figuur 13**).



**Figuur 13** Verspreiding van vuursalamander in de Vlaamse Ardennen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster (rood - gegevens: Natuurpunt) in combinatie met Natura2000-gebieden (groen).

In de periferie maar geïsoleerd van dit zuidelijk kerngebied, bevinden zich populaties op grondgebied van Geraardsbergen (Raspaillebos) en het grensgebied van Zottegem, Lierde en Herzele (Parkbos-Uilenbroek). Andere geïsoleerde Oost-Vlaamse populaties bevinden zich in de gemeentes Merelbeke, Zwalm (Sint-Blasius-Boekel), Lede (Smetlede), Buggenhout en op de grens van Aalst en het Vlaams-Brabantse Assenbos (Kravaalbos).

In de provincie Vlaams-Brabant bevinden zich enkele populaties in Halle (Hallerbos en Lembeekbos), Holsbeek (Kasteel van Horst), Aarschot (Rillaar) en in het Meerdaalwoud (Bierbeek en in minder mate Oud-Heverlee). De populatie van het Zoniënwoud beperkt zich voor zover gekend tot het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (van Doorn, 2021).

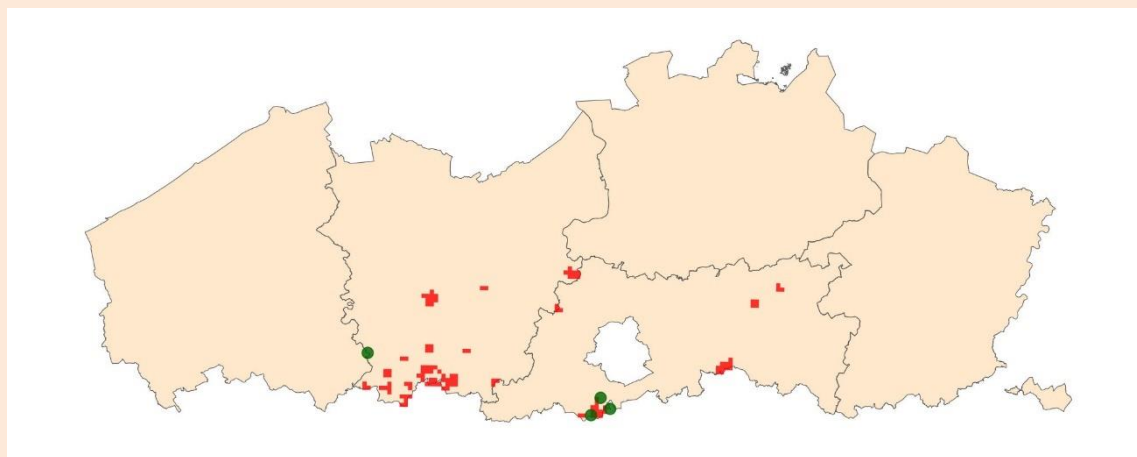
Historisch en zeer beperkt voorkomen is gekend uit de provincies West-Vlaanderen en Limburg. In West-Vlaanderen kwam de soort voor in de gemeente Heuveland, waar de laatste waarneming werd verricht in de omgeving van de Rodeberg in 1977 (De Fonseca, 1979). Actueel voorkomen bestaat nog steeds aan de overzijde van de Franse grens, waar een populatie aanwezig is op de Mont Noir tot op minder dan 500 m van de grens. In de provincie Limburg was het voorkomen beperkt tot een kleine populatie in Voeren. De laatste waarneming waren hier een aantal larven in de eerste helft van 2001.

#### Inventarisatie van te (her)ontdekken populaties

Hoewel de actuele verspreiding van de vuursalamander in Vlaanderen goed gekend is, ontbreken recente waarnemingen uit tal van historisch gekende en potentiële (volledig nieuwe) vindplaatsen. Ondanks het opvallende uiterlijk van de soort, kunnen populaties door de cryptische levenswijze over het hoofd gezien worden. Vooral minder frequent bezochte, veelal private, bosgebieden kunnen onbekende populaties herbergen. Zelfs de abundante populatie van Buggenhoutbos werd nog als een onbevestigd voorkomen beschouwd door Bauwens & Claus (1996).

Voor in populaties met (vermeend) lage dichtheden aan adulte salamanders, kan het zoeken naar larven de te verkiezen strategie zijn. Larven laten zich 's nachts relatief eenvoudig visueel opsporen. Zoniet, kan een schepnet worden gebruikt. Indien dit geen resultaat oplevert en/of de waterpartijen groot zijn, verdient het aanbeveling DNA-sporen op te sporen in het beschikbare oppervlaktewater (environmental DNA of eDNA). Zowel larven visueel opsporen als met behulp van eDNA-bemonstering kan het best gebeuren in maart. In die periode is doorgaans reeds een aanzienlijk deel van de larven in het water aanwezig en zijn tijdelijke waterpartijen nog niet opgedroogd. In geval van voldoende hoge adulte abundantie, kunnen de leefgebieden bij geschikte omstandigheden met zaklamp op volwassen dieren worden onderzocht (zie "Activiteit en activiteitsgraad"). De omgeving van potentiële voortplantingswateren verdient hierbij bijzondere aandacht.

In het kader van losse zoektochten in potentiële leefgebieden konden we tijdens dit onderzoek vier vuursalamanderpopulaties (her)bevestigen (zie groene stippen op onderstaande kaart).



- \* **Begijnenbos** (Vlaams-Brabant, Beersel, Dworp): 16/2/2022 – 10 (sub)adulten en 18 larven
- \* **Bouvelobos** (Oost-Vlaanderen, Wortegem-Petegem): 3/3/2022 – 7 larven
- \* **Hallerbos Vlasmarkt** (Vlaams-Brabant, Halle): 6/4/2022 – 1 adult vrouwetje en 5 larven
- \* **Zevenbronnen** (Vlaams-Brabant, Sint-Genesius-Rode 31/5/2023 – 98 larven

Terwijl de voorheen onbekende populatie van het Hallerbos-Vlasmarkt (het kleine geïsoleerde bosdeel ten zuidwesten van de E19 / R0 waar nog geen waarnemingen van bekend waren) mogelijk nog uitwisseling van individuen en genen met het nabijgelegen Hallerbos kent, terwijl dat voor het Begijnenbos en wellicht ook Zevenbronnen hoogstwaarschijnlijk niet het geval is, verdient de populatie van het Bouvelobos bijzondere aandacht gezien haar geïsoleerde ligging. Het betreft de enige actuele populatie op de linkeroever van het Scheldebekken. Van dit bos bestaan slechts twee historische waarnemingen (1985 en 2006). Hoewel we nagenoeg alle aanwezige waterpartijen visueel onderzochten, troffen we enkel een klein aantal larven aan de zuidwestelijke rand van het bos. Verder onderzoek moet uitwijzen of de populatie wijder verspreid in het bos voorkomt. Tot nader order bestempelen we deze vier (deel)populaties als klein tot zeer klein en potentieel kwetsbaar.

Hieronder geven we een niet-exhaustief overzicht van te onderzoeken bosgebieden. Aanvullend kan de laag van de actuele relevante potentiële leefgebieden voor deze soort als inspiratie dienen (Maes et al. 2016).

**Oude vindplaatsen (De Fonseca, 1979):**

- \* Feelbos, Beiaardbos/Fonteinbos (Kluisbergen)
- \* Bois Joly en beide bosfragmenten ten westen ervan (Ronse)
- \* bosfragmenten Maarkedal en Brakel
- \* Bovenhoek en Bos Nieuwenhove (Geraardsbergen)

**Recentere, schaarse waarnemingen:**

- \* Ingelbos (Kluisbergen; 2008)
- \* Nukerkebos-Bosheide (Maarkedal; 2019-2020)

**Potentiële vindplaatsen:**

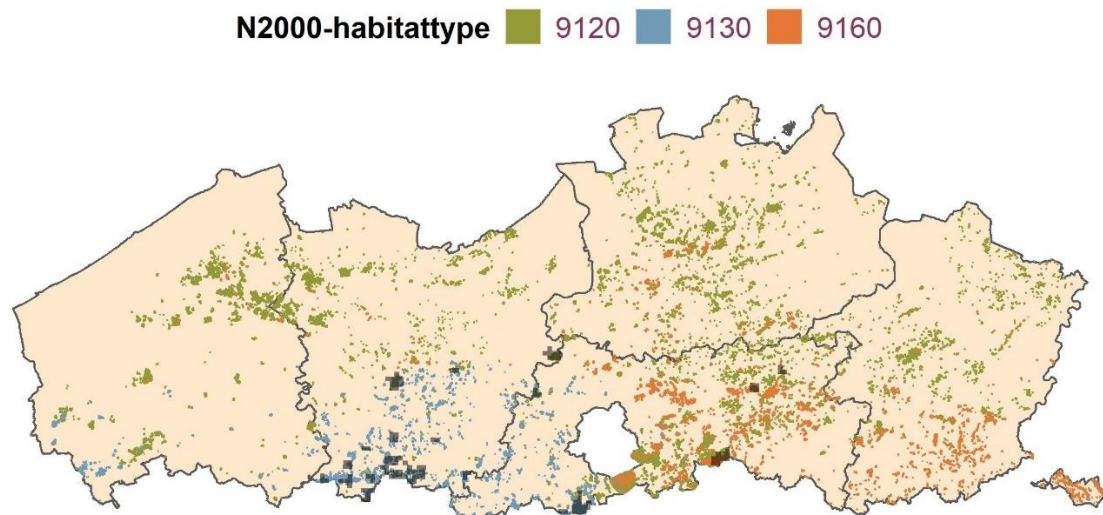
- \* Sint-Pietersbos en Bos Ter Eecken (Ronse)
- \* bosfragmenten Maarkedal en Brakel
- \* Zoniënwood (Vlaams gedeelte – Sint-Genesius-Rode en Hoeilaart)
- \* bosgebieden Aarschot, Holsbeek en Tielt-Winge
- \* bosgebieden Merelbeke, Zwalm, Gavere, Oosterzele, Sint-Lievens-Houtem



## 1.2.4 Habitat

### 1.2.4.1 Landhabitat

De vuursalamander is een typische soort voor oude loof- en bronbossen. De Knijf & Paelinckx (2013) duiden de vuursalamander aan als habitattypische soort van drie habitattypes: 9130: Beukenbossen van het type *Asperulo-Fagetum*, 91E0\*: Alluviale bossen met zwarte els *Alnus glutinosa* en gewone es *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*), en 7220\*: Kalktufbronnen met tufsteenformatie (*Cratoneurion*). In Vlaanderen komen vuursalamanders actueel echter voornamelijk voor in oude, vochtige, eiken- en beukenbossen (Natura2000-habitattypes 9120: Atlantische zuurminnende beukenbossen met hulst *Ilex aquifolium* en soms ook taxus *Taxus baccata* in de ondergroei (*Quercion robori-petraeae* of *Ilici-Fagenion*) en 9130: Beukenbossen van het type *Asperulo-Fagetum*), en in mindere mate in wintereikenbossen en eiken-haagbeukbossen (Natura2000-habitatype 9160: Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het *Carpinion-betuli*) (Vandekerckhove et al. 2016). (Figuur 14).



**Figuur 14** Verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster (zwart - gegevens: Natuurpunt) gecombineerd met enkele relevante N2000-habitattypes.

Een goede landhabitat heeft een bodem met een dikke, losse humuslaag die makkelijk doorgraafbaar is en een vochtgradiënt aanbiedt dankzij de aanwezigheid van enig microreliëf (Figuur 15).



**Figuur 15** Landhabitat met bronbeek (Makegemse Bossen, Merelbeke). Voldoende schuilmogelijkheid onder de vorm van holtes tussen boomwortels, dood hout en een dik pakket traag afbrekende bladeren primeert op de nood aan ondergroei.

Er zijn ook voldoende schuil- en overwinteringsplaatsen: naast die dikke humuslaag, onder de vorm van muizengangen, ruimte tussen boomwortels (van bv. grote en oude bomen - **Figuur 16** en **Figuur 17**), stronken, stobben, takkenhopen, maar soms ook steenhopen. De aanwezigheid van een kruidlaag is niet essentieel.



**Figuur 16** Holtes tussen de wortels van beuken fungeren vaak als schuilplaats (Makegemse Bossen, Merelbeke).

Het individuele leefgebied (home range) van de meeste (maar niet alle) dieren is meestal klein en de plaatstrouw van individuele salamanders is goed gedocumenteerd (Rebello & Leclair 2003, Ficetola et al. 2012), o.a. met behulp van zenderonderzoek (Schulte et al. 2007). Joly (1968) vond dat veel dieren zich meerjarig ophielden aan de voet van dezelfde boom en een gemiddelde home range van slechts 68 m<sup>2</sup> bewoonden. Veel dieren gebruiken jaren na elkaar dezelfde schuilplaats. Jonge dieren zouden iets avontuurlijker zijn aangelegd, terwijl ook mannetjes werden teruggevonden na het overbruggen van een afstand van een kleine kilometer, wat de vermeende lage emigratiegraad enigszins contesteert (Schmidt et al. 2007). Seizoenale migraties lijken te bestaan maar zijn niet goed gekend. In Nederland zouden ze een afstand van ongeveer 200 m beslaan (Creemers & van Delft, 2009), maar de afstand is ongetwijfeld sterk afhankelijk van de lokale densiteit en de kenmerken van elk leefgebied.

Verbreiding en kolonisatie van nieuwe gebieden treedt op door zwerfgedrag van juvenielen of volwassen dieren, maar ook door het stroomafwaarts uitspoelen van larven (Thiesmeier, 2004). Kleinere en slechter doorvoede larven drijven vaker af (Thiesmeier & Schuhmacher 1990, Schafft et al. 2022). In waterlopen met hogere stroomsnelheden (> 20 cm/s) is enige structuur, meer bepaald de aanwezigheid van microhabitats die als schuilplaatsen voor larven kunnen fungeren, essentieel (Baumgartner et al. 1999).





**Figuur 17** Vuursalamandermannetje bij het verlaten van zijn schuilplaats aan de voet van een knotwilg bij het begin van de nacht.

#### 1.2.4.2 Waterhabitat



**Figuur 18** Bronbeek (Kapellenbos, Brakel).



Vaak is de staat van de waterhabitat het meest cruciale element voor de duurzaamheid van een vuursalamanderpopulatie. Larven worden typisch aangetroffen in koele, voedselarme bronbeken (**Figuur 18**), waarbij structuurrijke ondiepe beken de voorkeur genieten (Manenti et al. 2009). In heel wat locaties worden echter stilstaande waters, gaande van bospoelen (**Figuur 19** en **Figuur 20**) tot kleine karrensporen (**Figuur 21**) gebruikt.



**Figuur 19** Bospoel (Heilig Geestgoed, Merelbeke - februari en juni 2021).



**Figuur 20** Door kwel gevoede permanente poel (Kluisbos, Kluisbergen). Waterpermanentie laat toe dat een deel van de (laat) afgezette larven in het water kan overleven en vervolgens pas na de zomer of in de daarop volgende lente aan land kan gaan.





**Figuur 21** Tractorspoor met nagenoeg jaarlijkse larvenafzet (Makegemse Bossen, Merelbeke). Hoewel dit soort ondiepe watertjes meestal vroegtijdig droogvalt, zijn ze cruciaal in sommige populaties met beperkt wateraanbod en vormen ze een voortplantingsbonus in andere.

Een bos dat variatie en voldoende volume aan waterpartijen bevat, biedt de lokale vuursalamanderpopulatie de beste kansen. Een divers aanbod laat enige risicospreiding toe voor het voortplantingssucces en maakt de jaarlijkse kans op overleving van larven groter. Vrouwtjes die larven afzetten in ondiepe tijdelijke waterpartijen, zoals grachten en karrensporen wagen een iets grotere gok. Een beperktere aanwezigheid van roofdieren (zie verder) en een net iets hogere temperatuur zou de larvale ontwikkeling hier iets sneller kunnen laten verlopen. Door vroegtijdig droogvallen van het waterlichaam kunnen deze larven echter verloren gaan, soms nagenoeg elk jaar opnieuw (eigen waarnemingen). In nattere jaren kan deze risicovolle keuze echter wel renderen en een extra bonus toevoegen aan het aantal metamorfoserende dieren. Anderzijds kunnen populaties krimpen of klein blijven als de waterhabitat beperkt is tot dergelijke tijdelijke en (veelal te vroeg) droogvallende waters. Wanneer (semi-)permanente waterpartijen beschikbaar zijn, worden snel droogvallende waterlichamen wellicht vaker gebruikt in populaties met hoge dichtheden aan volwassen dieren (**Figuur 22**). In bossen waar geschikte beken en bospoelen ontbreken, valt het belang van dergelijke waterpartijen voor het voortbestaan van de populaties echter niet te onderschatten.



**Figuur 22** Twee vrouwtjes tijdens larvenafzet in een doorgaans vroegtijdig droogvallende gracht (Makegemse Bossen, Merelbeke).

De larven hebben voldoende voedsel nodig. Een gezonde fauna van ongewervelde prooidieren is dus van belang. Voornamelijk in stilstaand water brengt lichtinval echter de ontwikkeling van waterplanten en de komst van heel wat larven-etende roofdieren met zich mee. Daarom vormen beschaduwde bospoelen een geschiktere habitat dan de typische amfibieënpoel met zonnige ligging. Lichtinval kan ook meer bruine kikkers *Rana temporaria* naar de poel lokken. Het is gekend dat mannelijke bruine kikkers (maar ook gewone pad *Bufo bufo*) vrouwelijke vuursalamanders tijdens het afzetten van de salamanderlarven kunnen omklemmen (**Figuur 23**), waarbij geregeld salamanders verdrinken.





**Figuur 23** Drachtig vuursalamandervrouwtje in vergissingsparingsomklemming met mannetje bruine kikker.

Verder hebben de larven ook voldoende schuilplaatsen nodig om het hoofd te bieden aan waterroofdieren en/of hoge stroomsnelheden. Vaak kunnen gevallen bladeren voor voldoende schuilmogelijkheid zorgen, vooral in kleinere stilstaande waterpartijen. In stromend water zijn luwe zones van belang, om te vermijden dat de larven uitgespoeld worden naar meer stroomafwaarts gelegen waterlopen waar ze onder meer ten prooi vallen aan vis en soms ook buiten het geschikte bos/landhabitat terecht komen. Luwten zijn talrijker in meanderende waterlopen of in waterlopen waar (natuurlijke of artificiële) stuwen poeltjes creëren in de loop van de beek. Bij stroomsnelheden van meer dan 5 cm/s zouden jonge larven wegspoelen, terwijl oudere het nog zouden kunnen uithouden tot 7 cm/s en de geprefereerde stroomsnelheid onder 3 cm/s zou liggen (Thiesmeier, 2004). Boven 20 cm/s gaan alle larven verloren.

Zones met zwak hellende oevers zijn van belang voor een vlotte larvenafzet. Afkalvende beekoevers met onbegroeide (kleine) kliffen duiden meestal op ongewenste periodes van hoge waterstanden en debieten.

Tenslotte is de waterkwaliteit van groot belang (Thiesmeier, 2004). Een goede waterkwaliteit weerspiegelt zich doorgaans in een weelde aan ongewervelde prooidieren en impliceert ook voldoende zuurstof (> 75% verzadiging). Stromend water heeft doorgaans een hoger zuurstofgehalte dan stilstaand water. Een toename van de lichtinval op oorspronkelijk koele, beschaduwde bospoelen resulteert vaak in onder meer ongewenste dalingen in zuurtegraad (bij voorkeur licht zuur tot neutraal) en zuurstofgehalte.

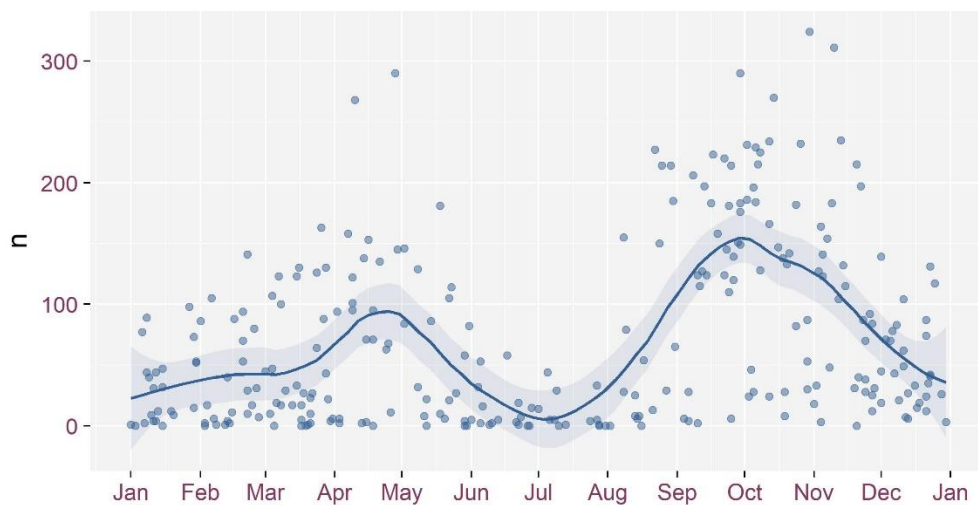


## 1.2.5 Levenswijze

### 1.2.5.1 Activiteit en activiteitsgraad

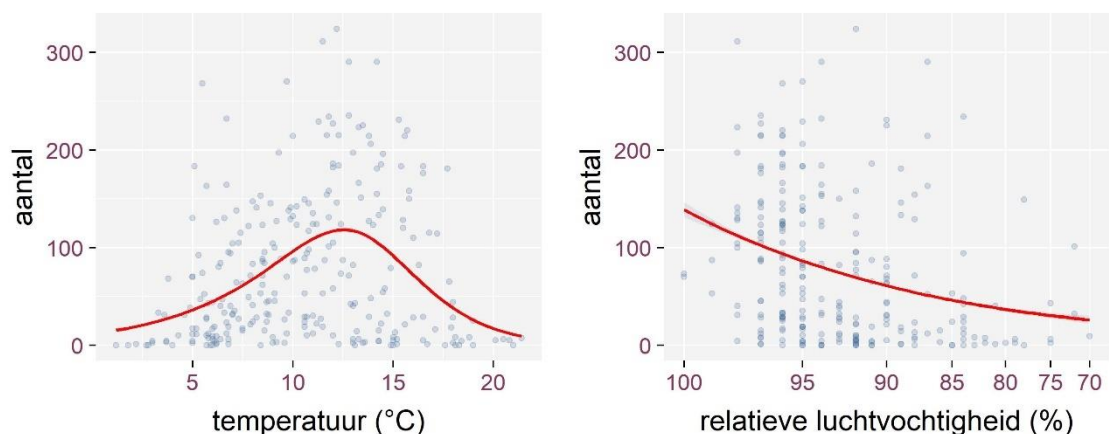
Overdag schuilen de meeste vuursalamanders in een koele en vochtige (maar niet te natte) plaats onder stronken, tussen boomwortels, in muizengangen, enz. De inheemse populaties zijn quasi uitsluitend nachtactief. Ook larven voeden zich vooral 's nachts (en laten zich dan makkelijker in het water opmerken).

Hoewel actieve vuursalamanders nagenoeg doorheen het hele jaar kunnen waargenomen worden, vertoont de activiteitsgraad toch een vrij duidelijk seizoenaal verloop met twee pieken (lente en herfst, **Figuur 24**). De laagste activiteitsgraad situeert zich in de zomer (half juni tot half augustus).



**Figuur 24** Aantal waargenomen actieve vuursalamanders doorheen het jaar (eigen gegevens gestandaardiseerde tellingen Luisdonkbos 2010-2021) met trendlijn.

Het aantal actieve dieren is doorgaans het hoogst tijdens of kort na regen (vochtigheidsgraad > 90 %) en een temperatuur boven 5°C (**Figuur 25**).



**Figuur 25** Aantal waargenomen actieve vuursalamanders in functie van temperatuur en luchtvochtigheid (eigen gegevens Luisdonkbos 2010-2021) met trendlijn.

Afwezigheid van maanlicht en lage windsnelheden zouden eveneens bevorderlijk zijn, maar zijn van minder belang. Het aantal dieren dat tijdens een bepaalde nacht actief is, hangt bovendien af van de omstandigheden in de dagen, seizoenen en die eraan vooraf gingen. Regen na lange droogte resulteert in grotere activiteit dan een regendag die volgt op een reeks van meerdere natte dagen.

Door de veelheid aan factoren is het meestal moeilijk de getelde aantallen salamanders op een gegeven nacht te voorspellen. Momenten waarop alle (adulte) dieren zich geroepen voelen hun schuilplaatsen te verlaten bestaan niet. Wellicht kunnen ze heel wat van hun activiteiten (eten, paren, ...) ook (deels) ondergronds uitvoeren, waardoor de dieren niet per se zichtbaar actief zijn.

Bij periodes van aanhoudende droogte of vorst worden de dieren inactief. Een echte winterslaap (waarbij de interne stofwisseling voor een enkele afgebakende periode tot een minimum wordt herleid) of zomerslaap (vooral in warmere streken) is er niet. Bij veranderlijke weersomstandigheden kunnen de dieren vrij snel actief en opnieuw inactief worden. Milde, natte winters kunnen een relatief hoge graad van activiteit toelaten.

#### 1.2.5.2 Voedsel, predatie en afweer

Vuursalamanders voeden zich (zowel als larve als als adult dier) met een grote waaier aan ongewervelde dieren (**Figuur 26**). Adulten eten onder meer (naakt)slakken, regenwormen, spinnen, kevers en miljoenpoten, terwijl larven onder andere allerlei insectenlarven (van o.m. steenvliegen en eendagsvliegen), wormen en vlokreeftjes eten. Het opspeuren van prooien gebeurt visueel en/of op geur (Luthardt & Roth, 1982). Door het prederen op in hoofdzaak detritus-etende ongewervelden wijzigen vuursalamanders de samenstelling van de invertebratengemeenschap en vertragen zo indirect het afbraakproces van traag afbrekende bladeren en de vrijstelling van CO<sub>2</sub> (Laking et al. 2021).



**Figuur 26** Etende vuursalamanders (links: naaktslak, rechts: regenworm).

Gezien hun uit twee unieke alkaloiden (samandarine en samandarone) bestaand huidgif (dat wordt geloosd door klieropeningen verspreid over het hele lichaam, maar ontbreekt in larven – Mobs & Pogoda 2005) en de relatief verborgen levenswijze van volwassen vuursalamanders, voeden roofdieren zich naar alle waarschijnlijkheid slechts zelden of nooit in aanzienlijke mate met vuursalamanders. Er zijn echter wel gevallen van predatie door onder meer everzwijn, das, bruine rat en fazant bekend (**Figuur 27**).



**Figuur 27** Resten van vuursalamander ten prooi gevallen aan bruine rat.

Juveniele salamanders zouden door een geringere giftigheid vaker worden gegeten (Horter & Greven, 1981) en verdedigen zich ook iets heftiger dan adulte dieren (door feller te spartelen, in een poging te ontsnappen).

Vuursalamanderlarven vallen in onze streken onder meer ten prooi aan bepaalde larven van insecten (o.a. libellen), volwassen waterbewonende insecten (wantsen, kevers, ...), maar ook wel eens aan vogels, watersalamanders, ... . De aanwezigheid van vis heeft een duidelijk negatieve invloed op de larvale overleving. Larvaal kannibalisme kan een belangrijke rol spelen, vooral bij hoge dichtheden aan larven en/of lage dichtheden aan prooidieren. Dit treedt vaak op in kleinere waterpartijen en/of waterpartijen waar schuil mogelijkheden schaars zijn. Aangevreten poten of tenen herstellen zich vaak slechts gedeeltelijk en kunnen tot in het volwassen leven zichtbaar blijven (**Figuur 28**).





**Figuur 28** Larve met aangevreten rechterachterpoot.

Wellicht is dergelijk partieel kannibalisme een van de oorzaken van volwassen tenenconfiguraties die afwijken van de normale (**Figuur 29**).



**Figuur 29** Voorbeelden van onvolledig/onvolmaakt terug gegroeide rechterachterpoot.

Uitzonderlijk kan men gevallen van onvolmaakte regeneratie vinden die zich niet beperken tot de tenen (**Figuur 30**).



**Figuur 30** Jonge vuursalamander met “vijfde poot”, ten gevolge van onvolmaakte wondheling – © Koen Steenhoudt.

Het gif van de vuursalamander heeft bestanddelen die nergens anders in de natuur worden gevonden. Het moet niet alleen grotere belagers ontraden vuursalamanders te prederen, maar heeft ook een belangrijke beschermende rol als antibioticum. Bij dreiging of ruw behandelen loost het dier het witte gif. In bepaalde gevallen kan het gif uit de klierporiën op de rug worden gespoten over enige afstand (tot 2 m) (Brodie & Smatresk, 1990). Hoewel dit maar zelden waargenomen wordt en het gif als ongevaarlijk voor de mens wordt beschouwd, wordt dit best vermeden door de dieren zo weinig mogelijk te manipuleren (merk op: het hanteren van vuursalamanders is vergunningsplichtig en moet volgens een stikt protocol verlopen).

### 1.2.5.3 Levensloop en jaarcyclus

De levensloop van de vuursalamander is uniek voor alle salamanders ter wereld. Zijn ontwikkeling kent namelijk geen (uitwendig) eistadium: kieuwendragende larven komen ter wereld (bij de geboorte breken ze uit een vliezig “eiomhulsel”; d.i. larviparie, eerder bekend als ovoviviparie of eierlevendbarendheid). Sommige ondersoorten en verwante soorten slaan zelfs het larvenstadium over en zetten meteen (een klein aantal) juvenielen op de wereld (d.i. juviparie, eerder bekend als viviparie of levendbarendheid terwijl echte viviparie uitwisseling van voeding- en afvalstoffen met het moederdier tijdens de embryonale ontwikkeling via een placenta impliceert).

De duur van het larvenleven is afhankelijk van het moment in de seizoenen waarop de larven werden afgezet en hoe zich dit vertaalt in het mogelijke tijdsvenster om aan land te gaan. Soms worden uitzonderlijk grote larven gevonden die tot ongeveer een jaar in het water kunnen doorgebracht hebben. Dit is wellicht vooral een gevolg van periodes van droogte of vorst, die het aan land gaan onaantrekkelijk maken. Dergelijke periodes zullen het verloop van de ontwikkeling van een larve voornamelijk doen afwijken wanneer die eerder laattijdig werd afgezet. Een belangrijke rol wordt ook gespeeld door lokale omstandigheden zoals de mate van

permanentie van het water, de watertemperatuur en het voedselaanbod (Thiesmeier, 1988). Limongi et al. (2015) vonden dat larven sneller groeien wanneer er meer voedsel beschikbaar was. Experimenteel onderzoek toonde aan dat bij hogere dichtheden aan larven de groei (maar niet de biomassa) versnelt (Csillery & Lengyel, 2004). De larvale groei wordt sterk bepaald wordt door initiële watertemperatuur en beïnvloedt de efficiëntie van de voedselopname: bij te lage temperaturen verloopt de predatie op muggenlarven trager, zelfs als die in overmaat beschikbaar zijn (Reinhardt et al. 2015). Ruwweg duurt het larvenleven in onze contreien wellicht meestal 3 tot 5 maanden.

Bij grotere dichtheden zouden larven kannibalisme trachten te ontvluchten door zich sneller te ontwikkelen en bij kleinere grootte en lagere biomassa (vervroegd) aan land te gaan. De grootte waarbij de dieren tot de metamorfose overgaan en het landleven beginnen is dan ook variabel, maar gewoonlijk is dit bij een lengte van 4-7 cm. Rond de metamorfose eten de dieren amper of niet en kunnen ze zo 15-20 % lichaamsgewicht verliezen (Thiesmeier, 1988). In deze periode neemt het gele pigment ook meestal duidelijk toe. Deze toename hangt wellicht eerder samen met de lichaamsgrootte dan met het precieze tijdstip van het aan land gaan. Pas uit het water gekomen jonge dieren kunnen dus variëren van relatief klein en (nog) donker gekleurd tot wat groter en met vrij veel geel pigment.

Vanaf ongeveer 6 cm zijn het gros van de jonge dieren een pak geler dan hun volwassen versie, waarbij de gele kleur (meer dan bij adulte dieren) ook delen van het midden van de rug beslaat. Onderzoek stelt dat dit oorspronkelijke geelaandeel onder invloed zou staan van de kleur en aard van de bodem van het waterlichaam waarin het dier als larve leefde. In de juveniele/subadulte periode maken de dieren de snelste groei door en verandert het vlekkenpatroon tot zijn (quasi) stabiele adulte vorm, waarbij het geelaandeel doorgaans afneemt en het centrale deel van de rug meestal zwart is. In sommige, duidelijk schaarsere gevallen kan de heldere kleur echter ook merkkelijk toenemen.

Geslachtsrijpheid wordt in onze streken (naar alle waarschijnlijkheid) meestal op een leeftijd van ca. 4-6 jaar bereikt (vrouwtjes wellicht iets later dan mannetjes). Het is niet makkelijk geslachtsrijpheid vast te stellen in het veld. Ook de leeftijd van een dier kan niet rechtstreeks in het veld bepaald worden. Er kan slechts een aanname worden gedaan op basis van de lichaamslengte, ook al is er geen echt vaste lengte waarbij geslachtsrijpheid intreedt. Bij vrouwtjes treedt deelname aan de voorplanting voornamelijk op vanaf 15-16 cm.

Paringsbereide mannetjes staan vaak met gestrekte voorpoten op de uitkijk op een min of meer open plek, een beetje zoals ook de mannetjes van de gewone pad (*Bufo bufo*) dat doen. In die periode zouden ze zelfs enigszins territoriaal gedrag vertonen, al lijkt dat bij ons minder uitgesproken dan bv. bij vuursalamanders uit het noordoosten van Spanje of bij verwante soorten uit de Alpen. Gevechten tussen mannetjes (zie Kästle, 1986) worden (althans in onze streken) niet zo vaak waargenomen (**Figuur 31**). Deze kunnen moeilijk te onderscheiden zijn van paringspogingen tussen twee mannetjes. Volwassen vuursalamanders lijken in staat geurstoffen van het andere geslacht te detecteren en lijken deze te prefereren (Caspers & Steinfartz, 2011).





**Figuur 31** Vechtende mannetjes.

De eveneens schaars waargenomen paring (**Figuur 32**) gebeurt op het land, waarbij het mannetje onder het vrouwtje kruipt en haar in een houdgreep neemt (paringsomklemming of amplexus). Na wat ritmische zijwaartse bewegingen dropt hij een zaadpakketje (spermatofoor) op de bosbodem, dat zij dan met haar cloaca opneemt. Daarna worden de eicellen/eieren inwendig bevrucht (in het moederdier). Vrouwtjes kunnen sperma van meerdere mannetjes meedragen en kunnen dit een tijd bewaren. Zo kunnen ze dus tot op zekere hoogte sturen wanneer het zaad voor de feitelijke bevruchting ingezet wordt en kunnen larven uit eenzelfde worp verschillende vaders hebben (Steinfartz et al. 2006, Caspers et al. 2014). Dit bleek ook uit eigen genetisch onderzoek met beperkte merkerset (Franken 2012) en met uitgebreide merkerset op dode vrouwtjes van Meerdaalwoud waarbij niet-afgezette larven na dissectie genetisch op meervoudig vaderschap wezen (ongepubliceerde gegevens INBO).





**Figuur 32** Parende vuursalamanders, mannetje onderaan.

Na de bevruchting volgt de embryonale ontwikkeling. Bij geschikte omstandigheden (met name beschikbaarheid van geschikt water) en wanneer de larven voldoende ontwikkeld zijn, begeeft het zwangere vrouwtje zich naar het water en gaat meestal slechts met het achterste deel van haar lichaam te water (**Figuur 33**). De voorkeur gaat naar vrij ondiepe en luwe zones.



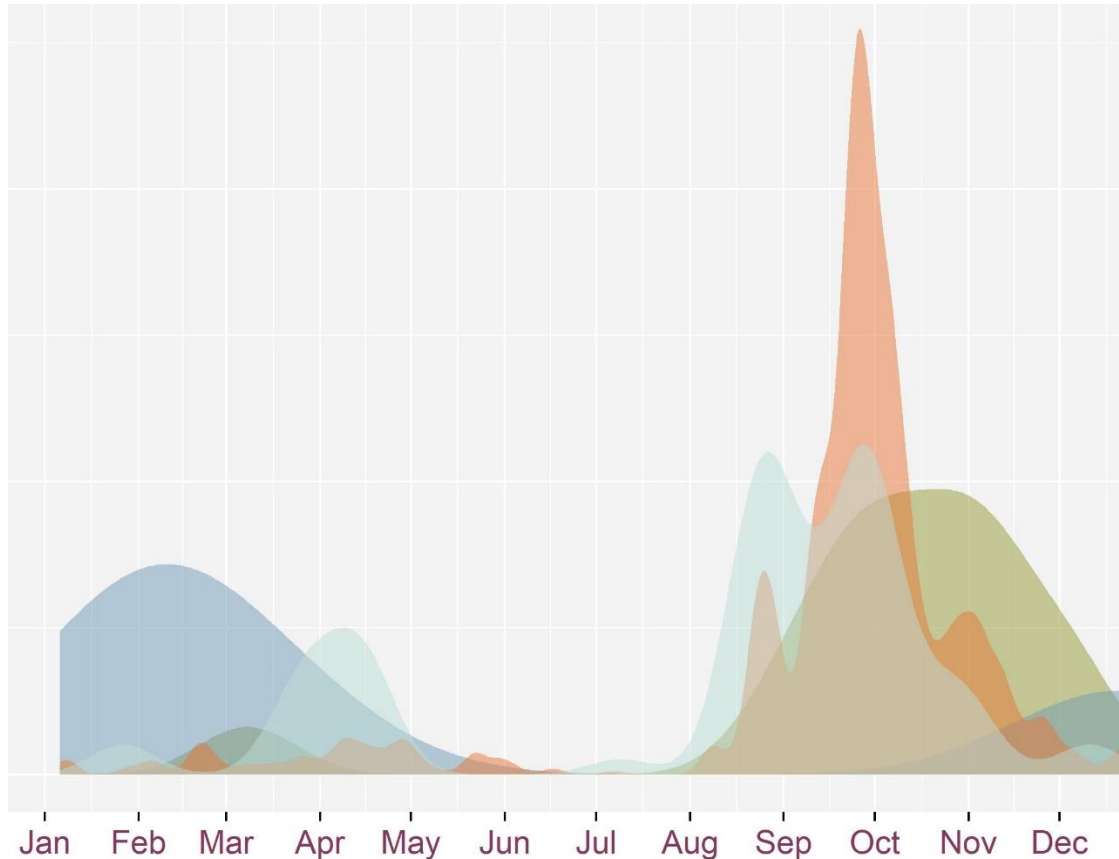
**Figuur 33** Vrouwtje vuursalamander bij afzet van larven in beek.





Vrouwtjes kunnen het baren uit stellen (Bayliss, 1940), bv. als in een droge lente de larven in het moederdier pas laattijdig groot genoeg zijn om af te zetten.

**Figuur 34** geeft de spreiding doorheen het jaar per gedrag dat in verband staat met voortplantingsgedrag weer, zoals waargenomen tijdens meerjarig onderzoek in het Luisdonkbos (Merelbeke).



**Figuur 34** Relatieve spreiding van voortplantingsgerelateerd gedrag van adulte vuursalamanders zoals waargenomen in Luisdonkbos (2008-2021). Donkerblauw: larvenafzet (vrouwtjes); lichtblauw: interacties (waaronder gevechten) tussen mannetjes, oranje: mannetjes op uitkijk voor partner (met gestrekte voorpoten), groen: paringen.

Het aantal larven per vrouwtje kan sterk variëren (volgens Duits onderzoek van 8 tot 75, maar meestal 15-40) (Thiesmeier & Grossenbacher, 2004). Aangezien larven uit een groot legsel doorgaans kleiner zijn dan die uit een kleiner legsel, levert de grootte van een larve slechts een beperkte indicatie voor zijn ouderdom (**Figuur 35**). Het aantal larven is positief gecorreleerd met de grootte van het moederdier (Klewen, 1985). Meteen na het afzetten van het legsel gaat reeds veel energie naar de aanmaak van nieuwe eicellen. Het voedsel (kwantiteit en voedingswaarde) dat het vrouwtje in die periode opneemt zal de grootte en conditie van haar volgende worp bepalen.



**Figuur 35** Twee larven van ongelijke grootte. Door grote variatie in legselgrootte, is de lichaamsgrootte slechts beperkt indicatief voor de leeftijd.

Heel wat vrouwtjes zetten hun volledige legsel af in één nacht, maar de meeste doen er langer over (al gaat het meestal over minder dan tien dagen) (Thiesmeier 1988). Eigen gegevens (genetisch onderzoek larven 2011) geven aan dat doorgaans de meeste larven worden afgezet in dezelfde waterpartij of in verschillende, weliswaar naburige wateren. Of kleinere, dan wel grotere, larven eerst worden afgezet, is controversieel. Uit eigen gegevens blijkt dat de meeste vrouwtjes in onze contreien elk jaar aan de voortplanting deelnemen, terwijl dat in hoger gelegen streken (bv. Pyreneeën) doorgaans slechts één keer per 2 jaar zou zijn (Joly 1968).

Terwijl sommige onderzoekers gewag maken van micro-evolutionaire processen, waarbij hetzelfde vrouwtje steevast in stilstaand of stromend water larven afzet (Steinfartz et al. 2007), contesteren anderen dit (Arntzen & van Belkom 2020).

Hoewel vuursalamanders in hoofdzaak landdieren zijn, kunnen ze wel zwemmen (**Figuur 36**).



**Figuur 36** Zwemmende vuursalamander.

Van de inheemse amfibiesoorten, heeft de vuursalamander de minst klokvastе jaarkalender. De timing van de hierboven beschreven gebeurtenissen is variabel en is wellicht afhankelijk van onder meer de (jaarlijkse verschillende) weersomstandigheden in bepaalde jaargetijden en de kenmerken van de voortplantingswaters (o.a. temperatuursverloop doorheen het jaar, inclusief of ze dichtvriezen en tot op welke diepte).

Veel van de beschikbare relevante literatuur stamt uit delen van Europa met een meer continentaal klimaat, met name Duitsland (o.a. Klewen 1985, Seifert 1991), maar ook Wallonië (Denoël 1996), waar de doorgaans harde(re) winter activiteit in dat deel van het jaar uitsluit. In dergelijke streken lijkt de regel dat de meeste larven worden afgezet na de wintervorst (meestal februari-mei). Metamorfose lijkt dan voornamelijk op te treden van juni tot augustus. Paringen zouden vooral voorvallen van juli tot september.

In Vlaanderen worden echter duidelijke afwijkingen op dit patroon waargenomen. Ons eerder Atlantisch beïnvloed klimaat met zijn zachtere winters laat in Vlaanderen toe dat in de late herfst en de winter reeds behoorlijk wat larven worden afgezet. Een vergelijkbare fenologie werd beschreven uit een eveneens klimatologisch mildere Franse regio (Bellenoue et al. 2006). Nog anders lijkt het te lopen in omstandigheden waarbij het voortplantingswater jaarrond een geschikte temperatuur en constante waterdiepte behoudt (bv. door instroom van kwelwater). Ook hier treden pieken van larvenafzet op in het late najaar en het vroege voorjaar (duur en grootte afhankelijk van het weer in de winter), maar afzet en/of larven kunnen in principe nagenoeg het hele jaar door worden vastgesteld. Het valt niet uit te sluiten dat in deze timingsaangelegenheden zelfs verschillen bestaan tussen Vlaamse populaties onderling.

Elke vereenvoudigde beschrijving van de jaarcyclus geeft slechts een gemiddelde trend aan – zoals veel amfibieënsoorten, kan ook de vuursalamander flexibel omspringen met zijn levenscyclus, waardoor in theorie gedurende het hele jaar larvenafzet, paringen en andere activiteiten zouden kunnen plaatsvinden. Algemeen kunnen we er echter van uit gaan dat de



adulte activiteit pieken vertoont in het voorjaar en de herfst, waarbij die laatste piek kan doorlopen in milde winters.

Hoewel de gemiddelde volwassen leeftijd doorgaans wellicht lager ligt dan tien jaar, kunnen vuursalamanders in het wild meer dan 20 jaar worden (Thiesmeier & Grossenbacher, 2004). Enkele terrariumdieren werden zelfs ouder dan 50 jaar.

### 1.2.6 Aantallen, dichtheden en populatiesamenstelling



**Figuur 37** Vuursalamanders verzameld bij genetische bemonstering.

De dichtheid waarmee adulte vuursalamanders in een bos voorkomen is doorgaans niet homogeen, maar onder meer gekoppeld aan de nabijheid van geschikt voortplantingswater. Sommige auteurs stellen dat open plekken en met name bosranden een bijzondere rol spelen (Bellenoue et al. 2006), eventueel omdat open terrein adulte dieren beter in staat stelt een partner te zoeken en misschien ook omdat de temperatuur hier soms iets hoger kan liggen. Er bestaan indicaties uit Vlaamse populaties die het (minstens lokale) belang van bosranden bevestigen.

Dichtheidschattingen in de literatuur lopen sterk uiteen van enkele tientallen tot meer dan 400 dieren per hectare (Thiesmeier & Grossenbacher, 2004). Gedegen schattingen uit Vlaanderen waren voorafgaand aan dit onderzoek niet beschikbaar. Gedegen monitoring ontbrak tot vóór 2016, wat veralgemening uitsloot. Sinds 2016 startte het monitoringsmeetnet (zie beknopte weergave resultaten onder 2.3.1) waarvoor het protocol beschreven staat in Speybroeck et al. (2020). De dichtheden lijken sterk uiteen te lopen: van meer dan 20 dieren per 100 m tot 10 keer minder.

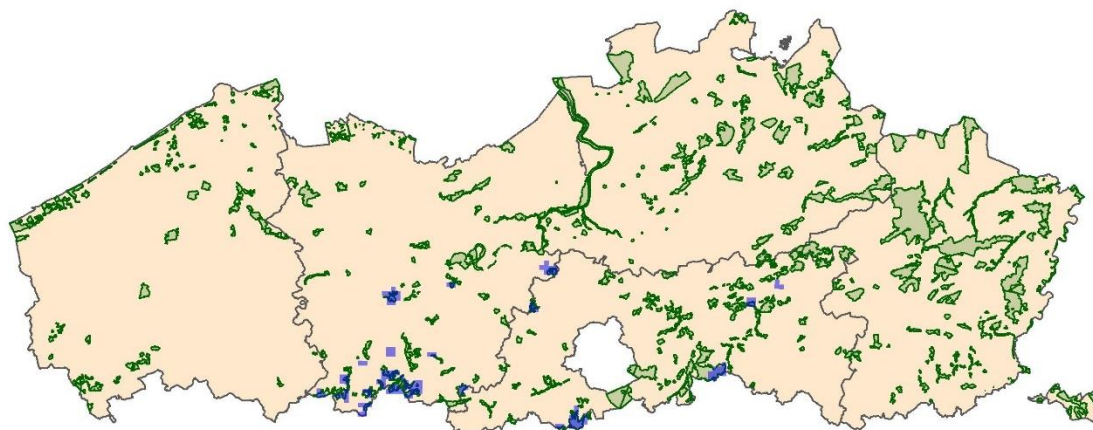


De verhouding tussen het aantal mannetjes en het aantal vrouwtjes (sex-ratio) benadert 1:1 (Rebello & Leclair, 2003) of geeft een overtal aan mannetjes aan (Seifert, 1991: 1:1.24; eigen data Luisdonk: 1:1.35), al zijn vrouwtjes doorgaans minder vlot 'detecteerbaar'. Eigen langlopend onderzoek in Merelbeke toont aan dat de verhouding in actieve mannetjes ten opzichte van actieve vrouwtjes varieert doorheen het jaar (zie 2.3.3.3). Tijdens de herfstpiek is het relatieve overwicht aan mannetjes onder de actieve dieren het grootst. Dit is vooral duidelijk tijdens de aanvang van deze piek (meestal in september). De vrouwtjes maken in de winter en lente een grotere proportie van de actieve dieren uit dan in de herfst, wat mogelijk samenhangt met de verplaatsingen gekoppeld aan het afzetten van de larven. Dit lijkt vooral duidelijk bij de eerste activiteit na vorstperiodes.

Juveniele dieren maken een duidelijk kleiner deel van de waargenomen dieren uit. Hoe dat precies komt, is moeilijk na te gaan. In de eerste plaats zijn ze natuurlijk moeilijker waar te nemen omwille van hun geringe grootte. Bovendien wordt aangenomen dat ze een meer verborgenswijze vertonen. Geopperde verklaringen hiervoor zijn een lagere nood om rond te kruipen (geen voortplanting-gerelateerde activiteit, hoewel jonge dieren vaak in belangrijke mate bijdragen tot de natuurlijke verbreiding van soorten) en het vermijden van kannibalisme. Daarnaast suggereert (beperkt) onderzoek dat juvenielen werkelijk (en niet enkel schijnbaar) schaarser zijn. De jongere stadia zijn sowieso kwetsbaarder, dus treedt er onder deze veel meer sterfte in op. In tegenstelling tot bij volwassen dieren, kan de graad van overleving van larven en juvenielen sterk schommelen tussen jaren. In combinatie met de hoge leeftijd die volwassen dieren kunnen bereiken, is het dus mogelijk dat de adulte leeftijdsklasse jaar na jaar gestaag wordt aangevuld met een jaarlijkse cohorte van (relatief minder abundante) overlevenden van de pre-adulte stadia. Na verloop van tijd zou dit dan het gekende beeld van een overmaat aan volwassen dieren opleveren.

### 1.2.7 Bescherming en bedreigingen

Het gros van de vuursalamanderpopulaties is gelegen in de Speciale Beschermingszones van de Habitatrictlijn (Figuur 38).



**Figuur 38** Recente verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen (2011-2020) als 1 km x 1 km raster (blauw - gegevens: Natuurpunt) in combinatie met de Natura2000-gebieden (Speciale Beschermingszones - groen).

De vuursalamander is niet opgenomen in de Bijlagen II of IV van de Habitatrictlijn, maar wel in het Besluit van de Vlaamse Regering van 15 mei 2009 met betrekking tot soortenbescherming

en soortenbeheer (“Soortenbesluit”, vervangt sinds 1/9/2009 het KB van 22/9/1980) en werd als prioritaire soort voor het Vlaams natuurbeleid naar voren geschoven.

Door het Soortenbesluit worden alle inheemse amfibieën, inclusief de vuursalamander, bij wet beschermd. Zo is het verboden om deze dieren opzettelijk te vangen, te doden, of opzettelijk en betekenisvol te verstoren (in het bijzonder tijdens de perioden van voortplanting, de afhankelijkheid van de jongen, de overwintering en tijdens de trek). Bovendien is het verboden om inheemse amfibieën te bezitten, te vervoeren, te verhandelen of te ruilen. Uit dit Soortenbesluit vloeit o.a. voort dat de soorten niet uit de natuur mogen worden weggevangen, noch verkocht worden. Het Besluit voorziet in een aantal afwijkingsmogelijkheden maar deze zijn zeer sterk afgelijnd en kunnen enkel worden verleend door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB).

De recentste Rode Lijst van de amfibieën en reptielen van Vlaanderen noemt de vuursalamander ‘kwetsbaar’. De soort is aangeduid als provinciale prioritaire soort voor de provincie Oost-Vlaanderen (Maes et al. 2021). De soort is in Vlaanderen even schaars geworden als haar habitat. Verlies aan kwaliteit en kwantiteit van de hierboven beschreven habitats hebben het Vlaamse areaal herleid tot een grotendeels versnipperde toestand. Deze versnippering maakt de populaties kwetsbaar. In combinatie met de beperkte verplaatsingscapaciteit van de soort belemmeren te grote te overbruggen afstanden doorheen ongeschikt leefgebied de uitwisseling van individuen en genetisch materiaal. Ook het (her)bevolken van geschikt habitat (bv. na lokaal uitsterven) is hierdoor moeilijk en vaak onmogelijk. Bovendien zorgt ons uitgebreid wegennetwerk voor sterfte van dieren die zich toch verder verplaatsen. Mannetjes gebruiken wegen vaak als uitkijkpunt (zoals padden dat ook doen, zie hoger) en kunnen dan dood gereden worden (**Figuur 39**) (Vincenz 2005). Ook zwervende juvenielen zijn courante verkeersslachtoffers.



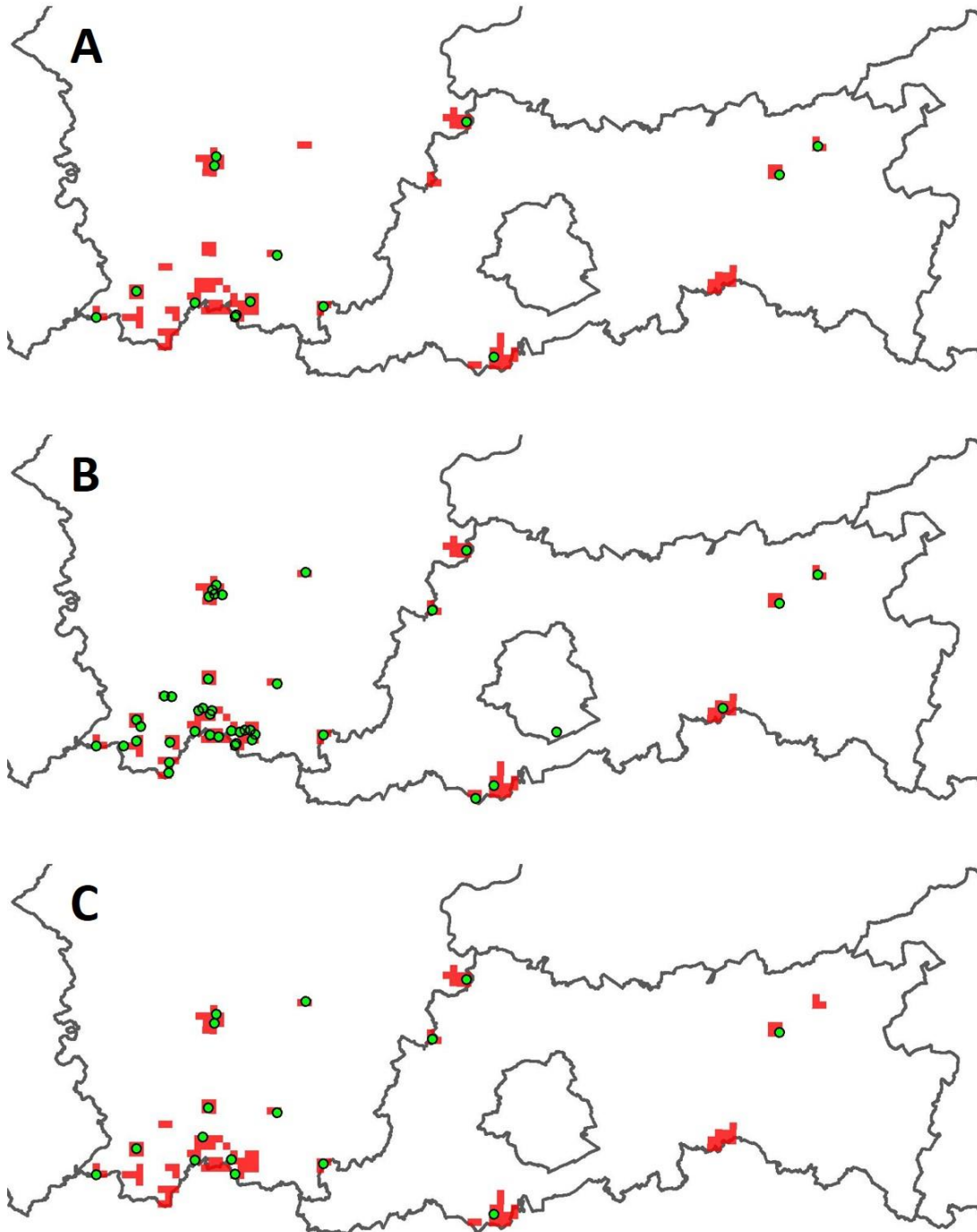
**Figuur 39** Vuursalamander als verkeersslachtoffer.

Sommige populaties kennen nog steeds hoge dichtheden en beschikken over veel geschikte waterhabitat en een ongeschonden landhabitat, terwijl andere populaties klein zijn en het verlies van een enkel geschikt voortplantingswater ernstige gevolgen kan hebben op het voortplantingssucces van de volledige populatie. Zonder voldoende kwaliteitsvolle habitats (zie hoger) kan de soort niet voortbestaan. Door hun lange levensduur kunnen adulte dieren jaren in een gebied zonder geschikte waterhabitat aanwezig blijven, terwijl de voortplanting mogelijk jaarlijks faalt door onder meer te hoge waterdynamiek of een problematische waterkwaliteit. Het rooien van bos, voornamelijk in de nabijheid van het voortplantingswater, is ook ongewenst. Hoewel vrij arbeidsintensief, werd door het aanleggen en/of onderhouden van kleine waterhoudende poeltjes of karrensporen in minstens twee Oost-Vlaamse bossen en één Vlaams-Brabants bos een gestage toename van de larvenafzet waargenomen. Om geschikte karrensporen in stand te houden of nieuwe aan te leggen kan het volstaan om er in de late herfst of vroege winter een paar keer door te rijden met een zwaar voertuig. Een eenvoudige kleine stuw kan luwe bospoelen in de loop van een beekbedding creëren en pas na de metamorfosepiek (of niet) laten droogvallen. Dergelijke kleinschalige initiatieven kunnen vaak het verschil maken. We gaan hier in meer detail op in de beheerrichtlijn.

Een nieuwe, zeer ernstige dreiging wordt gevormd door een pas in 2013 beschreven schimmelsoort, *Batrachochytrium salamandrivorans*, kortweg Bsal (Martel et al. 2013). Het gaat om een naaste verwant van een andere chytridschimmel (*B. dendrobatidis*, Bd) die in Centraal-Amerika maar ook in vele andere delen van de wereld tot grote sterfte van amfibieën en zelfs het uitsterven van soorten leidde. De nieuwe schimmel vind zijn oorsprong in Azië (Martel et al. 2014) en werd ontdekt in Nederland. Daar bleek deze de oorzaak van een terugval van de lokale vuursalamanderpopulatie naar 4% van haar oorspronkelijke omvang over een periode van slechts vier jaar (2010-2013; Spitzen-van der Sluijs et al. 2013). In Duitsland werden talrijke uitbraken vastgesteld in het Ruhrgebied en de Eifelregio, alsook meer geïsoleerd tot in het zuiden (Beieren) (Lötters et al. 2020; Vences & Lötters, 2020). Verder zuidwaarts is er een uitbraakgeval gekend in Catalonië, Spanje (Martel et al. 2020). Eind 2013 werd nabij Eupen het eerste voorkomen van deze schimmel in België vastgesteld. Sindsdien is sterfte van vuursalamanders gelinkt aan deze schimmel waargenomen op minstens zes plaatsen in Wallonië (Eupen, Robertville, Luik, Dinant, Olne, Sprimont). In Vlaanderen vond vooralsnog geen uitbraak plaats. Gezien de dramatische impact van deze schimmel in Nederland en de gedocumenteerde snelle voortschrijding van diens reeds langer gekende verwant, verdient de aanwezigheid van deze schimmel in regio's in de directe omgeving van Vlaanderen bijzondere aandacht. Het ANB werkte samen met experts ter zake een aangepast [hygiëneprotocol](#) uit. Bovendien geldt een [federaal actieplan](#) dat momenteel aan herziening toe is (initiële looptijd 2017-2022). Als onderdeel van het 'early warning' protocol kunnen verdachte zieke/dode vuursalamanders met foto gemeld worden aan [meldpuntziekeamfibieen@ugent.be](mailto:meldpuntziekeamfibieen@ugent.be). Kadavers kunnen ingestuurd worden volgens het [protocol](#). Een Europees project rond Bsal is te vinden op <http://bsaleurope.com>.

## 2 ONDERZOEK

Binnen deze opdracht werd onderzoek uitgevoerd inzake habitat (2.1), genetica (2.2) en populatiemodellering (2.3). **Figuur 40** geeft een overzicht van de onderzochte populaties per onderzoeksonderdeel.



**Figuur 40** Situering van de onderzochte populaties inzake habitat (A), genetica (B) en populatiemodellering (C).



Bij het genetische luik werd een totaalbemonstering nagestreefd (alle populaties), terwijl bij de andere luiken een representatieve, geografisch gespreide steekproef werd beoogd (**Tabel 1**).

**Tabel 1** Bosgebieden en hun afkortingen, met aanduiding van hun rol in voorliggende onderzoek (habitat: deel van onderzoeksluik habitatkenmerken, genetica: bemonsterd in het kader van het genetisch onderzoek, popmod: onderzocht in het kader van populatiemodellering).

code	locatie	habitat	genetica	popmod
BEG	Begijnenbos			
BOU	Bouvelobos			
BRA	Brakelbos		x	
BRO	Brouwierbos (Gerrebroekbeek)		x	
BRU	Bruinbos		x	
BTR	Bos Terriest	x	x	x
BUG	Buggenhoutbos	x	x	x
BUR	't Burreken		x	x
EEK	Eeckhoutbos		x	UGent
FAY	Fayte		x	
GAN	Ganzenberg		x	
HAL	Hallerbos	x	x	x
HAY	Hayesbos		x	x
HBB	Harentbeekbos & Makegebos		x	
HEY	Heynsdaele		x	
HGG	Heilig Geestgoed	x	x	x
HOO	Hoog Deurne - Tombele		x	
HOT	Hotond / Ingelbos / Wittentak		x	
KAN	Hauwstraat/Kanakkendries		x	
KAP	Kapellenbos	x	x	x
KLU	Kluisbos	x	x	x
KRA	Kravaalbos		x	x
KVH	Kasteel van Horst	x	x	x
LBL	Longkruidbosje Ladeuze		x	UGent
LDB	Nerenbos & Luisdonk	x	x	x
LEM	Lembeekbos		x	
LOU	Bois de la Louvière/Livierenbos		x	
MAK	Makenbos		x	
MDW	Meerdaalwoud (Mollendaalbos)		x	
MON	Montenakenbos	x	x	
MUZ	Muziekbos		x	
PAA	Paapschure-Noord (Kuitholbos)		x	
PAR	Parkbos	x	x	x
PLA	Plaatsbeek (Bos de Kollebroeken)		x	UGent
PRI	Parikebos	x	x	
PYR	Pyreneeën (Ter Guchten)		x	



RAS	Raspaillebos	x	x	x
SBB	Perlinkvallei ("Maalbroekbos", Sint-Blasius-Boekel)		x	x
SME	Smetledebos		x	x
SPI	Elenebos (Spijkerbos) / Paapschure Noord	x	x	x
STE	Steenbergbos		x	
TRI	Trimpont	x	x	
WOL	Hul / Wolvenberg / Kanakkendries		x	
ZON	Zoniënwood		x	
ZOO	Zoot (Ossebeek, Leengoedhof)			

## 2.1 HABITATKENMERKEN EN BEHEERINVENTARISATIE

### 2.1.1 Habitatkenmerken

#### 2.1.1.1 Inleiding

De algemene kenmerken van vuursalamanderhabitats zijn vrij goed beschreven in de literatuur uit binnen- en buitenland (zie hoofdstuk 1). Wat ontbreekt, is een typering van de kenmerken van de microhabitats waar de volwassen populatie haar hoogste dichtheden bereikt. Zo is het gros van de op heden door de soort in Vlaanderen bezette bosgebieden goed gekend, maar is er geen informatie beschikbaar over waar binnen elk gebied de hotspots inzake densiteit aan volwassen dieren zich bevindt en welke elementen deze deelgebieden typeren.

Het onderzoek verricht binnen dit onderdeel is slechts verkennend. De tegenstelling tussen zones met hoge en lage densiteit (zie verder) dient idealiter te gebeuren op ruimere gegevensbeschikbaarheid voor elke site. Voor bepaalde habitatkenmerken zoals waterbeschikbaarheid en -kwaliteit beschikken we niet over de gegevens die relevant zijn voor deze langlevende soort.

#### 2.1.1.2 Materiaal en methode

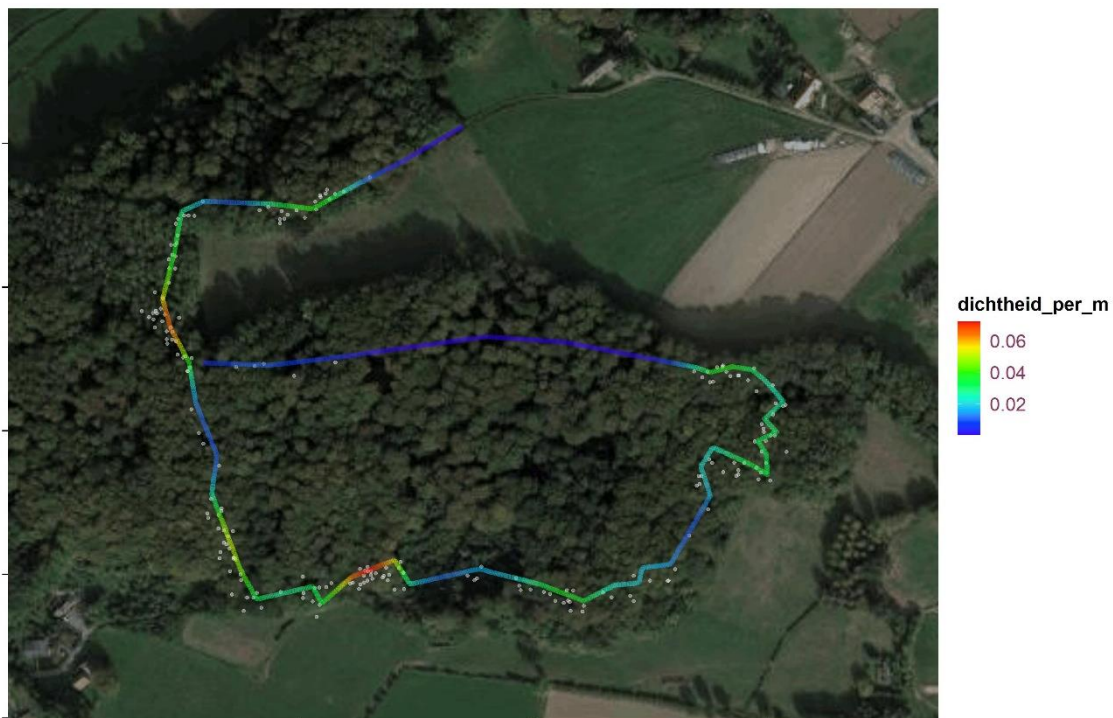
Ten behoeve van het vaststellen van dichtheitsbepalende habitatkenmerken selecteerden we in 14 bosgebieden telkens twee onderzoeksplots met hoge gekende relatieve dichtheid aan adulte salamanders alsook twee plots met lage dichtheid (**Tabel 2**). Om vooral de verandering in waterbeschikbaarheid doorheen de periode van de larvale ontwikkeling te kunnen opvolgen, werden alle plots twee keer bezocht: eerste keer eind februari tot begin maart (periode met hoge dichtheden aan larven) en een tweede keer in juni (periode waarin het leeuwendeel van de larven doorgaans het water heeft verlaten).

**Tabel 2** Bosgebieden waar habitatkenmerken werden onderzocht in telkens twee plots met hoge en twee plots met lage dichtheid aan adulte salamanders.

code	populatie	eerste bezoek	tweede bezoek
BTR	Bos Terrijsst	25/02/2021	14/06/2021
BUG	Buggenhoutbos	1/03/2021	18/06/2021
HAL	Hallerbos	26/02/2021	18/06/2021
HGG	Heilig Geestgoed	18/02/2021	14/06/2021

KAP	Kapellenbos	24/02/2021	15/06/2021
KLU	Kluisbos	22/02/2021	14/06/2021
KVH	Kasteel van Horst	4/03/2021	18/06/2021
LDB	Nerenbos & Luisdonk	23/02/2021	14/06/2021
MON	Montenakenbos	11/03/2021	18/06/2021
PAR	Parkbos	23/02/2021	15/06/2021
PRI	Parikebos	25/02/2021	15/06/2021
RAS	Raspaillebos	1/03/2021	15/06/2021
SPI	Spijkerbos (Elenebos)	22/02/2021	14/06/2021
TRI	Trimpont	24/02/2021	15/06/2021

Om de ligging van deze vier plots te bepalen, gebruikten we puntgegevens (coördinaten van individuele vuursalamanders) zoals deze werden verzameld tijdens gestandaardiseerde transecttellingen (zie 2.3.2.1). Deze tellingen werden uitgevoerd door INBO of in het kader van het Vlaams monitoringsmeetnet ([www.meetnetten.be](http://www.meetnetten.be)). Voor elk bosgebied werden de puntgegevens loodrecht geprojecteerd op het afgeleide transect. De dichtheid aan punten zetten we vervolgens om in een tweedimensionele heatmap, een “heatline” als het ware, waarbij de de gradiënt gaat van lage (blauw) tot hoge dichtheid (rood) (**Figuur 41**).



**Figuur 41** Voorbeeld van heatline en puntgegevens (Spijkerbos/Elenebos).

Langsheen deze heatline selecteerden we twee ‘hotspots’ (rood) en twee ‘coldspots’ (blauw), als uitersten van de langsheen het traject waargenomen dichtheden aan vuursalamanders. Aangezien we ook de numerieke densiteit aan salamanders berekenden, kunnen we de densiteiten binnen en tussen bosgebieden vergelijken als (relatieve) categorische (hoog versus laag) en als continue variabele (in aantal individuen per meter transect per telronde).

We kunnen geen aannames doen over de representativiteit van elk transect voor het volledige bosgebied waarin het gelegen is. Bovendien zijn de twee hotspots en twee coldspots vaak niet ruimtelijk onafhankelijk (geen ruimtelijke alternatie waarbij bv. een coldspot telkens tussen twee hotspots is gelegen). Toch laat deze aanpak toe om habitatkenmerken te onderzoeken op basis van geobserveerde, reële aanwezigheid van adulte dieren, wat tot dusver weinig of niet voor deze soort is gebeurd.

Elk van de vier plots (twee met hoge en twee met lage dichtheid aan salamanders) bestond uit twee subplots (**Figuur 42**). De subplots bevonden zich aan weerszijden van het getelde transect. Elke subplot mat 10 m op 10 m, waardoor elke plot 10 m bij 20 m mat.

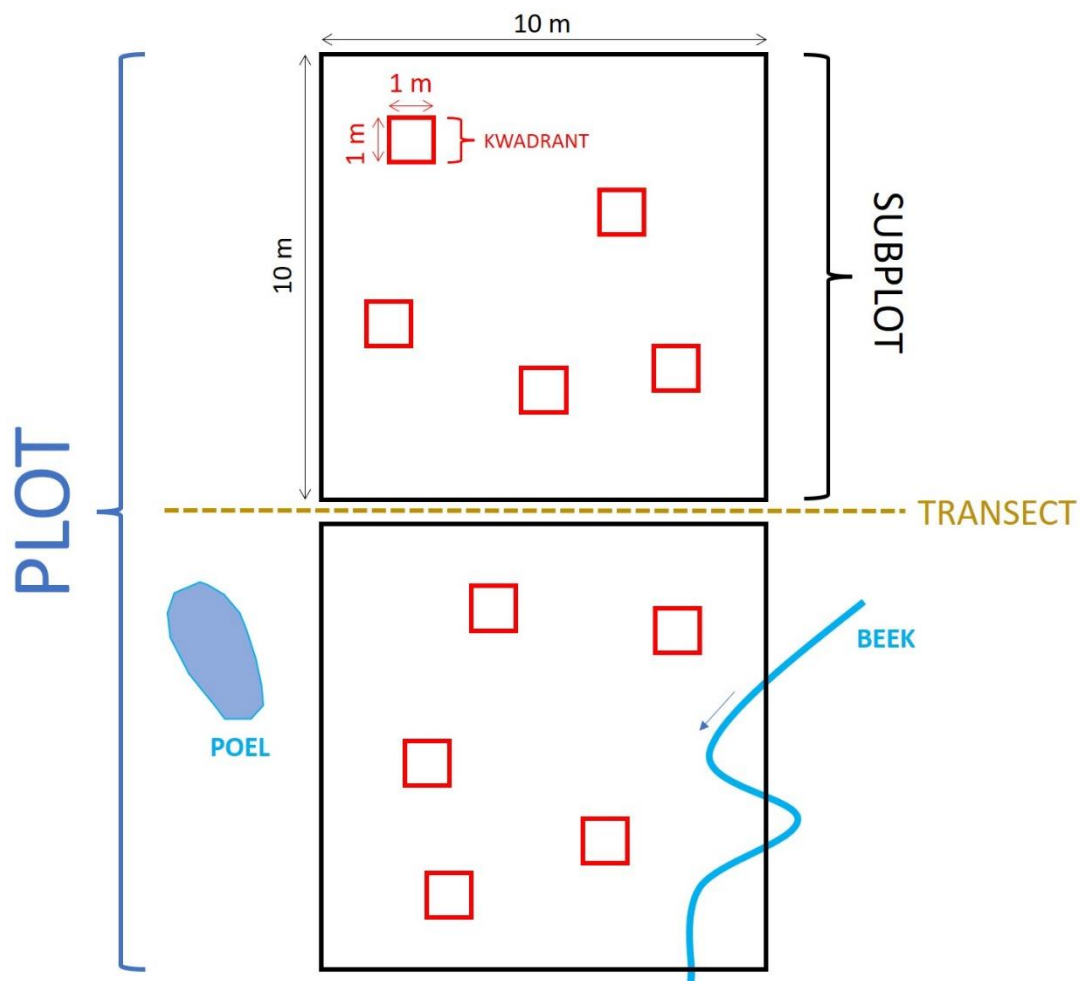


Een aantal habitatkenmerken werden genoteerd voor de volledige **plot**:

- Alle in de plot aanwezige bomen:
  - Soort
  - Omtrek op borsthoogte (cm)
- Kroonsluiting (% - visuele inschatting)
- Oppervlakte dood hout (stukken met diameter van minstens 10 cm) (m<sup>2</sup>)
- Hellingsgraad (afgeleid uit de Geopunt-kaartlaag "Hellingenkaart (Watertoets)" – geopunt.be, bron: Vlaamse Milieumaatschappij) (%)
- Aanwezigheid van microreliëf onder de vorm van kleine oneffenheden (20 cm hoogteverschil of meer) (aan/afwezig)

Een aantal habitatkenmerken werden genoteerd voor vijf random gekozen **kwadranten** van 1 m op 1 m per subplot (dus tien per plot):

- Kruidlaag:
  - Soortensamenstelling en bedekkingsgraad (% - visuele inschatting)
- Humus:
  - Dikte, gemeten op vijf random punten binnen elk kwadrant (cm)
  - Soortensamenstelling en aandeel (% - visuele inschatting)



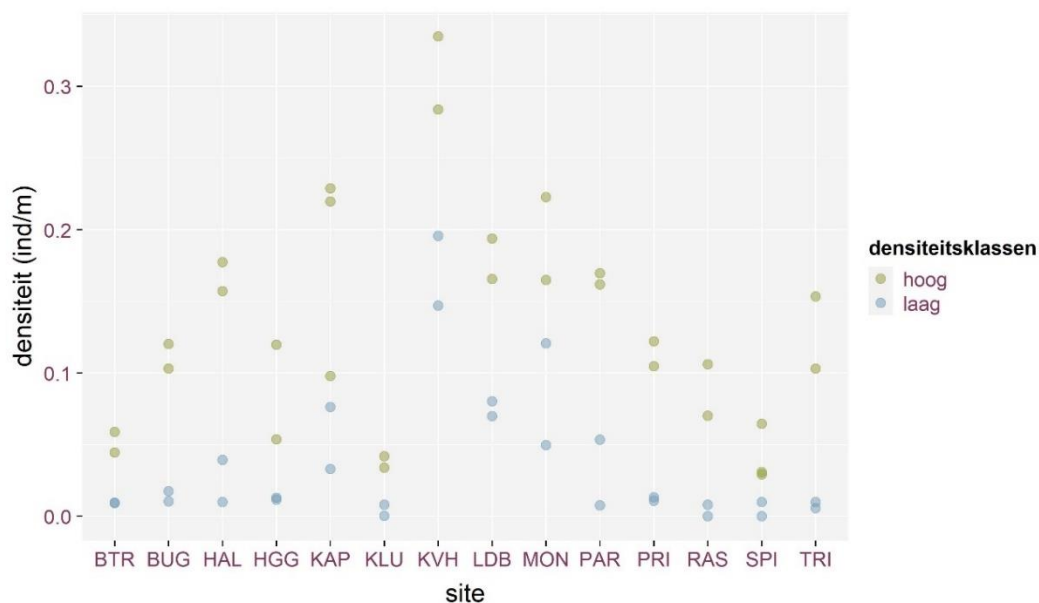
**Figuur 42** Schematische weergave van plot en plotonderdelen waarbinnen habitatkenmerken werden opgemeten.

Per aanwezige **waterpartij** (in de plot of tot op een afstand van 50 m ten opzichte van de plotranden) werd een aantal variabelen opgemeten:

- Type (gracht, beek, poel, karrespoor)
- Afstand tot de plot (m)
- Oppervlakte (m<sup>2</sup>)
- Beschaduwingsgraad (%)
- Maximale diepte (m)
- Vegetatiesamenstelling en bedekkingsgraad (%)
- pH
- Conductiviteit (µS)
- Zuurstofgehalte (% en g/l)
- Temperatuur (°C)

Met dit habitatonderzoek werd getracht adulte dichtheid aan habitatkenmerken te relateren. De beschikbare puntwaarnemingen zijn echter niet verzameld met deze doelstelling en hebben dan ook hun beperkingen. Zo is een transectbenadering ontoereikend om een vlakdekkend beeld te vormen van de dichtheid aan vuursalamanders doorheen de volledige habitat. De transectlengtes variëren van 700 tot 2300 m. Langsheen deze transecten is er geen groot aanbod van ruimtelijk alternerende hot- en coldspots, waardoor ruimtelijke onafhankelijkheid in het selecteren van de plots niet mogelijk was.

Ook de dichtheden van de (op basis van de heatlines) gekozen plots met hoge en lage dichtheden variëren sterk tussen de bosgebieden (**Figuur 43**). Lage dichtheden in het ene bos kunnen hoger liggen dan de hoge dichtheden in een ander bos (bv. Kasteel van Horst (Kasteel van Horst) versus Bos Terriest (Bos Terriest)). Bovendien is het bereik aan variatie in dichtheid binnen sommige bossen merkbaar kleiner dan in andere (bv. Hallerbos (Hallerbos) versus Spijkerbos/Elenebos (Spijkerbos/Elenebos)).



**Figuur 43** Dichtheid aan adulte vuursalamanders voor de vier plots van het habitatonderzoek per bosgebied. Legende bij sitenamen: zie **Tabel 2**. Door dichtheid zowel continu als categorisch te onderzoeken, brengen we de verschillen in definitie van hoge en lage dichtheid tussen bossen in rekening. Kapellenbos en Spijkerbos/Elenebos hebben elk een extra, vijfde plot.

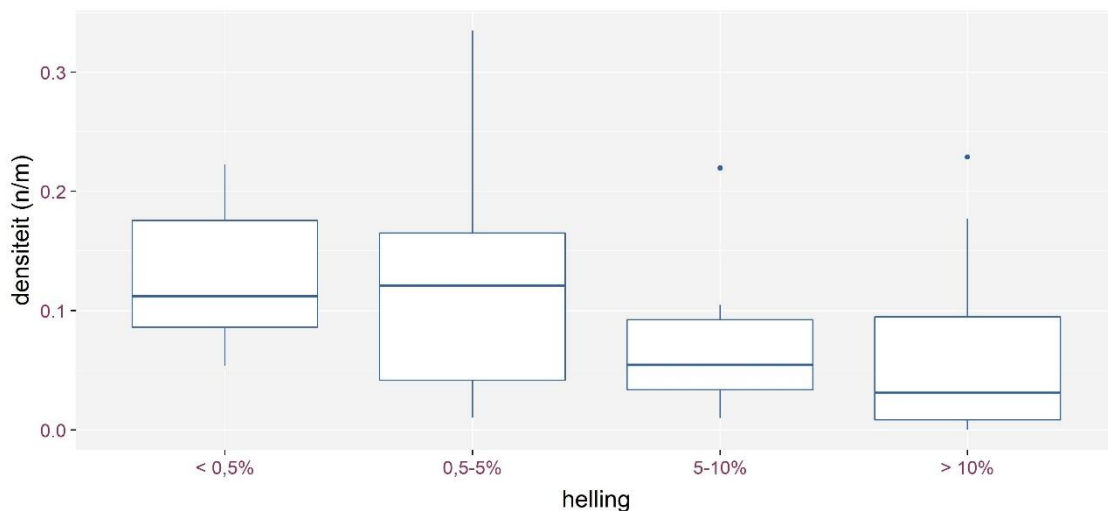
### 2.1.1.3 Resultaten en discussie

De plotkeuze in zones van hoge versus lage densiteit verschilt qua absolute densiteitswaarde tussen de bossen, maar door het relatief groot aantal bossen kunnen we densiteit als continue variabele beschouwen. Gezien de vermelde beperkingen van de verzamelde gegevens, werd beoogd om ruwe trends te ontwaren. Daarom is de bespreking van de resultaten van dit onderzoeksluik beschrijvend van aard.

Eerder dan in extenso alle opgemeten variabelen (zie hoger) grafisch weer te geven en te bespreken, wordt hier enkel deze toegelicht waar (ruwe) trends zichtbaar zijn. In verhouding met de veelheid aan gemeten variabelen, is het aantal hieronder besproken variabelen beperkt. De oorzakelijke verbanden die de densiteit aan vuursalamanders verklaren zijn dan ook meer dan waarschijnlijk aanzienlijk complexer dan één-op-één verbanden.

#### 2.1.1.3.1 Hellingsgraad

Plots met hogere hellingsgraad lijken lagere dichtheden aan vuursalamanders te herbergen dan vlakke plots (**Figuur 44**). Dit kan meerdere oorzaken hebben.

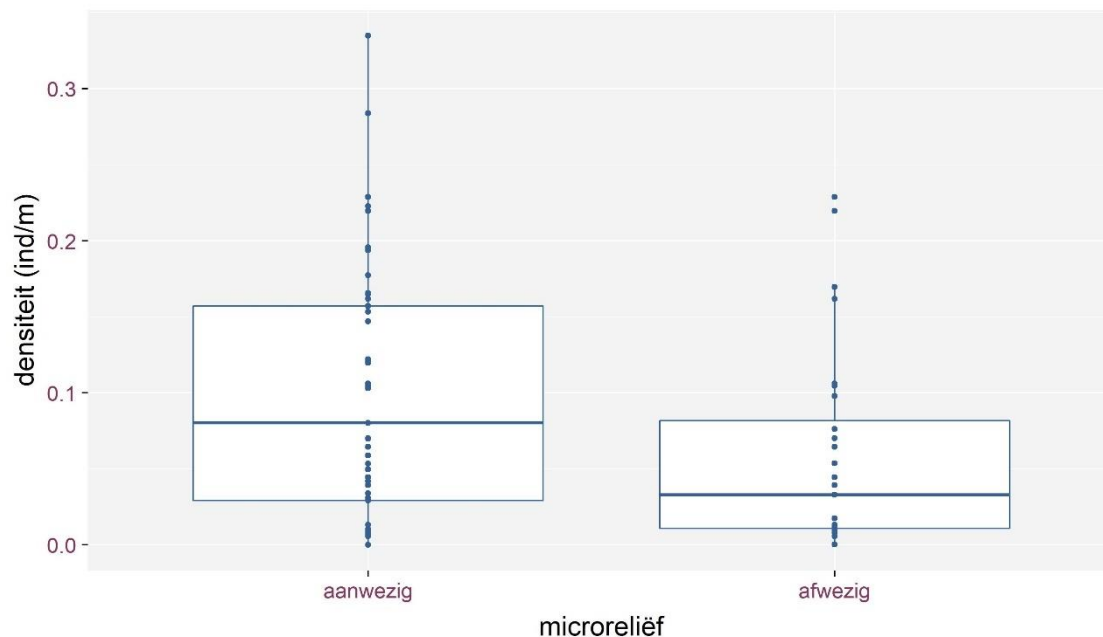


**Figuur 44** Densiteit van adulte vuursalamanders in functie van hellingsgraad.

Een aantal vlakke bosgebieden (bv. Nerenbos & Luisdonk, Buggenhoutbos, Kasteel van Horst) worden gekenmerkt door hoge dichtheden aan vuursalamanders. Vlakke gebieden met vuursalamanderpopulaties hebben doorgaans een groter aanbod aan voortplantingswater. De dikste humuspakketten bieden belangrijke schuilmogelijkheden voor volwassen vuursalamanders en zijn doorgaans aanwezig in zones met lage hellingsgraad.

#### 2.1.1.3.2 Microreliëf

Daar waar hellingsgraad negatief gecorreleerd lijkt met densiteit, lijkt de aanwezigheid van microreliëf (kleine hoogteverschillen van 20 cm of meer in de plots) positief (**Figuur 45**).



**Figuur 45** Densiteit van adulte vuursalamanders in functie van de aanwezigheid van microreliëf.

Kleine variaties in hoogte zoals kleine taluds en de hellende randen van (rabatten)grachten bieden vaak talrijke schuilmogelijkheden die zich situeren langsheen gradiënten in bodemvochtigheid. Dit stelt vuursalamanders in staat schuilplaatsen te vinden die voldoende buffering bieden tegen schommelingen in de luchttemperatuur en luchtvochtigheid.

#### 2.1.1.3.3 Waterbeschikbaarheid

Met de beschikbare gegevens is het moeilijk waterbeschikbaarheid te relateren aan de adulte dichtheden. Vuursalamanders kunnen in het wild makkelijk 10 jaar of ouder worden. De vastgestelde dichtheden zijn dan ook het gevolg van de waterbeschikbaarheid doorheen de jaren. Het opmeten van watervariabelen binnen de looptijd van dit project is dan ook in het beste geval benaderend. Toch lijkt een verband zichtbaar. Waterbeschikbaarheid wordt dan ook als één van de voornaamste kritische succesfactoren beschouwd voor het ontwikkelen en behouden van duurzame vuursalamanderpopulaties. Om een goede larvale overleving te verzekeren is beschikbaarheid van voldoende geschikt water van oktober tot mei van belang.

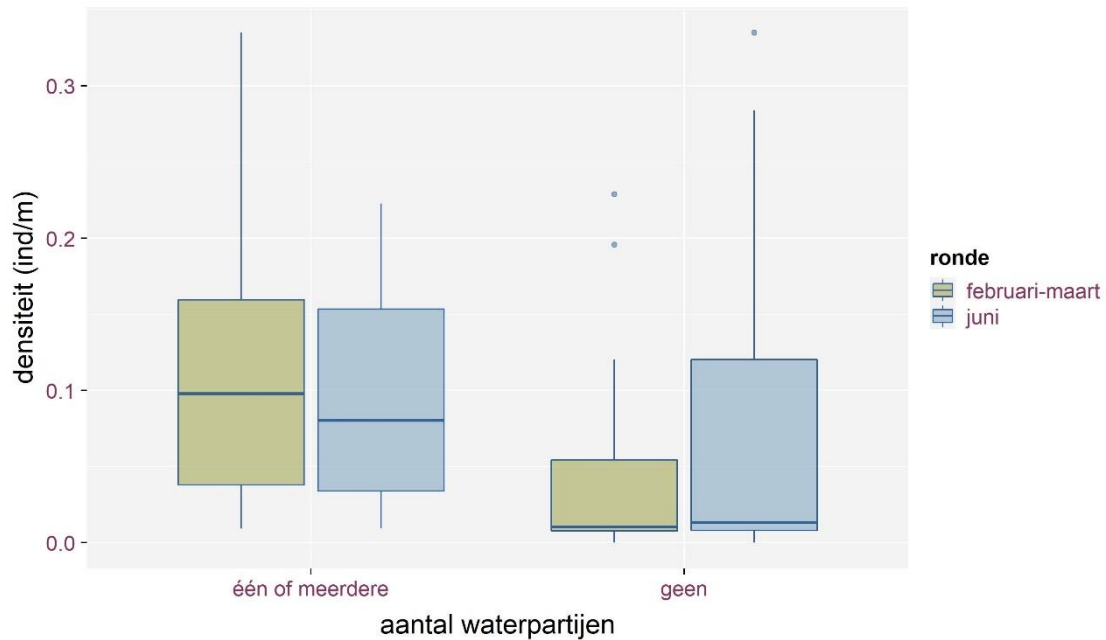
De gegevens van de eerste ronde van gegevensverwerving (februari-maart) laten duidelijk zien dat er hogere dichtheden aan vuursalamanders te noteren vallen in plots met water (**Figuur 46**). Geschikte waterhabitats zijn cruciaal voor de larvale levensfase van de vuursalamander en dus ook voor het duurzame voortbestaan van de populaties (zie hoger). Daarbij is het van belang dat er water beschikbaar is minstens van oktober tot en met mei. Hoewel dit enigszins verschilt tussen populaties en populaties met permanente beschikbaarheid van kwelgevoede waterpartijen mogelijk gedeeltelijk aangepast zijn (en dus minder cycliciteit in larvenafzet zouden kunnen vertonen). Ontbreken van waterbeschikbaarheid in februari-maart is dan ook suboptimaal tot ongeschikt te noemen.

Zelfs in het neerslagrijke jaar 2021 (waarin de gegevens verzameld werden) geeft een tweede rondgang in de maand juni aan dat meerdere waterpartijen tussen februari-maart en juni droogvielen. Het contrast in vuursalamanderdensiteiten tussen plots die in juni wel of geen water beschikbaar hebben is echter merkkelijk kleiner dat in februari-maart. Dit illustreert dat





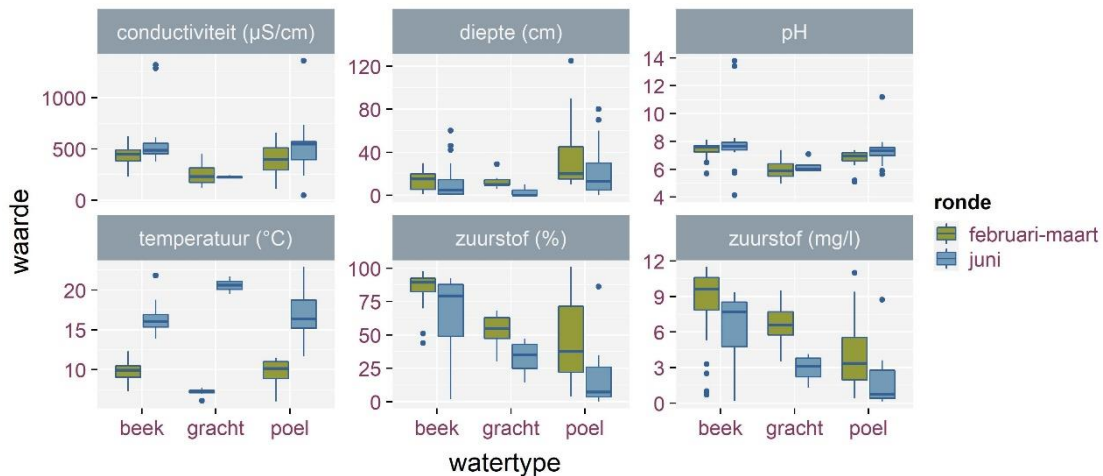
water niet het hele jaar door beschikbaar hoeft te zijn om toch hoge dichtheden aan vuursalamanders te kunnen ondersteunen.



**Figuur 46** Densiteit van adulte vuursalamanders in functie van waterbeschikbaarheid.

#### 2.1.1.3.4 Waterkenmerken

De verschillende opgemeten variabelen laten verschillen zien tussen de twee meetrondes en de verschillende types waterpartijen (**Figuur 47**), maar er valt geen noemenswaardige verband met de densiteit aan adulte vuursalamanders te noteren.



**Figuur 47** Waterkenmerken van waterpartijen in en nabij de op habitatkenmerken onderzochte plots.

#### 2.1.2 Beheerinventarisatie

Soortgerichte beheermaatregelen worden in tal van bossen uitgevoerd (Jacobs, 2008; Lambrechts et al. 2011). Dit beheer wordt door lokale noden geïnspireerd. Teneinde een



vollediger overzicht te krijgen van zowel de knelpunten als beheersmatige oplossingen, is via een beheerinventarisatie getracht de kennis te bundelen.

### 2.1.2.1 Materiaal en methode

Aangezien het binnen de scope van dit onderzoek niet mogelijk was elke populatie afzonderlijk te evalueren, werd een enquête opgesteld en verspreid onder de relevante actoren (professioneel en vrijwillig) voor iedere vuursalamanderpopulatie. De locatie-specifieke opgedane kennis wordt verder toegepast in de site specifieke beheerlijn (3.2).

De focus van de enquête ligt op het kennisniveau omtrent de lokale populatie en het beheer ervan. Daarnaast wordt ook gepeild naar de belangrijkste knelpunten. De acht vragen (**Tabel 3**) zijn open in te vullen, teneinde de antwoorden niet te beïnvloeden. De antwoorden op deze enquête zijn gebaseerd op de visie van de participant. Deze overlapt mogelijk niet (volledig) met de realiteit.

**Tabel 3** Vragen gesteld binnen de enquête.

Vraag 1	Bij welke vuursalamanderlocatie bent u betrokken (meerdere locaties mogelijk)?
Vraag 2	Wat is uw rol met betrekking tot de door u vermelde vuursalamanderlocatie (meerdere locaties mogelijk) (bv: ANB boswachter, Natuurpunt vrijwilliger, ...)?
Vraag 3	Hoe schat u het kennisniveau rond de verspreiding en ecologie van de vuursalamander in deze locatie(s) in (indien mogelijk met onderscheid tussen land- en waterhabitat)?
Vraag 4	Hoe schat u het kennisniveau rond gepast beheer in functie van de vuursalamander in deze locatie(s) in (indien mogelijk met onderscheid tussen land- en waterhabitat)?
Vraag 5	Worden er gericht beheer/inrichtingswerken uitgevoerd voor vuursalamander in deze locatie(s)? Zo ja, welke (indien mogelijk met onderscheid tussen land- en waterhabitat)?
Vraag 6	Zijn er concrete plannen rond toekomstige beheer/inrichtingswerken voor de vuursalamanderpopulatie in deze locatie(s) en zo ja, welke?
Vraag 7	Heeft u vragen of opmerkingen bij het beheer van de vuursalamanderpopulatie in aangegeven locatie(s)?
Vraag 8	Wat zijn naar uw mening de belangrijkste knelpunten voor de vuursalamanderpopulatie in aangegeven locatie (meerdere locaties mogelijk)?

### 2.1.2.2 Resultaten en discussie

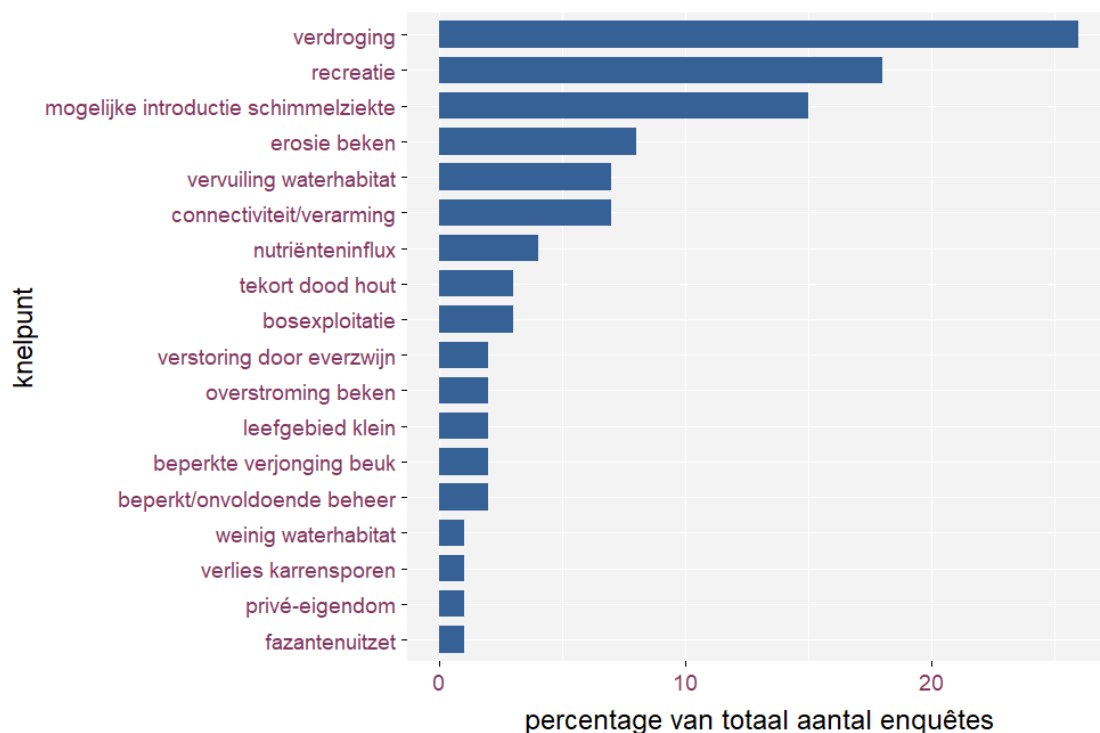
De enquête werd afgenomen in 2021. Achtendertig ingevulde enquêtes zijn teruggekomen, die betrekking hebben op 59 vuursalamanderlocaties, waarvan 32 unieke (86% van de op dat moment gekende vuursalamanderpopulaties). Voor zeventien locaties vulde meer dan één persoon een enquête in. Van de 59 besproken locaties zijn 21 ingevuld door professionelen (ANB, NP, INBO) en 38 door vrijwilligers waarvan het merendeel betrokken is bij het meetnet vuursalamander.

Het kennisniveau rond zowel de populatie als het beheer ervan werd gescoord op 5 op basis van de antwoorden. Het kennisniveau voor respectievelijk populatiekennis (4.1/5) en beheer (4/5) is hoog te noemen. Daartegenover staat dat 68% van de enquêtes aangaf dat er gericht beheer wordt uitgevoerd en 54% dat er in de toekomst bijkomend beheer uitgevoerd zou worden. Hierbij dient wel het verschil in betrokkenheid van de participanten bij het beheer in ogenschouw genomen te worden. Als we de vragen opsplitsen per groep kandidaten (professioneel en vrijwillig), blijkt dat de inschatting van het kennisniveau voor beide groepen gelijk is. De inschatting van het beheer daarentegen wijkt sterk af: respectievelijk 90% en 83% van de professionelen geeft aan dat er specifiek huidig en toekomstig beheer is, versus 47% en 30% van de vrijwilligers. Vermoedelijk is de reden hiervoor dat een deel van de vrijwilligers in

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

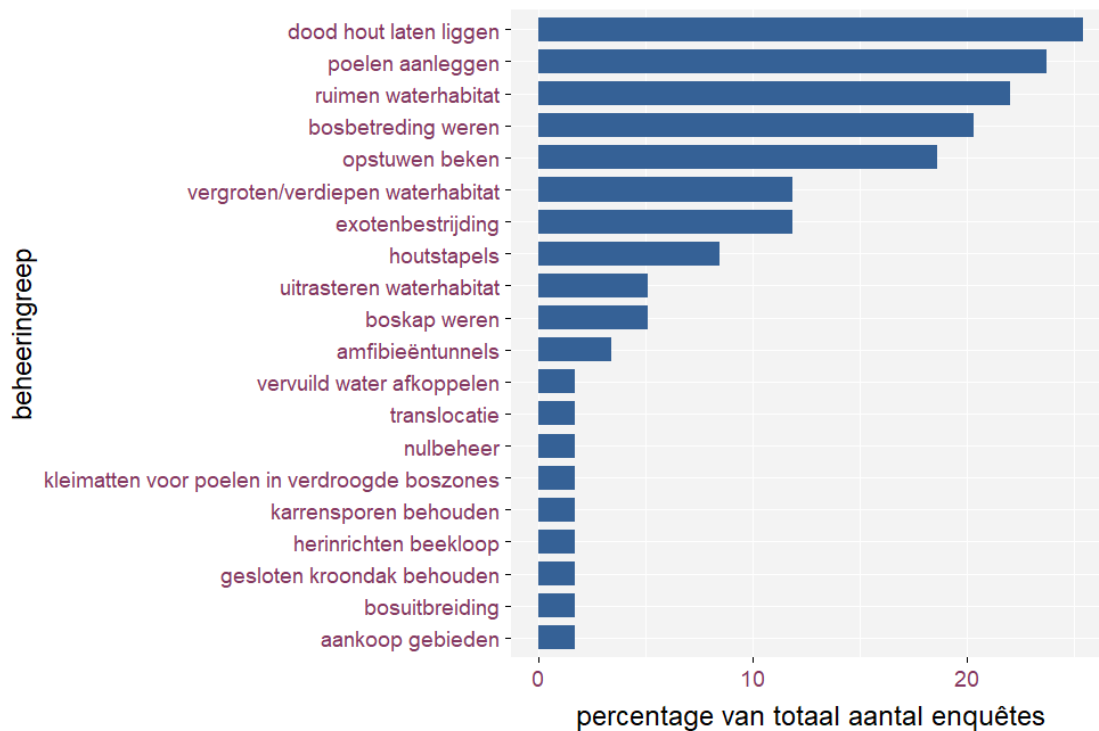
mindere mate betrokken is bij/zicht heeft op het huidige en toekomstige beheer, in tegenstelling tot professionelen die beroepsmatig met beheer bezig zijn. Deze discrepantie kan aangekaart worden door het beheer en/of de beheerplannen beter of ruimer te communiceren met de vrijwilligers actief rond vuursalamander.

Beheeringrepen (Figuur 49) en knelpunten (Figuur 48) kwamen terug in verschillende ingezonden enquêtes. Velen hiervan konden onder dezelfde thematieken gebundeld worden. Hieruit blijkt dat voor zowel de knelpunten als beheeringrepen er bepaalde thematieken stelselmatig terugkomen.



**Figuur 48** Procentuele vermelding van knelpunten in de enquête.





**Figuur 49** Procentuele vermelding van beheeringrepen in de enquête.

Uit deze enquête blijkt dat er naast een aangegeven goede kennis rond het voorkomen en beheer van vuursalamanderpopulaties ook soortspecifieke knelpunten en beheeringrepen geïdentificeerd worden in Vlaamse populaties. De aangegeven knelpunten en bijhorende beheeringrepen zijn ondergebracht in vijf thema's (**Tabel 4**). De knelpunten en beheeringrepen komen terug in de beheerrichtlijn; knelpunten of beheeringrepen specifiek voor bepaalde populaties komen terug in de site-specifieke richtlijnen (3.2).

**Tabel 4** Knelpunten en gekoppeld beheer per thema aangegeven in de enquête.

<b>thema</b>	<b>knelpunt</b>	<b>beheeringreep</b>
areaal	beperkt/onvoldoende beheer	beheer aankaarten
areaal	leefgebied klein	bosuitbreiding
areaal	leefgebied klein	aankoop gebieden
areaal	privé-eigendom	aankoop gebieden
genetisch	connectiviteit/verarming	amfibieëntunnel
genetisch	connectiviteit/verarming	translocatie
genetisch	connectiviteit/verarming	bosuitbreiding
genetisch	connectiviteit/verarming	aankoop gebieden
landhabitat	recreatie	bosbetreding weren
landhabitat	nutriënteninflux	gesloten kroondak behouden
landhabitat	bosexploitatie	boskap weren
landhabitat	bosexploitatie	gesloten kroondak behouden
landhabitat	bosexploitatie	nulbeheer
landhabitat	tekort dood hout	dood hout laten liggen
landhabitat	tekort dood hout	houtstapels aanleggen
landhabitat	tekort dood hout	nulbeheer
landhabitat	beperkte verjonging beuk	/
landhabitat	fazantenuitzet	bosbetreding weren
waterhabitat	verdroging	poelen aanleggen
waterhabitat	verdroging	ruimen waterhabitat
waterhabitat	verdroging	opstuwen van beken
waterhabitat	verdroging	vergroten/verdiepen
waterhabitat	verdroging	herinrichten beekloop
waterhabitat	verdroging	kleimatten voor poelen
waterhabitat	erosie	opstuwen van beken
waterhabitat	erosie	herinrichten beekloop
waterhabitat	vervuiling	vervuild water afkoppelen
waterhabitat	verstoring door everzwijn	uitrasteren waterhabitat
waterhabitat	overstroming	herinrichten beekloop
waterhabitat	tekort aan waterhabitat	poelen aanleggen
waterhabitat	verlies karrensporen	karrensporen behouden
waterhabitat	exoten	exotenbestrijding
ziekte	salamanderschimmel weren	hygiëneprotocol
ziekte	salamanderschimmel weren	bosbetreding weren



## 2.2 GENETISCH ONDERZOEK

### 2.2.1 Inleiding

Hoewel in 2011 in het kader van een masterthesis reeds een genetische studie op vuursalamander in Vlaanderen werd uitgevoerd (Franken, 2012), was de studie beperkt tot een selectie van de Vlaamse populaties. Om een beter beeld te verkrijgen van de genetische variatie binnen en tussen de populaties van de vuursalamander in Vlaanderen werd daarom de bemonstering herhaald en uitgebreid naar alle tot dan toe bekende plaatsen van voorkomen. Daarnaast zijn ondertussen extra genetische merkers ontwikkeld die voor een betere resolutie zorgen. De doelstellingen zijn:

- inzicht te verwerven over de ruimtelijke spreiding van de genetische diversiteit in Vlaanderen,
- het vaststellen van de genetisch ‘meest gezonde’ populaties, wat essentiële informatie is voor o.a. de opzet van een translocatie,
- het bepalen van de mate van connectiviteit (genenuitwisseling) en
- het identificeren van populaties die in minder goede tot slechte genetische toestand verkeren en waar dus de nodige aandacht naartoe moet qua bescherming en beheer.

### 2.2.2 Materiaal en methodes

#### 2.2.2.1 Staalname

De lijst met alle (deel)populaties die bemonsterd werden en het aantal bemonsterde individuen met bruikbare genotypes per jaar, levensstadium en geslacht is te vinden in **Bijlage 1**. De codes vermeld in deze lijst voor elke lokale populatie zullen verder in de tekst gebruikt worden.

##### 2.2.2.1.1 Periode 2010-2011

Zoals vermeld in de inleiding, werd in 2011 in het kader van een masterthesis een genetische studie op vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen uitgevoerd in enkele bossen (Franken, 2012). Hier werden vooral stalen van larven in verschillende bronbeken en poelen verzameld en in mindere mate van adulte salamanders (**Bijlage 1**). Tijdens deze staalname werd getracht om zo verspreid mogelijk binnen bosfragmenten larven te bemonsteren zonder een specifiek aantal stalen per site voor ogen te houden. Daarnaast waren drachtige vuursalamanders verdronken in een poel in het Meerdaalwoud in 2010 ook benut voor genetische onderzoek. Deze werden diepgevroren bewaard. De stalen verzameld in 2011 waren allen swabstalen (met forensische wattenstaafjes). Adulten werden cloacaal bemonsterd met nylon swabs, larven op de huid van het staartgedeelte met katoenen swabs. Deze staalnameperiode (2010-2011) noemen we vanaf nu T1.

##### 2.2.2.1.2 Periode 2017-2018 en 2020

Alle bekende lokale of deelpopulaties in Vlaanderen werden bemonsterd gedurende de jaren 2017 en 2018 (**Bijlage 1**). Na analyse van de initiële data bleken bepaalde populaties vele stalen te bevatten die geen goede amplificatie gaven. Deze populaties werden opnieuw bezocht in 2020. Deze staalname uitgevoerd in 2017, 2018 en 2020 noemen we T2 in dit rapport. Aangezien vuursalamanders langlevend zijn, kunnen we deze jaartallen probleemloos beschouwen als een enkel bemonsteringsmoment in de tijd.

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

In elk bos en dus potentiële lokale populatie werden ongeveer 30 adulte vuursalamanders cloacaal geswabd en ter plekke weer vrijgelaten. Op enkele locaties waar de lokale populatie vermoedelijk klein was, was het aantal bemonsterde adulten bijgevolg kleiner. Locatie en geslacht van elk bemonsterd individu werden genoteerd. Na staalname in 2017-2018 werden de swabs enkele uren aan de lucht gedroogd en op kamertemperatuur bewaard op een donkere plek. Deze van 2020 werden in een diepvries bewaard (-20°C). In 2020 werden in het Meerdaalwoud ook op enkele plaatsen larven bemonsterd met behulp van huidswabs.

### 2.2.2.2 DNA-extractie en genotypering

De toplaag van de katoenen swab werd aan alle zijden met een scalpel afgesneden en in een suspensie van 100 µl Taq buffer 1x met 5 µl proteïnase K gebracht. Na incubatie gedurende drie uren op een temperatuur van 56 °C, werd de suspensie verhit voor 20 min aan 95 °C voor de inactivatie van proteïnase K. Hierna werd de temperatuur terug gebracht naar 15 °C. Het DNA op nylon swabs werden geëxtraheerd met de QIAamp DNA micro kit (Qiagen). DNA-extractie uit weefselstalen van de dode vuursalamanders verzameld in 2010 in Meerdaalwoud werd uitgevoerd met de Dneasy Blood & Tissue Kit (Qiagen).

In de thesis van Franken (2012) was een set van negen microsatellietmerkers gebruikt, ontwikkeld door Steinfartz et al. (2004), die in drie multiplexen werden gelopen. Deze werd in 2014 uitgebreid met additionele merkers gepubliceerd door Hendrix et al. (2010) en aan het INBO ontwikkelde merkers op basis van HiSeq sequenties van een enkel individu in 2013. Na uitvoerig testen werden 12 merkers in twee multiplexen toegevoegd. Drie merkers waren afkomstig uit de studie van Hendrix et al. (2010) waaronder een locus waarvan de primerssequenties werden aangepast. Analyse gebeurde finaal met 21 merkers in vijf multiplexen waarvan twee in poolplex gelopen werden op de ABI 3500 Genetic Analyzer (Applied Biosystems) met de LIZ-600 standaard. De stalen verzameld in 2011 werden in 2014 geanalyseerd met deze bijkomende merkers waardoor vergelijking over de gehele merkerset mogelijk was. Merkerinformatie en PCR-condities zijn te vinden in **Bijlage 2**. Het scoren van de allelen gebeurde met GeneMapper v. 4.1 voor T1 en v. 6 voor T2 (Applied Biosystems). Gemiddeld 3% van de stalen werden vanaf DNA twee tot vijf keer herhaald binnen en tussen platen, naast een referentiestaal en een blanco staal die op elke plaat opgenomen werden. Hiermee bepaalden we de technische fout. Stalen die voor minder dan 10 loci een genotype vertoonden, werden achterwege gelaten.

### 2.2.2.3 Dataverwerking

#### 2.2.2.3.1 Hervangsten en nauwe verwanten

Omdat na staalname in 2017-2018 en na initiële genotypering bleek dat voor bepaalde locaties er veel minder bruikbare genotypes (d.i. individuen met genotypes voor minimaal 10 loci) overbleven, werden deze in 2020 opnieuw bezocht voor een extra staalname. Om potentiële hervangsten te identificeren, gebruikten we R package allelematch 2.5.1 (Galpern et al. 2012) dat identieke tot sterk gelijkende genetische profielen identificeert, rekening houdend met de technische fout en mogelijke ontbrekende waarden.

Hoewel er vooral adulten verzameld werden in T2, waren er ook larven uit Meerdaalwoud onder de genomen stalen. Daartegenover staat de staalname in T1, waarvoor voornamelijk larven werden bemonsterd. Deze die gevangen werden in dezelfde of dichtbij elkaar gelegen poelen of bronbeken kunnen mogelijk tot eenzelfde familie behoren. Als we nauwe verwanten zoals broers en zussen behouden in de verdere analyses, kunnen deze de testen voor het vinden van problematische merkers beïnvloeden en ook de genetische populatiestructuur vertekenen. Met



behelp van de software voor verwantschapsanalyse Colony 2.0.6.5 met de maximum likelihood methode werden broers/zussen onder de larven geïdentificeerd (Jones & Wang, 2010; Wang, 2004). We beschouwden hierbij de paring als random en beide geslachten als polygaam. Drie runs van gemiddelde lengte werden gelopen met hoge precisie. De analyse werd zowel met als zonder potentiële moeders uitgevoerd (mannelijke adulten werden niet bemonsterd). Onder de hervangsten en de groepen broers en zussen bij de larven werd telkens een enkel genotype overgehouden in de verdere analyses.

### 2.2.2.3.2 Beoordeling microsatellieten

Of loci in Hardy-Weinberg-evenwicht verkeren, werd getest met het R package genepop 1.1.7 (Rousset, 2008). De aanwezigheid van nul-allelen werd onderzocht met hetzelfde package met de maximum likelihood methode, waarbij het Expectation-Maximisation (EM) algoritme van Dempster et al. (1977) gebruikt wordt, alsook voor het testen van linkage disequilibrium tussen loci. We voerden correcties uit voor multiple testing met de Bonferroni-methode.

### 2.2.2.3.3 Genetische structuur

#### 2.2.2.3.3.1 Niveau Vlaanderen

Om de variatie in allelfrequentie weer te geven, werd een principale componentenanalyse (PCA) uitgevoerd voor alle locaties samen. Deze methode is niet afhankelijk van assumpties zoals Hardy-Weinberg-evenwicht of linkage equilibrium. Om verder de genetische structuur te beoordelen, maakten we ook gebruik van *snappclust*, een methode die wel het Hardy-Weinberg-evenwicht als onderliggend model gebruikt om de likelihood van een groepering te berekenen (Beugin et al. 2018). Om een snelle convergentie van de maximum likelihood schattingen te bereiken combineert *snappclust* geometrische methodes (hier is dat Ward's clustering (Legendre & Legendre, 2012)) en het EM algoritme van Dempster et al. (1977). Het optimaal aantal clusters werd bepaald aan de hand van het Aikake Informatie Criterium (AIC). De PCA en *snappclust* analyses werden uitgevoerd met het R package adegenet 2.1.4 (Jombart, 2008).

Een laatste, Bayesiaanse clusteringmethode BAPS 6.0 (Corander & Marttinen, 2006; Corander et al. 2008a) werd benut om de populatiestructuur te achterhalen. We voerden een clustering van individuen uit met 10 runs voor elk mogelijk aantal clusters (K) gaande van 1 tot en met 44 (voor T2) en 20 (voor T1), gevolgd door een admixture (genetische vermenging tussen genetische groepen, ofwel hybridisatie tussen populaties van dezelfde soort) analyse met 100 iteraties, een minimum van vijf individuen per populatie en 200 referentie-individuen voor elke populatie met telkens 20 iteraties.

Als maten van populatiedifferentiatie, hier tussen (deel)populaties, werden de volgende parameters berekend:  $F_{ST}$  (Weir & Cockerham, 1984) en  $D_{EST}$  (Jost, 2008), beide met gecorrigeerde 95% betrouwbaarheidsintervallen op basis van 500 bootstrapiteraties.

#### 2.2.2.3.3.2 Regionaal niveau

Per gebied waar meerdere (deel)populaties aanwezig zijn en waar mogelijk uitwisseling en een spatiale substructuur kan verwacht worden, werden verdere analyses uitgevoerd. Dit deden we enkel voor T2 omdat we vooral geïnteresseerd zijn in de huidige toestand van de populaties en deze staalname ook het meest volledig is.

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



#### 2.2.2.3.3.2.1 Vlaamse Ardennen

Omdat Raspaillebos, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel) en Parkbos reeds als aparte genetische clusters geïdentificeerd werden (zie resultaten), lieten we deze populaties achterwege. Opnieuw voerden we een clustering van individuen uit met BAPS, deze keer met de coördinaten als prior informatie (Cheng et al. 2013; Corander et al. 2008b). Dubbele coördinaten zijn niet toegelaten, waardoor deze willekeurig veranderd werden met minimaal 1 m tot maximaal 5 m met het R package *geoR* 1.8-1 (Ribeiro Jr et al. 2020). Dezelfde parameters werden benut als in de voorgaande analyses maar nu met een maximale K van 25 clusters. Voor de evaluatie van een mogelijke onderliggende onderverdeling van de oostelijke locaties in de Vlaamse Ardennen werden deze nog eens apart aan een clusteringanalyse onderworpen (met K tot 15).

Evaluatie van een spatiaal patroon van 'isolatie door afstand' (*isolation-by-distance*; IBD) werd uitgevoerd via een Mantel test tussen paarsgewijze, Euclidische genetische en geografische afstanden tussen individuen. In package *adeget* gebeurt dit met een randomisatie waarbij we kozen voor 999 permutaties. Daarnaast werd een lineair mixed model gebruikt met een residuele covariantiestructuur die rekening houdt met afhankelijkheid tussen paarsgewijze afstanden, het zogenaamde Maximum Likelihood Population Effects (MLPE) model (Clarke et al. 2002). Hiervoor gebruikten we het R package *nlme* 3.1-152 (Pinheiro et al. 2021) om de genetische afstanden te fitten en de correlatiestructuur met behulp van R package *corMLPE* 0.0.3 (Pope, 2021), met de geografische afstanden (in meter) als verklarende variabele. Met het R package *MuMIn* 1.43.17 (Barton, 2020) berekenden we daarnaast een likelihood-ratio pseudo- $R^2$  op de verbetering van het model ten opzichte van het model met enkel een intercept. We verkozen hiervoor Nagelkerke's  $R^2$ .

Dit patroon van spatiale autocorrelatie van genetische variatie werd verder geëvalueerd met de software SPAGeDi 1.5 (Hardy & Vekemans, 2002) door de genetische similariteit tussen paren van individuen binnen verschillende afstandsklassen te beoordelen met paarsgewijze Moran's  $I$  tussen individuen over 19 afstandsklassen: [0 tot 300 m], ]300 tot 2000 m], gevolgd door 2 klassen met telkens een toename van 1 km (d.i. tot 4 km), gevolgd door 9 klassen met telkens een toename van 2 km (d.i. tot 22 km). Of dit patroon significant afweek van een willekeurige distributie van genotypes werd getest met 10.000 random permutaties van de individuele locaties voor elke afstandsklasse. Deze analyse werd zowel voor alle stalen samen als per geslacht uitgevoerd.

Omdat we vermoeden dat er nog variatie is in spatiale autocorrelatie binnen het gebied, werd dezelfde analyse apart uitgevoerd voor de westelijke locaties (Kluisbos, Heynsdaele, Hotond, Paapschure-Noord en Spijkerbos/Elenebos) en de oostelijke (de overige locaties exclusief Eeckhoutbos en Longkruidbosje Ladeuze).

#### 2.2.2.3.3.2.2 Makegemse bossen

Dezelfde analyses als voor de Vlaamse Ardennen, behalve de spatiale clustering met BAPS, werden uitgevoerd. Als afstandsklassen voor de analyse van spatiale autocorrelatie werden [0 tot 50 m], ]50 tot 100 m] en ]100 tot 200 m] als de drie eerste afstandsklassen gekozen waarna een interval van 200 m voor de overige klassen genomen werd tot een maximale afstand van 2400 m.

#### 2.2.2.3.4 Connectiviteit

Bepalen of er recente genenuitwisseling bestaat tussen locaties is enkel nuttig binnen regio's met verschillende populaties of bosfragmenten die voldoende dicht bij elkaar gelegen zijn om



uitwisseling te verwachten. Daarom werd dit enkel onderzocht tussen genetische clusters binnen de Makegemse bossen en tussen de genetische clusters in de Vlaamse Ardennen zoals bepaald door BAPS, met de locaties van de individuen in de Vlaamse Ardennen als prior (zie resultaten). Dit was exclusief Raspaillebos, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel) en Parkbos. Ook Longkruidbosje Ladeuze en Eeckhoutbos worden vanwege een zeer beperkt aantal stalen niet meegenomen in de analyse.

In eerste instantie werd bekeken hoe het met de graad van zelftoewijzingen zat. Daarvoor gebruikten we GeneClass2 (Piry et al. 2004) waar we de Bayesiaanse methode van Rannala & Mountain (1997) selecteerden. Om vervolgens eerste generatie migranten te detecteren, werd opnieuw dezelfde Bayesiaanse methode gebruikt met daarnaast een resampling algoritme van Paetkau et al. (2004) met een minimum van 1000 gesimuleerde individuen ( $\alpha = 0,01$ ). Voor de Makegemse bossen gebruikten we het  $L_{home}/L_{max}$  criterium, de ratio van de kans of likelihood dat het genotype van een individu afkomstig van de vindplaats ten opzichte van de maximale toewijzings-likelihood berekend voor het individu rekening houdend met alle populaties (Paetkau et al. 2004). Voor de analyse van de stalen uit de Vlaamse Ardennen bestaat de kans dat er niet-bemonsterde populaties aan de Waalse zijde zijn die eveneens immigranten aanleveren. Daarvoor voerden we de analyse uit onder het  $L_{home}$  criterium.

Zich baserend op het principe van IBD en mogelijke afwijkingen van dit patroon, bepaalt het R package *ResDisMapper* 1.0 (Tang et al. 2020) of er dispersieweerstand is in het landschap binnen een populatie of een set van geografisch continue populaties. Dit gebeurt op basis van de residuen (of afwijkingen) van de verwachte relatie tussen genetische en geografische afstanden. Positieve residuen accumuleren vooral in gebieden met hoge weerstand en omgekeerd. Er is keuze tussen verschillende genetische afstanden: de absolute genetische afstand, Nei's afstand (Nei, 1978), Euclidische afstand (Rogers, 1972), afstammingsafstand (Reynolds et al. 1983), angulaire afstand (Edwards, 1971) en Prevosti's absolute genetische afstand (Prevosti, 1974; Prevosti et al. 1975). Om IBD te modelleren is er keuze tussen een lineair en een non-lineair model. Alle combinaties van genetische afstanden en modellen werden gebruikt om weerstandskarten te creëren. Om de maximale afstand te bepalen waarbinnen we IBD residuen beschouwen, werden de resultaten van de spatiale autocorrelatie met behulp van SPAGeDi benut. De afstand waarop de genetische correlatie nul is, werd daarvoor gekozen, met 6 km als maximale afstand voor de Vlaamse Ardennen en 1 km voor de Makegemse bossen (zie resultaten). Met behulp van een 2-dimensionaal grid werden de weerstand en bijhorende statistieken, zoals de 95 % betrouwbaarheid, per gridcel berekend. Voor de Makegemse bossen werd een 40 x 46 grid gebruikt, wat bij benadering een celgrootte van ongeveer 50 m geeft. We kozen voor de ruimere regio van de Vlaamse Ardennen een 22 x 46 grid met een resolutie van ongeveer 500 m.

#### 2.2.2.3.5 Genetische diversiteit

De volgende schatters van genetische diversiteit werden berekend per locatie met minimaal zes stalen, met R package *hierfstat* 0.5-7 (Goudet & Jombart, 2020): allelische rijkdom gecorrigeerd voor het minimaal aantal stalen ( $A_R$ ), geobserveerde heterozygositeit ( $H_O$ ), verwachte heterozygositeit of gendiversiteit ( $H_E$ ) en de inteeltcoëfficiënt ( $F_{IS}$ ).

#### 2.2.2.3.6 Effectieve populatiegrootte

Het schatten van de genetische effectieve populatiegrootte ( $N_e$ ) is een veld in ontwikkeling. Er zijn verschillende methodes beschikbaar, elk met hun eigen assumpties. De staalname van 2011 leverde vooral stalen van larven op. Omdat we hier met een enkele cohorte werken, adulten



niet meegerekend, levert dat een momentschatting van het effectief aantal ouders op ( $N_b$ ) voor dat specifieke jaar. Voor de huidige studie werd gekozen om enkel adulten te bemonsteren. Vuursalamander is een soort met overlappende generaties, waardoor elke steekproef een verzameling van stalen bevat van verschillende leeftijden. Wanneer deze steekproef bestaat uit zo vele cohortes als er zijn in een generatie dan zal de schatting deze van de werkelijke  $N_e$  benaderen (Waples et al. 2014). Voor een langlevende soort als vuursalamander en met een staalname van ongeveer 30 individuen per locatie zal dit echter eerder onwaarschijnlijk zijn. Niettemin kunnen we dergelijke momentschatters met elkaar vergelijken om de uitschieters te detecteren.

We gebruikten twee momentmethodes (oftewel *single sample* methodes) om  $N_e$  te schatten. Enerzijds is er de linkage disequilibrium methode LDNe met een correctie voor bias (Waples & Do, 2008) geïmplementeerd in het programma NeEstimator 2.01 (Do et al. 2014). Als grenswaarde voor minimale allelfrequentie werd 0.05 gekozen en 95 % betrouwbaarheidsintervallen werden berekend met de jackknife methode. Als tweede methode werd de verwantschapmethode Colony 2.0.6.5 gebruikt, met dezelfde instellingen als eerder vermeld, maar met alle stalen als zogenaamde nakomelingen en de adulte vrouwtjes en mannetjes respectievelijk als kandidaat moeders en vaders (Wang, 2009; Wang & Santure, 2009).

Omdat we verschillende locaties twee keer in de tijd hebben bemonsterd, kunnen we ook gebruik maken van een temporele methode om  $N_e$  te schatten. Hiervoor moet de generatietijd gekend zijn. Deze kan variëren over populaties en soms ook geslachten heen. We kennen deze niet voor de specifieke populaties en baseren ons op de literatuur waar generatietijden tussen 3 jaar en 9 jaar worden beschreven (Arntzen & van Belkom, 2020; Cayuela et al. 2017; Lourenço et al. 2018b; Steinfartz et al. 2007; Vörös et al. 2017). Het aantal jaren tussen de twee staalnameperiodes varieert van 6 tot 10 jaar. We gaan uit van ongeveer een generatie verschil tussen beide staalnames. Hoewel we in 2011 voornamelijk larven hebben bemonsterd, zijn er enkele locaties waar ook voldoende adulten bemonsterd werden. Voor de berekening van  $N_e$  met temporele data kozen we voor het programma MLNe 1.0 (Wang, 2001; Wang & Whitlock, 2003), een maximum likelihood methode die ook effecten van migratie in rekening brengt. Voor locaties die we als geïsoleerde populaties beschouwen, werden geen bronpopulaties van migranten gedefinieerd. Voor de locaties die in verbinding staan met andere locaties, werden deze laatste over meerder jaren samengevoegd als een enkele bronpopulatie voor mogelijke migranten. We kozen 10.000 als maximale waarde van  $N_e$ .

Signalen van genetische bottlenecks werden gedetecteerd aan de hand van testen voor exces in heterozygositeit en voor modusverschuiving in de normale L-vormige distributie van allelfrequenties met behulp van de software Bottleneck 1.2.02 (Piry et al. 1999). We gebruiken Wilcoxon signed rank testen onder twee mutatiemodellen: het infinite allele model (IAM) en het two phase mutation model (TPM). Voor dit laatste model varieerden we de proportie multi-step mutaties (5, 10, 15, 20 en 25%) en de variantie (10, 20, 30). De testen werden per locatie en staalnameperiode uitgevoerd. De false discovery rate (FDR) correctie voor meervoudig testen werd uitgevoerd (Benjamini & Hochberg, 1995).

## 2.2.3 Resultaten

### 2.2.3.1 Hervangsten en nauwe verwanten

Zeven hervangsten werden met grote zekerheid geïdentificeerd in evenveel locaties en tijdens dezelfde bemonstering. Een staal van Smetledebos heeft daardoor een onzeker geslacht; beide stalen kregen een ander geslacht toegewezen maar hebben een identiek genotype.

Onder de in 2020 bemonsterde larven van Meerdaalwoud werden geen broers of zussen gevonden. Onder de larven bemonsterd in 2011 werden daarentegen 94 groepjes gevonden:

- 3 groepen in Buggenhoutbos met telkens 2 larven,
- 10 groepen in Bos Terrijs met 2 tot 4 larven per groep,
- 3 groepen in Brakelbos met 2 tot 5 larven per groep,
- 4 groepen in Steenbergbos met 2 tot 4 larven per groep,
- 6 groepen in Hayesbos met 2 tot 5 larven per groep,
- 2 groepen in Kapellenbos met 2 en 3 larven per groep,
- 9 groepen in Trimpont met 2 tot 17 larven per groep,
- 1 groep in Eeckhoutbos met 3 larven,
- 2 groepen in Longkruidbosje Ladeuze met 8 en 19 larven per groep,
- 9 groepen in Parikebos met 2 tot 6 larven per groep,
- 5 groepen in Raspaillebos met 2 tot 19 larven per groep,
- 11 groepen in Meerdaalwoud (Mollendaalbos) met 2 tot 17 larven per groep,
- 6 groepen in Harentbeekbos & Makegebos met 2 tot 3 larven per groep,
- 4 groepen in Heilig Geestgoed met 2 tot 6 larven per groep,
- 19 groepen in Nerenbos & Luisdonk met 2 tot 6 larven per groep.

Doorgaans werden broers of zussen gevonden op eenzelfde staalnameplaats (d.i. binnen eenzelfde poel of plaats in een beek of lange bosgracht), behalve voor 22 groepjes die gewoonlijk bestonden uit larven die op nabij gelegen plaatsen werden bemonsterd. Zeker wanneer veel larven worden verzameld, zoals het geval was in 2011, is het niet onverwacht dat nauwe verwanten bemonsterd worden. Vooral in kleine bosfragmenten en dus vermoedelijk kleine (deel)populaties waar larven in een beperkt aantal waterelementen konden gevangen worden, zoals Longkruidbosje Ladeuze, kan je verwachten grotere families te hebben bemonsterd.

Na het achterwege laten van genotypes van lage kwaliteit, hervangsten en alle broers/zussen behalve één binnen elke familiale groep, bleven 1067 genotypes over voor T2 en 916 genotypes voor T1. Tussen beide staalnameperiodes werd één hervangst waargenomen: een volwassen mannetje dat zowel in 2011 als in 2017 bemonsterd werd in Bruinbos.

### 2.2.3.2 Beoordeling microsattelieten

Er zijn geen loci die regelmatig en in meerdere locaties tekenen van afwijking van het Hardy-Weinberg evenwicht vertonen. Enkel locaties Makenbos en in mindere mate Nerenbos & Luisdonk vertoonden een lichte afwijking van dit evenwicht, terwijl dit voor de staalname in 2011 vooral Parikebos en Heilig Geestgoed betrof. Loci met meer dan 20 % nulallelens kwamen in twee locaties bemonsterd in 2011 (locus SASA402 met 26% in Brakelbos en 22% in Trimpont) en in een enkele locatie bemonsterd in 2017 (locus SASA409 met 24% in Parkbos) voor. Twee paren loci bleken positief te testen voor linkage disequilibrium in beide staalnameperiodes, maar telkens in een enkele, maximaal twee locaties. In 2010-2011 was dit in Heilig Geestgoed voor de loci SalE12 en SASA401 en in Meerdaalwoud (Mollendaalbos) en Nerenbos & Luisdonk



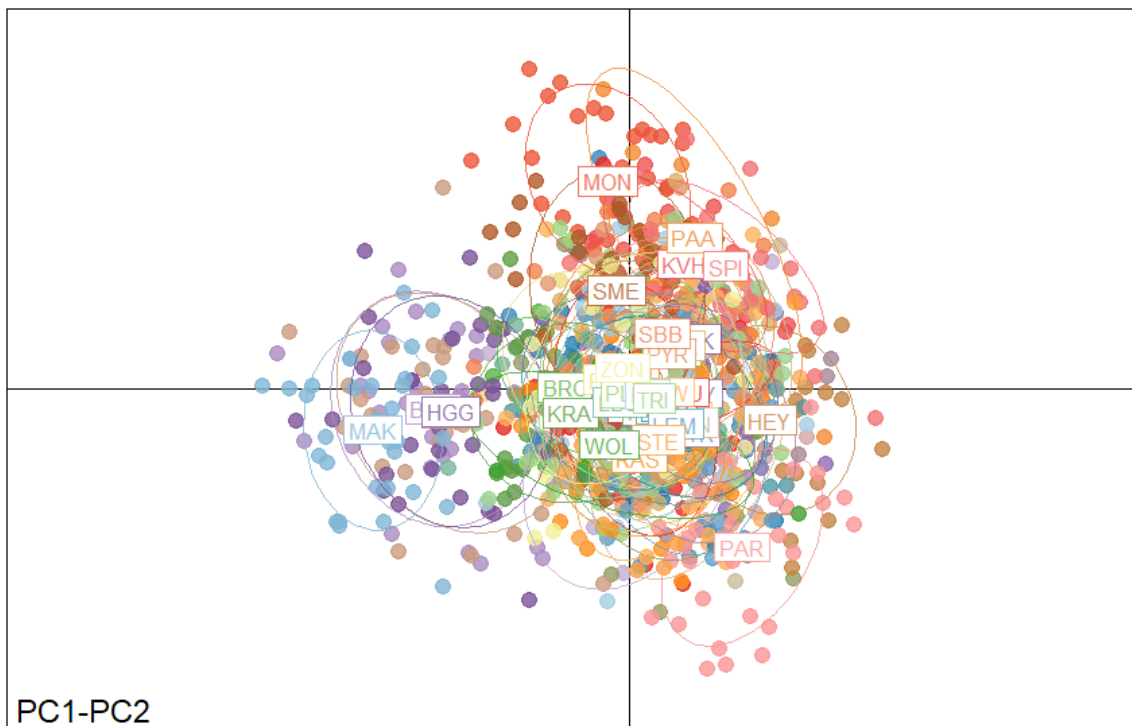
voor loci SalE12 en SASA407. Voor het eerste paar loci was dat in 2017-2020 in Muziekbos en voor het tweede paar in Kapellenbos. Deze zijn dus niet consequent overal in linkage disequilibrium, noch in dezelfde populaties in beide periodes (behalve voor Muziekbos die enkel in 2018 bemonsterd werd).

### 2.2.3.3 Genetische structuur

We focussen ons hier vooral op T2. Ter vergelijking zullen de resultaten voor T1 ook kort besproken worden, maar de figuren van laatstgenoemde campagne zullen vooral als bijlage toegevoegd worden.

#### 2.2.3.3.1 Niveau Vlaanderen

De PCA resulteerde in een onderscheid van de genotypes uit de Makegemse bossen ten opzichte van de overige bossen, waarbij Nerenbos & Luisdonk een eerder intermediaire positie inneemt (**Figuur 50**). De meeste locaties vormen een overlappend geheel, met meer in de periferie Montenakenbos, Smetledebos, Kasteel van Horst, Paapschure-Noord en Spijkerbos/Elenebos, Parkbos en Heynsdaele.



**Figuur 50** Principale Componentenanalyse (PCA) van paarsgewijze genetische afstanden tussen vuursalamanders bemonsterd op alle gekende Vlaamse locaties. De eerste twee principale componenten worden hier weergegeven. De verschillende locaties zijn aangeduid in verschillende kleuren en met de locatiecode als centroïde van de populatiecluster.

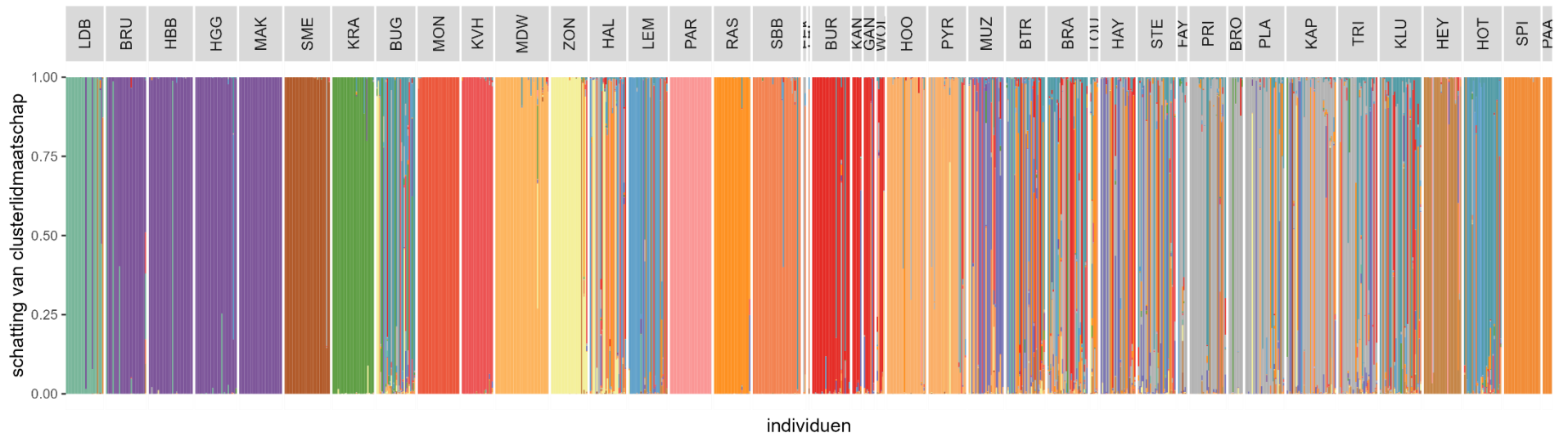
Het resultaat met de laagste AIC bekomen met *snappclust* was 20 clusters (**Figuur 51**). De resultaten voor deze clustering gaven vooral aan dat de meeste locaties grotendeels te onderscheiden zijn, al vormen bepaalde locaties samen clusters zoals de cluster met 't Burreken-Ganzenberg, Hauwstraat/Kanakkendries en Hul/Wolvenberg/Kanakkendries (BUR-GAN-KAN-WOL), de cluster Spijkerbos/Elenebos en Paapschure-Noord (SPI-PAA), de cluster Hoog Deurne (Tombele) en Pyreneeën (Ter Guchten) (HOO-PYR), alsook een cluster bestaande uit Bruinbos, Harentbeekbos & Makegembos, Heilig Geestgoed en Makenbos (BRU-HBB-HGG-MAK).



Niet helemaal apart maar met admixture met omliggende locaties, is er ook enig onderscheid voor Hotond te bemerken met een link naar Kluisbos, hoewel een deel van Buggenhoutbos ook hiermee samenclustert. Individuen van oostelijke locaties in de Vlaamse Ardennen, uitgezonderd Raspaillebos, worden toegewezen aan een verschillende clusters in plaats van aan een enkele, wat onderlinge uitwisseling tussen locaties suggereert. Onverwacht vormen Hallerbos en Lembeekbos geen aparte clusters en worden individuen aan meerdere groepen toegewezen.

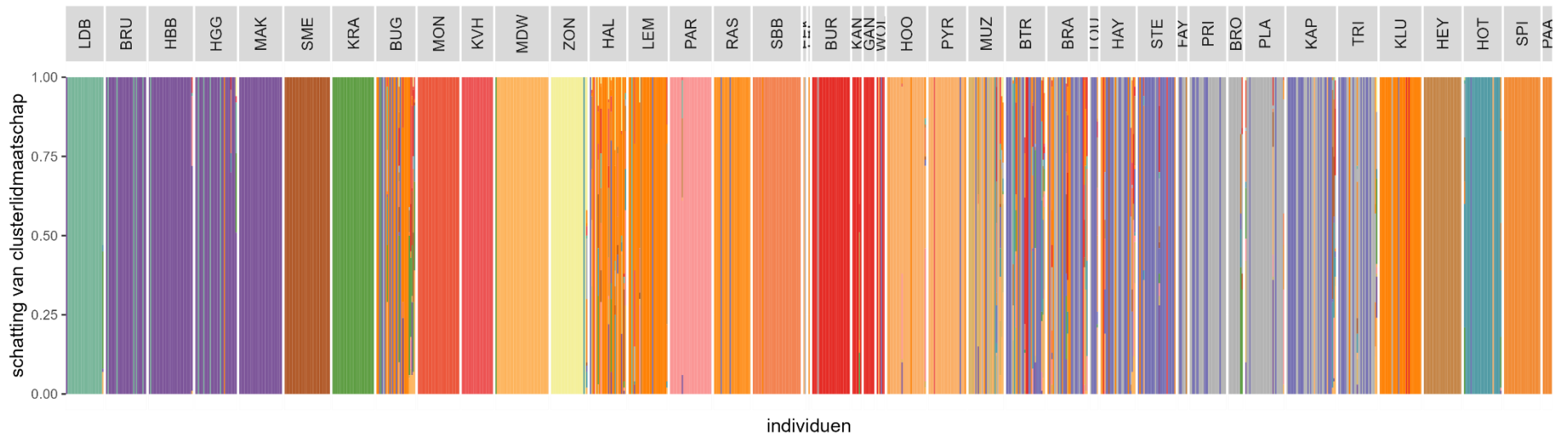
Ook BAPS gaf 20 als optimaal aantal clusters (**Figuur 52**). De resultaten zijn gelijkaardig aan die van snapclust behalve een duidelijker onderscheiding van de populatie van het Muziekbos en die van het Kluisbos die weer gelinkt lijkt met Hallerbos, Lembeekbos en deels aan Buggenhoutbos. Binnen de oostelijke locaties van de Vlaamse Ardennen is nu meer een oost-west gradiënt waarneembaar van voornamelijk twee clusters. Brakelbos en Bos Terriest blijven sterk gemengd. Vanwege het klein aantal stalen van Longkruidbosje Ladeuze en Eeckhoutbos is het moeilijk te bepalen tot welke cluster ze behoren.





**Figuur 51** Schattingen van genetische samenstelling van de bemonsterde vuursalamanders in Vlaanderen bepaald met de *snappclust* methode. Per locatie is een staafdiagram gegeven. De 20 clusters hebben elk een andere kleur.





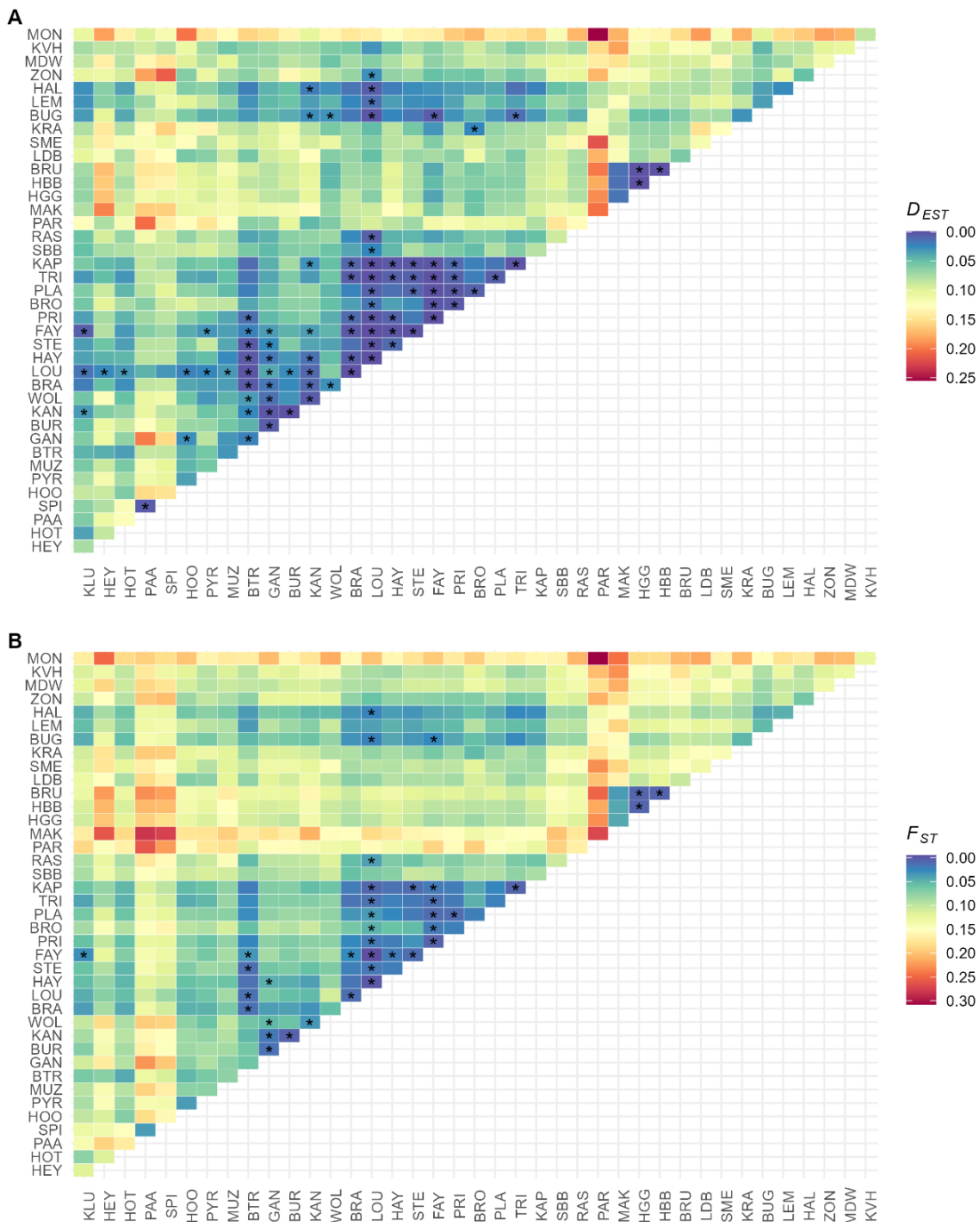
**Figuur 52** Bayesiaanse individuele clustering resultaten verkregen met de BAPS software weergegeven als een staafdiagram per locatie. De 20 clusters worden met verschillende kleuren weergegeven.





Paarsgewijze differentiaties tussen locaties bevestigen de clusteringresultaten (**Figuur 53**). Hier valt opnieuw op dat Hallerbos, Lembeekbos en Buggenhoutbos niet sterk van elkaar gedifferentieerd zijn en tevens ook niet van populaties in de Vlaamse Ardennen. Wanneer de genetische differentiatie niet significant verschillend is van nul (aangeduid met \* in **Figuur 53**), moeten we wel rekening houden met de staalgrootte. Zo lijken vele locaties niet gedifferentieerd van bijvoorbeeld Bois de la Louvière/Livierenbos of Fayte, maar van deze locaties waren maar respectievelijk 6 en 7 stalen beschikbaar.





**Figuur 53** Genetische differentiatie, (A)  $D_{EST}$  en (B)  $F_{ST}$ , tussen populaties van vuursalamander. De waarden worden weergegeven volgens een kleurschaal in de legende. Wanneer de 90 % betrouwbaarheidsintervallen nul bevatten, wordt dit met een ster (\*) aangeduid.

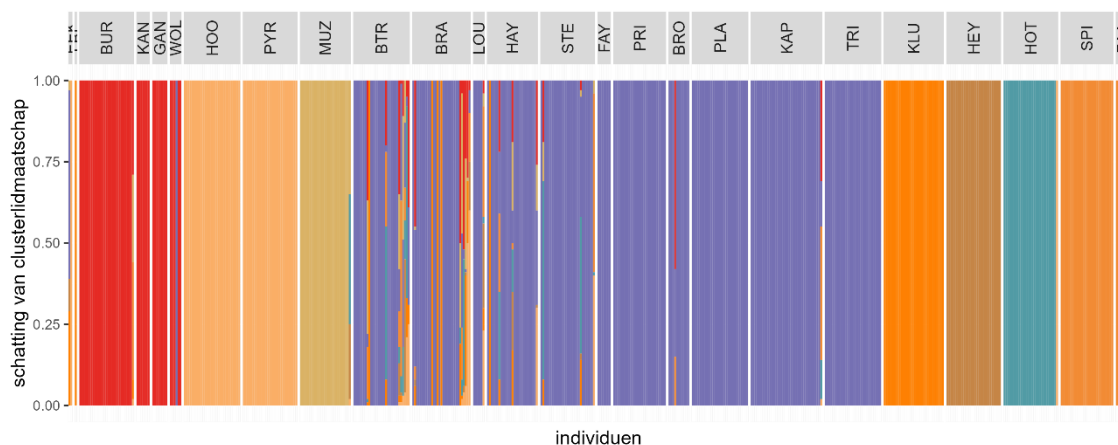
De resultaten van de verschillende analyses van structuur zijn zeer vergelijkbaar met deze bekomen voor de overeenkomende populaties bemonsterd in 2010-2011 (**Bijlagen 3, 4 en 5**). Ook in die periode bleek Nerenbos & Luisdonk duidelijk te onderscheiden van de overige bemonsterde locaties in de Makegemse bossen, Raspaillebos van de overige locaties in de Vlaamse Ardennen en leken de oostelijke Vlaamse Ardennen uit een mengsel van clusters te

bestaan. Ook toen nam Buggenhoutbos geen aparte genetische positie in (behalve volgens de BAPS resultaten), maar bleek er genetisch een link met de populaties uit de Vlaamse Ardennen.

### 2.2.3.3.2 Regionaal niveau

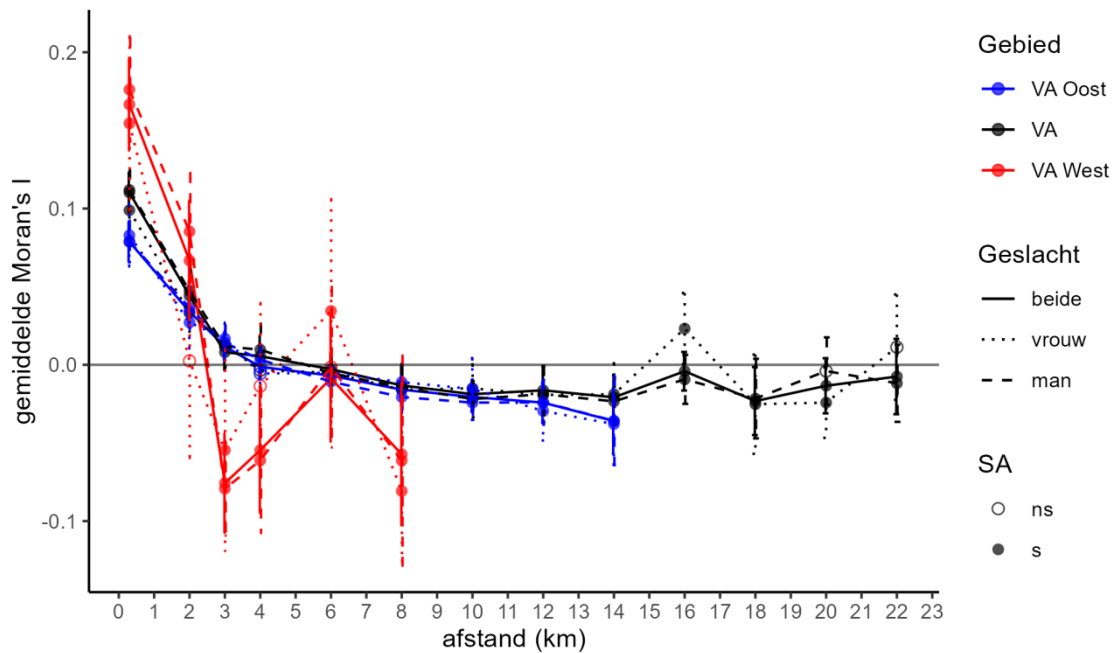
#### 2.2.3.3.2.1 Vlaamse Ardennen

Rekening houdend met de positie van de stalen, gaf BAPS acht clusters als optimaal resultaat voor de Vlaamse Ardennen (**Figuur 54**). Het beeld is gelijkaardig, maar iets vereenvoudigd ten opzichte van wat we voor de clustering voor de gehele dataset vonden (**Figuur 52**), maar met een duidelijk aparte cluster voor Muziekbos.



**Figuur 54** Resultaten van de spatiale clustering van individuen binnen de Vlaamse Ardennen verkregen met de BAPS software en weergegeven als een staafdiagram per locatie. De acht clusters worden met verschillende kleuren weergegeven.

Binnen het gehele gebied is er een significant signaal van IBD zowel volgens de Mantel test ( $r = 0,10$ ;  $p = 0,001$ ) als volgens het MLPE model ( $\beta = 1,7 \times 10^{-5}$ ;  $SE = 3,1 \times 10^{-7}$ ;  $t = 56,361$ ;  $p < 0,0001$ ), maar met een zwakke pseudo- $R^2$  van 0,028. De spatiale autocorrelatie zoals bepaald met Moran's  $I$  binnen verschillende afstandsklassen is significant positief tot een maximale afstand van 4 km (**Figuur 55**). Individuen binnen deze afstand lijken genetisch meer op elkaar of zijn sterker verwant dan bij willekeurige verspreiding verwacht wordt. Dit is dus een indicatie van de maximale dispersieafstand (over generaties heen). Het patroon is gelijkaardig voor beide geslachten, maar voor de vrouwtjes is de positieve spatiale autocorrelatie al niet meer significant op maximaal 3 km. Terwijl Moran's  $I$  in de grotere afstandsklassen direct significant negatief wordt, is deze voor de vrouwtjes niet significant verschillend van een willekeurig patroon tot maximaal 6 km. In de afstandsklasse van 14 tot en met 16 km is er plots terug een significant positief signaal van spatiale autocorrelatie voor de vrouwelijke vuursalamanders.

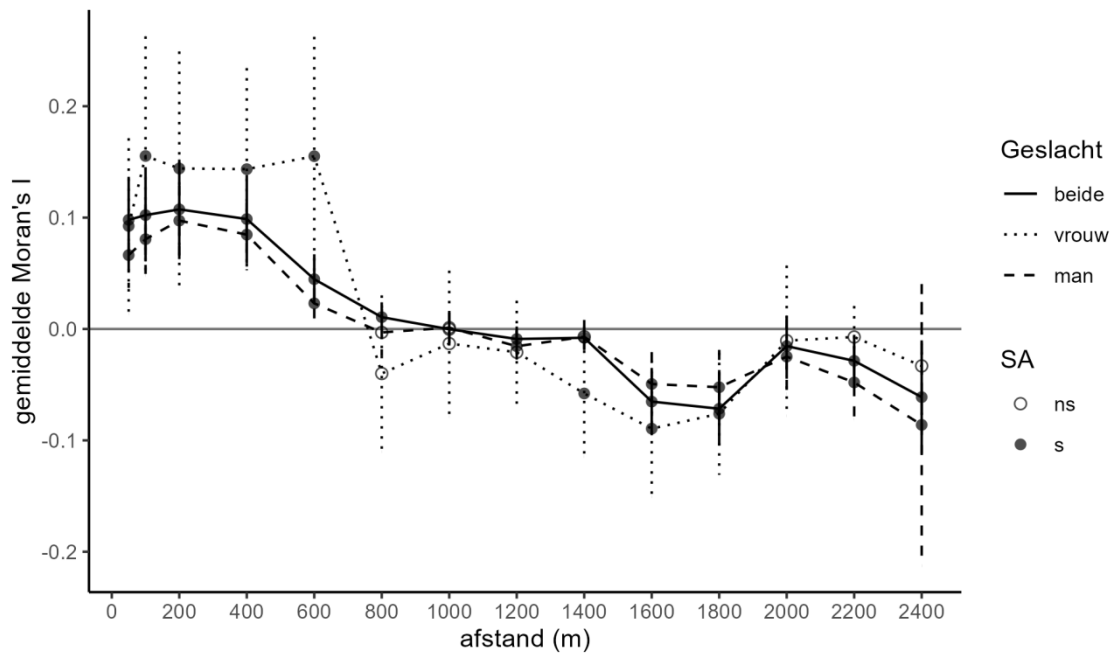


**Figuur 55** Correlogram van de analyse van spatiale autocorrelatie (gemiddelde Moran's  $I$  met standaarddeviatie) over verschillende afstandsklassen tussen individuen binnen de populaties van de Vlaamse Ardennen (VA, zwart), de oostelijke populaties van de Vlaamse Ardennen (VA Oost, blauw) en de Westelijke populaties (VA West, rood). Voor elk gebied werd het patroon voor alle individuen samen bepaald (volle lijn), alsook per geslacht (vrouwtjes met stippelijijn en mannetjes met een streepjeslijn). Significante spatiale autocorrelatie werd aangeduid met punten, niet-significante met cirkels.

Grotendeels hetzelfde patroon kon waargenomen worden voor de oostelijke locaties van de Vlaamse Ardennen, terwijl de westelijke eerder een sterkere negatieve helling in de curve vertonen voor de lagere afstandsklassen (**Figuur 55**). Moran's  $I$  is hier hoger in de eerste klasse (0 tot 300 m), en is significant verschillend van een willekeurige distributie tot maximaal 2 km. Voor de vrouwtjes is dit beperkt tot de eerste klasse (tot 300 m). Ook wijkt voor dit geslacht Moran's  $I$  af van een spatiaal willekeurig patroon tussen een afstand van 4 tot 6 km. Voor de mannetjes is het eerder niet significant in dezelfde klasse. In de westelijke locaties bemonsterden we wel veel minder vrouwelijke vuursalamanders waardoor de schattingen onzekerder worden en de betrouwbaarheidsintervallen groter.

#### 2.2.3.3.2.2 Makegemse bossen

Ook op de kleinere schaal van de Makegemse bossen is er IBD te identificeren zowel met de Mantel test (Mantel  $r = 0,25$ ;  $p = 0,001$ ), als met het MLPE model ( $\beta = 3,3 \times 10^{-3}$ ;  $SE = 1,1 \times 10^{-5}$ ;  $t = 30,938$ ;  $p < 0,0001$ ; pseudo- $R^2 = 0,081$ ). Het patroon van positieve spatiale autocorrelatie lijkt zich hier te beperken tot maximaal 800 m voor beide geslachten samen en tot 600 m voor beide geslachten apart (**Figuur 56**). De stalname in de Makegemse bossen leverde hier een sterk onevenwicht in aantal stalen van beide geslachten, met beduidend minder gevangen vrouwtjes.



**Figuur 56** Correlogram van de analyse van spatiale autocorrelatie (gemiddelde Moran's  $I$  met standaarddeviatie) over verschillende afstandsklassen tussen individuen binnen de populaties van de Makegemse bossen. Voor alle individuen samen wordt weergegeven met een volle lijn, voor vrouwtjes met stippellijn en voor mannetjes met een streepjeslijn. Significante spatiale autocorrelatie werd aangeduid met punten, niet-significante met cirkels.

### 2.2.3.4 Connectiviteit

#### 2.2.3.4.1 Vlaamse Ardennen

Wanneer deelpopulaties genetisch weinig gedifferentieerd zijn, zal de kans op zelftoewijzing aan de plaats van bemonstering quasi even groot zijn als de kans op toewijzing aan een van die andere deelpopulaties, zeker wanneer het aantal stalen van de deelpopulatie laag is. We hebben daarom de stalen die in de spatiale structuuranalyse met BAPS grotendeels aan een enkele cluster werden toegewezen samengevoegd, zoals de cluster Spijkerbos/Elenebos-Paapschure-Noord, de cluster met 't Burreken, Ganzenberg, Hauwstraat/Kanakkendries en Hul/Wolvenberg/Kanakkendries, de cluster Pyreneeën (Ter Guchten)-Hoog Deurne (Tombele) en de cluster met het merendeel van de oostelijke deelpopulaties in de Vlaamse Ardennen (**Tabel 5**). Het percentage individuen dat aan hun eigen (deel)populatie of genetische cluster wordt toegewezen varieert van 78 tot 100 %. De lagere waarden komen vooral voor in de oostelijke populaties van de regio wat overeenkomt met voorgaande structuuranalyses, waar deze ook moeilijk van elkaar te onderscheiden waren.

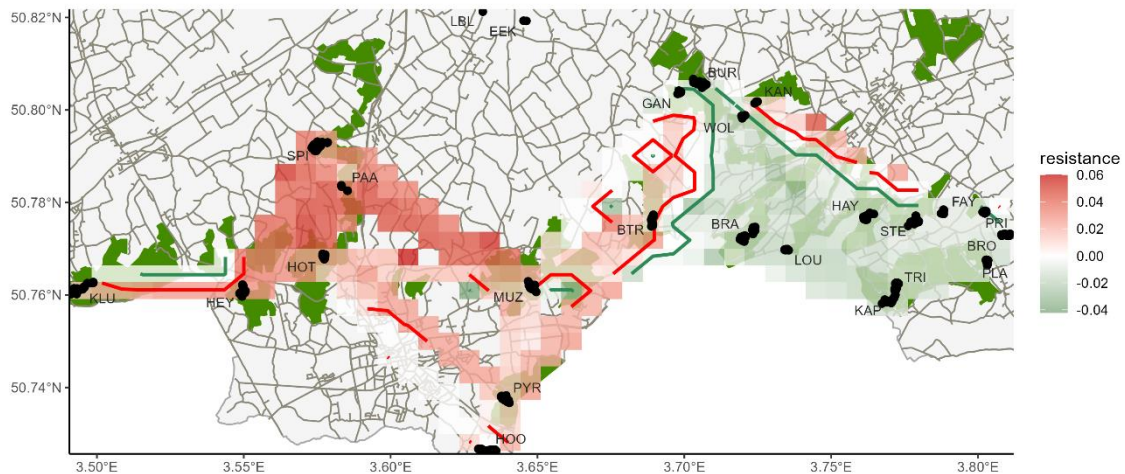
**Tabel 5** De resultaten van de testen voor zelftoewijzing (ZT) van individuen bemonsterd in de (clusters van) (deel)populaties van de Vlaamse Ardennen. N: aantal stalen; % N ZT: percentage van het aantal stalen dat aan de populatie of cluster van afkomst toegewezen wordt; min. score ZT: minimale individuele ZT-score; max. score ZT: maximale individuele ZT-score; gem. score ZT: gemiddelde individuele ZT-score; m score ZT: de mediaan van individuele ZT-scores; min. score non-ZT: minimale individuele score van toewijzing aan een andere populatie dan deze van afkomst; max. score non-ZT: maximale individuele score van toewijzing aan andere populatie dan deze van afkomst.

(Deel)populatie / cluster	N	% N ZT	min. score ZT (%)	max. score ZT (%)	gem. score ZT (%)	m score ZT (%)	min. score non-ZT (%)	max. score non-ZT (%)
BUR-GAN-KAN-WOL	50	96	52	100	97	100	54	86
BTR-BRA-LOU-HAY-STE-FAY-PRI-BRO-PLA-KAP-TRI	247	93	52	100	97	100	44	100
MUZ	27	100	83	100	99	100		
PYR-HOO	59	100	60	100	98	100		
SPI-PAA	35	100	100	100	100	100		
HOT	29	100	82	100	99	100		
HEY	30	100	99	100	100	100		
KLU	32	100	97	100	100	100		

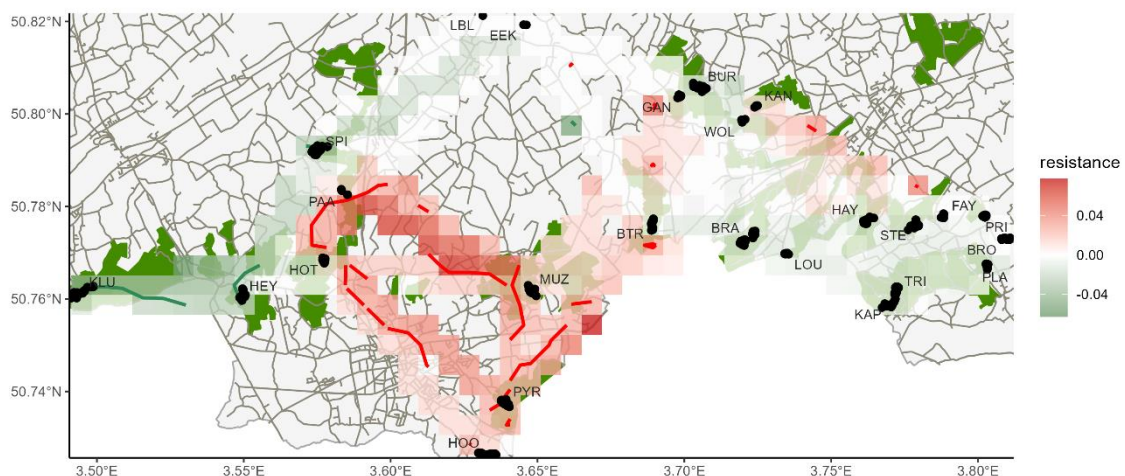
Een enkele potentiële immigrant werd geïdentificeerd in Muziekbos afkomstig van Pyreneeën (Ter Guchten)-Hoog Deurne (Tombele) onder het  $L_{home}$  criterium. Dit individu werd wel aan eigen populatie toegewezen in de zelftoewijzingstest met een relatieve score van 97%.

Op basis van de IBD-residuen werd de weerstand tot dispersie in kaart gebracht. Beide relaties, lineair en non-lineair, gaven gelijkaardige resultaten. Ook gaven de meeste genetische afstanden een gelijkaardig beeld, behalve de afstammingscoëfficiënt. Daarom worden de resultaten voor de lineaire IBD-relatie gegeven voor zowel de afstammingscoëfficiënt (Figuur 57) als de absolute afstand van Prevosti (Figuur 58). Beide gaven een lage weerstand tussen de oostelijke populaties. Voor Muziekbos, Hoog Deurne (Tombele) en Pyreneeën (Ter Guchten) wordt in beide modellen een hoge weerstand wordt gegeven. Deze weerstand loopt verder over het centrum van Ronse en is ook aanwezig tussen de westelijke populaties wanneer de afstammingscoëfficiënt als genetische afstand wordt gebruikt. Deze afstandsmaat meet genetische verschillen onder de assumptie dat genetische differentiatie enkel gebeurt onder invloed van genetische drift.





**Figuur 57** *ResDisMapper* resultaten voor de vuursalamanders in de Vlaamse Ardennen. Weerstand is berekend gebruik makend van de afstammingscoëfficiënt als genetische afstand onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 6 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer. Natura200



**Figuur 58** *ResDisMapper* resultaten voor de vuursalamanders in de Vlaamse Ardennen. Weerstand is berekend gebruik makend van de absolute genetische afstand van Provesti onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 6 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer.

#### 2.2.3.4.2 Makegemse bossen

Vanwege de hoge genetische uniformiteit tussen Bruinbos, Harentbeekbos & Makegembos en Heilig Geestgoed werden deze deelpopulaties samengevoegd tot een enkele cluster of populatie. De percentages van zelftoewijzing aan de populaties van de Makegemse bossen zijn opnieuw hoog (van 85 % tot 91 %) maar geven aan dat er mogelijk toch uitwisseling is tussen de drie deelpopulaties (**Tabel 6**). De analyse van eerste-generatie migranten gaf ook aan dat Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed drie migranten aanleverde zowel aan Nerenbos & Luisdonk als aan Makenbos. Daarnaast was een migrant in Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed afkomstig van Nerenbos & Luisdonk. Van de gevonden immigranten hadden twee in Nerenbos & Luisdonk en één in Makenbos een matige relatieve toewijzingscore aan Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed (tussen 63 en 67%), terwijl deze voor de overige immigranten tussen 91 en 100 % lag voor toewijzing aan de mogelijke bronpopulatie.

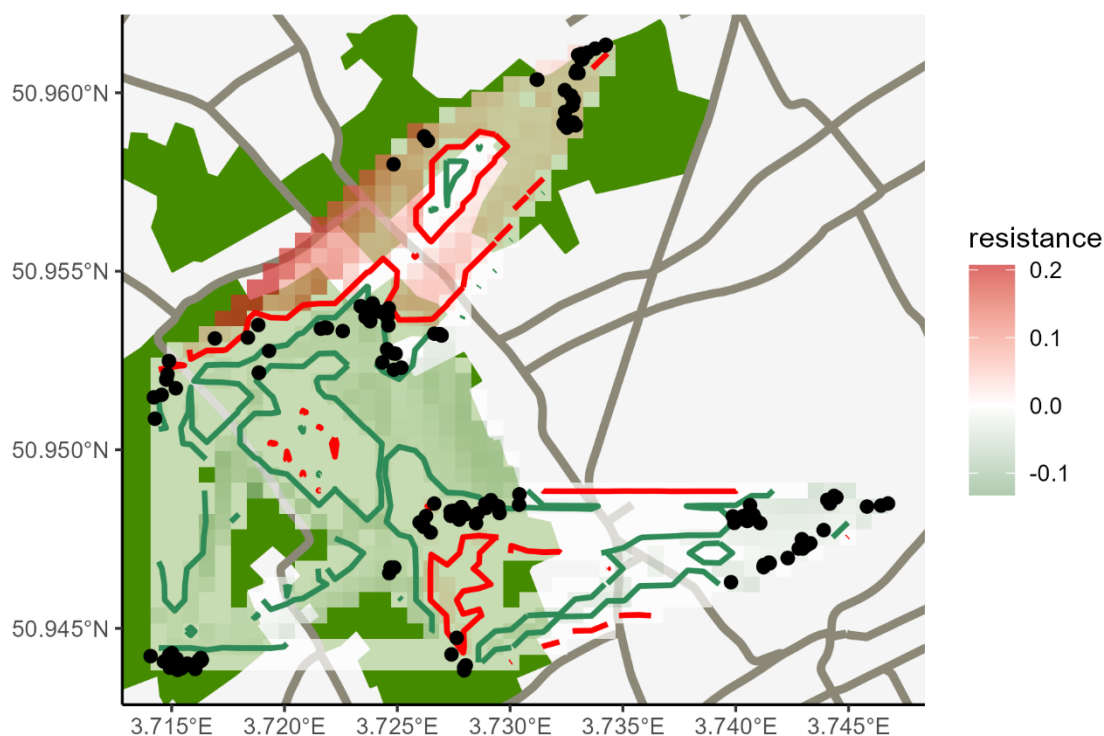
**Tabel 6** De resultaten van de testen voor zelftoewijzing (ZT) van individuen bemonsterd in de (clusters van) (deel)populaties van de Makegemse bossen. N: aantal stalen; % N ZT: percentage van het aantal stalen dat aan de populatie of clusters van afkomst toegewezen wordt; min. score ZT: minimale individuele ZT-score; max. score ZT: maximale individuele ZT-score; gem. score ZT: gemiddelde individuele ZT-score; m score ZT: de mediaan van individuele ZT-scores; min. score non-ZT: minimale individuele score van toewijzing aan een andere populatie dan deze van afkomst; max. score non-ZT: maximale individuele score van toewijzing aan andere populatie dan deze van afkomst.

(Deel)populatie / cluster	N	% N ZT	min. score ZT (%)	max. score ZT (%)	gem. score ZT (%)	m score ZT (%)	min. score non-ZT (%)	max. score non-ZT (%)
LDB	29	90	85	100	99	100	63	91
BRU-HBB-HGG	97	85	51	100	94	98	54	100
MAK	33	91	53	100	93	99	67	95

De resulterende weerstandskarten gaven voor de absolute genetische afstanden met het lineair IBD-model het meest duidelijke beeld, waarbij hier de Provesti afstand wordt weergegeven (**Figuur 59**). De andere kaarten gaven een gelijkaardig beeld, maar met minder cellen met statistische zekerheid. Opvallend is de hoge weerstand binnen Nerenbos & Luisdonk en tussen Nerenbos & Luisdonk en Bruinbos. Binnen en tussen Bruinbos, Harentbeekbos & Makegembos en noordelijk Heilig Geestgoed is de weerstand laag. Zuidelijk Heilig Geestgoed is ook enigszins verbonden en dan vooral met Makenbos.







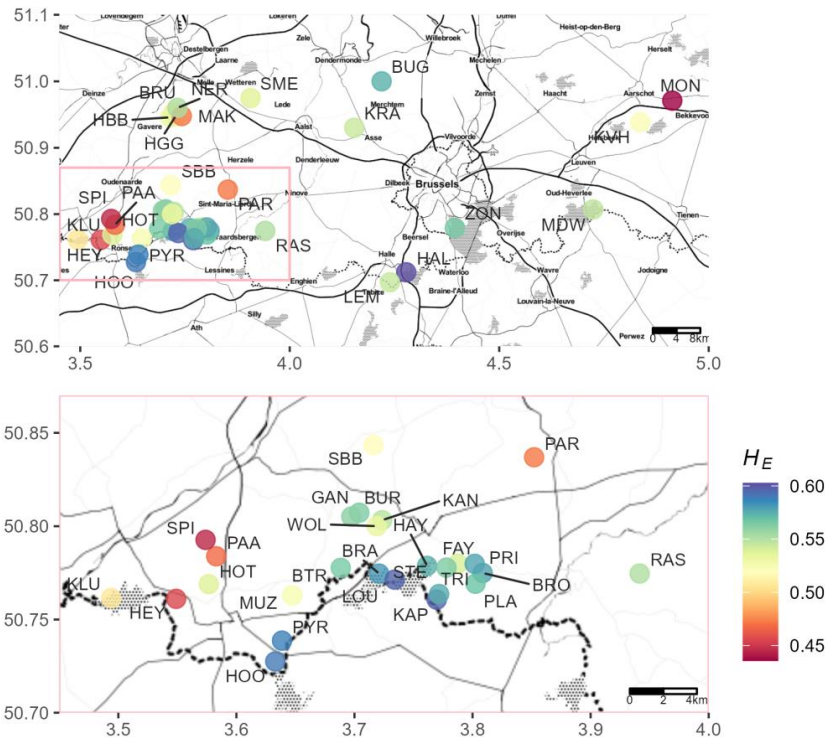
**Figuur 59** *ResDisMapper* resultaten voor de vuursalamanders in de Makegemse bossen. Weerstand is berekend gebruik makend van de absolute genetische afstand van Provesti onder het lineair IBD-model binnen een afstand van 1 km. Rode cellen staan voor hoge weerstand en groene voor lage weerstand. De rode en groene contourlijnen bakenen gebieden met respectievelijk significant hoge en lage weerstand af; cellen zonder statistische zekerheid worden niet weergegeven; zwarte punten zijn de staalnamelocaties; Natura2000 gebieden zijn aangeduid in groen; grijze lijnen zijn wegen. X- en y-assen geven de Lambert 72 coördinaten weer.

### 2.2.3.5 Genetische diversiteit

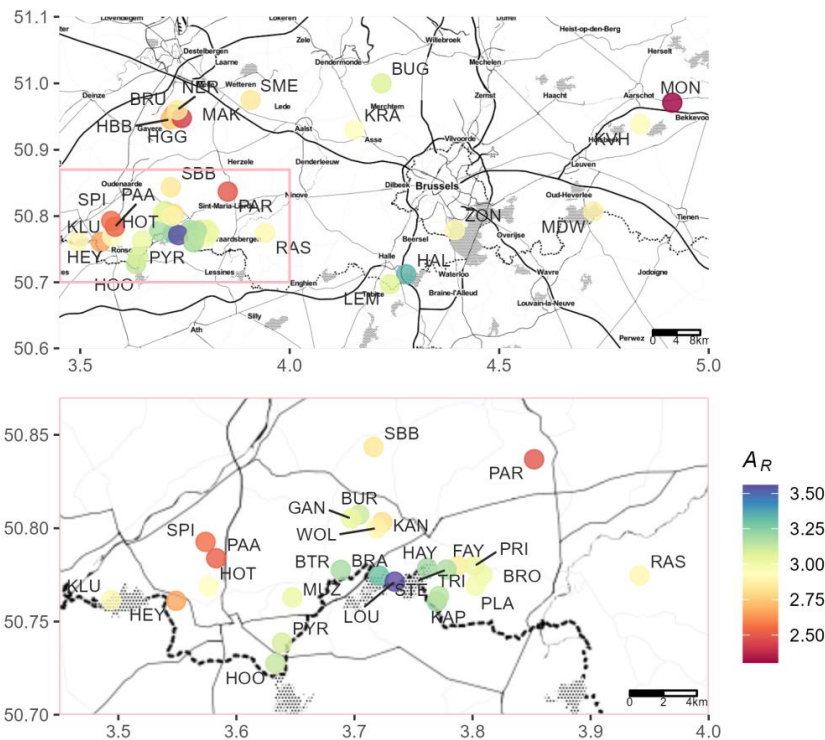
De waarden van de verschillende genetische parameters staan in Bijlage 6. De (deel)populaties die de hoogste gendiversiteit (verwachte heterozygositeit -  $H_E$ ) en allelische rijkdom ( $A_R$ ) herbergen zijn Hallerbos, Buggenhoutbos en de oostelijke locaties van de Vlaamse Ardennen, exclusief Raspaillebos maar inclusief Hoog Deurne (Tombele) en Pyreneeën (Ter Guchten) (**Figuur 60**, **Figuur 61**). Ook Zoniënwoud vertoont een relatief hoge  $H_E$ , terwijl  $A_R$  hier in vergelijking met de andere locaties eerder middelmatig te noemen is. De bossen waar de vuursalamanderpopulaties eerder een lage genetische variatie herbergen zijn Montenakenbos, Parkbos, Makenbos, Heynsdaele, Paapschure-Noord en Spijkerbos/Elenebos. Minder slecht maar toch aan de lage kant is de genetische variatie in de overige Makegemse bossen behalve Nerenbos & Luisdonk, Kluisbos, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel) en Kasteel van Horst.

Enkel Pyreneeën (Ter Guchten) en Hallerbos vertonen een significant positieve inteeltcoëfficiënt ( $F_{IS}$ ) (**Bijlage 6**). Naast potentiële inteelt kan dit o.a. voorkomen wanneer er een substructuur aanwezig is in de populatie. Verder zijn er drie (deel)populaties met significant negatieve  $F_{IS}$  waarden: Makenbos, Montenakenbos en Hul/Wolvenberg/Kanakkendries. Een negatieve inteeltcoëfficiënt wijst op een excès aan heterozygoten en kan o.a. veroorzaakt worden door een lage effectieve populatiegrootte (Balloux, 2004).

Als we temporele stalen met elkaar vergelijken, lijkt de geobserveerde heterozygositeit ( $H_O$ ) licht gedaald in enkele locaties van de Makegemse bossen en dan vooral in NER, alsook in Meerdaalwoud (Mollendaalbos). In Bos Terriest lijken de verschillende parameters  $H_O$ ,  $H_E$  en  $A_R$  allen gedaald, terwijl deze in Raspaillebos, Steenbergbos en Heilig Geestgoed gestegen zijn. Deze verschillen zijn evenwel niet significant.



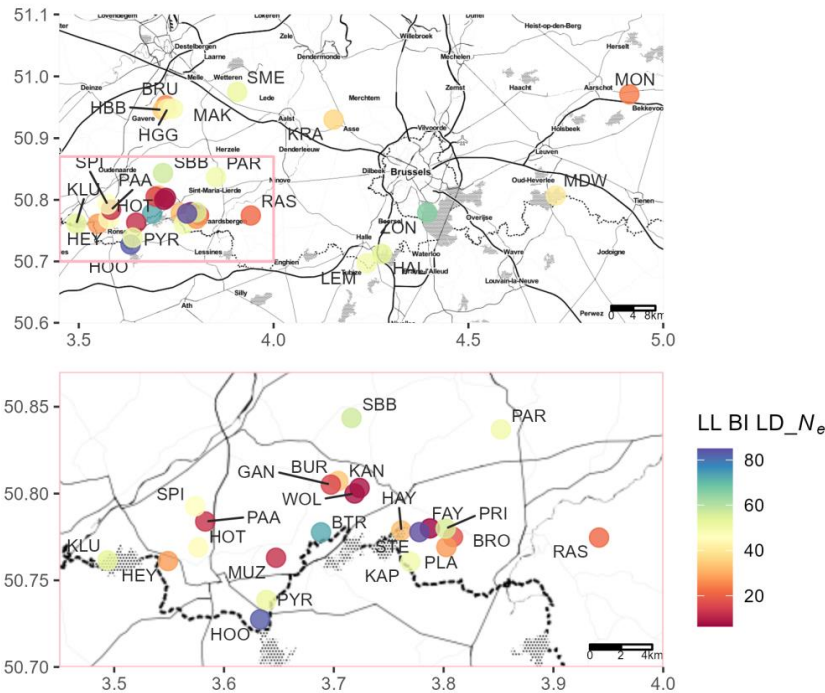
**Figuur 60** Geografische weergave van het niveau van de verwachte heterozygositeit in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.



**Figuur 61** Geografische weergave van het niveau van de allelische rijkdom in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.

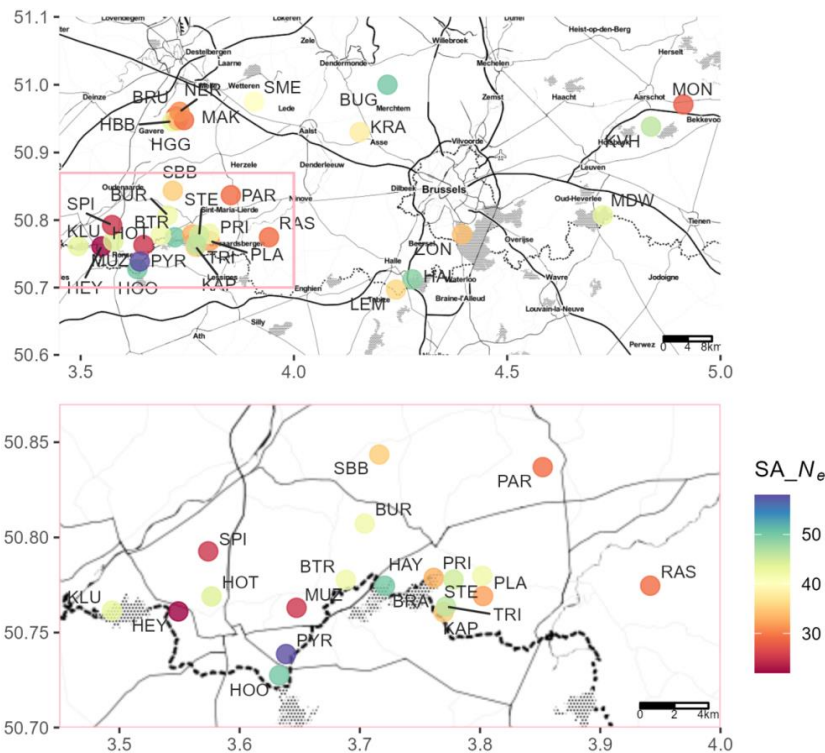
### 2.2.3.6 Effectieve populatiegrootte

De betrouwbaarheidsintervallen van de schattingen van  $N_e$  met de LD-methode ( $LD\_N_e$ ) waren veelal niet begrensd (**Bijlage 7**). De schattingen met de verwantschapsmethode ( $SA\_N_e$ ) hebben vaak een eindige bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval, maar wanneer beide schattingen eindig zijn, liggen de  $SA\_N_e$  waarden doorgaans veel lager dan  $LD\_N_e$ . Vanwege de dikwijls onbegrensde betrouwbaarheidsintervallen van  $LD\_N_e$  vergelijken we de ondergrens van die intervallen in plaats van de puntschatting. Hoe groter de populatie, hoe lager de precisie van de LD-methode, tenzij het aantal stalen en aantal loci hoger wordt. De ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval kan in de meeste gevallen wel in redelijke mate geschat worden en kan een indicatie geven van mogelijke populatieachteruitgang (Waples & Do, 2010). We willen hierbij wel vermelden dat die waarden eerder relatief zijn en niet als absolute schattingen van  $N_e$  mogen beschouwd worden (**Figuur 62**).



**Figuur 62** Geografische weergave van het niveau van ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval (LL BI) van  $LD_{N_e}$  in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Deze wordt enkel weergegeven als er ook een eindige puntschatting is. Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.

De ondergrens van de betrouwbaarheidsintervallen van  $LD_{N_e}$  is gecorreleerd met de  $SA_{N_e}$  schattingen ( $r = 0,57$ ,  $p = 0,001$ ), waardoor dezelfde populaties naar voren komen in **Figuur 62** als met een problematisch lage  $N_e$  (zie ook **Bijlage 7**). Dit zijn vooral de geïsoleerde populaties Paapschure-Noord-Spijkerbos/Elenebos, Heynsdaele, Parkbos, Raspaillebos, Montenakenbos en in mindere mate Kravaalbos. Minder geïsoleerd maar tevens met een lage  $N_e$  is Muziekbos. Populaties met hogere  $N_e$  zijn Buggenhoutbos, Hallerbos, Pyreneeën (Ter Guchten), Hoog Deurne (Tombele) en Brakelbos. De schattingen van  $N_e$  voor de populaties Zoniënwoud en deze in de oostelijke Vlaamse Ardennen zijn niet eenduidig, maar deze in de Vlaamse Ardennen betreft vooral deelpopulaties met onderlinge genenuitwisseling. De overige populaties vertonen middelmatige waarden voor  $N_e$  in vergelijking met de andere vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen.



**Figuur 63** Geografische weergave van  $SA_{N_e}$  in de (deel)populaties van vuursalamander in Vlaanderen (zie kleurlegende). Deze wordt enkel weergegeven als er ook een eindig betrouwbaarheidsinterval is. Het roze kader is een detailweergave van de Vlaamse Ardennen.

De temporele schatting van  $N_e$  voor Nerenbos & Luisdonk vertoonde een bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval die hoger is dan de gekozen maximale  $N_e$  en dus hoger dan 10.000 (**Tabel 7**). Deze is dus onzeker. Voor Meerdaalwoud (Mollendaalbos) is de schatting van  $N_e$  vergelijkbaar met de momentschattingen. In de Vlaamse Ardennen waren er enkel in Hayesbos voldoende volwassenen bemonsterd in 2011; de temporele schatting is hier zeer laag.

**Tabel 7** Temporele schatting van  $N_e$  met behulp van MLNe rekening houdend met mogelijke migratie. BI: betrouwbaarheidsinterval;  $N_e$  max is gekozen maximale waarde voor  $N_e$  (hier 10.000).

Focale populatie	Bronpopulatie	$N_e$	BI
Meerdaalwoud		69,4	38,9; 224,2
Nerenbos & Luisdonk	Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig	64,0	25,6; > $N_e$ max
Bruinbos	Nerenbos & Luisdonk-Harentbeekbos &	60,7	26,7; 259,1
Heilig Geestgoed	Nerenbos & Luisdonk-Bruinbos-Harentbeekbos &	55,0	27,6; 176,6
Bruinbos-Heilig Geestgoed	Harentbeekbos & Makegembos-Nerenbos & Luisdonk-Makenbos	114,7	51,4; 713,8
Hayesbos	Vlaamse Ardennen	10,8	9,0; 12,9
Hayesbos	Oostelijke Vlaamse Ardennen	10,0	8,5; 11,5

Bij het uittesten van de verschillende waarden voor de proportie van multi-step mutaties en voor de variantie in het TPM model, bleek bij hoge percentages single step mutaties (90 en 95%) er meer signalen van tekorten in heterozygositeit. Bij toenemende proporties multi-step

mutaties nemen deze signalen af en neemt het aantal locaties met significante signalen van een bottleneck toe. Vanaf een proportie van 15% multi-step mutaties zijn die signalen stabiel. Daarom presenteren we hier de resultaten van het TPM model met 20% multistep mutaties en een variantie van 20, naast de resultaten van het IAM model en van de modusverschuiving (**Tabel 8**). De testen met het IAM model bleken in de meerderheid van de (deel)populaties significant en voor beide periodes (behalve voor Kapellenbos en Trimpont, maar wel voor Kapellenbos-Trimfont). Dit model neemt niet aan dat allelen onafhankelijk van elkaar ontstaan zijn in populaties en zal eerder recente wijzigingen in populatiegrootte dan wel connectiviteit aanduiden. Onder het TPM model zijn er populatiecontracties geïdentificeerd voor Harentbeekbos & Makegembos (T2), Smetledebos, Zoniënwood, Raspaillebos (T2) en Hoog Deurne (Tombele). Daarnaast vertoont Heynsdaele ook een afwijkende distributie van allelfrequenties wat toch wijst op recente bottleneck. Voor Brakelbos was er eerder indicatie voor een expansie vanwege een tekort aan heterozygotie (T1:  $p = 0,023$ , T2:  $p = 0,019$ ) onder het TPM model.

**Tabel 8** Bottleneckresultaten voor de (deel)populaties en genetische clusters per staalnameperiode (T1 en T2). Naast  $p$ -waarden van de Wilcoxon-signed rank testen voor excess aan heterozygotie voor het TPM model en IAM model, wordt ook een modusverschuiving (M-shift) in de distributie van allelfrequenties aangeduid indien aanwezig. Significante  $p$ -waarden na FDR correctie staan in vet.

(Deel)populatie / cluster	Periode	TPM	IAM	M-shift (j/n)
LDB	T1	0.048	<b>0.000002</b>	n
LDB	T2	0.032	<b>0.00003</b>	n
BRU	T1	0.064	<b>0.00005</b>	n
BRU	T2	0.367	<b>0.003</b>	n
HBB	T1	0.030	<b>0.000003</b>	n
HBB	T2	<b>0.004</b>	<b>0.000005</b>	n
HGG	T1	0.041	<b>0.000001</b>	n
HGG	T2	0.247	<b>0.0003</b>	n
BRU-HBB-HGG	T1	0.305	<b>0.00001</b>	n
BRU-HBB-HGG	T2	0.258	<b>0.00006</b>	n
MAK	T2	0.048	<b>0.001</b>	n
SME	T2	<b>0.012</b>	<b>0.0003</b>	n
KRA	T2	0.044	<b>0.0003</b>	n
BUG	T1	0.916	<b>0.001</b>	n
BUG	T2	0.940	<b>0.001</b>	n
MON	T2	0.062	<b>0.001</b>	n
KVH	T2	0.459	0.030	n
MDW	T1	0.048	<b>0.000003</b>	n
MDW	T2	0.069	<b>0.00007</b>	n
ZON	T2	<b>0.010</b>	<b>0.0002</b>	n
HAL	T2	0.822	0.027	n
LEM	T2	0.831	0.044	n
PAR	T2	0.079	<b>0.001</b>	n
RAS	T1	0.420	<b>0.012</b>	n
RAS	T2	<b>0.006</b>	<b>0.00007</b>	n
SBB	T2	0.152	<b>0.012</b>	n



(Deel)populatie cluster /	Periode	TPM	IAM	M-shift (j/n)
BUR	T2	0.633	0.021	n
BUR-GAN-KAN-WOL	T2	0.594	<b>0.0004</b>	n
HOO	T2	<b>0.015</b>	<b>0.00001</b>	n
PYR	T2	0.023	<b>0.000002</b>	n
MUZ	T2	0.742	0.108	n
BTR	T1	0.848	<b>0.003</b>	n
BTR	T2	0.973	0.187	n
BRA	T1	0.981	0.060	n
BRA	T2	0.981	0.216	n
HAY	T1	0.911	<b>0.002</b>	n
HAY	T2	0.927	<b>0.019</b>	n
STE	T1	0.899	0.041	n
STE	T2	0.892	0.089	n
HAY-STE	T1	0.956	<b>0.007</b>	n
LOU-HAY-STE	T2	0.956	<b>0.005</b>	n
PRI	T1	0.671	<b>0.002</b>	n
PRI	T2	0.541	<b>0.003</b>	n
BRO	T2	0.052	<b>0.0004</b>	n
PLA	T2	0.027	<b>0.0006</b>	n
FAY-PRI-BRO-PLA	T2	0.527	<b>0.0005</b>	n
KAP	T1	0.581	0.064	n
KAP	T2	0.406	<b>0.0006</b>	n
TRI	T1	0.554	<b>0.006</b>	n
TRI	T2	0.620	0.060	n
KAP-TRI	T1	0.459	<b>0.0005</b>	n
KAP-TRI	T2	0.568	<b>0.001</b>	n
KLU	T2	0.671	0.041	n
HEY	T2	0.176	<b>0.010</b>	j
HOT	T2	0.258	<b>0.004</b>	n
SPI	T2	0.633	0.079	n
SPI-PAA	T2	0.581	0.027	n



## 2.2.4 Discussie

Deze studie geeft inzicht in de huidige genetische toestand van de vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen. Sommige populaties werden reeds deels in 2010-2011 bemonsterd en genetisch gekarakteriseerd. Hierdoor kon ook een temporeel aspect in de studie opgenomen worden. Algemeen leren ons de genetische resultaten:

- dat de genetische structuur grotendeels bepaald wordt door de isolatiegraad van de bossen en bosfragmenten die de populaties herbergen;
- dat daarnaast ook landschappelijke factoren mede bepalen welke afstanden door vuursalamanders afgelegd kunnen worden;
- welke populaties het genetisch minder goed doen en
- welke populaties de hoogste genetische variatie herbergen.

### 2.2.4.1 Genetische structuur en connectiviteit

Populaties die duidelijk apart clusteren zijn deze zonder naburige populaties en die vrijwel geïsoleerd voorkomen. Dit zijn populaties zoals Smetledebos, Kravaalbos, Montenakenbos, Kasteel van Horst, Meerdaalwoud (Mollendaalbos), Zoniënwood, Parkbos, Raspaillebos en Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel). Deelpopulaties in dicht bij elkaar gelegen bosfragmenten vormen samen ook genetische clusters, zoals deze met 't Burreken, Ganzenberg, Hauwstraat/Kanakkendries en Hul/Wolvenberg/Kanakkendries, en de cluster met Paapschure-Noord en Spijkerbos/Elenebos.

Binnen de Makegemse bossen is er een genetische cluster bestaande uit Bruinbos, Harentbeekbos & Makegembos en Heilig Geestgoed, terwijl er ook een zekere overlap is met Makenbos. Anderzijds vormt Nerenbos & Luisdonk eerder een aparte populatie. In de Makegemse bossen bleek de maximale afstand met positieve spatiale autocorrelatie veel kleiner te zijn dan in de Vlaamse Ardennen. In de Makegemse bossen is bijgevolg de gemiddelde maximaal afgelegde afstand, over enkele generaties heen, beduidend korter dan in de Vlaamse Ardennen. Uit de meer gedetailleerde analyse van de mogelijke spatiale weerstand, blijkt dan ook dat binnen Nerenbos & Luisdonk er hoge weerstand is voor dispersie en dat er tevens een significant hoge weerstand is ter hoogte van de grens tussen Nerenbos & Luisdonk en Bruinbos. Ook dit beeld is stabiel gebleven sinds 2011 en blijkt dus niet beïnvloed te zijn door de verschillende aanpak in staalname in beide periodes. De Bosstraat valt hier samen met deze mogelijke barrière tussen Nerenbos & Luisdonk en Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed, terwijl er wel drie migranten van deze laatste naar de eerste en een enkele migrant in omgekeerde richting werd gevonden. Toch zouden we dan een lagere differentiatie verwachten. Er is ook een straat die de cluster Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed doorkruist (Makkegemstraat). Mogelijk dat er hier verbinding is via bronbeken.

Hoewel de bossen ten westen van het centrum van Ronse relatief dicht bij elkaar liggen, vormen ze (op de groep Paapschure-Noord-Spijkerbos/Elenebos na) aparte clusters. Ten oosten van Ronse zouden Pyreneeën (Ter Guchten) en Hoog Deurne (Tombele) ook tot eenzelfde genetische cluster behoren, maar toch is de genetische differentiatie tussen beide significant. Muziekbos clustert ook enigszins apart. De oostelijke populaties in de Vlaamse Ardennen behoren grotendeels (naar gelang de gebruikte methode) tot één of twee clusters, waarbij in het laatste geval een gradiënt waar te nemen is in toewijzing tot één van beide clusters naar het oosten toe. Daarnaast lijken Bos Terriest en Brakelbos wel veel admixture te vertonen met andere omliggende genetische clusters. De relatief grote afstanden met positieve spatiale autocorrelatie binnen de Vlaamse Ardennen zijn te verklaren door de hogere dichtheid aan



deelpopulaties. Hierdoor is uitwisseling nog mogelijk, eventueel via een stapsteenproces. Dit lijkt niet te gelden voor de populaties in het westelijk deel van de Vlaamse Ardennen, waar de maximale afstand met positieve autocorrelatie kleiner is. Afhankelijk van de gebruikte maat van genetische afstand, varieert de geschatte dispersie tussen de westelijke populaties in de Vlaamse Ardennen aanzienlijk. De afstammingscoëfficiënt zou meer zicht geven op de recente situatie (Reynolds et al. 1983) en suggereert veel weerstand. Ook werd hier geen onderlinge recente migratie gevonden.

De grootste verschillen tussen de Makegemse bossen en de bossen van de Vlaamse Ardennen, is dat de laatstgenoemden een meer heuvelachtige topografie vertonen en er ook meer stromende bronbeken zijn waar de larven afgezet worden. Deze vallen minder snel droog en door de stroming is verplaatsing van larven over grotere afstanden mogelijk (Lourenço et al. 2018a). Hendrix et al. (2017) vonden echter dat volwassen vuursalamanders, waarvan het voortplantingshabitat vooral uit poelen bestond, zich over grotere afstanden verplaatsten in vergelijking met deze die voorkomen in gebieden met beken; beide ecotypes kwamen in eenzelfde bos voor nabij Bonn in Duitsland. De auteurs wijten de hogere afstanden aan de beschikbaarheid (in tijd en ruimte) van geschikte, waterhoudende poelen. Ook in Vlaanderen (onder meer Heilig Geestgoed en Nerenbos & Luisdonk) vinden we larven in zowel stromend als stilstaand water.

De populaties Hallerbos en Lembeekbos zijn ook niet sterk van elkaar gedifferentieerd, maar lijken tegelijkertijd ook enigszins genetisch op populaties in de Vlaamse Ardennen. Hetzelfde geldt voor Buggenhoutbos. De data van 2011 en 2017-2020 toonden hetzelfde beeld voor Buggenhoutbos: tegen alle verwachtingen in, is er een genetische gelijkheid tussen Buggenhoutbos en populaties in de Vlaamse Ardennen. Mogelijk heeft dit deels te maken met de grotere effectieve populatiegroottes waardoor drift hier een minder sterke invloed op de populatiedifferentiatie heeft gespeeld. De populatiedifferentiatie is hier dus eerder een historische weergave van een grotere meer aaneengesloten metapopulatie. In hoeverre Buggenhoutbos ooit tot dezelfde metapopulatie behoorde als de deelpopulaties in de Vlaamse Ardennen en Vlaams Brabant is moeilijk uit te maken.

**2.2.4.2 Genetische variatie**

De genetische variatie waargenomen in de vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen is niet overall even hoog. Omdat deze populaties eerder in periferie van het areaal van de soort gelegen zijn, kan je verwachten dat de variatie lager ligt dan deze meer centraal gelegen gebieden (Vörös et al. 2017). Zeker deze die geïsoleerd gelegen zijn, zonder enige mogelijkheid van gene flow, kunnen een lagere genetische variatie vertonen. Vooral wanneer het leefgebied beperkt is en de beschikbaarheid van voortplantingswater laag of onvoorspelbaar is.

Voor de volgende populaties lijken minder genetische variatie te vertonen: ( $H_E$  en  $A_R$ ) Montenakenbos, Spijkerbos/Elenebos-Paapschure-Noord, Heynsdaele, Makenbos en Parkbos, terwijl specifiek voor  $A_R$  lage waarden ook gevonden werden in de deelpopulaties van Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed. Vooral wat betreft  $H_E$  scoort Kluisbos ook minder goed. Aan de andere kant lijken de populaties Hallerbos, Hoog Deurne (Tombele), Pyreneeën (Ter Guchten), Buggenhoutbos en 't Burreken-Ganzenberg-Hauwstraat/Kanakkendries-Hul/Wolvenberg/Kanakkendries een hogere genetische variatie te bevatten, alsook de deelpopulaties die deel uitmaken van de oostelijke Vlaamse Ardennen. Binnen deze laatste groep is  $A_R$  wel lager in de meest oostelijke deelpopulaties (Fayte, Parikebos, Brouwierbos en Plaatsbeek) ten opzichte van de populaties in westelijke richting. Ook Zoniënwoud bevat een relatief hoge  $H_E$ , maar hier lijkt de  $A_R$  eerder matig. De overige populaties

, waaronder Raspaillebos, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel), Meerdaalwoud (Mollendaalbos), Kasteel van Horst, Kravaalbos, Hotond en Lembeekbos, vertonen eerder middelmatige waarden. Deze lijken enigszins geïsoleerd van de rest, al is voor Lembeekbos niet duidelijk in hoeverre er verbinding is met Hallerbos of omliggende populaties over de taalgrens.

De populaties die de meeste variatie bevatten zijn belangrijk als bronpopulaties voor eventuele kweek. Daartegenover staat dat de armere en meer geïsoleerde populaties extra onder druk komen te staan bij een eventuele Bsal uitbraak. Ze bevatten unieke genotypes en ook door stochastische effecten en genetische drift verder achteruit kunnen gaan. Voor de populaties die we in T1 ook bemonsterd hebben, lijkt er geen duidelijke achteruitgang waar te nemen. Een (weliswaar niet-significante) daling in geobserveerde heterozygositeit werd waargenomen in Meerdaalwoud (Mollendaalbos), terwijl Raspaillebos een vooruitgang in genetische variatie leek te vertonen. De staalname van Raspaillebos was in 2011 echter beperkt tot 18 stalen waarvan het merendeel dan nog in enkele met elkaar verbonden poelen werd verzameld. De overige temporele stalen omvatten de minder geïsoleerde en/of grotere populaties. We kunnen geen temporeel beeld vormen van de populaties die in T2 genetisch verarmd lijken.

### 2.2.4.3 Effectieve populatiegrootte en bottlenecks

De maten voor effectieve populatiegrootte gaven niet altijd gelimiteerde schattingen, vooral bij  $LD_{N_e}$ . Ruime betrouwbaarheidsintervallen zouden een indicatie kunnen zijn van een grote  $N_e$ , maar worden tegelijkertijd veroorzaakt door de beperkte staalgrootte per (deel)populatie (Waples & Do, 2010). Waarom de  $SA_{N_e}$  schattingen doorgaans lager liggen, kan ook te maken hebben met de lage staalgroottes. Volgens Ackerman et al. (2017) moet het aantal stalen de echte  $N_e$  benaderen of overstijgen om een juiste schatting met de verwantschapsmethode te bekomen. We focussen ons dus hier op een onderlinge vergelijking van de schattingen om vooral de populaties met een lage of hogere  $N_e$  te identificeren.

Uit de resultaten van de LD- en SA-methode, blijken Heynsdaele, Spijkerbos/Elenebos-Paapschure-Noord, Muziekbos, Montenakenbos, Parkbos, Raspaillebos en Kravaalbos een lage  $N_e$  te vertonen. Vooral wanneer deze weinig genenuitwisseling vertonen kan dit problemen geven naar langdurige leefbaarheid. Ook Bruinbos en volgens de SA-methode Makenbos en Nerenbos & Luisdonk gaven relatief lage schattingen voor  $N_e$ , maar dit betreft de lokale  $N_e$  en niet deze van de metapopulatie. De waarden liggen hoger voor de cluster Bruinbos-Harentbeekbos & Makegembos-Heilig Geestgoed (ca. 170). Samen met de schattingen van Nerenbos & Luisdonk en Makenbos zou de  $N_e$  voldoende groot moeten zijn om langdurig (> 100 jaar) de aanwezige genetische variatie in grote mate te behouden, mits er geen plotse negatieve veranderingen in het leefgebied voorkomen. Hoewel minder duidelijk, zijn de  $N_e$ -waarden van Smetledebos, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel), Meerdaalwoud (Mollendaalbos) en mogelijk ook Lembeekbos en Zoniënwoud waarschijnlijk ook te laag om (in hun geïsoleerde toestand) langdurig behoud van de nog aanwezige genetische variatie te garanderen.

Hogere waarden voor  $N_e$  werden gevonden voor Pyreneeën (Ter Guchten), Hoog Deurne (Tombele), Brakelbos, Buggenhoutbos en Hallerbos. Tegenover Brakelbos zijn er voor de oostelijke deelpopulaties van de Vlaamse Ardennen vaak eerder middelmatige waarden voor lokale  $N_e$  gevonden, waardoor de totale  $N_e$  voor de gehele metapopulatie wel voldoende hoog is. Voor Buggenhoutbos en Hallerbos is het moeilijk te bepalen of de  $N_e$  voldoende hoog is. Voorzichtigheid is dus geboden. Recente uitwisseling tussen Pyreneeën (Ter Guchten) en Hoog Deurne (Tombele) werd niet geïdentificeerd. Ook gaf de weerstandkaart voor dispersie toch weinig indicatie voor effectieve uitwisseling met de omliggende populaties. In hoeverre Pyreneeën (Ter Guchten) en Hoog Deurne (Tombele) tot een metapopulatie behoren, eventueel

over de taalgrens heen, is dus nog onduidelijk. Niettemin vertonen populaties met een hogere  $N_e$  schatting ook een hogere genetische variatie.

Een afname van  $N_e$  kan ook optreden door een achteruitgang in gene flow. Dit leek volgens het IAM model voor de meeste populaties het geval, vooral voor de meest geïsoleerde populaties. In de oostelijke populaties van de Vlaamse Ardennen werd geen bottleneck waargenomen. Een verschuiving in de distributie van allelfrequenties werd tevens waargenomen in Heynsdaele. Onder het TPM model werden minder populaties geïdentificeerd die een bottleneck ondergingen. Dit betrof de populaties Smetledebos, Zoniënwood, Raspaillebos in T2 en Hoog Deurne (Tombele). De deelpopulatie Brakelbos vertoonde daarentegen signalen van een expansie.

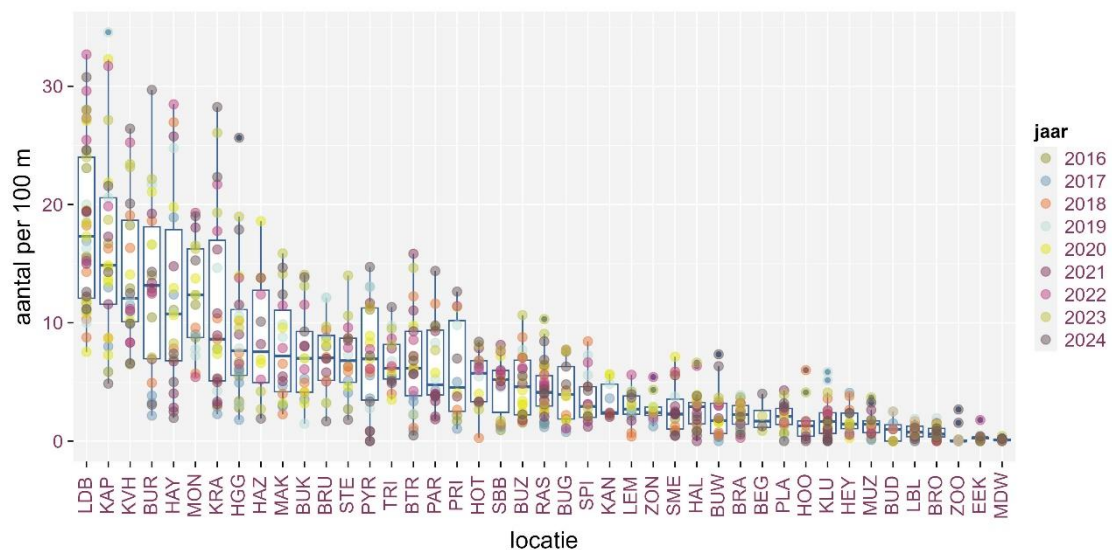


## 2.3 POPULATIEMODELLERING EN DEMOGRAFIE

### 2.3.1 Inleiding

Het kennisniveau over de Vlaamse vuursalamanderpopulaties was tot voor kort beperkt. Hoewel het algemene beeld van verspreiding voldoende goed gekend was, was er niets gekend over de omvang van de populaties en de variatie daarin. Dergelijke informatie is echter van grote waarde om soortgericht beheer te kunnen doen en prioriteiten te kunnen stellen, waarbij speciale zorg wordt geschonken aan de kleinere, meer kwetsbare populaties.

In 2016 werd het Vlaams monitoringsmeetnet opgestart. Dit leverde eerste ruwe indicaties over de verschillen in dichtheid aan adulte salamanders tussen de populaties (**Figuur 64**).



**Figuur 64** Densiteit van volwassen salamanders zoals geteld in het monitoringsmeetnet (2016-2024), gesorteerd volgens dalend gemiddeld aantal per 100 meter. BRA: Brakelbos; BRO: Brouwierbos; BRU: Bruinbos; BTR: Bos Terriest; BUD: Buggenhoutbos Doorselaer; BUG: Buggenhoutbos noord; BUK: Buggenhoutbos noord Krokkebaas; BUR: 't Burreken; BUW: Buggenhoutbos west; BUZ: Buggenhoutbos zuid; EEK: Eeckhoutbos; HAL: Hallerbos; HAY: Hayesbos; HEY: Heynsdaele; HGG: Heilig Geestgoed; HOO: Hoog Deurne - Tombele; HOT: Hotond; KAN: Hauwstraat & Hul/Kanakkendries; KAP: Kapellenbos; KLU: Kluisbos; KRA: Kravaalbos; KVH: Kasteel van Horst; LBL: Longkruidbosje Ladeuze; LDB: Nerenbos & Luisdonk; LEM: Lembeekbos; MAK: Makenbos; MDW: Meerdaalwoud (Mollendaalbos); MON: Montenakenbos; MUZ: Muziekbos; PAR: Parkbos; PLA: Plaatsbeek (Bos de Kollebroeken); PRI: Parikebos; PYR: Pyreneeën (Ter Guchten); RAS: Raspaillebos; SBB: Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel); SME: Smetledebos; SPI: Elenebos (Spijkerbos); STE: Steenbergbos; TRI: Trimpont; ZON: Zoniënwood, ZOO: Zoot.

Merk op: BUZ in het meetnet stemt overeen met BUG in deze studie. De trajecten voor SPI en KVH in dit onderzoek is slechts een deel van de meetnetroute. De meetnetroutes van HAL en HGG zijn volledig anders dan deze in dit onderzoek.

Om de dichtheid alsook, overleving en groei adequaat te kunnen inschatten, is echter verregaander onderzoek vereist. Hiertoe gebruikt men vangst-hervangstonderzoek. De in nieuwe vangsten vastgestelde proportie van hervangen dieren ten opzichte van nog niet eerder waargenomen dieren stelt ons in staat populatiemodellen op te stellen en schattingen te bekomen voor populatieparameters zoals populatiegrootte (of beter: dichtheid), overleving,

detectiekans en groei. Bepaling van geslacht en lichaamsgrootte van de waargenomen dieren laat bovendien toe de opbouw van de populaties te ontrafelen en onderling te vergelijken.

In tegenstelling tot andere schatters of proxies voor populatiegrootte, detectiekans en overleving, biedt vangst-hervangstonderzoek robuuste schattingen en een maat voor hun precisie (Schmidt et al. 2002).

## 2.3.2 Materiaal en methode

### 2.3.2.1 Veldwerk

In de herfst van 2020 en 2021 werden in totaal 16 populaties onderzocht (**Tabel 9**). Twee populaties werden in beide jaren onderzocht (Nerenbos & Luisdonk (Nerenbos & Luisdonk) en Raspaillebos (Raspaillebos)). Ten behoeve van het realiseren van gedegen schattingen van detectiekans en populatiegrootte, werd geselecteerd enkel (vermeend) grote en middelgrote populaties te onderzoeken, met uitzondering van Raspaillebos en Sint-Blasius-Boekel (Perlinkvallei, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel)).

In elke populatie werden vaste trajecten afgelegd bij weersomstandigheden die geschikt zijn voor bovengrondse activiteit van post-metamorfe (adulte en subadulte) vuursalamanders: 's nachts (minstens één uur na zonsondergang), bij hoge luchtvochtigheid (bij voorkeur 90% of hoger), milde temperatuur (bij voorkeur > 7 °C) en lage windsnelheden. Begin- en eindtijdstip van elke ronde werden genoteerd. Met uitzondering van de routes van Hallerbos, Heilig Geestgoed, Kasteel van Horst en Spijkerbos (Elenebos), waren de routes dezelfde als deze die jaarlijks gemonitord worden in het kader van de meetnetten ([www.meetnetten.be](http://www.meetnetten.be)).

**Tabel 9** Bosgebieden waar vangst-hervangstonderzoek werd uitgevoerd.

code	code	populatie	jaar	trajectlengte (m)
BTR	Bos Terrijs	Bos Terrijs	2021	1550
BUG	Buggenhoutbos	Buggenhoutbos	2020	1630
BUR	't Burreken	't Burreken	2021	800
HAL	Hallerbos	Hallerbos	2020	1000
HAY	Hayesbos	Hayesbos	2021	1260
HGG	Heilig Geestgoed	Heilig Geestgoed	2021	1280
KAP	Kapellenbos	Kapellenbos	2020	700
KLU	Kluisbos	Kluisbos	2020	1200
KRA	Kravaalbos	Kravaalbos	2021	1200
KVH	Kasteel van Horst	Kasteel van Horst	2020	770
LDB	Nerenbos & Luisdonk	Nerenbos & Luisdonk	2020	1300
LDB	Nerenbos & Luisdonk	Nerenbos & Luisdonk	2021	1300
PAR	Parkbos	Parkbos	2021	1100
RAS	Raspaillebos	Raspaillebos	2020	1600
RAS	Raspaillebos	Raspaillebos	2021	1600
SBB	Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel)	Sint-Blasius-Boekel	2021	700
SME	Smetledebos	Smetledebos	2021	1200
SPI	Spijkerbos/Elenebos	Spijkerbos (Elenebos)	2020	1600

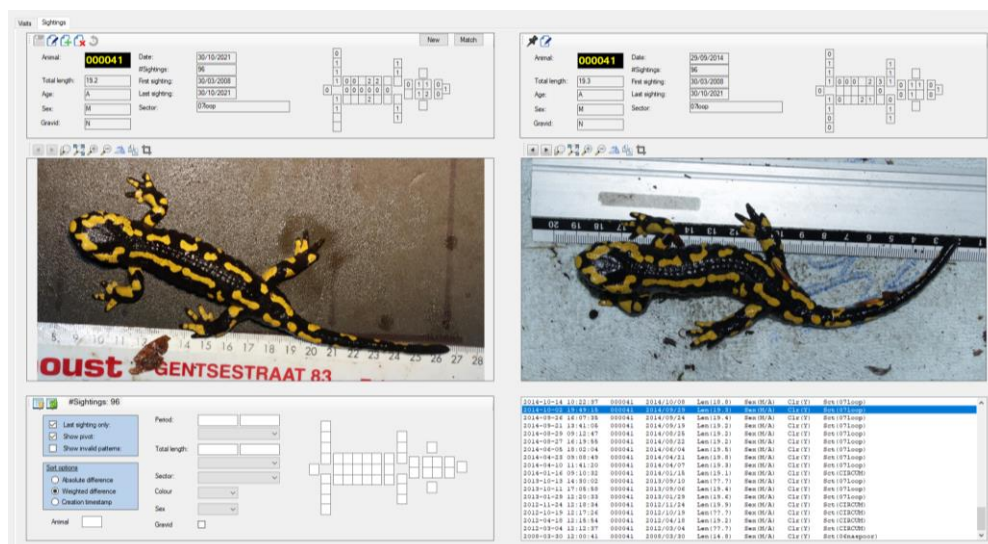
Met zaklamp werd een vaste breedte (streefwaarde zes meter aan weerszijden van de af te leggen route) afgezocht naar salamanders. Enkel bovengronds actieve dieren worden behandeld. Elk dier werd dorsaal gefotografeerd met een spiegelreflexcamera (om vervorming van lichaamslengte te beperken) naast een meetlat. Coördinaten van de vindplaats werden opgeslagen in een hand-GPS. Geslacht en een ruwe indicatie van leeftijd (die later op basis van de lichaamslengte scherper kon gesteld worden) werden genoteerd.

De basisgegevens die we gebruiken in het onderdeel over individuele groei werden (buiten de context van deze onderzoeksopdracht) op dezelfde manier verzameld langsheen de route in Nerenbos & Luisdonk door herhaalde rondes in de herfstperiodes van 2014 tot 2021.

Aanvullend op het door INBO verrichtte onderzoek, onderzocht UGent afzonderlijk enkele bosgebieden waaronder ook enkel met kleinere vuursalamanderpopulaties. Hierbij werden de bemonstering verricht in de herfst van 2021 en 2022. Gezien de beperkte grootte van zowel het bosgebied en de vuursalamanderpopulatie, werd hier minder gestandaardiseerd te werk gegaan: er werd geen vast traject afgelegd maar meer opportunistisch gezocht. Toch geven we schattingen op basis van deze gegevens weer aan het einde van de resultaten, ter indicatie.

### 2.3.2.2 Gegevensverwerking

Er zijn verschillende methodes en softwareprogramma's beschikbaar die gebruikt kunnen worden voor de individuele herkenning van vuursalamanders (Kopp-Hamberger 1998, Carafa & Biondi 2004, Šukalo et al. 2013, Drechsler et al. 2015, Sannolo et al. 2016) en zelfs larven (Faul et al. 2022). Invoer van de gegevens per waargenomen dier per waarnemingsmoment gebeurde in het softwareprogramma ManderMatcher (Speybroeck & Steenhoudt, 2017; <https://jeroenspeybroeck.shinyapps.io/mandermatcher/>) (Figuur 65). Het programma is ontworpen voor de herkenning van individuele (adulte) vuursalamanders door middel van het coderen van het unieke vlekkenpatroon op de rug. De foto's werden desgewenst minimaal bewerkt in het programma (roteren en bijsnijden), maar behoeften geen verdere editeerstappen. Lengte zonder staart (SVL: snout-vent length, tot het einde van de cloacaspleet, wat correspondeert met de derde ring op de staartbasis) en totale lichaamslengte (TL) werden gemeten in het programma.



**Figuur 65** Voorbeeld van koppelen van nieuwe waarneming (links) aan de recentste voorafgaande waarneming van hetzelfde individuele dier met ManderMatcher (Speybroeck & Steenhoudt, 2017).

Per site werd met een afzonderlijke kopie van het programma gewerkt. De gegevens van elke kopie werden door het programma opgeslagen in een MS Access database bestand. Door de uniforme vorm van de gegevensinvoer, konden deze gegevens vervolgens eenvoudig worden ingelezen en samengevoegd in R versie 4.0.3 (R Core Team, 2021).

### 2.3.2.3 Analyse

Dataexploratie, analyse en visualisatie werden uitgevoerd in R versie 4.0.3 (R Core Team, 2021) met code-editor RStudio versie 1.3.1093 (RStudio Team, 2020).

#### *Populatiegrootte en densiteit*

Populatiemodellen werden uitgevoerd in het programma MARK (<http://www.phidot.org/software/mark/>) via het R-package RMark versie 2.2.7 (Laake, 2013). Omdat de bemonsteringen zich telkens afspeelden in een beperkte tijd en ruimte (transect binnen één herfstseizoen), werd geopteerd voor een gesloten populatiemodel. Om continue covariabelen te kunnen toevoegen die variëren voor elk individu, werd gekozen voor een conditional likelihood model, Huggins-model, (Huggins, 1989). Het model schat twee primaire parameters: p (detectiekans) en c (hervangstkans). Aangezien er geen reden is om aan te nemen dat een individu minder (her)vangbaar zou zijn na een eerste vangst, voerden we enkel modelruns uit waarbij p en c als gelijk worden ingeschat. Als afgeleide variabele (en relevant voor de doelstelling van dit onderzoek) maakt ook de populatiegrootte (N) deel uit van de modeloutput.

We voerden verschillende modelruns uit waarin we de invloed onderzochten van verschillende covariabelen op p (en dus ook c). Als individuele covariabelen werden geslacht (categorische variabele, met levels ‘man’, ‘vrouw’ en ‘onbepaald’) en TL (continue variabele, maximale totale lichaamslengte gemeten binnen het seizoen) beschouwd. Het geslachtslevel ‘onbepaald’ omvat dieren die te jong zijn om geslachtsbepaling toe te laten, waardoor de factor ‘geslacht’ ook deels een leeftijdsopsplitsing omvat. Aangezien de individuen gedurende de bemonsteringsperiode niet overgaan naar een andere leeftijdsklasse, vormt het gebruik van deze ‘gemengde’ factor geen probleem voor de modelbouw. Hoewel TL onder meer varieert door onvolledige starten (onder meer door partiële predatie in larvale of adulte fase), liet dataexploratie zien dat de variatie in TL kleiner of gelijk is aan deze in SVL. Als event-gerelateerde covariabelen (gekoppeld aan de verschillende telrondes, niet aan de individuele dieren) werden relatieve luchtvochtigheid en temperatuur beschouwd. We selecteerden kwartiergegevens voor de weerstations van Waregem en Liedekerke, waarvan we voor beide variabelen de waarden van 20:00, 20:15, 20:30, 20:45 en 21:00 voor beide stations uitmiddelden. De gegevens werden gedownload van [waterinfo.be](http://waterinfo.be) met behulp van het R-package [wateRinfo](https://github.com/ropensci/waterinfo). Gezien de grote variatie in vangstgroottes en om mogelijke variatie binnen elke telseizoen te ondervangen, werd ook de tijd als factorvariabele beschouwd (met de verschillende waarnemings- of telmomenten als levels).

Individuele covariabelen:

1. Geslacht (factor)
2. TL: totale lichaamslengte (continu)

Event-gerelateerde covariabelen:

3. Tijd (factor)
4. Relatieve luchtvochtigheid (continu)
5. Temperatuur (continu)

//

Voor elke van de 16 sites en voor twee sites twee keer (voor 2020 en 2021 afzonderlijk) werden eerst 16 modellen uitgevoerd zonder geslacht als groepvariabele en met telkens een andere combinatie van alle covariabelen met uitzondering van geslacht (zie de 16 modellen zonder “sex” in **Tabel 10**). Hoewel geslacht intrinsiek als groepvariabele geldt, werden modellen zonder deze groepvariabele uitgevoerd om per site één schatting te krijgen. Vervolgens werden 32 modellen uitgevoerd met geslacht als groepvariabele en met telkens een andere combinatie van de maximaal vijf covariabelen (**Tabel 10**). Dit levert schattingen op per geslacht. Ook met deze groepvariabele voerden we modellen uit zonder “sex” als onafhankelijke variabele.

De continue variabelen werden gestandaardiseerd door van elke waarde het gemiddelde af te trekken en te delen door de standaarddeviatie. Indicatie van interacties tussen de covariabelen ontbraken bij dataexploratie, waardoor deze niet gemodelleerd werden. Ook polynomiale termen werden niet opgenomen: de totale lichaamslengte en relatieve luchtvochtigheid nemen we aan als zonder optimum in verband te staan met de detectiekans. Hoewel we beschikken over gegevens die illustreren dat de activiteitsgraad en dus mogelijk de detectiekans een kwadratisch verband vertoont met de temperatuur (optimum), nemen we aan dat dit binnen het korte tijdsbestek van de onderzoeksperiodes (één herfstseizoen) niet geldt (maar wel doorheen het seizoenale verloop gedurende het hele jaar).

Voor elk van de 18 x 32 runs werden de 32 modellen telkens vergeleken door middel van de AICc-waarde. Dit is een aangepaste vorm van het Akaike Information Criterion (AIC) voor kleine samplegroottes. Dergelijke waardes worden gebruikt om geneste modellen te vergelijken. Ze schatten de relatieve predictiefout van de verschillende modellen en geven zo een maat voor de kwaliteitsverschillen tussen de modellen onderling. AIC(c)-verschillen kleiner dan 2 geven aan dat de modellen vergelijkbare kwaliteit hebben. Grotere verschillen geven richting bij modelselectie, waarbij lagere AICc-waarden een beter benaderend model aangeven. In geval van verschillen kleiner dan 2 selecteerden we het minst complex model.

**Tabel 10** Verschillende Huggins-modellen uitgevoerd voor elk van de 16 sites (twee keer voor Nerenbos & Luisdonk en Raspaillebos). Time: tijd (factor), hum: relatieve luchtvochtigheid (continu), temp: temperatuur (continu), sex: geslacht (factor), TL: totale lichaamslengte (continu). X: opgenomen in model, -: niet opgenomen in model. Het p.dot-model is een model waarbij p (detectiekans) als constant wordt geschat (zonder covariabelen).

model	time	hum	temp	sex	TL
p.dot	-	-	-	-	-
p.time	X	-	-	-	-
p.hum	-	X	-	-	-
p.temp	-	-	X	-	-
p.sex	-	-	-	X	-
p.TL	-	-	-	-	X
p.time.hum	X	X	-	-	-
p.time.temp	X	-	X	-	-
p.time.sex	X	-	-	X	-
p.time.TL	X	-	-	-	X
p.hum.temp	-	X	X	-	-
p.hum.sex	-	X	-	X	-





p.hum.TL	-	X	-	-	X
p.temp.sex	-	-	X	X	-
p.temp.TL	-	-	X	-	X
p.sex.TL	-	-	-	X	X
p.time.hum.temp	X	X	X	-	-
p.time.hum.sex	X	X	-	X	-
p.time.hum.TL	X	X	-	-	X
p.time.temp.sex	X	-	X	X	-
p.time.temp.TL	X	-	X	-	X
p.time.sex.TL	X	-	-	X	X
p.hum.temp.sex	-	X	X	X	-
p.hum.temp.TL	-	X	X	-	X
p.hum.sex.TL	-	X	-	X	X
p.temp.sex.TL	-	-	X	X	X
p.time.hum.temp.sex	X	X	X	X	-
p.time.hum.temp.TL	X	X	X	-	X
p.time.hum.sex.TL	X	X	-	X	X
p.time.sex.temp.TL	X	-	X	X	X
p.TL.hum.temp.sex	-	X	X	X	X
p.time.hum.temp.TL.sex	X	X	X	X	X

### Demografie en rekrutering

We onderzochten de populatieopbouw van de 16 sites volgens geslacht en leeftijd (proxy: TL).

#### Individuele groei

Voor de populatie Nerenbos & Luisdonk (Nerenbos & Luisdonk) beschikken we over een langere tijdsreeks. Hier werd sinds 2008 vangst-hervangstonderzoek verricht. Sinds 2014 tot en met 2021 werd de bezoekfrequentie opgedreven, gaande van 17 tot 44 rondes per jaar.

We berekenden de groeisnelheid van hervangen juveniele vuursalamanders (TL kleiner dan 9 cm bij eerste vangst) voor elk koppel van jaar en jaar + 1 om verschillen in groeisnelheid tussen de jaren na te gaan.

We brachten de schattingen voor de geobserveerde juveniele groeisnelheden in verband met de afwijking van de weersgemiddelde temperatuur en neerslaghoeveelheden van het KMI (Ukkel) om de invloed van weersverschillen tussen jaren op de groei na te gaan.

### 2.3.3 Resultaten en discussie

#### 2.3.3.1 Algemeen

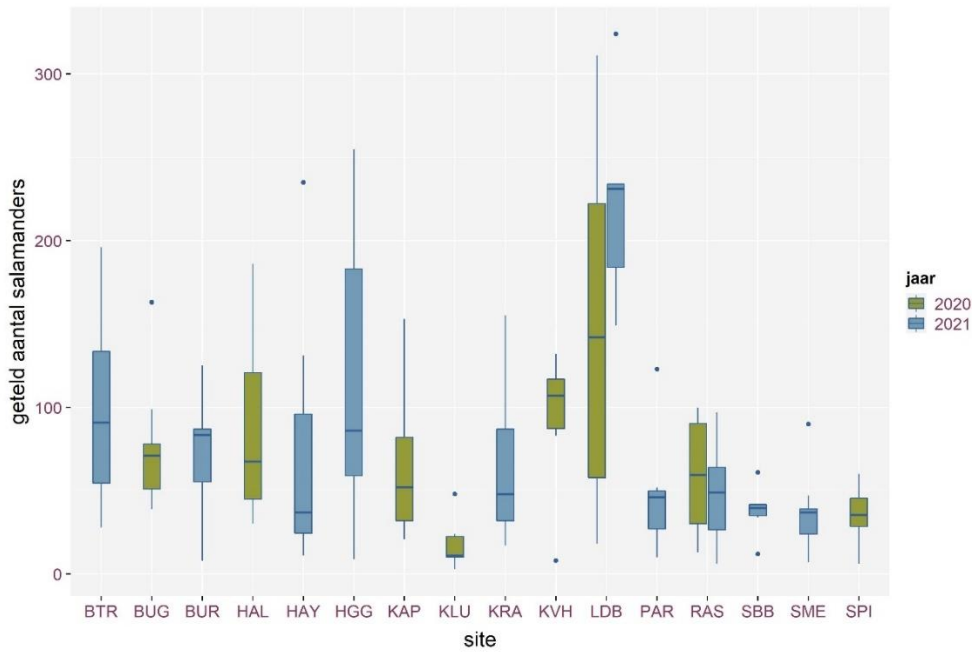
In **Tabel 11** staan de verzamelde gegevens samengevat. Veldwerk werd verricht van 15/9 tot en met 15/11. In beide jaren leverden de eerste weken van september weinig of geen dagen met geschikte weersomstandigheden. De feitelijke tellingen werden uitgevoerd van 23/9/2020 tot 13/11/2020 en van 27/9/2021 tot 13/11/2021.



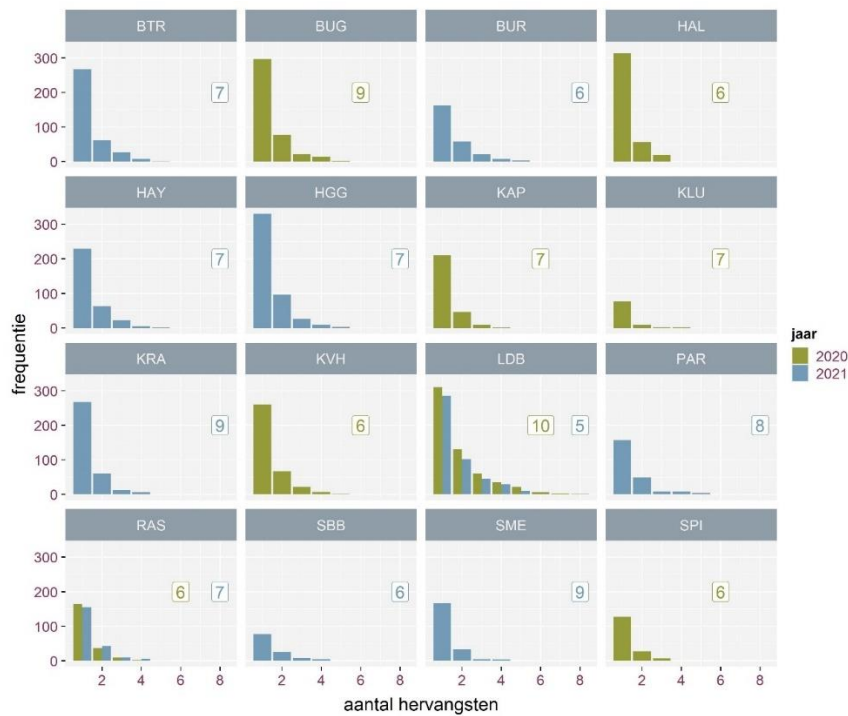
**Figuur 66** geeft de spreiding van het getelde aantal salamanders per ronde weer per site. **Figuur 67** geeft de frequentieverdeling van het aantal keer dat individuele salamanders werden hervangen weer.

**Tabel 11** Bosgebieden waar vangst-hervangstonderzoek werd uitgevoerd. Tellingen: aantal afgelegde telrondes per populatie; n: totaal aantal waargenomen en gefotografeerde post-metamorfe salamanders langsheen de standaardtrajecten; n/telling: gemiddeld aantal waargenomen dieren; SF: standaardfout op dat gemiddelde; max: maximum aantal getelde salamanders.

code	populatie	jaar	tellingen	n	n/telling	SF	max
BTR	Bos Terrijs	2021	7	691	98,7	22,9	196
BUG	Buggenhoutbos	2020	9	678	75,3	12,5	163
BUR	't Burreken	2021	6	434	72,3	16,4	125
HAL	Hallerbos	2020	6	527	87,8	25,0	186
HAY	Hayesbos	2021	7	524	74,9	30,7	235
HGG	Heilig Geestgoed	2021	7	834	119,1	35,1	255
KAP	Kapellenbos	2020	7	454	64,9	17,9	153
KLU	Kluisbos	2020	7	127	18,1	5,7	48
KRA	Kravaalbos	2021	9	566	62,9	14,8	155
KVH	Kasteel van Horst	2020	6	555	92,5	18,2	132
LDB	Nerenbos & Luisdonk	2020	10	1446	144,6	31,7	311
LDB	Nerenbos & Luisdonk	2021	5	1122	224,4	29,5	324
PAR	Parkbos	2021	8	378	47,3	12,0	123
RAS	Raspaillebos	2020	6	353	58,8	15,0	100
RAS	Raspaillebos	2021	7	333	47,6	11,9	97
SBB	Sint-Blasius-Boekel	2021	6	228	38,0	6,4	61
SME	Smetledebos	2021	9	334	37,1	7,8	90
SPI	Spijkerbos (Elenebos)	2020	6	212	35,3	7,6	60
			<b>128</b>	<b>9796</b>			



**Figuur 66** Waargenomen aantal salamanders per site in het kader van het vangst-herfangstonderzoek in de herfst van 2020 en 2021.



**Figuur 67** Frequentieverdeling van het aantal keren dat individuele salamanders werden herfangen. Getallen in kader in plots zijn het aantal telrondes in de herfst van 2020 (groen) en 2021 (blauw).

De gegevens van Nerenbos & Luisdonk die worden gebruikt in het onderdeel over individuele groei zijn deze voor de maanden september, oktober en november (**Tabel 12**).

**Tabel 12** Telrondes in het bosgebied Nerenbos & Luisdonk (Nerenbos & Luisdonk) in de herfst per jaar (vangst-hervangstonderzoek in functie van bepaling van individuele groei). Tellingen: aantal afgelegde telrondes per populatie; n: totaal aantal waargenomen en gefotografeerde post-metamorfe salamanders langsheen de standaardtrajecten; n/telling: gemiddeld aantal waargenomen dieren; SF: standaardfout op dat gemiddelde; max: maximum aantal getelde salamanders.

code	jaar	tellingen	n	n/telling	SF	max
LDB	2014	11	1371	124,6	15,2	182
LDB	2015	10	1059	105,9	21,8	197
LDB	2016	12	1541	128,4	29,1	290
LDB	2017	9	1180	131,1	25,1	215
LDB	2018	7	862	123,1	25,8	232
LDB	2019	6	915	152,5	30,3	229
LDB	2020	11	1643	149,4	29,1	311
LDB	2021	5	1122	224,4	29,5	324
		<b>71</b>	<b>9693</b>			

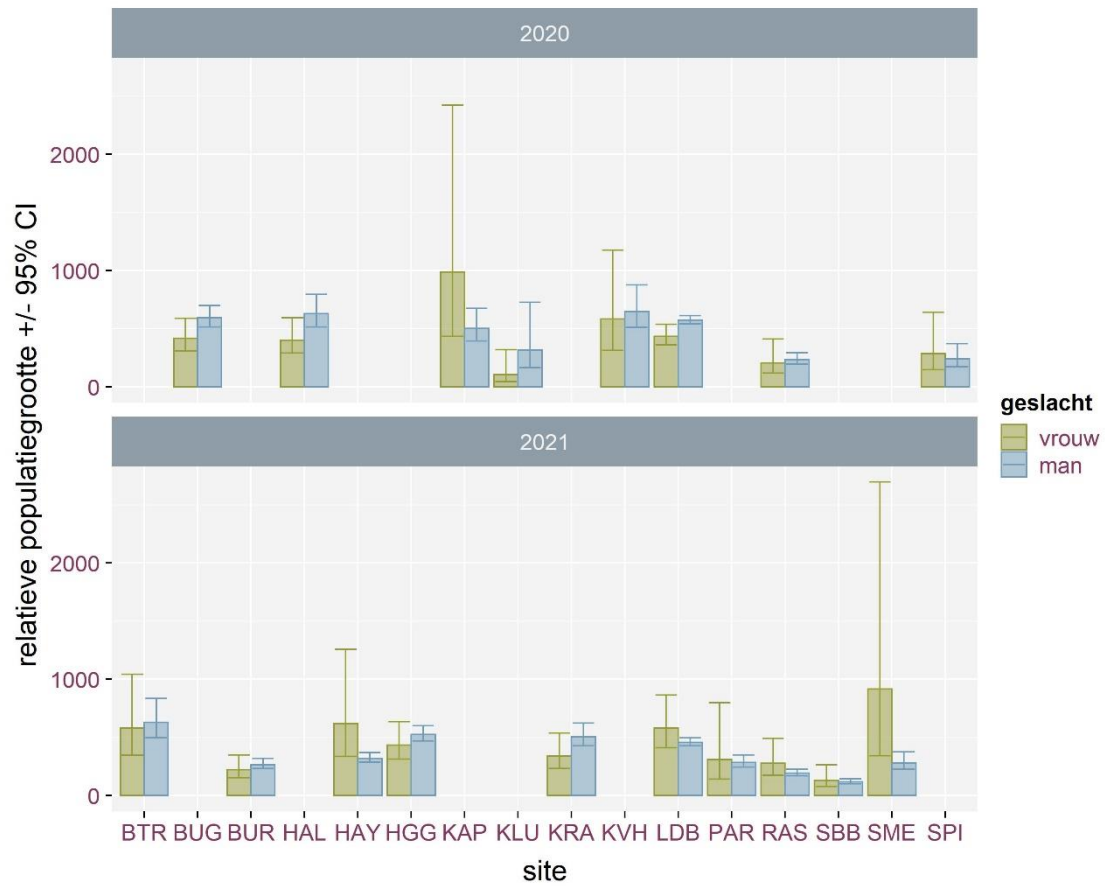
### 2.3.3.2 Populatiegrootte en densiteit

Bij de modelselectie uit de sets van 32 waarbij alle vijf de covariabelen werden opgenomen, werd doorgaans hetzelfde model, ongeacht welke van de 16 sites het betrof (**Tabel 13**). Op drie na (Hallerbos, Kluisbos en Raspaillebos in 2021), laten alle sites zien dat in het beste model de detectiekans (p) afhankelijk is van de tijd, geslacht en TL. De variatie binnen het seizoen, het geslacht en de leeftijd (met TL als proxy) spelen een rol in het bepalen van de detectiekans. Als afgeleide variabele bekomen we schattingen per geslacht (**Figuur 68**).

**Tabel 13** Geselecteerde beste model per bosgebieden. AICc-rang: rangorde inzake AICc van klein (best benaderend model) naar groot. Waar een rang verschillend van 1 werd gekozen, is het verschil in AICc kleiner dan 2 en het weerhouden model eenvoudiger.

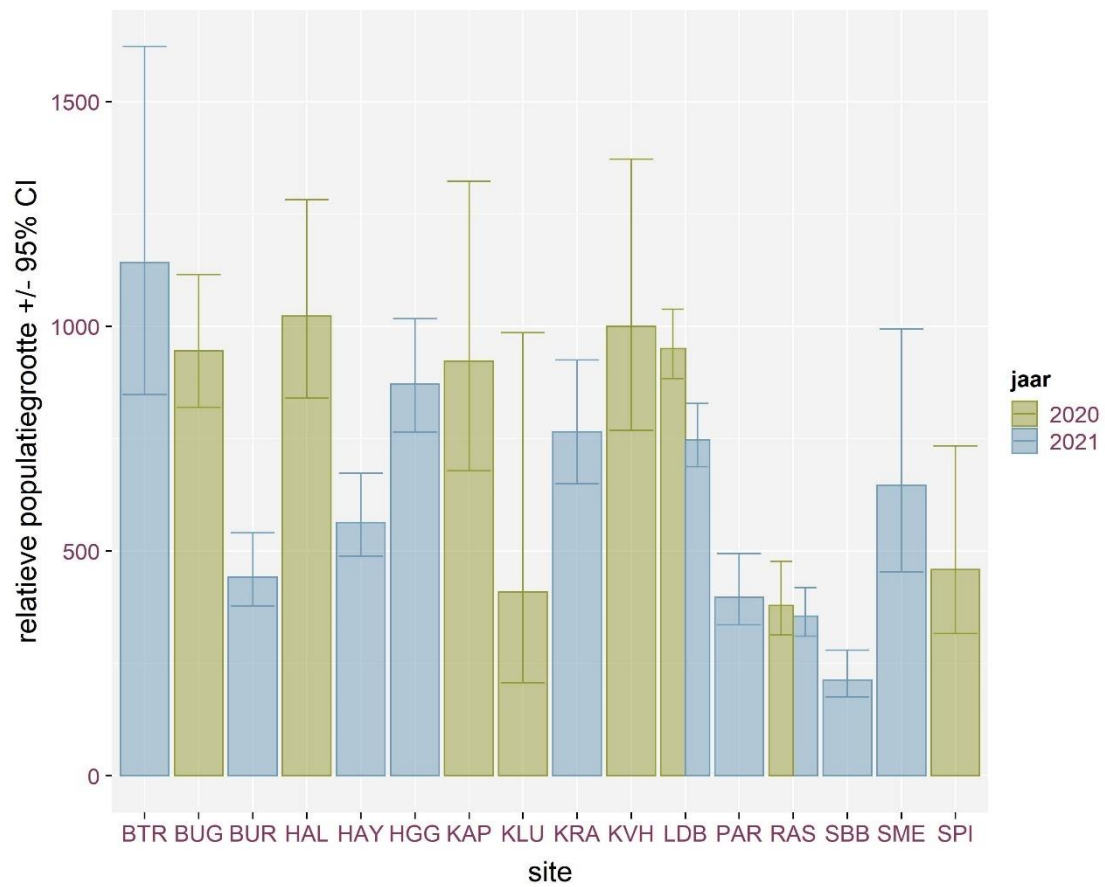
model	code	site	year	AICc-rang
~time + sex + TL	BTR	Bos Terriest	2021	1
~time + sex + TL	BUG	Buggenhoutbos	2020	1
~time + sex + TL	BUR	't Burreken	2021	1
~time + TL	HAL	Hallerbos	2020	2
~time + sex + TL	HAY	Hayesbos	2021	1
~time + sex + TL	HGG	Heilig Geestgoed	2021	1
~time + sex + TL	KAP	Kapellenbos	2020	1
~time + TL	KLU	Kluisbos	2020	2
~time + sex + TL	KRA	Kravaalbos	2021	1
~time + sex + TL	KVH	Kasteel van Horst	2020	1
~time + sex + TL	LDB	Nerenbos & Luisdonk	2020	1
~time + sex + TL	LDB	Nerenbos & Luisdonk	2021	1
~time + sex + TL	PAR	Parkbos	2021	1
~time + sex	RAS	Raspaillebos	2021	2

~time + sex + TL	RAS	Raspaillebos	2020	1
~time + sex + TL	SBB	Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel)	2021	2
~time + sex + TL	SME	Smetledebos	2021	1
~time + sex + TL	SPI	Spijkerbos/Elenebos	2020	1



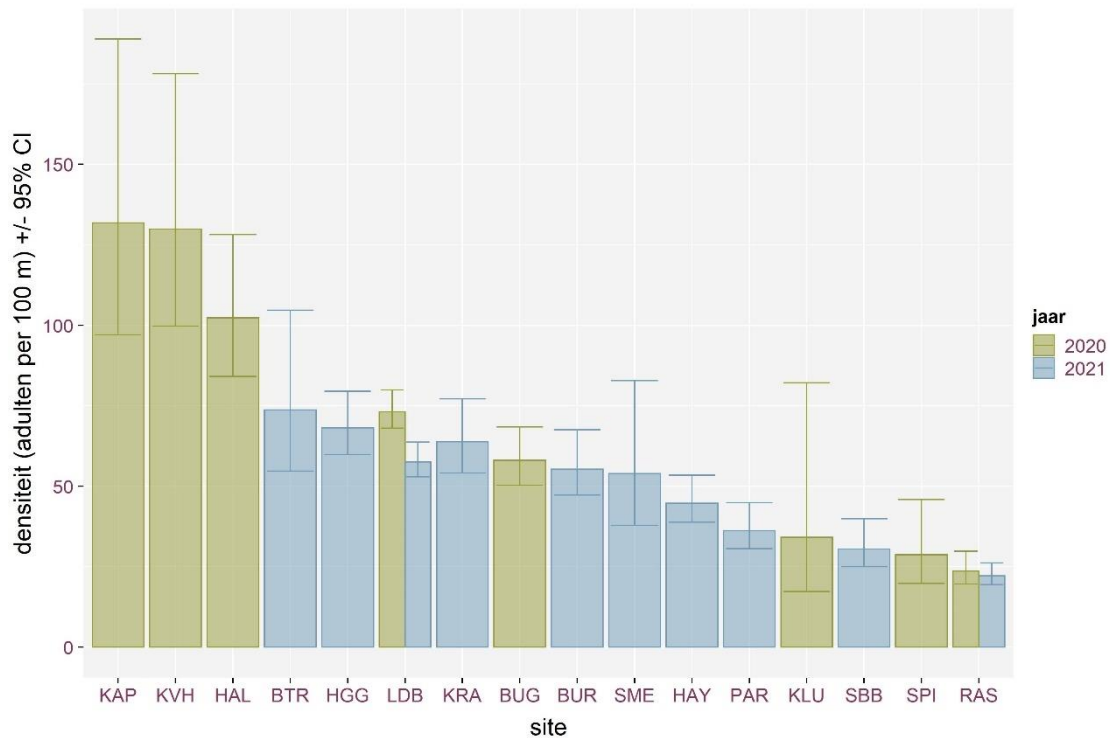
**Figuur 68** Populatiegrootteschattingen per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) met onderscheid van geslacht.

Om tot een enkele schatting te komen per site, werden ook telkens 16 modellen uitgevoerd zonder geslacht. De modelselectie leverde hier een vergelijkbaar resultaat op: zonder geslacht, restten tijd en TL als covariabelen waarvan p afhankelijk is (**Figuur 69**).



**Figuur 69** Populatiegrootteschattingen van volwassen salamanders per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) zonder onderscheid van geslacht.

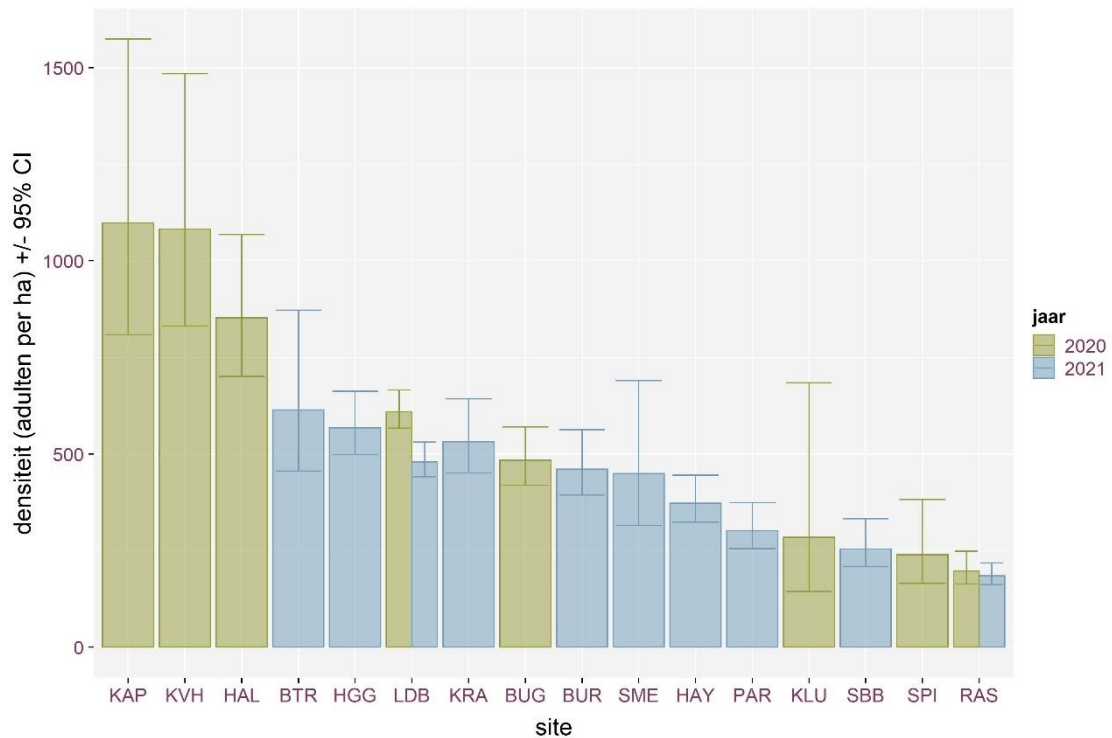
Om de sites te kunnen vergelijken, standaardiseren we volgens de lengte van de onderzochte trajecten (**Figuur 70**).



**Figuur 70** Densiteit van volwassen salamanders per 100 m onderzoekstraject (met 95%-betrouwbaarheidsinterval), zoals bepaald via vangst-hervangstonderzoek en populatiemodellering.

De betrouwbaarheidsintervallen van een aantal populaties zijn merklijk groter (Kapellenbos, Kasteel van Horst, Bos Terriest, Smetledebos, Kluisbos). Dit geeft schattingen met grotere onzekerheid ten gevolge van een lagere detectiekans in deze populaties. De vastgestelde densiteiten variëren ongeveer met een factor 7 (gemiddelde: 60,4 adulten per 100 m). Hierbij is het belangrijk op te merken dat geen van de onderzochte bossen behoort tot de sites met de laagst getelde aantallen in het kader van het meetnet. Dit omdat aangenomen werd dat in de kleinste populaties het realiseren van voldoende hoge detectiekansen niet haalbaar zou zijn binnen het bestek van deze onderzoeksopdracht.

Extrapolatie naar een volledig bosgebied (in dieren per hectare) kan niet gemaakt worden. Dichtheden aan vuursalamanders zijn niet homogeen verdeeld (zie ook 2.1.1). De geschatte dichtheden gelden dus, ongeacht de eenheid waarin ze worden uitgedrukt, enkel voor het specifieke onderzoekstraject. Dit wordt bijvoorbeeld ook geïllustreerd door de onderzoeksresultaten voor Hallerbos, waar de meetnetroute maximaal 43 waargenomen individuen opleverde, wat overeenkomt met een dichtheid van 3,9 getelde individuen per 100 m, terwijl onze onderzoeksrout tot 186 individuen opleverde, of een dichtheid van 18,6 getelde individuen per 100 m (let op: niet te verwarren met de geschatte werkelijke dichtheid uit **Figuur 70**, die aanzienlijk hoger ligt dan de tijdens de meetnetmonitoring getelde waarden). Binnen een bosgebied kan de dichtheid dus behoorlijke variatie vertonen. De keuze van een specifiek deelgebied of onderzoekstraject kan dus behoorlijk andere resultaten opleveren. Om vergelijking met de literatuur mogelijk te maken, standaardiseren we de hoger afgeleide densiteiten toch nog verder tot dichtheid per hectare (met gemiddelde trajectbreedte 2 x 6 m), wetende dat deze enkel geldt voor het onderzochte traject en niet voor het hele bosgebied (**Figuur 71**).

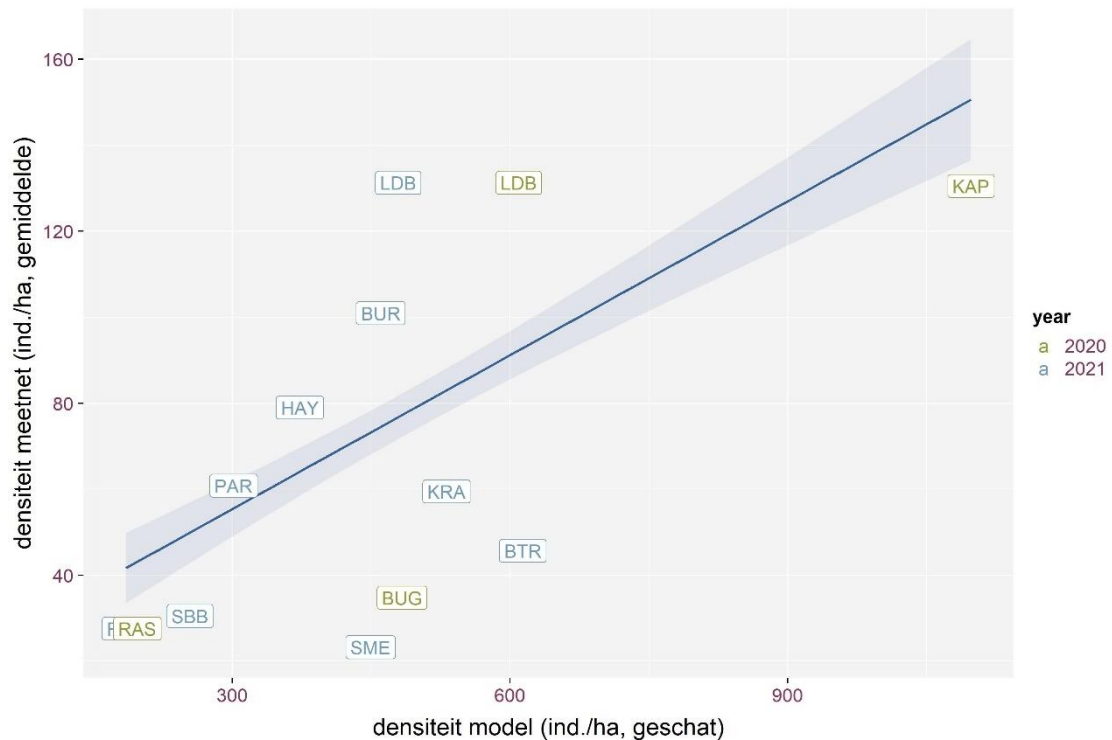


**Figuur 71** Densiteit van volwassen salamanders per hectare langs het onderzoekstraject (met 95%-betrouwbaarheidsinterval), zoals bepaald via vangst-hervangstonderzoek en populatiemodellering. De waarden gelden enkel voor het traject, niet voor het hele bosgebied.

De geschatte densiteiten per hectare zijn hoog. Uit de literatuur worden maximumwaarden van 400-500 individuen per hectare vermeld (bv. Joly 1969: 119 ind. / ha en 158 ind. / ha; Rebelo & Leclair 2003: 400 ind. / ha; Seifert 1991: 196 ind./ha, tot 445 ind./ha in uitstekende landhabitat met veel schuilmogelijkheden). Wanneer limitering van bronnen (plaats, voortplantingswater, schuilplaats, voedsel, ...) ontbreekt, halen sommige Vlaamse populaties hogere waarden. Dergelijke hoge densiteiten (en biomassa's) zijn niet ongewoon voor landsalamanders, zoals ook gekend uit Noord-Amerika van de weliswaar kleinere salamandersoort *Plethodon cinereus* (densiteit tot 2,8 ind/m<sup>2</sup>; biomassa 1658 gram nat gewicht – Jaeger et al. 2016). De densiteiten op deze toplocaties geven aan dat Vlaamse populaties met lagere dichtheden hoogstwaarschijnlijk wel limitering ervaren.

Vergelijken we onze schattingen met de telgegevens van het monitoringsmeetnet (**Figuur 72**), dan zien we dat de gemiddelde mediaan van de meetnettellingen ongeveer 6-10 keer lager ligt dan de schattingen. Dit geeft aan dat op een willekeurige telavond slechts een fractie van de aanwezige dieren gedetecteerd worden en/of bovengronds actief zijn.

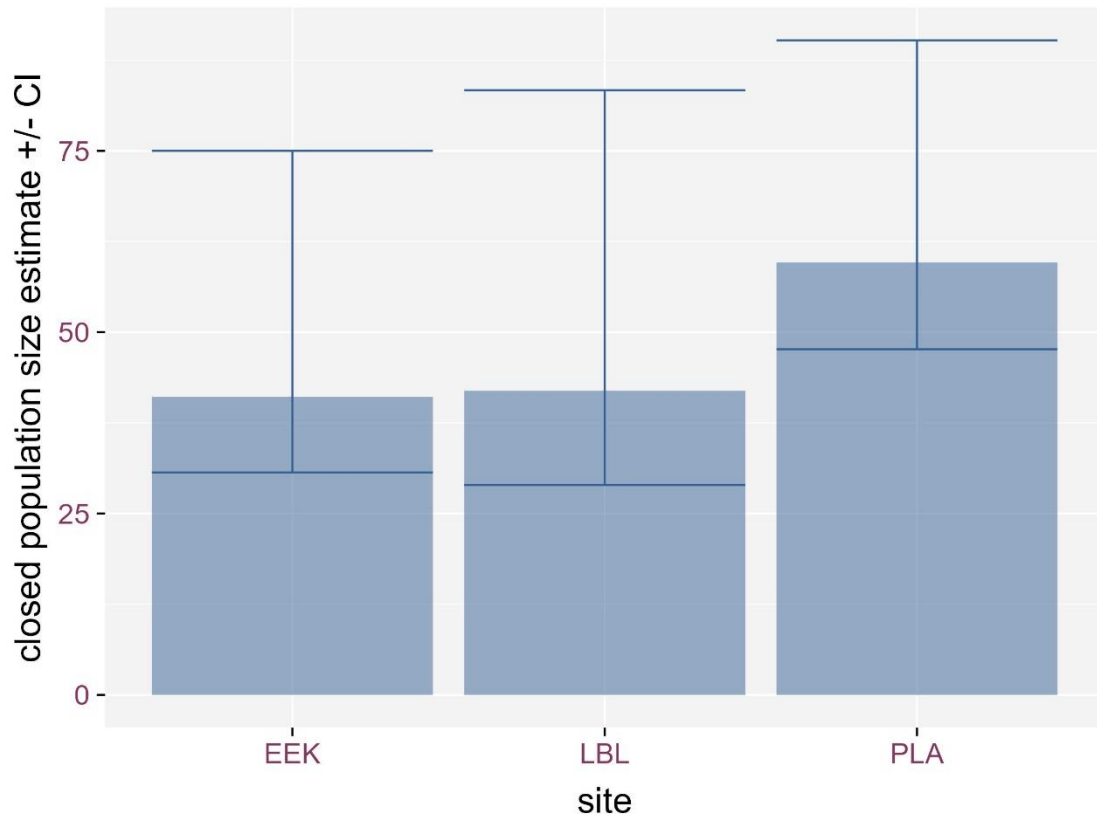




**Figuur 72** Densiteit van volwassen salamanders per hectare: getelde meetnetwaarden in functie van gemodelleerde waarde. Enkel de site waarbij de meetnetroute en de route van het voorliggend onderzoek identiek zijn worden weergegeven. De lijn geeft de lineaire regressie tussen beide variabelen weer met 95%-betrouwbaarheidsinterval.

De binnen dit onderzoek gerealiseerde schattingen zijn slechts momentopnames van één (of twee, Nerenbos & Luisdonk en Raspaillebos) herfstseizoenen. Voor langlevende soorten zoals vuursalamander zijn gedegen schattingen best gebaseerd op meerjarige bemonsteringen die ook de binnenjaarlijkse variatie ruimer bestrijken. Echter, binnen de beschikbare tijd en middelen, zijn de schattingen voldoende accuraat en representatief om een voorzichtige vergelijking tussen populaties toe te laten.

Anvullend geven we hier ook schattingen weer voor de drie kleinere bosgebieden die door UGent werden onderzocht. Omwille van de lage dichtheden aan salamanders werd hier bemonsterd over twee jaren (2021 en 2022) en werd geen standaardroute gevolgd (waardoor standaardisatie naar aantal dieren per afgelegde afstand of bosoppervlakte niet mogelijk is). De schattingen (met modellen waarin de detectiekans afhankelijk is van de tijd en het geslacht van de dieren, net zoals voor de door INBO onderzochte populaties) zijn weergegeven in en liggen duidelijk (veel) lager dan deze in de andere bosgebieden (**Figuur 69**).



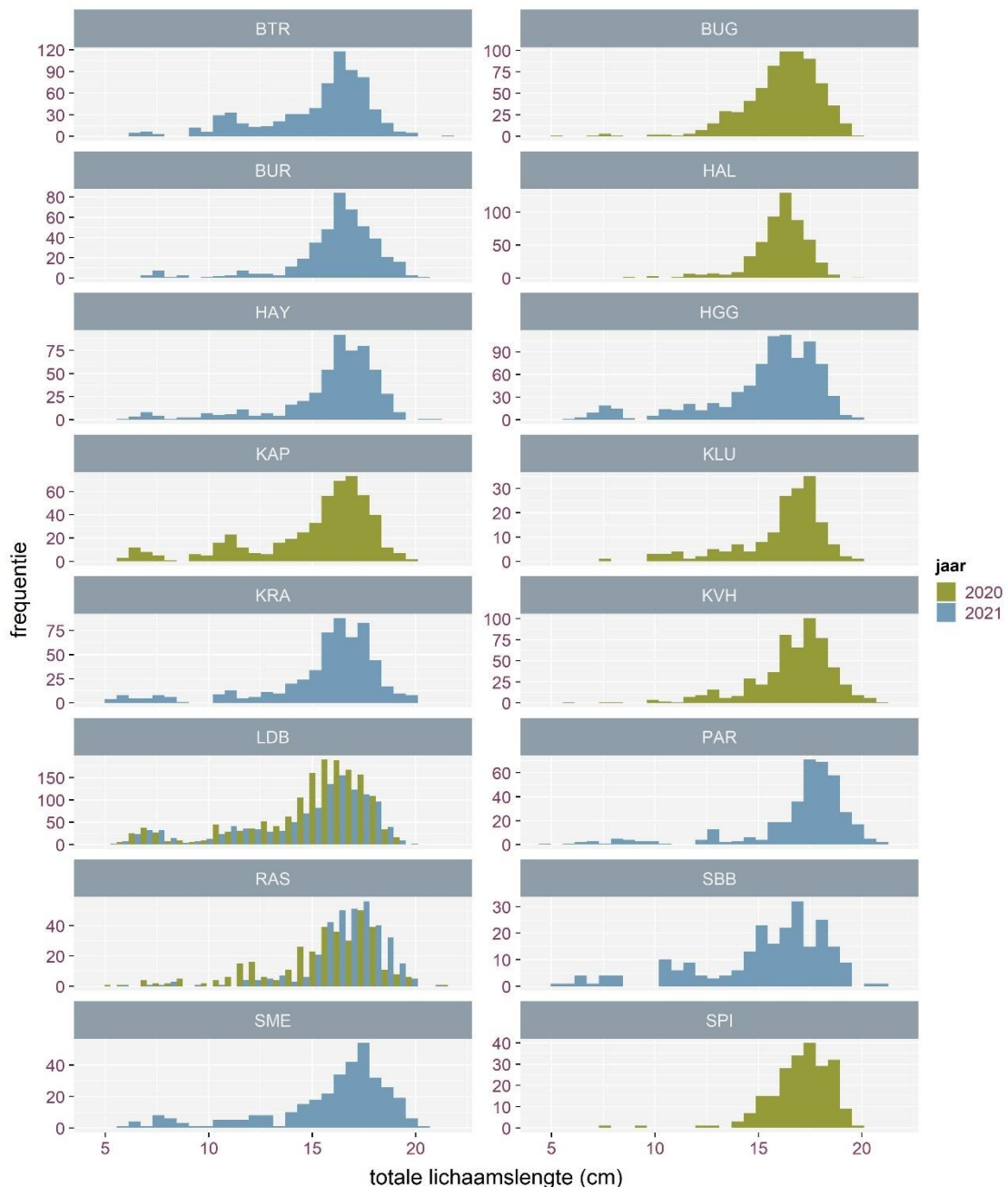
**Figuur 73** Populatiegrootteschattingen van volwassen salamanders per bosgebied (met 95%-betrouwbaarheidsinterval) zonder onderscheid van geslacht – sites onderzocht door Wildlife Health Ghent (UGent), zonder vaste route en gespreid over twee jaren (2021 en 2022). EEK: Eeckhoutbos, LBL: Longkruidbosje Ladeuze, PLA: Plaatsbeek.

### 2.3.3.3 Demografie en rekrutering

Dit luik omvat verkenning van verschillen in de samenstelling van de 16 onderzochte populaties, met name inzake leeftijd en geslacht. Voor leeftijdsopbouw beschouwen we de totale lichaamslengte en spitsen we onze aandacht toe op de jongere leeftijds- en dus lagere lengteklasse, om daarin na te gaan of de populatie voldoende succesvolle voortplanting ofte rekrutering kent. Voor de geslachttopbouw beschouwen we de geslachtsverhouding.

#### *Rekrutering*

Onderzoeken van de lengte-frequentieverdeling van de waargenomen dieren per site kan ons informeren over de leeftijdsopbouw en het voortplantingssucces van de laatste jaren (**Figuur 74**). De trefkans en het aantal waarnemingen van volwassen vuursalamanders ligt hoger dan die van jongere levensstadia.



**Figuur 74** Lengte-frequentieverdeling per populatie onderzocht door middel van vangst-hervangst.

Er stellen zich enige beperkingen inzake wat in het kader van dit onderzoek kan gezegd worden over rekrutering.

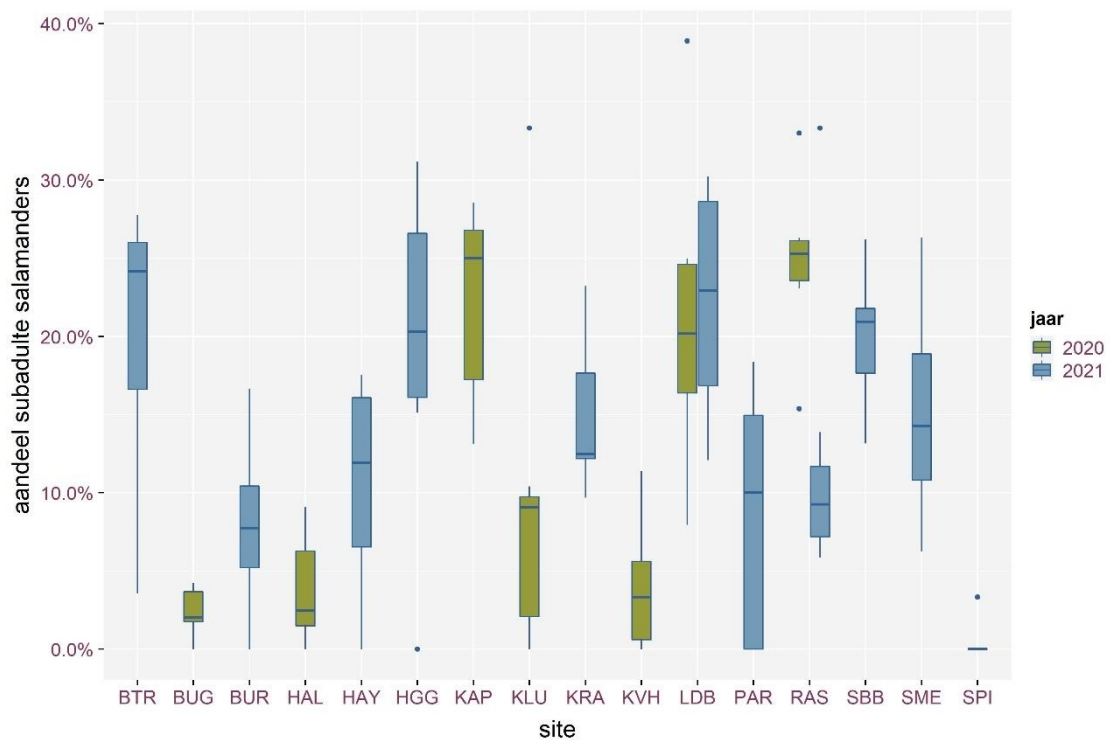
Voor een langlevende soort zoals de vuursalamander is het niet mogelijk de variatie in voortplantingssucces adequaat in te schatten op basis van een eenmalig waarnemingsmoment, zoals één herfstseizoen. Het verband tussen voortplantingssucces en adulte abundantie (en dus duurzaam overleven van de populatie) is minder rechtlijnig dan bij kortlevende soorten. Zelfs enkele opeenvolgende mislukte voortplantingsseizoenen laten niet noodzakelijk meteen een invloed zien op de adulte abundantie (en het daaruit volgende voortplantingspotentieel in kwantiteit aan ouderdieren).



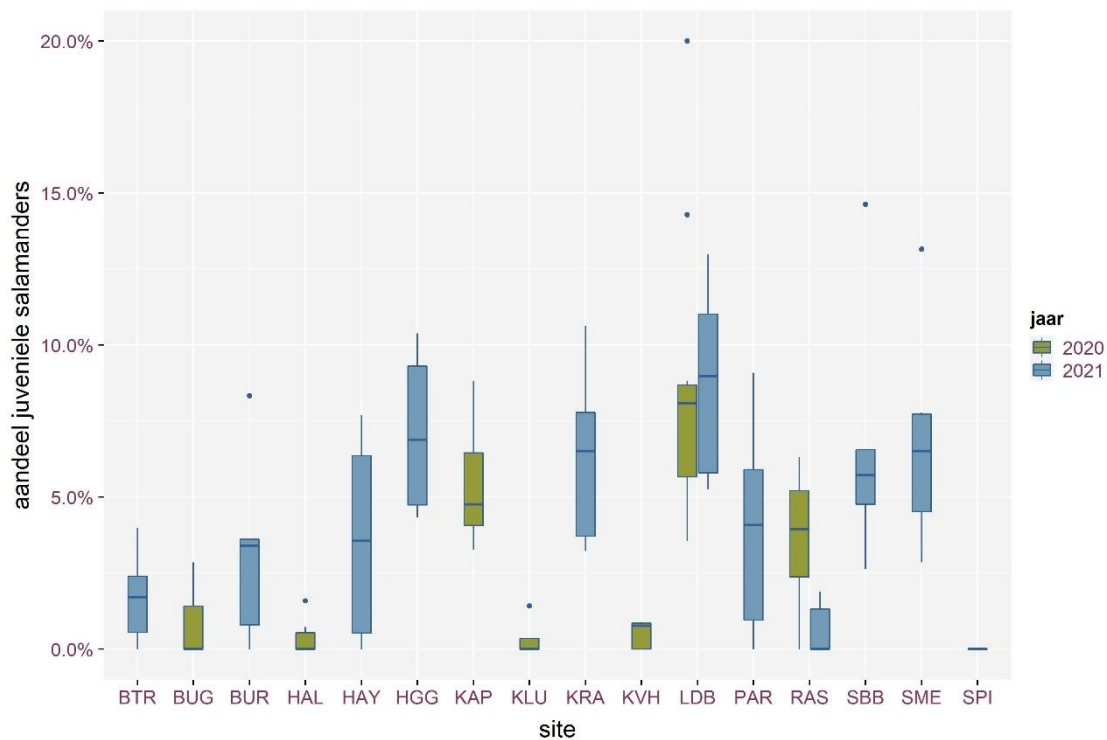
Bovendien onderzochten we niet de volledige bosgebieden. We kunnen niet inschatten in welke mate de route representatief is voor de volledige populatie, noch of de routes microhabitats bevatten met voldoende hoge trefkans voor juveniele of subadulte vuursalamanders. De onderzoeksroutes werden echter gekozen in functie van hoge trefkans van salamanders van alle leeftijden en doorkruisen in de meeste bosgebieden een aanzienlijk deel van de beschikbare habitats.

Ook kwantificeerden we geen larvale abundantie. Dit vergt een afzonderlijke specifieke onderzoeksofzet. Larvale abundantie is ook sterk tijdsafhankelijk en onder meer door variatie in groeisnelheid en predatiedruk niet eenvoudig te vertalen naar rekrutering.

Toch kan de (relatieve) abundantie aan jongere dieren indicatief zijn voor de rekrutering. Een gezonde populatie omvat ook een waarneembaar aandeel aan juvenielen en subadulten. Vooral juvenielen (in de herfst te herkennen als dieren met TL < 9 cm) leven eerder cryptisch en zijn ook door hun geringe grootte minder vlot te detecteren dan adulten. De abundantie aan subadulte dieren kan als indicatie gelden voor het voortplantingssucces en de overleving van jonge dieren uit voortplantingsseizoenen voorafgaand aan het laatste seizoen (**Figuur 75**). Het aandeel juveniele dieren is indicatief voor het recentste voortplantingsseizoen (**Figuur 76**).



**Figuur 75** Aandeel subadulte salamanders per telling.



**Figuur 76** Aandeel juveniele salamanders per telling.

In **Tabel 14** trachtten we enig onderscheid tussen de onderzochte populaties te maken en het succes van de laatste drie voortplantingsseizoenen in te schatten.

**Tabel 14** Tentatieve classificatie van recente (ca. laatste 3 jaar) rekrutering salamanders per telling.

site	jaar	subadult	juveniel	recente rekrutering
BTR	2021	hoog	laag	variabel, soms laag
BUG	2020	laag	laag	laag
BUR	2021	middel	laag	variabel, soms laag
HAL	2020	laag	laag	laag
HAY	2021	middel	middel	middel
HGG	2021	hoog	hoog	hoog
KAP	2020	hoog	hoog	hoog
KLU	2020	laag	laag	laag
KRA	2021	middel	hoog	variabel, eerder hoog
KVH	2020	laag	laag	laag
LDB	2020	hoog	hoog	hoog
LDB	2021	hoog	hoog	hoog
PAR	2021	middel	middel	middel
RAS	2020	hoog	middel	variabel, eerder hoog
RAS	2021	middel	laag	variabel, soms laag
SBB	2021	hoog	hoog	hoog
SME	2021	middel	hoog	variabel, eerder hoog
SPI	2020	laag	laag	laag

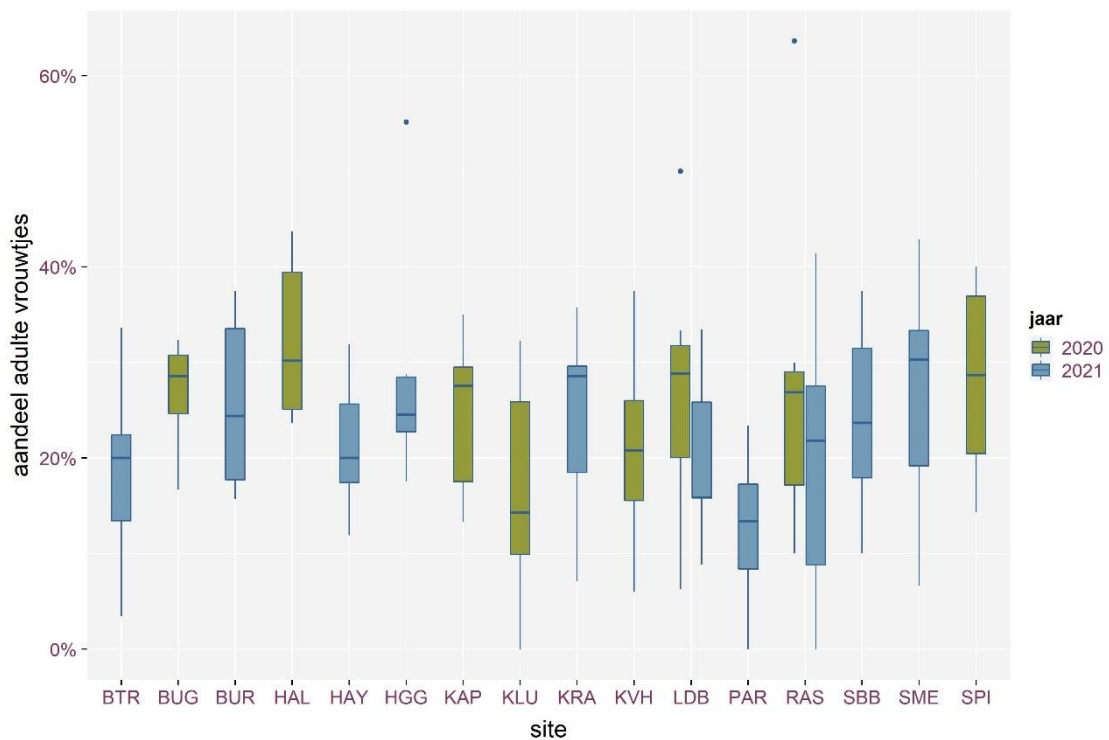


Populaties met relatief lage abundantie aan jonge dieren, zoals Buggenhoutbos, Hallerbos, Kluisbos, Kasteel van Horst en Spijkerbos/Elenebos, verdienen enige aandacht. Hierbij wordt best eerst nagegaan of het nagenoeg ontbreken van juvenielen te wijten kan zijn aan de keuze van het onderzoekstraject en of het waargenomen patroon geldt doorheen meerdere jaren. We merken op dat het vijf populaties betreft die in 2020 werden onderzocht. Zowel 2020 zelf als de voorgaande jaren werden gekenmerkt door een gemiddelde temperatuur die merkkelijk hoger lag dan de dertigjarige normalen en een neerslagvolume dat merkkelijk lager lag dan de normalen, terwijl 2021 koeler was dan de normalen (0,25°C lager) en de neerslaghoeveelheid aanzienlijk hoger lag dan de normalen (200 mm meer dan het dertigjarig gemiddelde)(KMI-data).

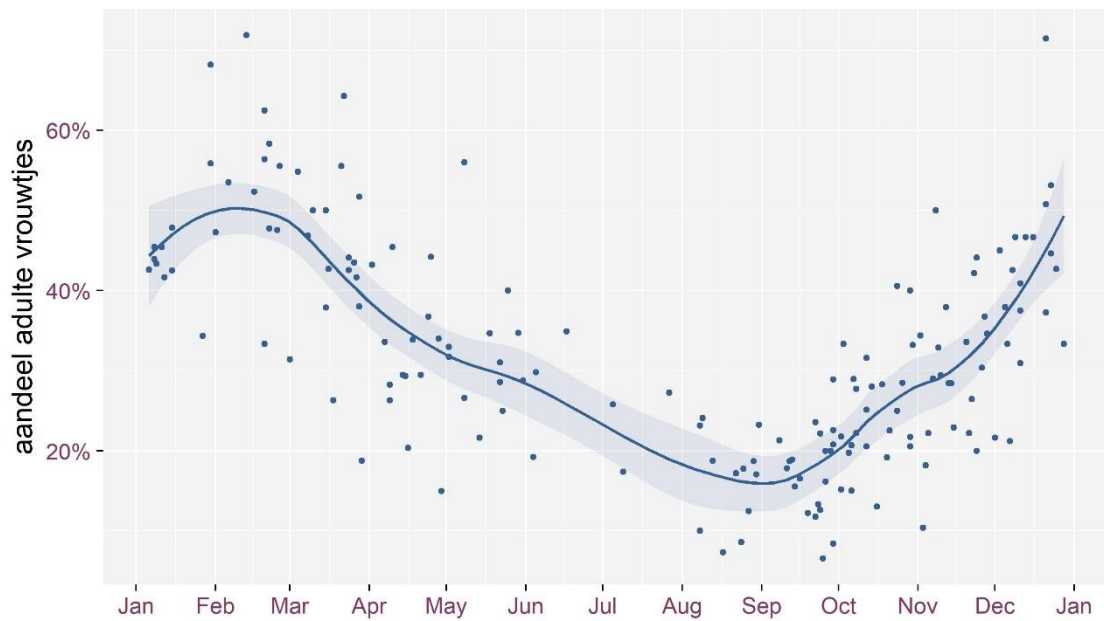
Populaties met relatief hoge abundantie, zoals Heilig Geestgoed, Kapellenbos, Nerenbos & Luisdonk, Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel), laten een mooie verdeling zien met duidelijk herkenbare pieken voor de rekruten van de twee recentste jaren (zie linkerhelft subplot voor deze populaties in **Figuur 74**). Zowel in 2020 als in 2021 was er een goede rekruterings in Nerenbos & Luisdonk. De andere populatie die in beide jaren werd onderzocht, Raspaillebos, laat een betere rekruterings zien in 2020 dan in 2021. Wellicht spelen hier andere oorzaken dan de weersomstandigheden. In Raspaillebos is de larvale ontwikkeling voor een groot deel afhankelijk van permanente, kwelgevoede (weliswaar kleine) waterlichamen, waardoor de weersomstandigheden mogelijk minder effect hebben op de waterbeschikbaarheid en dus op de larvale overleving tot aan de metamorfose.

#### *Geslachtsverhouding en graviditeit*

Het aandeel vrouwtjes dat tijdens de tellingen werd waargenomen laat geen grote verschillen tussen de populaties zien (**Figuur 77**) en stemt overeen met langjarige herfstgemiddelden uit één populatie (**Figuur 78**).

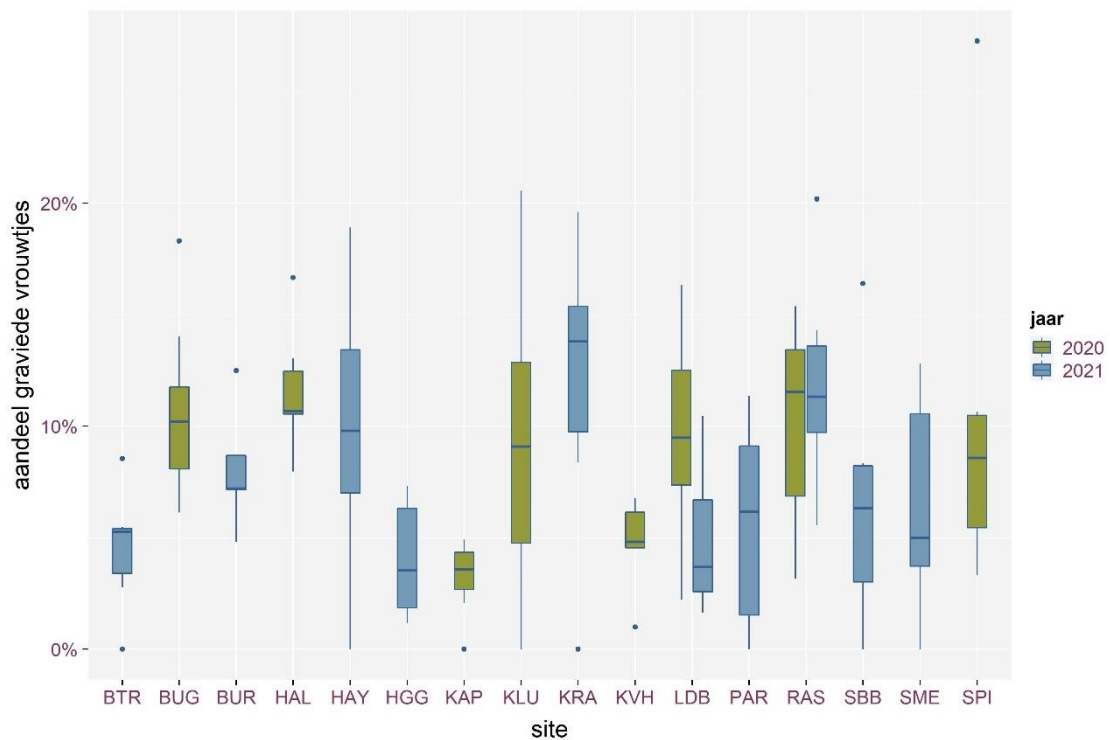


**Figuur 77** Aandeel vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal adulte salamanders) per telling.



**Figuur 78** Aandeel vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal adulte salamanders) doorheen het jaar (Luisdonkbos 2010-2021).

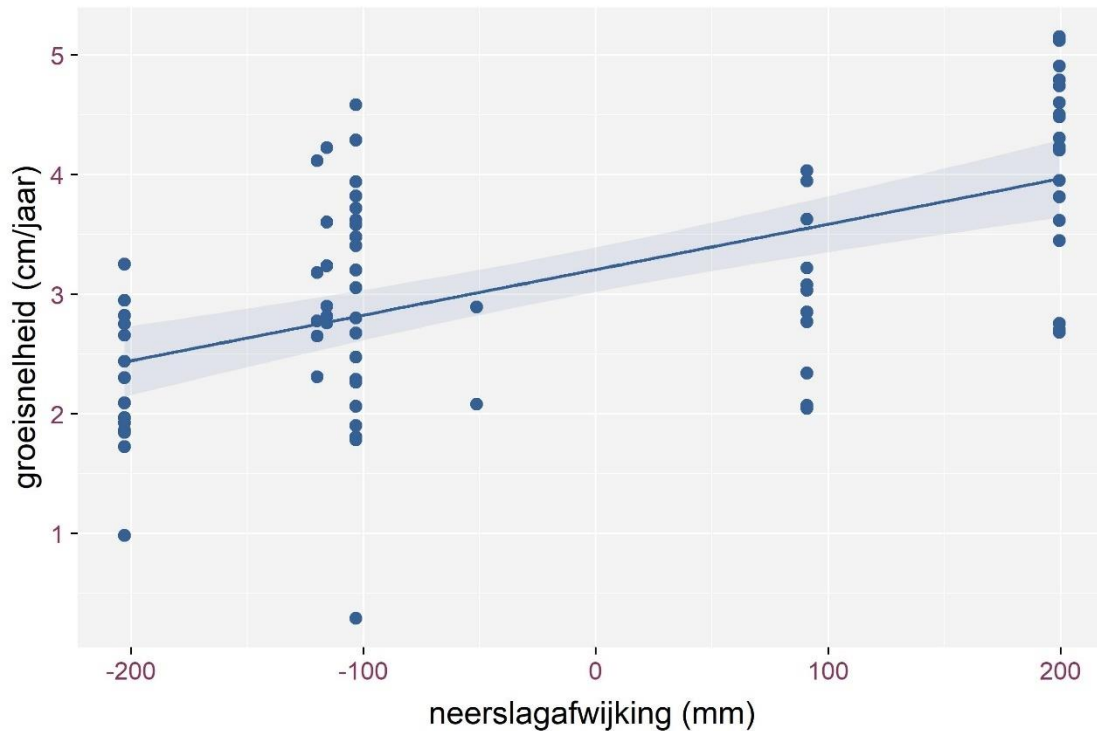
In alle populaties werden gravide vrouwtjes aangetroffen (**Figuur 79**).



**Figuur 79** Aandeel gravide vrouwtjes (ten opzichte van totaal aantal vrouwtjes) per telling.

#### 2.3.3.4 Individuele groei

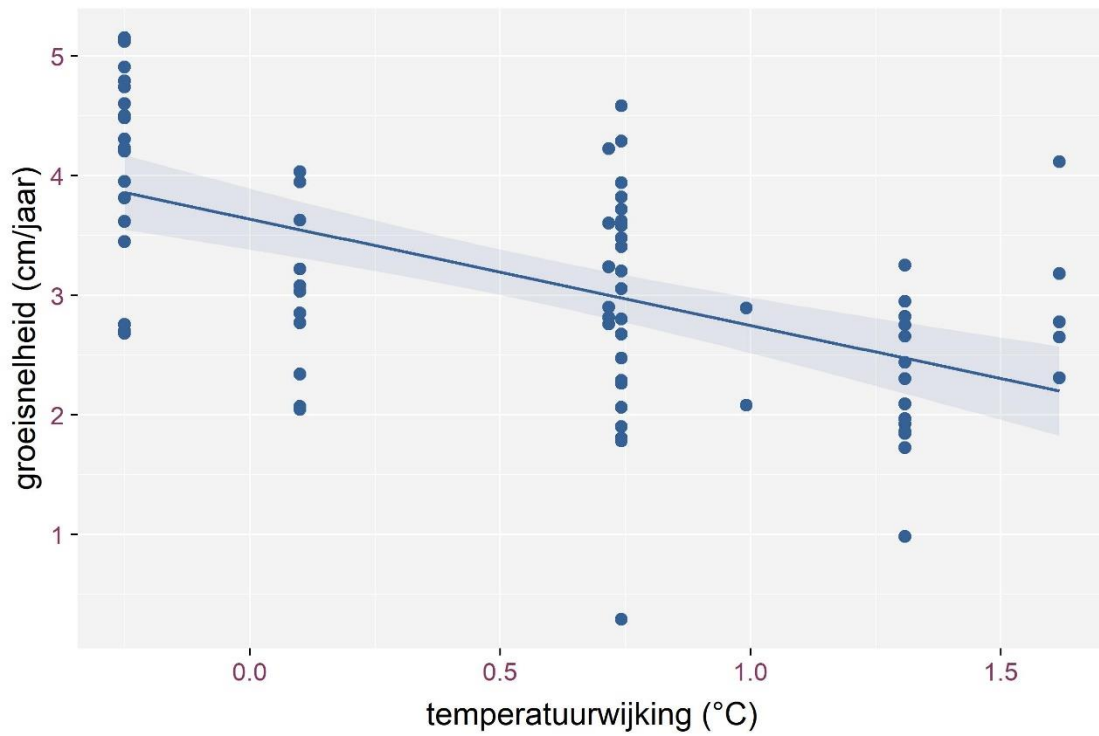
De groei van juvenielen van het eerste tot hun tweede levensjaar kan in verband gebracht worden met de afwijking van neerslaghoeveelheid en temperatuur op jaarbasis. De variatie van een neerslagtekort van 200 mm onder het jaargemiddelde tot een overschot van dezelfde grootte correspondeert met een variatie in juveniele groeisnelheid van 2,5 tot 4 cm per jaar (Figuur 80).



**Figuur 80** Groeisnelheid van juveniele salamanders in functie van de neerslagafwijking (verschil tussen jaarlijks neerslagvolume en het gemiddelde neerslagvolume van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn.

De variatie van ongeveer 2 °C in gemiddelde temperatuur spoort samen met ongeveer een verdubbeling in juveniele groei van 2 tot 4 cm per jaar (Figuur 81).



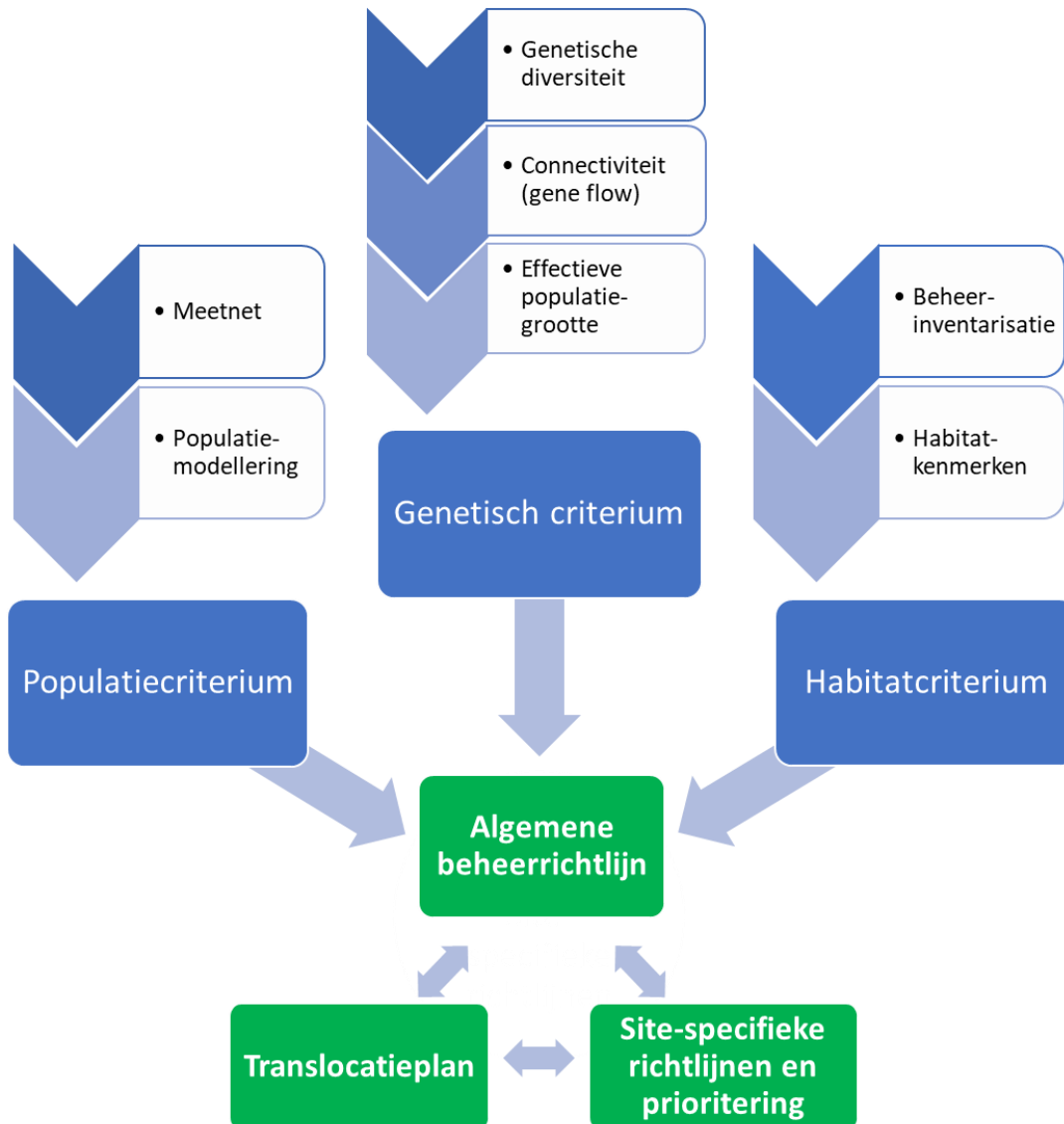


**Figuur 81** Groeisnelheid van juveniele salamanders in functie van de temperatuurafwijking (verschil tussen jaarlijks gemiddelde temperatuur en het gemiddelde van de periode 1981-2010) met lineaire trendlijn.



### 3 BEHEERRICHTLIJN

In dit hoofdstuk wenden we voordien reeds beschikbare kennis en onze onderzoeksresultaten (zoals weergegeven in hoofdstuk 2) aan om een praktische leidraad op te stellen voor soortgericht beheer voor de Vlaamse vuursalamanderpopulaties (**Figuur 82**). We onderscheiden een algemene beheerrichtlijn, site-specifieke richtlijnen (inclusief prioritering tussen sites) en een translocatieplan.



**Figuur 82** Schematische weergave van de toepassing (in het groen) van de in deze studie verworven onderzoeksresultaten (in het blauw).

## 3.1 BEHEERRICHTLIJN

Soortgericht beheer vereist een degelijke kennis van de ecologie van de soort, zowel algemeen als over de lokale populaties. We maken het onderscheid tussen water- en landhabitat en een ruimere visie over de ruimtelijke samenhang op landschapsschaal.

Wie professioneel of vrijwillig met vuursalamanders en hun leefgebieden in aanraking komt, dient zich bewust te zijn van de verschillende amfibieënziekten die een grote impact op populaties en zelfs soorten kunnen hebben. In het geval van vuursalamander is *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal), een schimmelziekte met desastreuze populatieafnames tot gevolg (Spitzen-van der Sluijs et al. 2013). Aan deze van herkomst Aziatische schimmel zijn verschillende inheemse salamandersoorten gevoelig, al is de gedocumenteerde sterfte vooral bij vuursalamanders vastgesteld. In Vlaanderen is de schimmel nog niet opgedoken in vuursalamanderpopulaties. De verspreiding is onvoldoende gekend, maar gebeurt hoogstwaarschijnlijk op natuurlijke en via menselijke weg. Om introducties door menselijk toedoen te weren is er een [actieplan](#) en een [hygiëneprotocol](#) voor veldwerkzaamheden. Dit protocol dient ten allen tijde gevolgd te worden. Het translocatieplan wordt uitgewerkt in het licht van de potentiële bedreiging door Bsal met behulp van de resultaten van deze studie.

### 3.1.1 Landhabitat

De huidige verspreiding van vuursalamander in Vlaanderen is versnipperd en gebonden aan specifieke boshabitats (1.2.4.1). In Vlaanderen komen vuursalamanders voor in oude eiken- en beukenbossen (9120, 9130 en in mindere mate 9160) (**Figuur 83**). Bossen bevatten vaak combinaties van deze habitattypes. Op de overgang van land- naar waterhabitat kunnen daarnaast ook alluviale bostypes voorkomen (91E0). Deze laatste zijn evenwel minder geschikt als landhabitat, daar deze te vochtig zijn en de dikte van de strooisellaag vaak (te) beperkt is. Voor vuursalamanders in onze contreien is geen onderscheid te maken tussen zomer- en winterhabitats (Seidel & Gerhardt, 2016).

Aangezien volwassen vuursalamanders zich een groot deel van de tijd ondergronds verschuilen, dient de landhabitat voldoende geschikte schuilplaatsen te voorzien, waaronder holtes tussen de wortels van oude bomen en onder dood hout en een dikke en losse humus- en strooisellaag (**Figuur 84**). Goed ontwikkelde strooisellagen die traag afbreken zijn typisch voor bossen van het type 9120, 9130 en 9160 (Pulleman et al. 2005; Ponette 2010). Een goed ontwikkelde strooisellaag biedt ruime gradiënten aan bodemtemperaturen en vochtgehaltenes en bevat voldoende voedsel. De vermelde gradiënten zijn van levensbelang voor vuursalamanders, die als koudbloedige dieren met een dunne huid zowel voor thermoregulatie als vochthuishouding een geschikte schuilplaats moeten kunnen vinden.

De hoogste densiteiten aan vuursalamanders vinden we in de hierboven beschreven microhabitats, doorgaans in de directe omgeving van geschikte waterhabitats. Hoge densiteiten worden daarnaast ook langs bosranden teruggevonden (Bellenoue et al. 2006). Bospaden en zones met een iets meer open, kruidlaagloze bosbodem worden, vooral in het najaar, gebruikt door mannelijke vuursalamanders om potentiële partners te vinden.





**Figuur 83** Aan de linkerkant een typisch landhabitat van vuursalamander: een beukenbos met weinig ondergroei en een dikke strooisellaag. Aan de rechterkant een oude populierenaanplant met een dichte ondergroei en beperkte strooisellaag. Vuursalamanders worden hier voornamelijk teruggevonden in het beukenbos. Hayesbos, Oost-Vlaanderen.



**Figuur 84** Links een vuursalamander die tijdens een regenachtige nacht uit een pakket beukenbladeren opduikt, waarin dit individu zich overdag heeft schuilgehouden. Rechts een vuursalamander die zich diep in een vermolmde stam heeft ingegraven. Hallerbos, Vlaams-Brabant.

### 3.1.1.1 Basisbeheer van de landhabitat

In Vlaanderen bestaat het gros van de vuursalamanderhabitats voor grote delen uit structuurarm gelijkjarig beukenbos (Hermy et al. 2004). Dit is het gevolg van het historisch, productiegerichte hooghoutbeheer in deze bossen. Om een habitatwaardig en klimaatrobuust bos in goede staat van instandhouding te krijgen wordt in deze bossen gewerkt aan het verkrijgen van een ongelijkjarig gemengd loofbos met dood hout en een gevarieerde kruidlaag (Van Uytvanck & De Blust 2012). In bossen die verder van het [streefbeeld](#) staan wordt getracht de omvorming te versnellen door dunningen, aanplantingen en andere beheeringrepen. Het

beheer in de oudere, reeds beter ontwikkelde bossen bestaat dikwijls uit nulbeheer. Nulbeheer, al dan niet in bosreservaten, zorgt in de regel voor een gunstige habitat voor de vuursalamander door maturatie van het bos, een toename van dood hout en een opbouw van de strooisellaag (Van Uytvanck & De Blust 2012).

### 3.1.1.2 Knelpunten en toegespitst beheer

#### **Bosexploitatie**

Bosexploitatie heeft potentieel verre gaande gevolgen op een vuursalamanderpopulatie. De huidige relictuele verspreiding laat weinig ruimte voor verdere habitatdegradatie. Zonering en vrijwaren van water- en nabijgelegen landhabitat zijn noodzakelijk bij exploitatie. Omvormingsbeheer is minder invasief. Echter, voor de vuursalamander is het behoud van koele zones ('coldspots') in het bosklimaat erg belangrijk (Vandekerkhove 2019). De individuele groei hangt onder meer samen met de temperatuur (2.3.3.4). Dunningen over grote oppervlakten, boskap, heide-ontwikkeling, middelhout- en hakhoutbeheer zijn ingrijpende maatregelen die zowel impact hebben op het bosklimaat als de landhabitat en dienen vermeden te worden (in de kerngebieden van de populatie). We volgen hier onverminderd het advies van Vandekerkhove et al. (2023): in een bufferzone van 30 meter rondom gekende voortplantingswateren (bronbeken, bospoelen, grachten etc.) is geen exploitatie toegestaan.

#### **Nutriënteninfluxen**

Nutriënteninfluxen zorgen voor een shift in de bosvegetatie (Van Uytvanck & De Blust 2012). In vuursalamanderbossen wordt verbraming aangegeven als grootschalige verandering (zie 2.1.2). Sterke aangroei van bramen wordt in verband gebracht met aanrijking en verhoogde beschikbaarheid van stikstof, hetzij door atmosferische depositie, hetzij door verdroging (die mineralisatie in de hand werkt). Het ontwikkelen van bufferzones en een goede mantel-zoomstructuur om instromen en inwaaien van meststoffen tegen te gaan en het herstellen van de hydrologie (vernatten) zijn hiervoor mogelijke mitigerende maatregelen. De rechtstreekse impact van verbraming op vuursalamanderpopulaties is onvoldoende onderzocht, al lijken volwassen dieren zich er minder in op te houden dan in andere microhabitats.

Aanrijking met fosfor in bestaande vuursalamanderbossen komt minder frequent voor, maar afspoeling van akkers kan lokaal de concentraties verhogen. Een toename in fosfor leidt tot dominantie van onder meer grote brandnetel. Fosfor is zonder intensieve beheeringrepen nauwelijks uit een bossysteem te verwijderen.

#### **Microhabitat**

Dood hout is van grote waarde voor de ontwikkeling van geschikte landhabitat voor vuursalamander en van de bosstreefbeelden. Toen de commerciële functie van oude bossen zich nog meer op de voorgrond bevond, werd dood hout stelselmatig verwijderd (Hermy et al. 2004). Sinds de intrede van ecologisch bosbeheer gaat meer aandacht naar het behouden van staand en liggend dood hout (Vlaamse Overheid 2017). Echter, er gaan heel wat jaren overheen vooraleer de massa aan dood hout in een bos zich heeft genormaliseerd. In oude, goed ontwikkelde bossen kan dit meer dan 100 jaar duren (Vandekerkhove 2019). Hout laten liggen, eventueel onder de vorm van houtstapels, zal dit deficit op termijn reduceren. Echter, dood hout is slechts één onderdeel van een functioneel landhabitat voor vuursalamander. Een dikke strooisellaag (> 10 cm) bestaat bij gratie van traag afbrekend strooisel (Pulleman et al. 2005). Het omvormen van het beukenbestand heeft directe impact op de dikte van de strooisellaag (Ponette 2010) en daarmee op de kwaliteit en kwantiteit van het landhabitat voor de



vuursalamander. Een weldoordachte zonering binnen een bosgebied is nodig om zo de dominantie van beuk niet in het hele bos te doorbreken en de impact op de vuursalamanderpopulatie te beperken en tegelijkertijd niet van de streefdoelen in de beheerplannen af te wijken.

### Recreatiedruk

De recreatiedruk neemt toe: paden dijen uit, nieuwe paden ontstaan, bosbodems worden verstoord en verdicht en microhabitats verliezen hun ecologische waarde. Dit kan lokaal de landhabitat beïnvloeden en een effect hebben op de vuursalamanderpopulatie. Bosbetreding kan op verschillende manieren geweerd en/of gestuurd worden via een doordachte zonering en het aanbrengen van geleidingsstructuren (takkenrillen, omheiningen, etc.). Paden in de buurt van kwetsbare zones (beken) kunnen beter dwars op de zone gepositioneerd zijn dan evenwijdig ermee.



**Figuur 85** Links een bronbeek rechtgetrokken tussen het bos en een landbouwperceel (Elenebos/Spijkerbos, Oost-Vlaanderen). De ecologische waarde en functie voor vuursalamander is zeer gering. Rechts een karrenspoor ontstaan op een ruimingspiste (Montenakenbos, Vlaams-Brabant).

### Zonering

Waar traditioneel de zonering binnen het bos van de bosrand naar de kern wordt bekeken (zie bv. Vandekerkhove 2019), is dit niet noodzakelijkerwijs het beste scenario voor de vuursalamander. De landhabitat van de vuursalamander ligt in de directe nabijheid van het waterhabitat. Een goed voorbeeld hiervoor is de populatie in het Hallerbos. De hoogste densiteiten worden in de buurt van de bronbeken teruggevonden, terwijl andere boszones, die geschikt landhabitat vormen, minder vuursalamanders bevatten. De bronbeken liggen echter



grotendeels afwezig in de boshabitats. De pH is gemiddeld genomen neutraal, met hogere waarden in bronbeken en lagere in stilstaande systemen. Opgeloste zuurstof en conductiviteit zijn variabel, maar een hoge vuilvracht wordt niet getolereerd (2.1.1.3.4). Larven worden zowel in stilstaand als in stromend water teruggevonden. In snelstromende beken worden ze echter enkel in de luwe delen teruggevonden. Vuursalamanderlarven zijn niet morfologisch aangepast aan het leven in te snel stromende beken (Thiesmeier, 2004). De larven verschuilen zich overdag onder afgevalen bladeren of andere structurelementen op de bodem van de waterhabitats. 's Nachts zijn de larven actiever en zijn ze makkelijker zichtbaar.



**Figuur 86** Enkel types van waterhabitats van vuursalamander in Vlaanderen. Links een rabattengracht (Montenakenbos, Vlaams-Brabant), rechtsboven bronbeken (Hayesbos, Oost-Vlaanderen) en rechtsonder een (kwelgevoede) bospoel (Kluisbos, Oost-Vlaanderen).

De aanwezigheid van voldoende geschikte waterhabitat is wellicht de belangrijkste dichtheitsverklarende variabele in Vlaamse vuursalamanderpopulaties (**Figuur 46**, 2.1.1.3.3). De hoogste dichtheiten aan adulten worden aangetroffen in bossen waar waterhabitat niet limiterend is. Met andere woorden, hoe meer volume aan geschikt water aanwezig in een bos, hoe hoger de potentiële dichtheid aan adulte vuursalamanders. Vuursalamanders maken gebruik van verschillende types stilstaand water (**Figuur 86**; **Figuur 87**): bospoelen, grachten, bronnen en karrensporen. Daarnaast worden ook de bovenlopen van (bron)beken gebruikt (**Figuur 88**). De populaties in heuvelachtig gebied in het zuiden van de provincies Oost-Vlaanderen en Vlaams-Brabant worden frequent langs bronbeken teruggevonden. In de minder geaccidenteerde bossen meer noordelijk in deze provincies worden ook de regenwatergevoede greppels tussen rabatten gebruikt. De kwaliteit van deze waterhabitats is evenwel van het grootste belang voor het succesvol ontwikkelen van de larven.





**Figuur 87** Bronpoelen aangelegd voor vuursalamander. Deze kleine poeltjes hebben een constante watertemperatuur door de aanvoer van grondwater. Vuursalamanderlarven in deze systemen groeien door de lage temperatuur traag en kunnen lange tijd in de poelen aanwezig blijven. Hierdoor kunnen verschillende cohorten samen voorkomen. Kannibalisme (partieel of volledig) komt onder dergelijke omstandigheden frequent voor. Raspaillebos, Oost-Vlaanderen.

De larvale groei en timing van metamorfose is onderhevig aan verschillende factoren, waarvan de belangrijkste de afzetdatum, watertemperatuur en de aanwezigheid van geschikt voedsel zijn (Seidel & Gerhardt, 2016). Het gros van de larven verlaat het water in de meeste Vlaamse populaties wellicht in april-juni (1.2.5.3). Droogval na deze periode heeft doorgaans geen negatief effect op de populatie. Positieve effecten van droogval zijn onder meer het verwijderen van predatoren uit het systeem, oxidatie van zwavel en het binden van fosfor, waardoor de kwaliteit van de waterhabitat toeneemt (Westendorp et al. 2014). Een noemenswaardige uitzondering hierop vormen grondwater gevoede waterpartijen met een stabiele (lage, maar vorstvrije) temperatuur, waar larven voor langere tijd (tot meer dan een jaar) in het water aanwezig kunnen blijven (**Figuur 87**).



**Figuur 88** Een typisch voorbeeld van een vuursalamanderhabitat in de Vlaamse Ardennen. Een hellingbos met een bronbeek onderaan de helling, omgeven door landbouwpercelen. Op plekken waar de ecologische waarde bewaard is gebleven, kunnen op beperkte oppervlakte hoge densiteiten aan adulten en larven voorkomen. De bronbeek op de afbeelding is van goede kwaliteit en genereert hoge aantallen juvenielen. Kapellenbos, Oost-Vlaanderen.

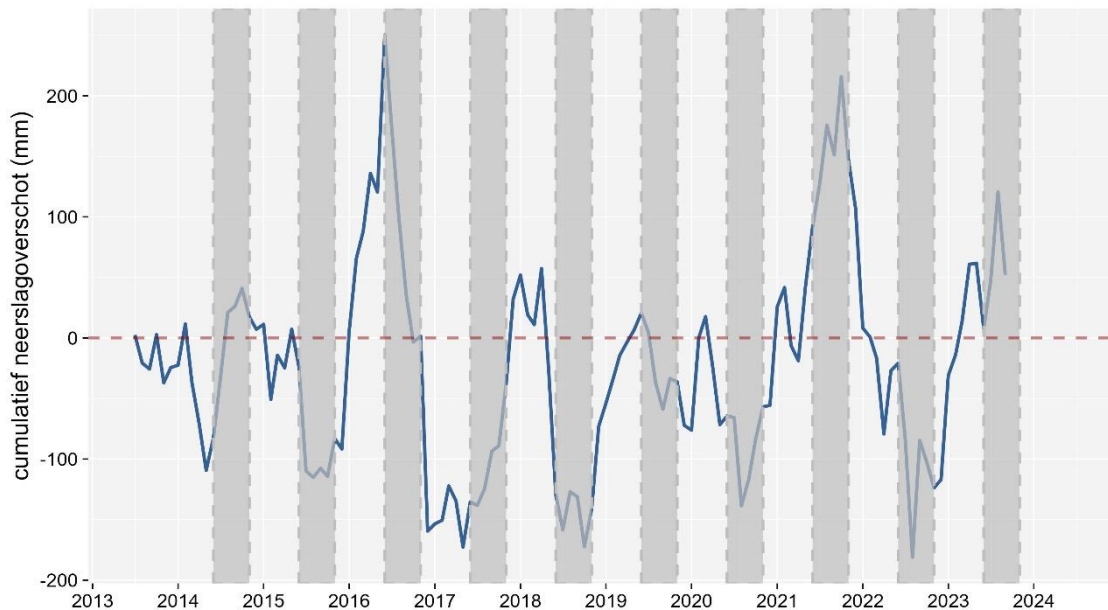
### **3.1.2.1** Basisbeheer van de waterhabitat

Van oudsher werden waterrijke bosgronden gedraineerd, rechtgetrokken, ingekapseld, enz. Tegenwoordig wordt het wateraspect in bossen vaker vanuit een ecologisch perspectief beheerd. Nu de kennis rond de vuursalamanderpopulaties in Vlaanderen toeneemt, worden tal van beheerinitiatieven uitgevoerd teneinde de waterhabitat te verbeteren, zowel kwantitatief als kwalitatief.

### **3.1.2.2** Knelpunten en toegespitst beheer

#### **Verdroging**

Schommelingen in neerslag en grondwatertafel zijn de laatste jaren extremer geworden onder invloed van het veranderende klimaat (**Figuur 89**). Dit leidt tot verdroging en erosie van de verschillende waterhabitats (Hermy et al. 2004), alsook tot afzetting van grote hoeveelheden sediment en uitspoelen van larven.



**Figuur 89** Cumulatieve neerslagoverschot van (de voorafgaande) zes maanden. Neerslag wordt onvoorspelbaarder en extremer ten gevolge van de klimaatverandering. De normaal wordt weergegeven door de stippellijn (30-jarig gemiddelde 1981-2010). De donkergrijze balken zijn de perioden van lagere nood aan waterbeschikbaarheid, de lichtgrijze balken de perioden met larvale ontwikkeling in het water.

Vroegtijdig droogvallende stilstaande en stromende wateren kunnen massale mortaliteit van de larven veroorzaken. In populaties waar de keuze aan waterpartijen beperkt is, kan dit leiden tot een sterke achteruitgang van het voortplantingssucces van een populatie. Een voorbeeld hiervan is de populatie in het Zoniënwoud die gedurende enkele jaren intensief opgevolgd werd en waar meerdere jaren (2017-2020) geen succesvolle voortplanting was door het vroegtijdig droogvallen van de aanwezige beken (**Figuur 90**) (van Doorn, 2021). De vuursalamander is een langlevende soort, waardoor verschillende jaren van verminderde reproductie niet meteen tot lokale extinctie hoeven te leiden. Echter, densiteiten en populatiegroottes worden op lange termijn wel beïnvloed door een laag reproductief succes. Ten opzichte van de andere populaties in het meetnet is het Zoniënwoud dan ook één van de bossen met een lage densiteit (**Figuur 64**). De lage densiteit is zowel een gevolg van de beperkte aanwezigheid van waterhabitat als het vroegtijdig droogvallen van dit habitat.



**Figuur 90** Links een pas afgezette vuursalamanderlarve in een overblijvend plasje in een droge beek. Het te vroeg droogvallen van waterhabitats zorgt in sommige populaties voor een laag reproductief succes. Zoniënwoud, Brussel. Rechts een bronbeek die later in het seizoen opbreekt in verschillende poeltjes in de bedding, waarin zich oudere larven bevinden die onder invloed van de stijgende temperatuur en de dalende waterspiegel weldra zullen metamorfosereren. Kapellenbos, Oost-Vlaanderen.

### **Bospoelen**

Het aanleggen van waterhabitat gebeurde reeds in een groot aantal populaties. Het graven van poelen is doorgaans de eenvoudigste ingreep. Poelen kunnen het totale volume beschikbaar water vergroten en worden in veel gevallen meteen na aanleg in gebruik genomen (**Figuur 91**). De locatie ervan is belangrijk om waterhoudend te zijn. In valleigebieden wordt dikwijls in lager gelegen delen gegraven om voldoende lang water te houden. Ook buiten de laaggelegen gebieden kunnen poelen aangelegd worden op geschikte (klei)bodems. Als eerste indicatie hiervoor kan gekeken worden naar zones die in de wintermaanden nat staan. Een poel kan een ecologische val vormen als deze te vroeg droogvalt. Aandacht naar het dimensioneren ervan is belangrijk, evenals monitoring van de waterstanden om indien nodig in te grijpen. Waar mogelijk verdient het de aanbeveling de poelen voldoende groot aan te leggen, zowel naar potentiële kwantiteit van larven als naar waterhoudend vermogen toe.



**Figuur 91** Aangelegd poeltje in de natte valleizone. Nieuwe poelen worden dikwijls het volgende voortplantingsseizoen al gebruikt. Kleinere poelen vragen frequenter beheer, terwijl grotere poelen stabiel zijn, minder beheer vragen, meer larven kunnen bevatten en minder kans hebben om vroegtijdig droog te vallen. Parkbos, Oost-Vlaanderen.

Hoewel bospoelen weinig beheer nodig hebben omwille van het stabiele systeem waartoe ze behoren, neemt de beheerfrequentie toe naarmate de poel kleiner wordt. De effecten van verdroging leiden vaak tot het uitdiepen en vergroten van bestaande kleinere poelen. Daarnaast kan bladval, zeker in poelen met een geringe oppervlakte, snel de verlanding inzetten door een opstapeling van organisch materiaal en een daarmee samengaan verminderd volume van de poel. Het verwijderen van bladval dient in kleine, manueel uitgeschepte poelen dikwijls éénmaal per jaar te gebeuren. Grotere bospoelen worden geruimd in een (veel) lagere frequentie (< 1 keer per 10 jaar). Dit kan lokaal verschillen en kan best gemonitord worden zonder hier een vaste frequentie aan vast te hangen, omdat het te frequent ruimen van grotere poelen het aanwezige microhabitat voor larven verstoort vlak na de (machinale) ruiming. Bladeren vormen in poelen een belangrijk deel van het microhabitat van de vuursalamanderlarven. Zolang er geen gevaar voor vroegtijdig droogvallen is, is het niet nodig de bladeren en organische bodemlaag te verwijderen. Bij ecologische degradatie door vervuiling, is het wel aangewezen de poel voor de verlandingsfase te ruimen. In verschillende populaties zijn niet poelen maar wel grachten de primaire reproductieve habitats. Regen en/of grondwater gevoede grachten zijn ecologisch en beheersmatig niet fundamenteel verschillend van bospoelen. Verlanding dient ook in deze systemen periodiek tegengegaan te worden. Als het grachtensysteem een rol speelt in de ontwatering van het bos, kan via stuwen vroegtijdige droogval tegengegaan worden.

### **Bronbeken**

Bronbeken dienen in de meeste gevallen niet geruimd te worden. Beken zijn dynamisch en dit leidt tot een natuurlijk proces waarbij slib en bladeren afspoelen in zones met hogere stroomsnelheden en afgezet worden in luwe zones. Echter, een hoge dynamiek en/of het

vroegtijdig droogvallen van de bronbeken kan tot een zeer geringe larvale overleving leiden. In verschillende bossen worden nauwelijks larven waargenomen in de bronbeken doordat deze snel afstromen en er niet voldoende structuur aanwezig is voor de larven. Voor deze knelpunten kan het plaatsen van kleine (natuurlijke) stuwen in de beekloop soelaas brengen. Het plaatsen van stuwen heeft als voordeel dat de stuw naast het breken van de stroming en het creëren van luwe zones ook water kan ophouden in drogere periodes. Een voorbeeld hiervoor zijn de specifiek voor vuursalamander geplaatste stuwen in het Zoniënwoud (**Figuur 92**), waar de beekdelen stroomopwaarts van de stuwen de laatste plekken zijn waar water aanwezig blijft voor de larven in droge jaren. Het verwijderen van overtollige bladeren en het aanleggen van kleine poeltjes in de beekloop juist stroomopwaarts van de stuw leidt tot een groter watervolume en een langere retentieperiode. Stuwen vragen echter ook beheer, door verhoogde sedimentatie in de stroomopwaartse luwe zone. In droge perioden kan dit sediment manueel verwijderd worden met een spade. In natte, of permanent natte situaties kan worden geëxperimenteerd met wegneembare stuwen en spoelmogelijkheden door het plaatsen van een bypass. Door de onvoorspelbare neerslaghoeveelheden naar de toekomst toe zal het plaatsen van stuwen in bronbeken voor een verhoogde overleving van vuursalamanderlarven en een ecologische meerwaarde van bronbeken zorgen. Onafhankelijk van onvoorspelbare weerspatronen hebben stuwen een grote meerwaarde voor bronbeken met een hoog debiet (**Figuur 94**). Stukken dood hout in de beken plaatsen kan in bepaalde gevallen (bv. waar het plaatsen van stuwen niet mogelijk is) ook de stroomsnelheid gedeeltelijk verlagen en schuilmogelijkheid voor larven bieden. Beheerders kunnen mogelijk geconfronteerd worden met tegenstrijdige behoeften van vuursalamanders en zeldzame vissoorten zoals beekforel en rivierdonderpad. Stuwen kunnen zowel migratie van deze vissoorten belemmeren alsook luwtes creëren waar deze predatoren (die onder meer salamanderlarven eten) goed in kunnen gedijen.





**Figuur 92** Specifiek voor vuursalamander ontworpen houten stuw. De stuw wordt over de volledige breedte van de beek geplaatst. In het midden wordt een inkeping voorzien, waardoor erosie langs de zijkanten van de stuw wordt vermeden. Zowel boven als onder de stuw ontstaan geschikte plekken voor larven, waar water langer wordt vastgehouden en de stroomsnelheid afneemt. Zoniënwood, Brussel.

Bij hevige neerslag is een plotse stijging van de waterspiegel in de beken mogelijk. Dit is met name een terugkerend probleem in populaties waar de omliggende bos- en landbouwgebieden afwateren naar de voortplantingsbeken. Kleinere bosrelictten leiden hier meer onder dan grotere bossen, maar ook in grotere bossen kan overmatige regenval voor erosie en inspoeling van nutriënten zorgen (**Figuur 93**). Op kleine schaal kan getracht worden via stuwen uitspoeling van larven tegen te gaan.





**Figuur 93** Een bronbeek die na hevige regenval buiten de oevers is getreden. Hierbij is de vallei onder sediment terechtgekomen, zijn de microhabitats in en rond de beek verdwenen en is het merendeel van de larven uit het bos weggespoeld. Beheermatig is dit een prioriteit vanwege de ecologische degradatie van het gebied onder invloed van de nutriënteninfluxen en de impact op de aanwezige populatie. Hallerbos, Vlaams-Brabant.

Op grotere schaal zijn andere mogelijkheden voor het creëren van ecologisch waardevolle en functionele waterhabitats complementair aan de kleinschalige beheeringrepen. Een goed ontwikkelde mantel- en zoomvegetatie buffert tegen afstroming van slib en nutriënten uit omliggende gebieden. Een zoom van kruidrijk grasland tussen bos en akker helpt ook als buffer. Meer ingrijpende beheermaatregelen zoals opvangbekkens (wadi's) of specifiek aangelegde omleidingsbeken rond het bos om instromend water op te vangen en af te leiden zijn niet overal realiseerbaar, maar zorgen voor structurele lange termijn oplossingen. Vaak zijn beken vroeger rechtgetrokken (**Figuur 85**), verhard (**Figuur 94**) of overkapt, waardoor het aanbod aan cruciale microhabitats voor de larven afneemt en de frequentie van optreden van hoge stroomsnelheden (met uitspoeling van larven als mogelijk gevolg) toeneemt. Beschoeiing met onder meer hout of perkpalen belemmert de vlotte verplaatsing tussen water en land voor zowel vrouwtjes (larvenafzet) en het water verlatende juvenielen. Het herstellen van een natuurlijk meanderend systeem heeft veel potentie naar ecologische opwaardering, watercaptatie en het tegengaan van piekdebieten en inspoeling van nutriënten toe.

Daarnaast zorgen de schommelingen en afnames in grondwaterstanden ook voor het dieper insnijden van beken in de bosbodem. Hier dient wel een onderscheid gemaakt te worden tussen van nature dieper gelegen beken en recente insnijding. Het opstuwen van de beek kan deze terug ondieper door het landschap laten vloeien, maar structureel zal er in veel bosgebieden naar een herstel van het hydrologisch systeem gewerkt moeten worden op grotere schaal. Klimaatverandering verhoogt de frequentie van extreme neerslaghoeveelheden, waardoor extreme piekdebieten vaker optreden.





**Figuur 94** Links een rechtgetrokken en gekanaliseerde beek. Deze omstandigheden zijn voor zowel adulte als larvale vuursalamanders niet geschikt. Zoniënwoud, Brussel. Midden een rechtgetrokken en gekanaliseerde beek door erosie terug meer geschikt voor vuursalamander. Zoniënwoud, Vlaams-Brabant. Rechts een te snelstromende beek, zichtbaar door het verlies aan structuur en blootliggen van substraat (in dit geval zand). Hallerbos, Vlaams-Brabant.

Vervuiling door afvalwater is ook een wezenlijk knelpunt (**Figuur 95**; **Figuur 96**; Lambrechts et al. 2011). Op plekken waar de vuilvracht in grachten of beken in de bosgebieden terecht komt zorgt dit voor ecologische degradatie door de eutrofiëring, zoutinspoeling, chemische producten, anoxia, etc. Deze locaties zijn niet geschikt voor vuursalamanders. Het is prioritair om in vuursalamanderbossen afvalwater af te koppelen of om te leiden.



**Figuur 95** Inspoeling van vervuild water. Zoniënwoud, Vlaams-Brabant.



**Figuur 96** Een met huishoudelijke afvalwater gecontamineerde gracht. Gemeten zuurstofconcentraties zijn laag en er werden geen larven teruggevonden. Heilig Geestgoed, Oost-Vlaanderen.

### **Karrensporen**

Naast poelen, beken en grachten worden ook karrensporen (**Figuur 85**) gebruikt. Hiermee worden zowel sporen van bosexploitatie als depressies in en naast bospaden waar water blijft staan bedoeld. In bossen waar water schaars is, zoals bijvoorbeeld het Meerdaalwoud kunnen deze zeer kleine habitats zowat de enige reproductieplekken zijn in een droge omgeving. In de meeste populaties vormen karrensporen echter een bijkomend habitat waar in sommige jaren een bonus aan larven kan metamorfoserende bovenop de reproductie in de andere waterhabitats. Het deels wegvallen van een intensievere economische functie van de bosgebieden en het heraanleggen van (bos)paden leidt tot het verdwijnen van karrensporen. Op locaties waar karrensporen permanent zullen verdwijnen kan het de moeite lonen om in nabije drassige zones bospoelen aan te leggen.

#### **3.1.2.3 Timing van beheer**

De optimale periode van beheer in of rond de waterhabitats bevindt zich net na de schoontijd, in juli en augustus. De larven zijn in deze periode reeds gemetamorfoseerd, het waterniveau is gedaald en de volgende generatie larven wordt pas vanaf de herfst afgezet als de waterhabitats zich weer beginnen te vullen.

#### **3.1.2.4 Samenvatting waterhabitat**

##### **Habitat**

Gelegen binnen landhabitat  
Beschaduwd  
Koel  
Geen vis



Geen of beperkte vegetatie  
Lage vuilvracht

Macroschaal: poelen, beken, karrensporen  
Micro: lage stroomsnelheid, bladeren

#### **Knelpunten**

Lage beschikbaarheid geschikt water  
Verdroging  
Afspoeling larven  
Erosie  
Inspoeling nutriënten  
Verharde en/of rechtgetrokken beken  
Afvalwater  
Verdwijnen karrensporen

#### **Beheeringrepen**

Aanleggen van bospoelen  
Ruimen bospoelen bij verlanding  
Dimensioneren bospoelen  
Stuwen op beken  
Bufferzone rond bos  
Wadi's/omleidingsbeken  
Meandering herstellen  
Afkoppelen vervuild water

#### **Timing beheer**

Juli en augustus

### **3.1.3 Knelpunten op landschapsschaal**

De versnippering op landschapsschaal heeft verschillende gevolgen voor de populaties. Densiteiten en voortplanting kunnen laag zijn in kleine en/of locaties met een lagere habitatkwaliteit, de genetische gezondheid kan op middellange termijn achteruitgaan, invloeden van buitenaf kunnen groter zijn in kleine locaties, etc. Deze factoren kunnen leiden tot het lokaal uitsterven van de soort. Hoewel er nog nieuwe populaties te ontdekken vallen (1.2.3), zijn niet alle geschikte bossen binnen het historisch areaal thans bezet door de soort. Het uitsterven van vuursalamanders op lokaal vlak is gedocumenteerd in Vlaanderen (o.a. Heuvelland, Voerstreek, Bos t' Ename, etc.).

Om deze knelpunten voor de huidige relictpopulaties deels op te heffen dient op landschapsschaal maximaal ingezet te worden op het verbinden van de verschillende bossen. Deze oefening is gemaakt in voorgaande studies (Jacobs, 2008; Lambrechts et al. 2011), waarbij aanbevelingen zijn opgemaakt en cost-distance-analyses uitgevoerd voor de verschillende populaties. Geschikte corridors voor vuursalamander bestaan uit goed ontwikkelde land- en waterhabitats (m.a.w. volwaardige boscorridors). Een corridor is slechts functioneel voor vuursalamander als deze aansluit op habitats waar zich vuursalamanders bevinden en de corridor zelf fungeert als leef- en voortplantingshabitat. Deze strenge eisen komen voort uit het habitatspecialisme dat vuursalamanders in Vlaanderen aan de dag leggen en de doorgaans lage dispersie en kleine home ranges (1.2.4.1).

## 3.2 SITE-SPECIFIEKE RICHTLIJNEN EN PRIORITERING




### 3.2.1 Methodiek

Per locatie wordt beknopt de stand van zaken weergegeven op basis van de beschikbare populatiedata, resultaten van het genetisch onderzoek, de enquête, veldbezoeken en voorgaande onderzoeken (Jacobs 2008; Lambrechts et al. 2011). Niet alle locaties hebben voor elk onderdeel gegevens. De namen van de bossen worden alfabetisch besproken.

De populaties worden gescoord voor drie criteria. Hoe hoger de score hoe gunstiger het oordeel voor het criterium. Op basis van de score voor elk van de drie criteria wordt vervolgens een finaal oordeel voor de populatie berekend. Indien niet voldoende data beschikbaar is om de individuele criteriumscore te bepalen, wordt dit aangegeven ('geen data') en wordt deze niet meegenomen in de prioritering. Hoewel de criteria onafhankelijk van elkaar zijn bepaald, zal in veel gevallen een verband tussen de scores bestaan.

De scores worden bij de bespreking van de afzonderlijke populaties in de overzichtsfiguur weergegeven met een kleurcode (**Tabel 15**).

**Tabel 15** Score, bijpassende kleurcode en oordeel voor de drie criteria voor elke populatie.

<b>criterium</b>	populatie	genetica	habitat
<b>score</b>	3	2	1
<b>kleurcode</b>			
<b>oordeel</b>	gunstig	voldoende	ongunstig

#### 1. Populatie

Een score van 1, 2 of 3 gebaseerd op beschikbare dichtheitsdata uit de meetnetten (**Figuur 64**) en de populatieschattingen (**Figuur 71**). Deze twee gegevensbronnen komen over het algemeen overeen. Enkel waar de onderzochte trajecten niet gelijk zijn binnen één populatie wordt de hoogste score weerhouden voor de uiteindelijke populatiescore.

De score wordt voor de meetnetdata bepaald via volgende onderverdeling:

Score 1: maximale dichtheid < 5 dieren / 100 m

Score 2: maximale dichtheid > 5 dieren / 100 m en < 10 dieren / 100m

Score 3: maximale dichtheid > 10 dieren / 100 m

De score op drie wordt voor de populatieschattingen bepaald via volgende onderverdeling:

Score 1: populatieschatting < 100 dieren / 100 m

Score 2: > 100 dieren / 100 m en < 200 dieren / 100m

Score 3: > 200 dieren / 100 m

#### 2. Genetica

Een score van 1, 2 of 3 op basis van de verschillende onderzochte genetische parameters. Hiervoor worden gendiversiteit, allelische rijkdom en, indien beschikbaar, effectieve

populatiegrootte in overweging genomen. Daarnaast dragen connectiviteit met andere populaties en mogelijke tekenen van een recente genetische bottleneck ook bij aan de score. De score is dus geen absolute, maar relatieve score van de genetische toestand.

### 3. Habitat

Een score van 1, 2 of 3 gebaseerd op het huidige beheer, de kwaliteit en kwantiteit van zowel water- als landhabitat, de connectiviteit op landschapsschaal en het voortplantingssucces (**Tabel 14**). Hoewel de toepassing van dit criterium op expert judgement is gebaseerd, worden bossen die kleiner zijn dan 10 hectare automatisch in categorie '1' geplaatst, omwille van de gereduceerde overlevingskansen op middellange termijn. 10 hectare is als ondergrens genomen op basis van het onderzoek van Jacobs (2008). In dit onderzoek bleek dat er een verband bestaat tussen de grootte van de habitatvlek en de aanwezigheid van vuursalamanders en densiteiten ervan. De grootte van het habitat hangt samen met de mate van connectiviteit, beschikbaarheid van geschikt water- en landhabitat en knelpunten. Grote habitatvlekken bieden grotere robuustheid voor duurzaam overleven, onder andere door de beperktere invloed van randeffecten, zoals inspoeling van vervuild water of fijn slib.

### 4. Prioritering

Populaties die voor één of meerdere van de drie individuele scores een '1' halen, komen in de categorie 'prioritair' terecht. Populaties die een '2' of hoger scoren voor elk van de drie individuele scores worden beschouwd als 'niet prioritair'. Indien voor meer dan twee individuele scores geen data beschikbaar is wordt deze populatie ook beschouwd als prioritair. Deze scores worden samengevat (**Tabel 16**) en de acties die voortkomen uit deze prioriteringsoefening komen terug onder 'aanbevelingen' in de site-specifieke richtlijnen.

### 3.2.2 Prioritering van de sites

**Tabel 16** Scores voor elk van de drie criteria per populatie en het eindoordeel. Zie 3.2.1 voor de methodiek. De bossen zijn alfabetisch geordend binnen de 'prioritaire' en 'niet prioritaire' beoordeling.

locatie	populatie	genetica	habitat	oordeel
Bos Terriest	green	green	green	niet prioritair
Bruinbos	yellow	yellow	yellow	niet prioritair
Buggenhoutbos	yellow	green	yellow	niet prioritair
Burreken en Ganzenberg	green	green	yellow	niet prioritair
Hallerbos	yellow	green	yellow	niet prioritair
Harentbeekbos en Makegembos	geen data	yellow	green	niet prioritair
Hayesbos en Livierenbos	green	green	green	niet prioritair
Heilig Geestgoed	green	yellow	green	niet prioritair
Hoog Deurne	yellow	green	yellow	niet prioritair
Hotond en Ingelbos en Wittentak	yellow	green	green	niet prioritair
Kapellenbos en Trimfont	green	green	green	niet prioritair
Kasteel van Horst	green	green	green	niet prioritair
Kluisbos	yellow	yellow	yellow	niet prioritair
Kravaalbos	green	yellow	yellow	niet prioritair
Nerenbos en Luisdonk	yellow	green	green	niet prioritair
Parikebos	yellow	green	green	niet prioritair
Pyreneeën Ter Guchten	green	green	yellow	niet prioritair
Raspaillebos	yellow	yellow	yellow	niet prioritair
Smetledebos	yellow	yellow	yellow	niet prioritair
Steenbergbos	yellow	green	yellow	niet prioritair
Begijnenbos	red	geen data	red	prioritair
Bouvelobos	geen data	geen data	geen data	prioritair
Brakelbos	red	green	yellow	prioritair *
Brouwierbos	red	green	red	prioritair
Buggenhoutbos Doorslaer	red	geen data	red	prioritair
Eeckhoutbos	red	geen data	red	prioritair
Elenebos	yellow	red	red	prioritair
Fayte	geen data	green	red	prioritair
Hauwstraat	red	yellow	red	prioritair
Heynsdaele	red	red	yellow	prioritair
Hul	red	yellow	yellow	prioritair
Lembeekbos	red	green	yellow	prioritair *
Longkruidbosje Ladeuze	red	red	red	prioritair
Makenbos	green	red	green	prioritair
Meerdaalwoud	red	yellow	red	prioritair
Montenakenbos	green	red	red	prioritair
Muziekbos	red	yellow	yellow	prioritair
Paapschure Noord	geen data	red	red	prioritair
Parkbos	green	red	yellow	prioritair
Perlinkvallei	yellow	yellow	red	prioritair
Plaatsbeek	red	yellow	red	prioritair
Rubbrechtsbank/Bosheide	geen data	geen data	red	prioritair
Vlasmarkt (Hallerbos)	geen data	geen data	red	Prioritair
Zevenbronnen	geen data	geen data	red	Prioritair
Zoot	red	geen data	red	Prioritair

\*: Voor het Brakelbos en Lembeekbos, die beide grote oppervlakten geschikt habitat bevatten, is het mogelijk dat de meetnettransecten niet representatief zijn voor de populatie. In het Hallerbos is bijvoorbeeld voor de populatiestudie een ander transect gekozen dan deze gebruikt voor het meetnet. Hierdoor is het populatiecriterium gescoord op 'voldoende' i.p.v. 'ongunstig' gebaseerd op het meetnet. Meer onderzoek is nodig om de prioritaire status van beide bossen sluitend te bevestigen, aangezien deze voor beide bossen afhangt van de score voor het populatie-criterium.



Op basis van de toegepaste criteria voor elke populatie kan een vergelijking en prioritering van de populaties gemaakt worden (**Tabel 16**). Vierentwintig populaties zijn aangeduid als prioritair voor verdere maatregelen. Deze worden hieronder kort besproken. Specifieke aanbevelingen komen terug in de populatiebesprekingen (3.2.3).

Van de vierentwintig populaties zijn er 8 waar één of meer criteria niet geëvalueerd zijn kunnen worden. Voor 7 van de 8 blijkt echter dat minstens één ander criterium als 'ongunstig' ingeschat wordt. Enkel voor het Bouvelobos zijn geen van de 3 criteria geëvalueerd kunnen worden waardoor deze populatie als prioritair is aangeduid.

Louter omwille van het populatiecriterium worden drie bossen als prioritair gescoord. Dit gaat m.a.w. over populaties die genetisch voldoende gezond ingeschat worden en waarvan het habitat niet als limiterend wordt gezien. In het geval van het Brakelbos en het Lembeekbos is deze classificatie onzeker (zie asterisk onder **Tabel 16**). In het Muziekbos lijkt het inderdaad dat de populatie zich ogenschijnlijk onder het draagvlak bevindt. Hier kan mogelijk de aanleg van bijkomend waterhabitat voor een heropleving zorgen.

Louter omwille van het geneticacriterium worden enkel het Makenbos en het Parkbos geclassificeerd als prioritair. Het Heynsdaelebos wordt prioritair gezien op basis van populatie en genetica. Voor deze bossen is het habitat niet limiterend en kan in de huidige situatie overwogen worden over te gaan tot genetische bijplaatsing (zie 3.3).

Louter omwille van het habitatscriterium worden Fayte, Perlinkvallei, Bosheide en Vlasmarkt aangeduid als prioritair. De leefgebieden zijn er telkens kleiner dan 10 hectare. Dit heeft enkel voor de populaties Bosheide (zonder gestandaardiseerde gegevens over de populatie) en Perlinkvallei zonder bijkomende knelpunten inzake habitat geleid tot een prioritaire classificatie. Een (betere) verbinding en bosuitbreiding is mogelijk voor Fayte, Bosheide en Vlasmarkt. Bosuitbreiding is de enige optie om de populatie in de Perlinkvallei uit de classificatie 'ongunstig' te tillen.

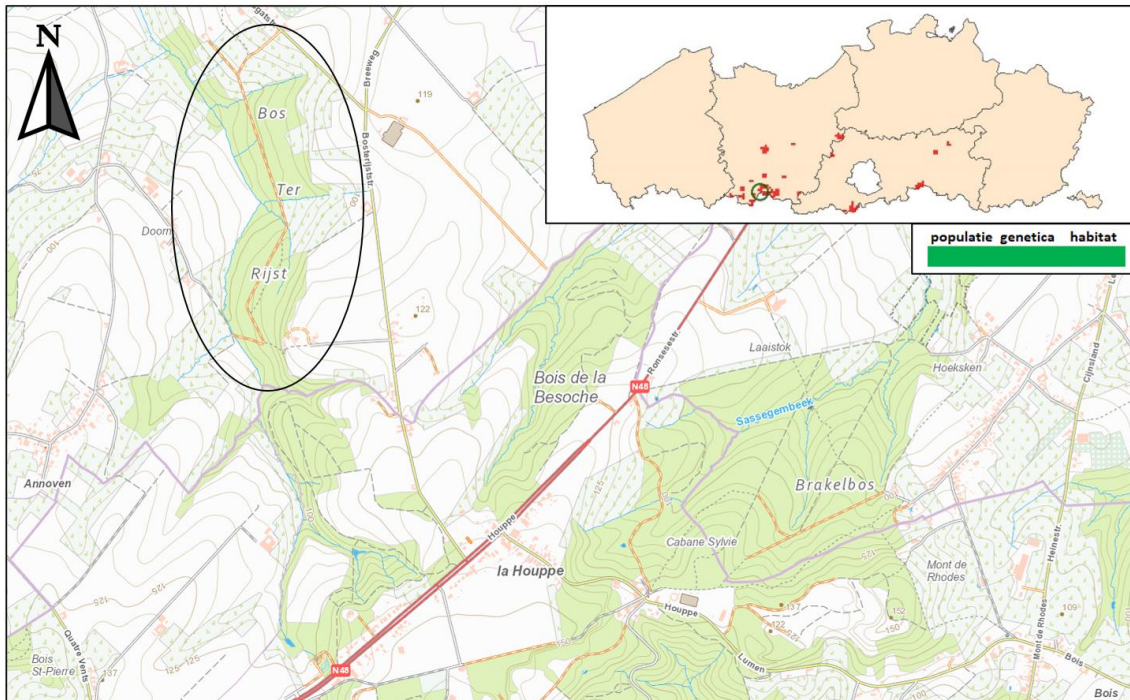
De populaties die omwille van genetica en habitat prioritair zijn, zijn moeilijk remedieerbaar zonder grotere inspanningen. Hier gaat het over het Elenebos, het nabijgelegen Paapschure Noord en het Montenakenbos. Genetische bijplaatsing kan in deze populaties enkel volgen op een verbetering van het habitat.

Voor de criteria populatie en habitat scoren negen populaties slecht. Vijf (Brouwierbos, Hauwstraat, Hul, Meerdaalwoud en Plaatsbeek) hiervan hebben minstens een voldoende score voor genetica, voor vier (Begijnenbos, Buggenhoutbos Doorslaer, Eeckhoutbos en Zoot) is de genetische status ongekend. Bosuitbreiding en aanleggen van bijkomend habitat is noodzakelijk voor alle negen populaties uitgezonderd het Meerdaalwoud. In het Meerdaalwoud is creatie van waterhabitat de grootste nood voor de ontwikkeling van een grotere populatie. Het Longkruidbosje Ladeuze heeft een negatieve score voor elk van de criteria.



### 3.2.3 Bespreking per populatie

#### 3.2.3.1 Bos Terrijst (BTR)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 32 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** populatie loopt verder over de gewestgrens. Op termijn werken aan verdere connectie tussen Bos Terrijst, Bois du Pottelberg, Brakelbos en Bois de la Besoche.

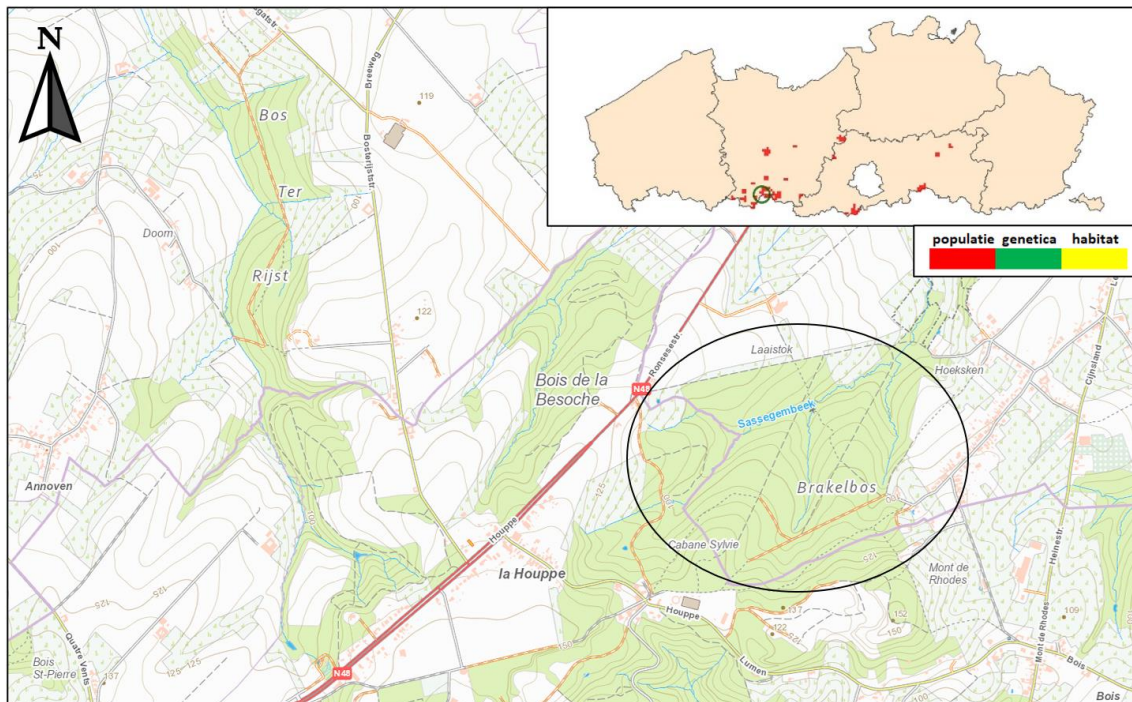
**Knelpunten:** verdroging, erosie, inspoeling landbouw, overbetreding, bosexploitatie.

**Actueel beheer:** plaatsen van stuwen, geleidende elementen, paden sluiten en herplaatsen, toename dood hout, gefaseerd ruimen poelen, exotenbestrijding.

**Aanbevelingen:** reeds veel aandacht voor de soort, vinger aan de pols houden met name voor het waterhabitat. Waar mogelijk meer waterhabitat creëren.



### 3.2.3.2 Brakelbos (BRA)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 64 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

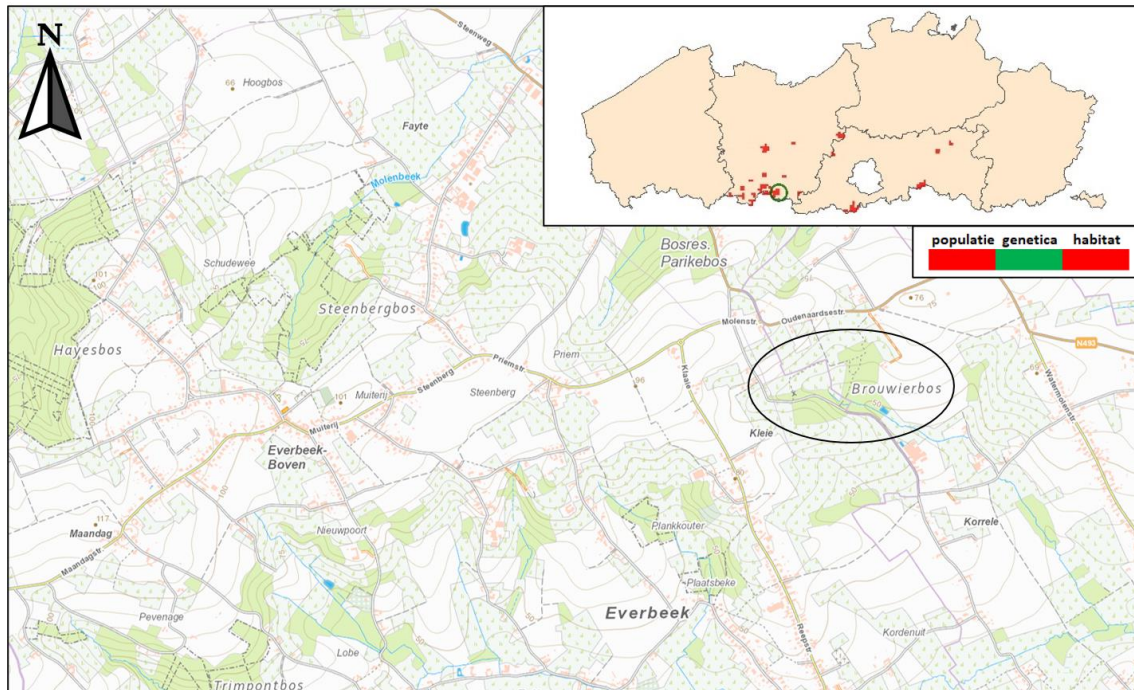
**Landschapsschaal:** populatie loopt verder over de gewestgrens. Op termijn werken aan een connectie tussen Bos Terrijst, Bois du Pottelberg, Brakelbos en Bois de la Besoche. Verder oostwaarts ligt Bois de la Louvière en het Hayesbos, hier liggen betere verbindingsmogelijkheden op lange termijn.

**Knelpunten:** erosie, inspoeling landbouw, overbetreding, beperkt aanbod waterhabitat

**Actueel beheer:** niet bepaald

**Aanbevelingen:** beheer landhabitat optimaliseren (minder intensief), meer waterhabitat aanleggen (bronpoelen), waterhabitat onderhouden, betreding bronzones vermijden, plaatsen van stuwen op de beken, kennis rond verspreiding, densiteiten en waterhabitat verder opbouwen.

### 3.2.3.3 Brouwierbos (Gerrebroekbos) (BRO)



**Beheerder:** ANB, privé.

**Oppervlakte:** 9 ha.

**Beschermingsstatus:** buiten SBZ.

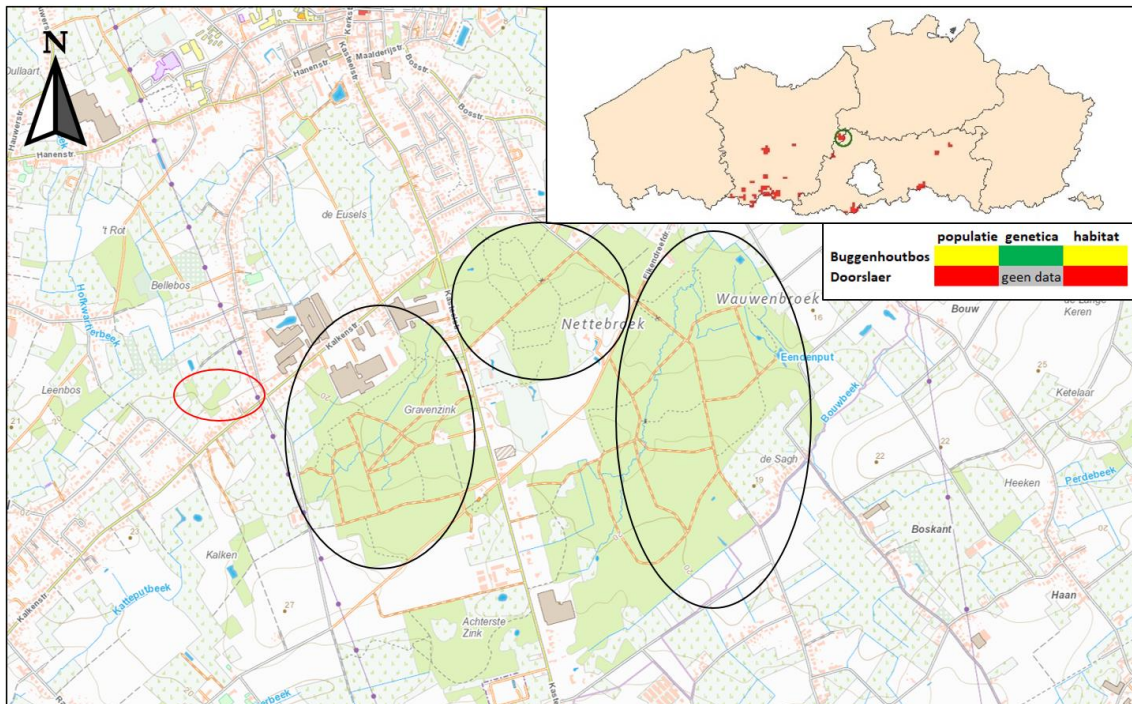
**Landschapsschaal:** het Brouwierbos ligt aan de oostrand van de versnipperde bosfragmenten in het zuidoosten van Brakel. In vele van deze fragmenten komt vuursalamander voor, maar nog niet alle fragmenten zijn goed onderzocht. Op termijn dient naar een sterkere verbinding van deze relicten toe gewerkt worden.

**Knelpunten:** gedegradeerd landhabitat (populierenaanplant), beperkt waterhabitat (één beek), beperkte voortplanting, geschikt landhabitat klein, kans op uitsterven op korte termijn.

**Actueel beheer:** nulbeheer, bebossing

**Aanbevelingen:** waterhabitat aanleggen (bospoelen), populierenaanplant verwerven en omvormen, bosuitbreiding.

### 3.2.3.4 Buggenhoutbos (BUG)



**Beheerder:** ANB, Natuurpunt.

**Oppervlakte:** 176 ha.

**Beschermingsstatus:** grotendeels binnen SBZ, niet het NP-gebied (Doorslaer, rode ellips).

**Landschapsschaal:** de populatie is sterk geïsoleerd en verspreid over verschillende nabijgelegen bosgebieden (zwarte ellipsen). Deelgebied Doorslaer geïsoleerd van de rest van het boscomplex.

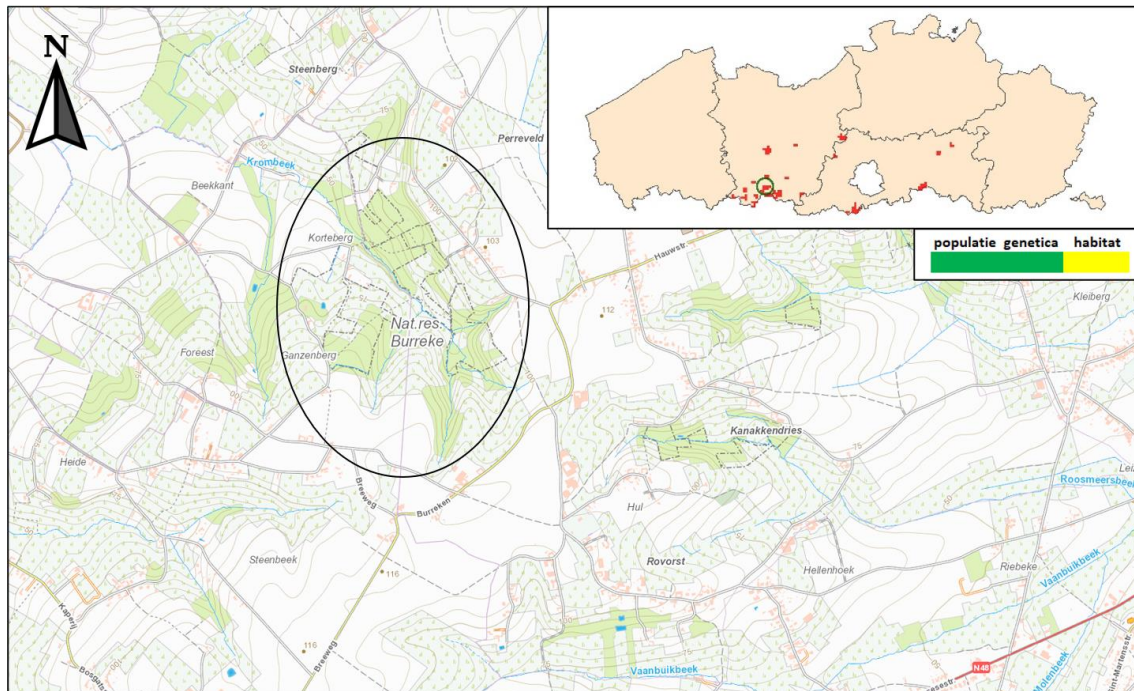
**Knelpunten:** instroom afvalwater, versnippering door wegen, verdroging, betreding. Afscheiden populatie Doorslaer.

**Actueel beheer:** stuwen in de grachten, verdiepen waterhabitat, nachtelijke betreding verminderen, amfibietunnels aanleggen, dood hout laten liggen.

**Aanbevelingen:** Buggenhoutbos (alle deelgebieden): reeds veel aandacht voor de soort, vinger aan de pols houden met name voor het waterhabitat. Waar mogelijk meer waterhabitat creëren om droge jaren op te vangen.

Doorslaer: genetische status is onbekend. Bijkomend genetisch onderzoek is hier aangeraden. Bosuitbreiding en aanleg van habitat is noodzakelijk, alsook trachten verbinding te maken met het Buggenhoutbos zelf.

### 3.2.3.5 't Burreken (BUR) en Ganzenberg (GAN)



**Beheerder:** Natuurpunt.

**Oppervlakte:** 38 ha.

**Beschermingsstatus:** Binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** van 't Burreken en de Ganzenberg (zwarte ellips) is bekend dat er vuursalamanderpopulaties aanwezig zijn. Ten noorden, oosten (Kanakkendries) en zuiden van deze cluster zijn echter ook waarnemingen en/of populaties gekend. De kans is groot dat de soort wijder verspreid is dan momenteel gedocumenteerd. Hoewel beide deelpopulaties een genetische geheel lijken te vormen met Hauwstraat/Hul/Kanakkendries, is een verbinding tussen deze en andere bosfragmenten via geschikte boscorridors is aan te raden voor het succesvol voortbestaan van de deelpopulaties.

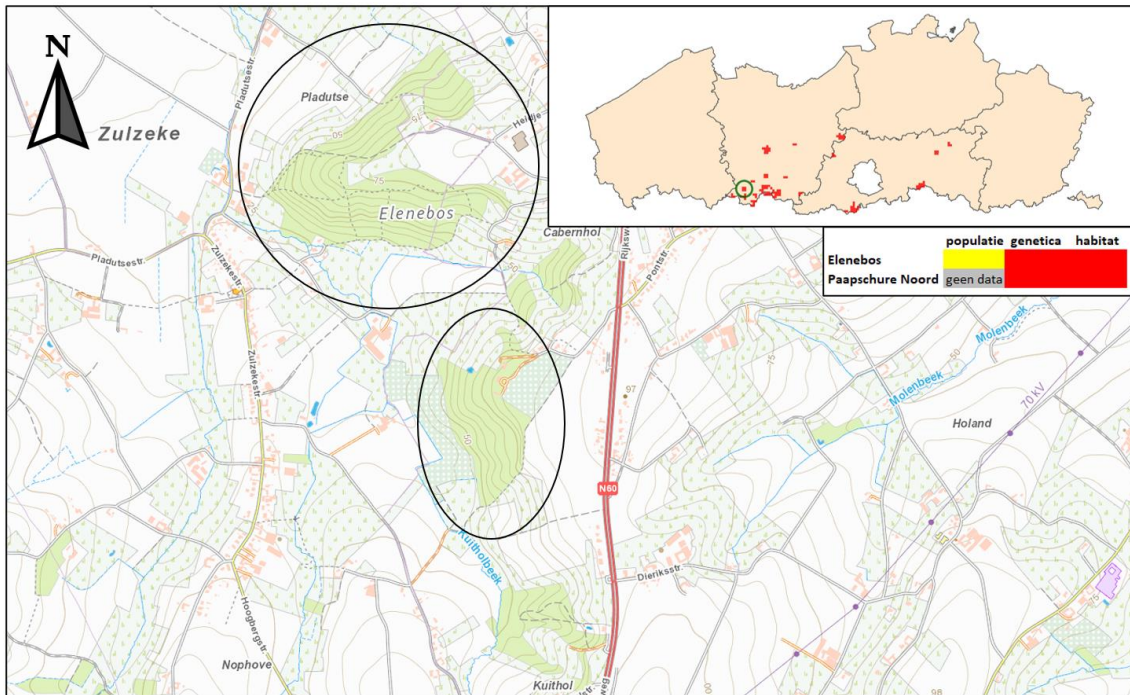
**Knelpunten:** versnippering, inspoeling, beperkte genetische uitwisseling met meer zuidelijk gelegen populaties.

**Actueel beheer:** natte depressies worden uitgediept.

**Aanbevelingen:** verbinding bosfragmenten, aanleggen bijkomend waterhabitat (poelen), omvormen populieraanplant, mitigatie huishoudelijk afvalwater, stuwen plaatsen op de beken.



### 3.2.3.7 Elenebos/Spijkerbos (SPI) en Paapschure Noord (PAA)



**Beheerder:** ANB, privé.

**Oppervlakte:** Elenebos (bovenste ellips) 27 ha, Paapschure noord (onderste ellips) 7.7 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

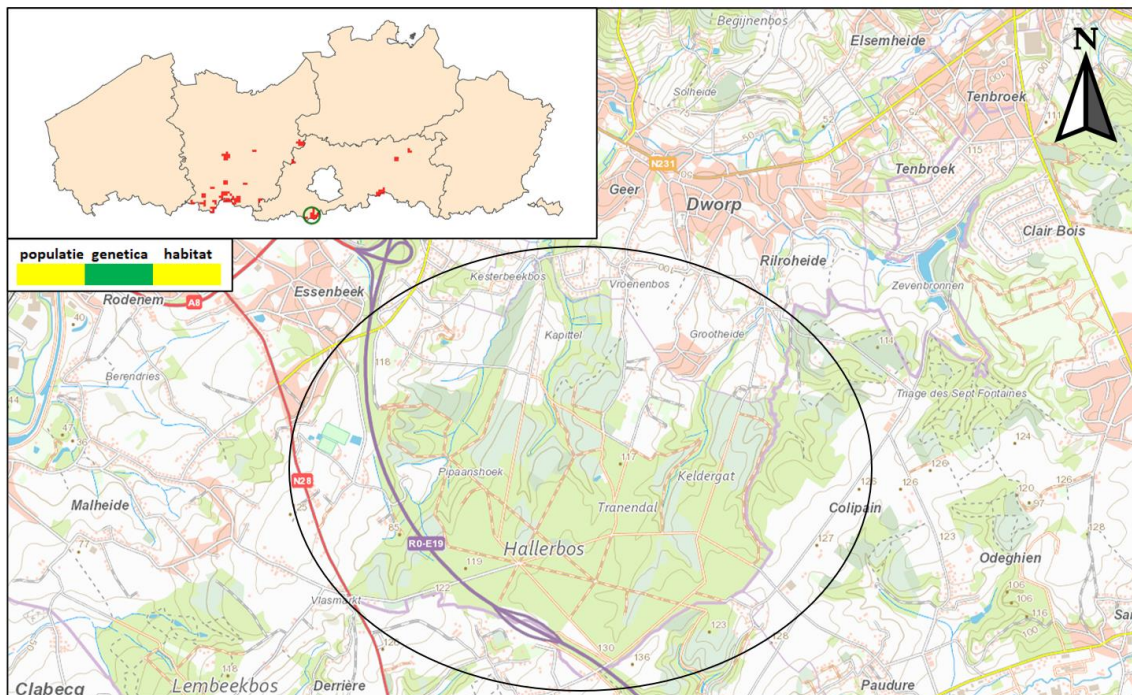
**Landschapsschaal:** het Elenebos en Spijkerbos liggen binnen een noord-zuid lopend SBZ gebied. Op termijn kan gewerkt worden aan een verbinding met het Hotondbos zuidwaarts enerzijds en een verbinding met de bossen van de Koppenberg noordwaarts anderzijds.

**Knelpunten:** beperkte aanwezigheid waterhabitat, verdroging, erosie, inspoeling, overbetreding, bosexploitatie.

**Actueel Beheer:** dood hout laten liggen, geleidingsstructuren.

**Aanbevelingen:** waterhabitat aanleggen onder de vorm van bospoelen, in en rond de aanwezige beken. In de beken stuwen plaatsen. Beide bosfragmenten verbinden. Als de problemen rond habitat opgelost zijn kan overgegaan worden tot genetische bijplaatsing.

### 3.2.3.8 Hallerbos (HAL)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 535 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

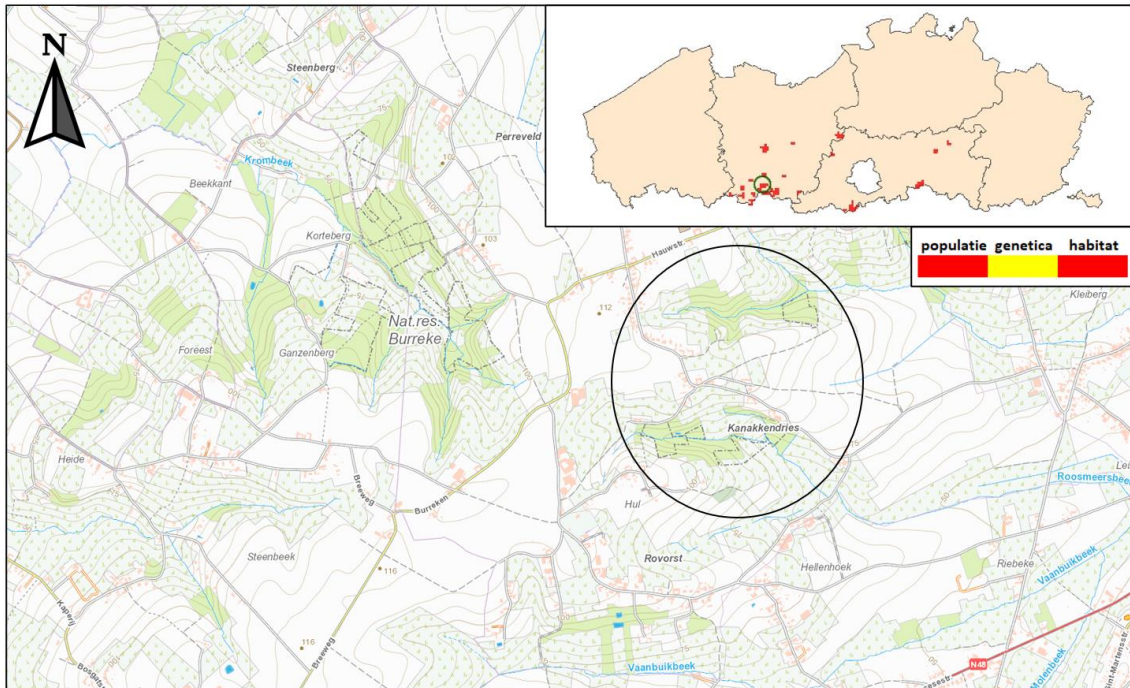
**Landschapsschaal:** het uitgestrekte Hallerbos bevat een grote populatie vuursalamanders. De densiteiten verschillen in de verschillende zones. Het deel ten westen van de R0 (Vlasmarkt) bevat ook een (deel)populatie. In de omgeving zijn er populaties in het Lembeekbos (zuidwesten) en het Begijnenbos (noorden). Verbindingen naar deze en andere omliggende gebieden zijn beschreven in Lambrechts et al. (2011).

**Knelpunten:** verdroging, erosie, inspoeling, kanalisatie beken, betreding.

**Actueel Beheer:** geleidingsstructuren, takkenhopen.

**Aanbevelingen:** de populatie is groot en verspreid over het hele bosgebied. Sommige deelpopulaties hebben echter lage densiteiten en lage aantallen juvenielen. Speciale aandacht voor het waterhabitat is aangewezen: dekanaliseren, plaatsen van stuwen, aanleggen van poelen. Verbinding met Vlasmarkt (onder de R0 door) verbeteren.

**3.2.3.9 Hauwstraat/Hul/Kanakkendries (Hauwstraat/Kanakkendries = KAN, Hul/Wolvenberg/Kanakkendries = WOL)**



**Beheerder:** grotendeels Natuurpunt, kleine delen eigendom/beheer ANB.

**Oppervlakte:** Hauwstraat (noord; Hauwstraat/Kanakkendries) 7.4 ha, Hul (zuid; Hul/Wolvenberg/Kanakkendries) 6.8 ha.

**Beschermingsstatus:** Binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** In de twee kleine bossen komen vuursalamanderpopulaties voor. Westwaarts zijn in 't Burreken en de Ganzenberg ook populaties aanwezig. Rond deze populaties zijn echter ook waarnemingen gekend van andere bosfragmenten. De kans is groot dat de soort weider verspreid is dan momenteel gedocumenteerd. Hoewel beide populaties een genetische geheel lijken te vormen met 't Burreken en Ganzenberg, is een verbinding tussen de bosfragmenten via geschikte boscorridors aan te raden voor het succesvol voortbestaan van de deelpopulaties. Thans is het boshabitat sterk versnipperd.

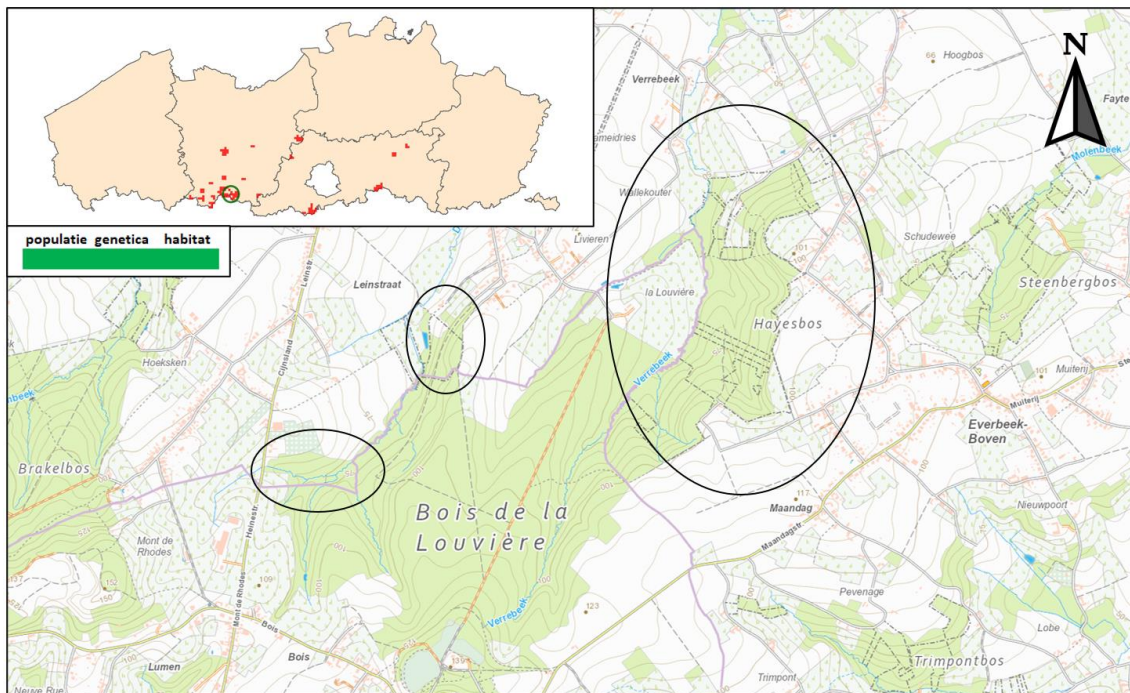
**Knelpunten:** versnippering, inspoeling, beperkte genetische uitwisseling met meer zuidelijk gelegen populaties, tekort aan waterhabitat.

**Actueel beheer:** niet bepaald

**Aanbevelingen:** beide populaties hebben beperkt waterhabitat. Onderlinge verbinding van de bosfragmenten, aanleggen bijkomend waterhabitat (poelen), omvormen populieraanplant en stuwen plaatsen op de beken is prioritair.



### 3.2.3.10 Hayesbos/Buistemberg (HAY) en Bois de la Louvière/Livierenbos (LOU)



**Beheerder:** Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** Hayesbos 48 ha (Vlaams deel, grote ellips), Bois de la Louvière (Vlaams deel) 8.4 ha (kleine ellipsen).

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

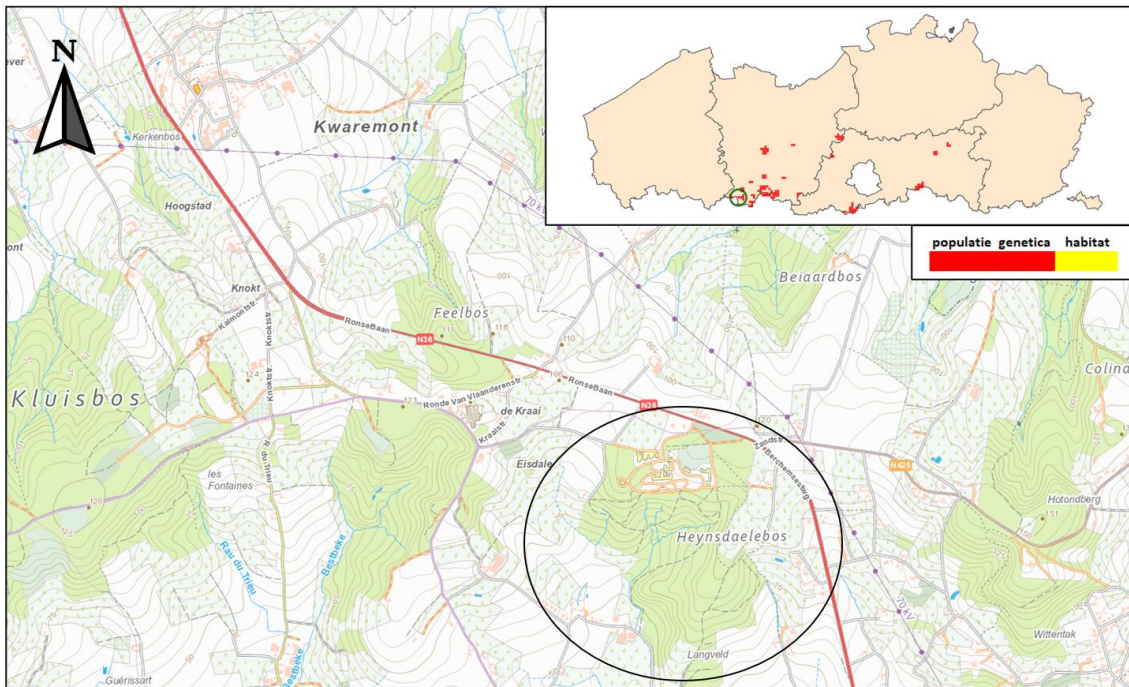
**Landschapsschaal:** het Hayesbos gaat over de gewestgrens over in het Bois de la Louvière. Ook hier komt vuursalamander voor, evenals in de kleinere stukken van het Bois de la Louvière die in Vlaanderen liggen. Westwaarts ligt het Brakelbos, oostwaarts de versnipperde Everbeekse bossen waarvan een groot deel vuursalamanderpopulaties bevatten en vermoedelijk nog nieuwe populaties te ontdekken zijn. Hoewel er genetische uitwisseling is tussen de populaties in de oostelijke Vlaamse Ardennen, zijn verdere verbinding van deze bosfragmenten met het Hayesbos en van het Bois de la Louvière met het Brakelbos aan te raden om de duurzaamheid van de gehele metapopulatie te bestendigen

**Knelpunten:** verdroging, erosie.

**Actueel beheer:** afkoppeling afvalwater, nulbeheer.

**Aanbevelingen:** er wordt gericht beheerd voor de soort. Vinger aan de pols houden voor de waterproblematiek. Bijkomend waterhabitat onder de vorm van bospoelen en stuwen op de bronbeken zijn aan te raden om de densiteit te verhogen.

### 3.2.3.11 Heynsdaele (HEY)



**Beheerder:** Provincie Oost-Vlaanderen.

**Oppervlakte:** 44 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

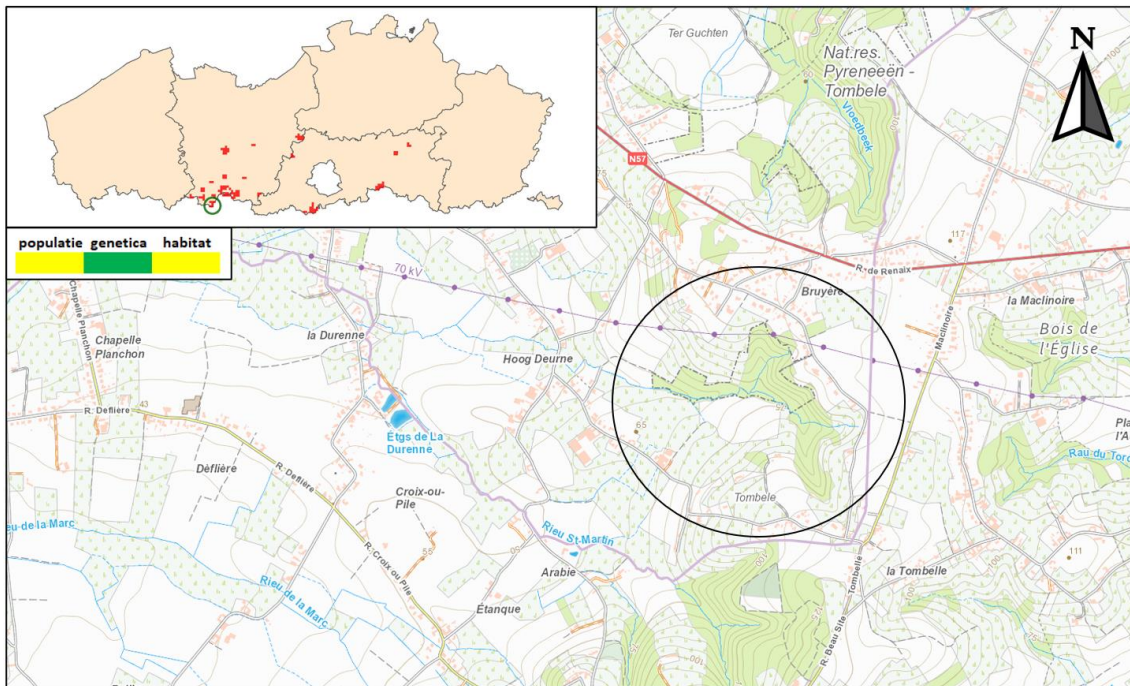
**Landschapsschaal:** ligt in de westelijke Vlaamse Ardennen, tussen het Kluisbos en het Hotondbos waar populaties voorkomen. Het Waalse bos net ten westen (Le Trieu) bevat ook een populatie. Verbinding tussen deze bossen is aangewezen.

**Knelpunten:** verbraming, verdroging

**Actueel beheer:** plaatsen van stuwen.

**Aanbevelingen:** verder optimaliseren van het waterhabitat met bospoelen om densiteiten te laten toenemen. Inzetten op verbindingen naar de andere bosfragmenten toe. Genetische bijplaatsing kan voor deze populatie uitgevoerd worden.

### 3.2.3.12 Hoog Deurne/Tombele (HOO)



**Beheerder:** Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** 15 ha.

**Beschermingsstatus:** buiten SBZ.

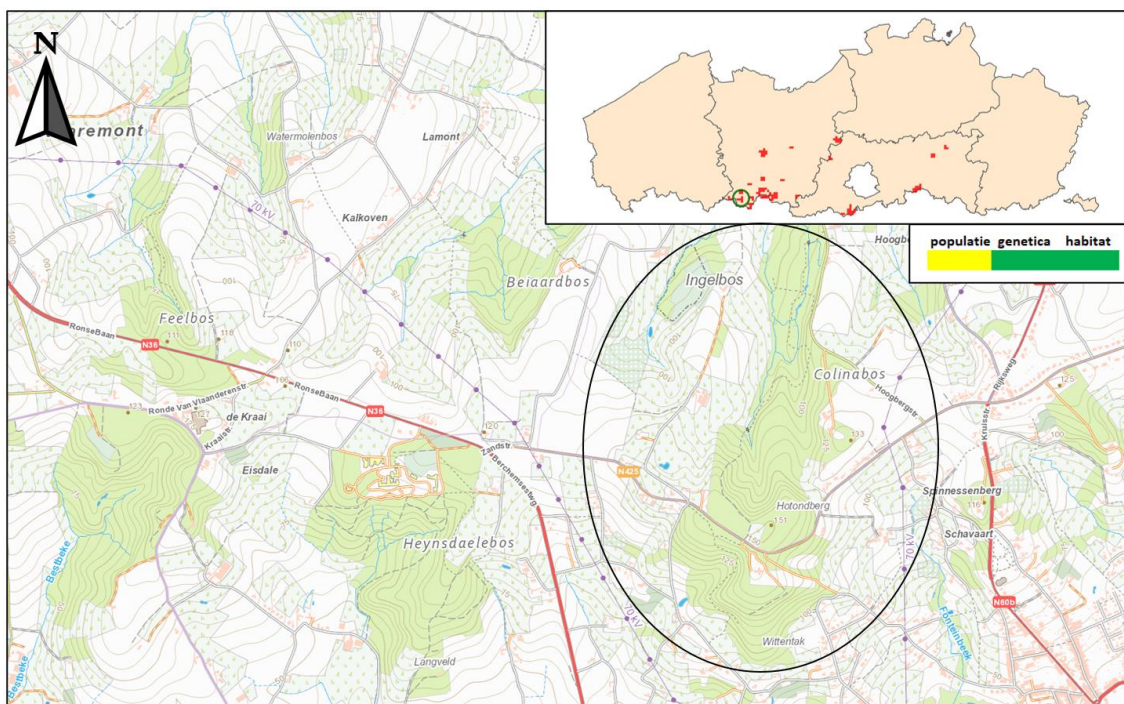
**Landschapsschaal:** beperkte oppervlakte habitat. Verbinding noordwaarts naar Pyreneeën (Ter Guchten) versterken en zuidwaarts naar Bois de St-Amand waar populaties voorkomen is aangewezen.

**Knelpunten:** verbraming, weinig waterhabitat.

**Actueel beheer:** Niet bepaald.

**Aanbevelingen:** connectie naar nabije populaties toe en het aanleggen van bospoelen in de beekvallei.

### 3.2.3.13 Hotond/Ingelbos/Wittentak (HOT)



**Beheerder:** ANB, Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** Hotond 41, Wittentak 23 ha, Ingelbos 6.1 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

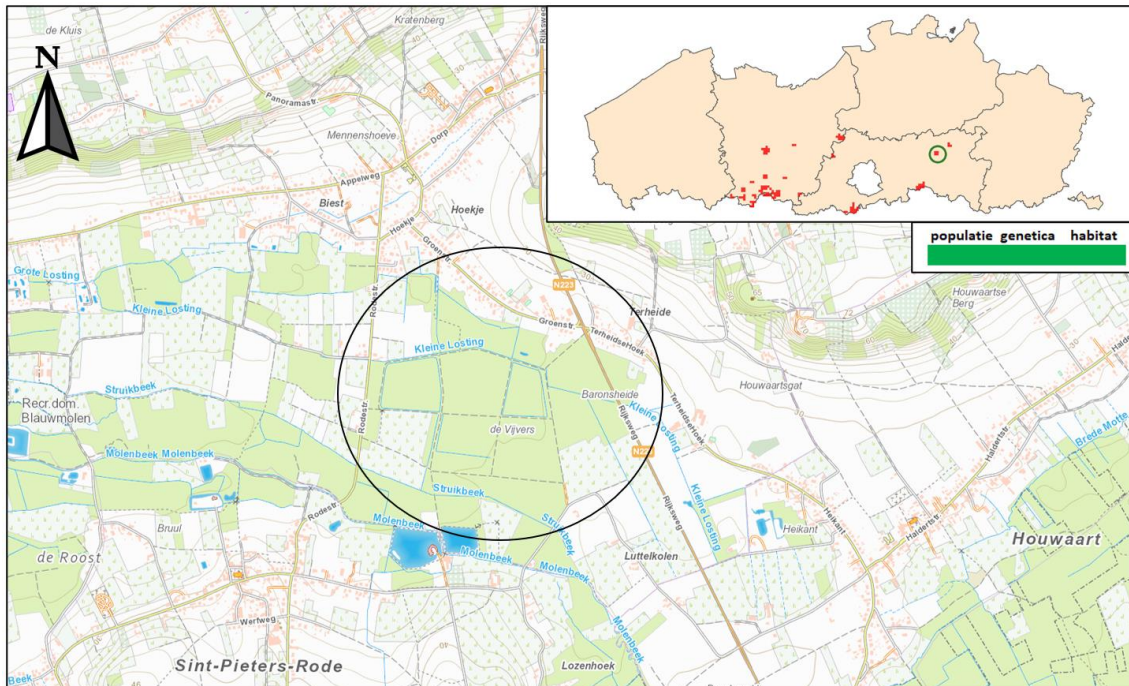
**Landschapsschaal:** deze drie bossen liggen ten oosten van het Heynsdaelebos en ten zuiden van Paapschure Noord. Verbinding van deze bossen op lange termijn is aan te raden. Op korte termijn is een functionele verbinding tussen het Ingelbos en de andere twee bossen noodzakelijk.

**Knelpunten:** verdroging, erosie, inspoeling, recreatiedruk, versnippering door drukke weginfrastructuur (N425).

**Actueel beheer:** plaatsen van stuwen, geleidende elementen, paden sluiten en herplaatsen, toename dood hout, gefaseerd ruimen poelen, exotenbestrijding.

**Aanbevelingen:** het beheer in het Hotondbos is gunstig voor de soort. Het Ingelbos is klein en verbinding is aangewezen. Waterhabitat is hier precair. Wittentak is privé, ook hier dient vooral ingezet te worden op beheer/creatie van bijkomend waterhabitat.

### 3.2.3.14 Kasteel van Horst/De Vijvers (KVH)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 73 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

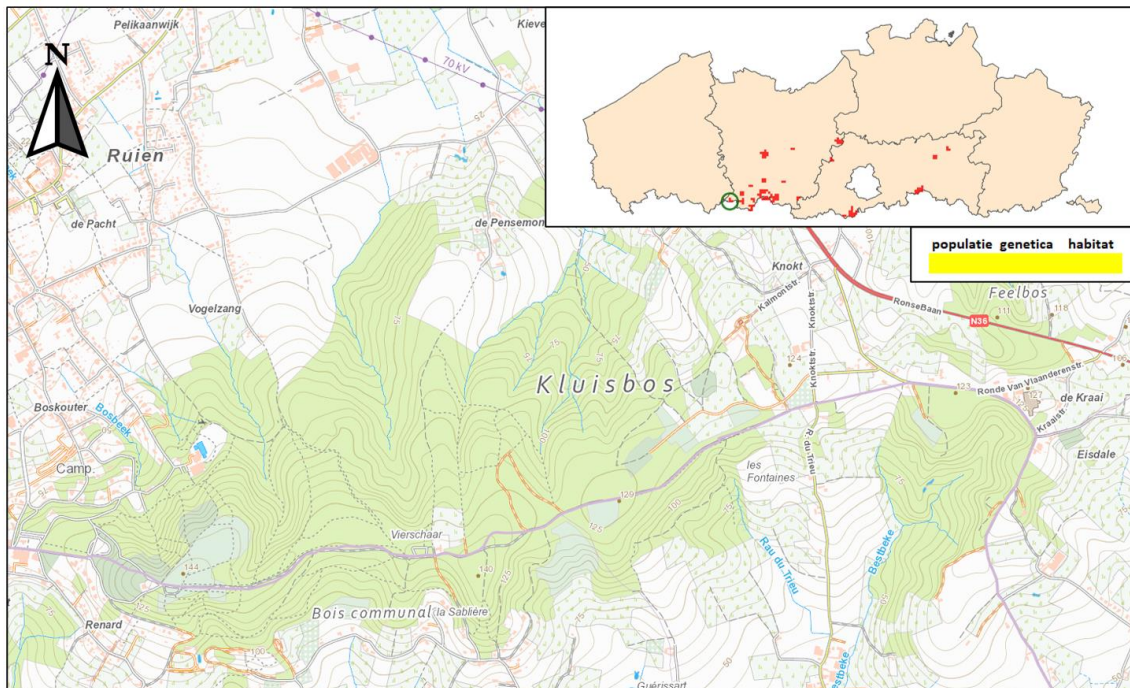
**Landschapsschaal:** het gebied rond het Kasteel van Horst bevat een grote populatie vuursalamanders. Er zijn sporadische waarnemingen, mogelijk van zwervende dieren, bekend in de omtrek. Bijkomende inventarisatie, eventueel met eDNA, is aangeraden. Verbinding van het Kasteel van Horst met het Walenbos in zuidoostelijke richting past binnen de visie, maar dient nog functioneel voor de soort ingericht te worden.

**Knelpunten:** verdroging, recreatiedruk.

**Actueel beheer:** bosuitbreiding, aanleggen amfibietunnels, behoud van karrensporen, aanleggen houtstapels, poelen graven, grachten verdiepen, wegen afsluiten.

**Aanbevelingen:** Reeds veel aandacht voor de soort, vinger aan de pols houden met name voor het waterhabitat. Waar mogelijk meer waterhabitat creëren en grachten opstuwen.

### 3.2.3.15 Kluisbos (KLU)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 207 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

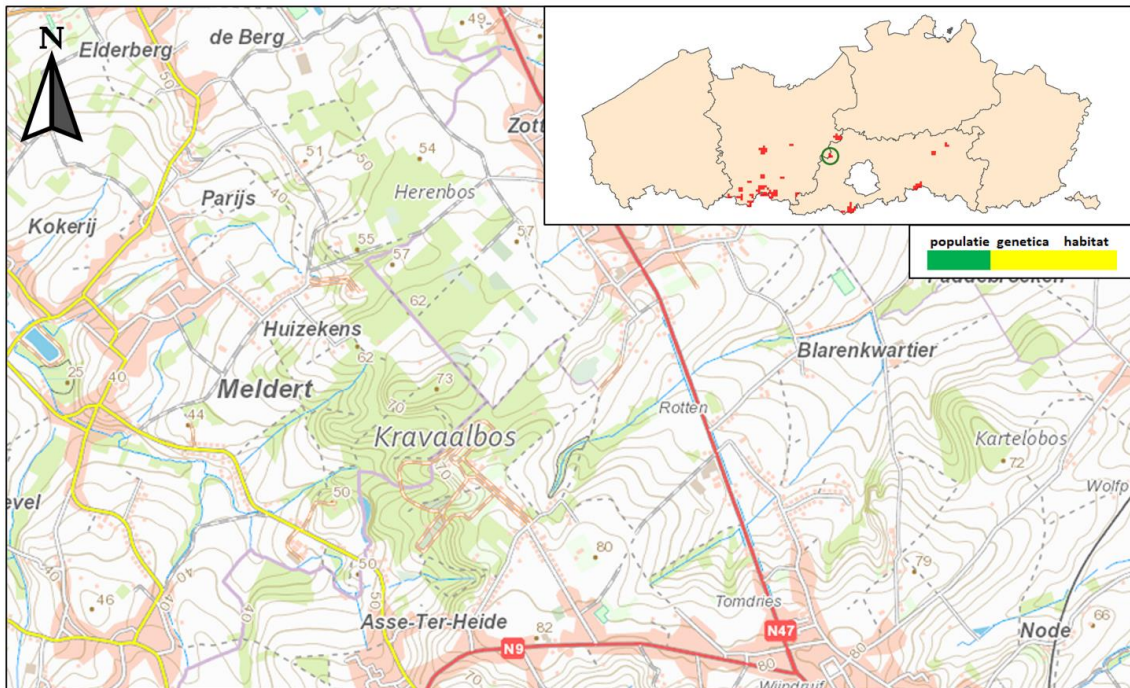
**Landschapsschaal:** de populatie van het Kluisbos bevindt zich op de huidige westgrens van het Vlaamse areaal en loopt verder over de gewestgrens. Verbinding via Le Trieu richting Heynsdaele is aan te raden.

**Knelpunten:** waterhabitat ruimtelijk beperkt, recreatie, verdroging, erosie.

**Actueel beheer:** graven van poelen, permanente amfibieschermen, plaatsen van stuwen, geleidende elementen, paden sluiten en herplaatsen, toename dood hout, gefaseerd ruimen poelen, exotenbestrijding.

**Aanbevelingen:** de huidige (gekende) verspreiding ligt voornamelijk in het westen van het bos. Stapstenen van waterhabitat (poelen) om de populatie te doen toenemen, naar verspreiding en densiteit toe, richting het oosten wordt aangeraden.

### 3.2.3.16 Kravaalbos (KRA)



**Beheerder:** ANB, privé.

**Oppervlakte:** 155 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

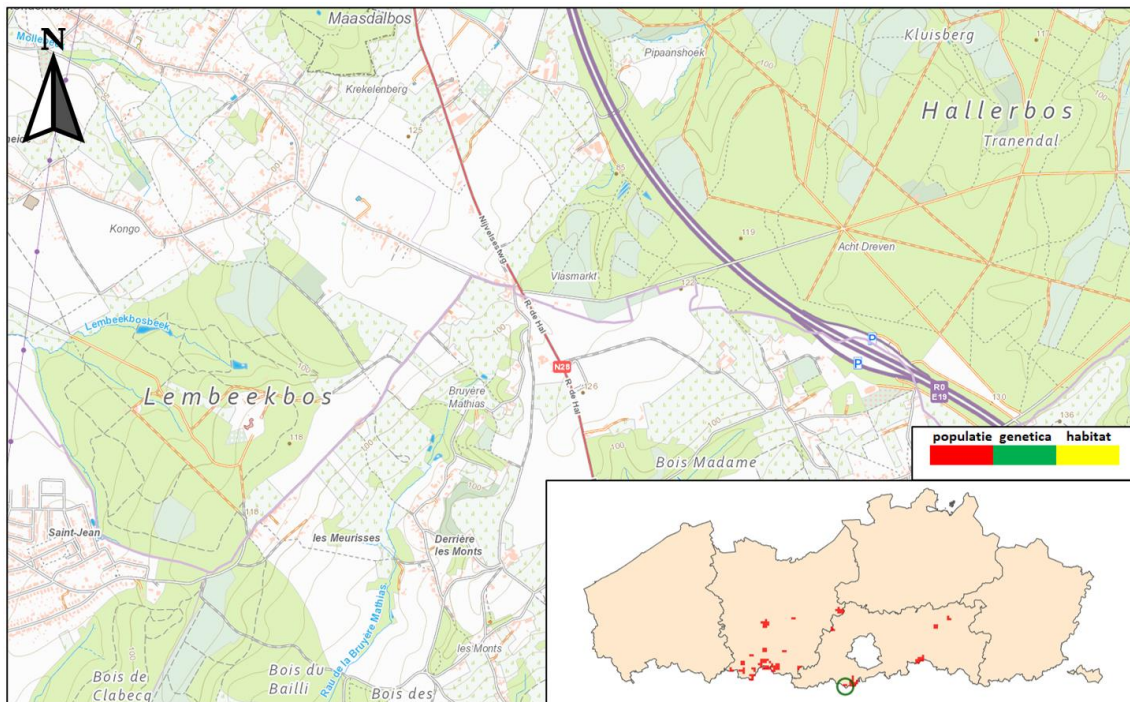
**Landschapsschaal:** dit bos ligt sterk geïsoleerd. Focus op versterken en vergroten van de huidige populatie.

**Knelpunten:** verdroging, houtexploitatie, recreatie.

**Actueel beheer:** aanleggen poelen, uitdiepen waterhabitat, dood hout laten liggen.

**Aanbevelingen:** aanbod waterhabitat vergroten. Momenteel lijkt de verspreiding niet het gehele bos te bestrijken. Ook bij privé-eigenaars waterhabitat realiseren.

### 3.2.3.17 Lembeekbos (LEM)



**Beheerder:** ULB.

**Oppervlakte:** 108 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** dit bos loopt verder over de gewestgrens, waar ook waarnemingen van vuursalamander bekend zijn. Verbindingen naar het Maasdalbos en het Hallerbos (Viasmarkt, soort in deze studie aangetroffen) op termijn te realiseren.

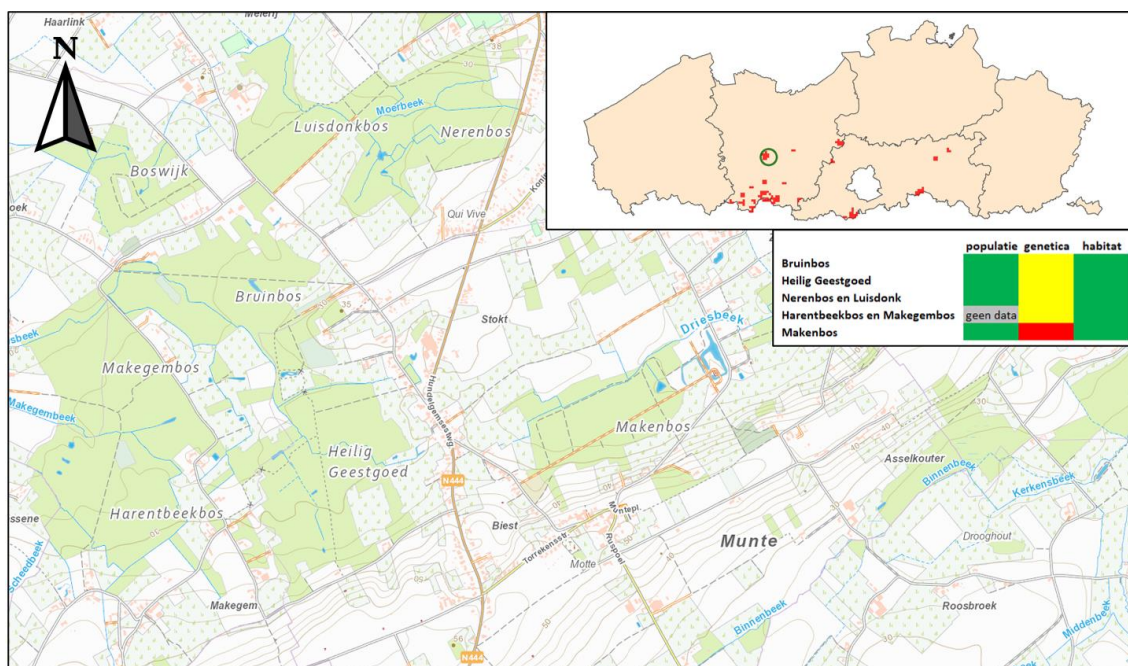
**Knelpunten:** Niet bepaald.

**Actueel beheer:** Niet bepaald.

**Aanbevelingen:** Aanbevelingen zijn moeilijk op te maken, gezien de beperkte beschikbare gegevens. Omwille van schijnbaar lage densiteiten aan adulten is het wellicht aangewezen om waterhabitat aan te leggen.



### 3.2.3.18 Makegemse bossen (Luisdonkbos/Nerenbos (LDB), Bruinbos (BRU), Makegembos/Harentbeekbos (HBB), Heilig Geestgoed (HGG), Makenbos (MAK))



**Beheerder:** ANB, Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** Luisdonkbos/Nerenbos 41 ha, Bruinbos 26 ha, Makegembos/Harentbeekbos 54 ha, Heilig Geestgoed 30 ha, Makenbos 21 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ, uitgezonderd Makenbos.

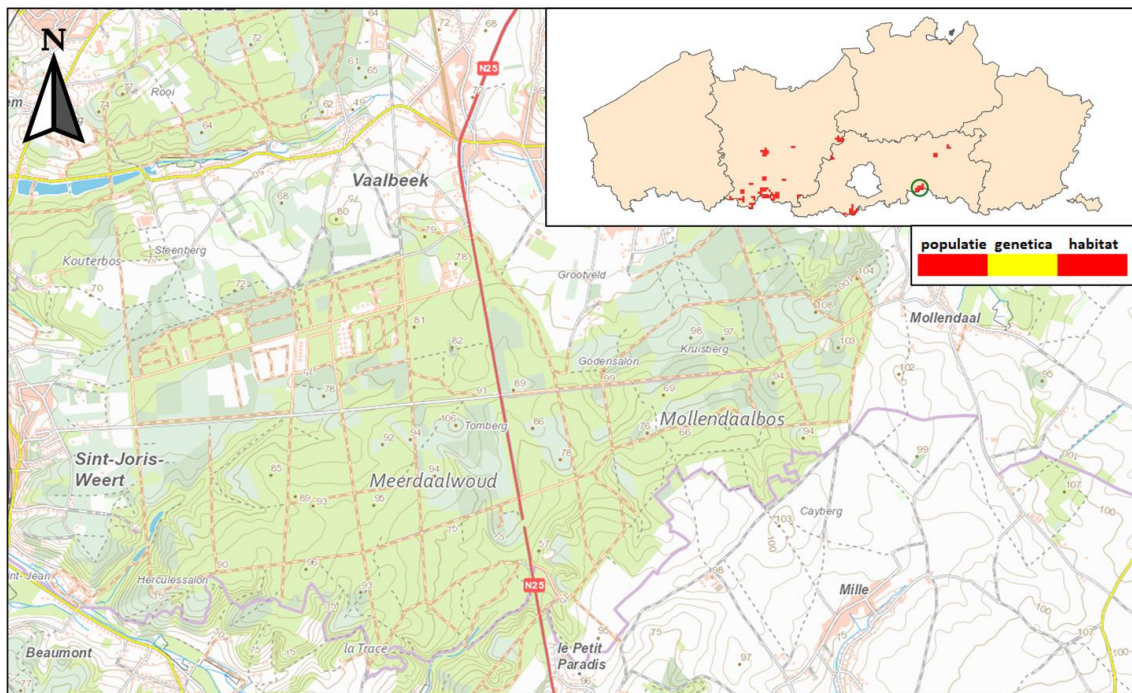
**Landschapsschaal:** het boscomplex ligt geïsoleerd. Er dient maximaal ingezet te worden op de onderlinge functionele verbinding van de bossen.

**Knelpunten:** boskap, verdroging, recreatie, verbraming, fazantenuitzet, tekort aan waterhabitat, instroom vervuild water.

**Actueel beheer:** onderhoud bospoelen, geen kapping rond poelen, aanleg nieuwe poelen, aanplanten nieuw bos, plaatsen stuwen in de beken en grachten.

**Aanbevelingen:** creëren van bijkomende functionele verbindingen tussen de bossen en het maximaliseren van het waterhabitat (kwalitatief en kwantitatief). Voor het Makenbos is een genetische bijplaatsing aangewezen.

### 3.2.3.19 Meerdaalwoud (Mollendaalbos) (MDW)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 1351 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** de populatie is geïsoleerd. Prioriteit ligt bij het versterken van de huidige populatie en het laten verspreiden ervan over het volledige bos. De huidige verspreiding is grotendeels beperkt tot het oostelijke deel van het bos. Op termijn connectie naar Heverleebos en Rodebos realiseren.

**Knelpunten:** verdroging, beperkte aanwezigheid waterhabitat, verdwijnen karrensporen, verstoring door everzwijnen in het waterhabitat.

**Actueel beheer:** onderhoud bospoelen, geen kapping rond poelen, aanleg nieuwe poelen, plaatsen everzwijnrasten, laten liggen dood hout.

**Aanbevelingen:** netwerk van waterhoudende bospoelen aanleggen zodat de densiteiten toenemen en de soort nieuwe gebieden kan koloniseren in het woud.

### 3.2.3.20 Montenakenbos (MON) en Zoot (ZOO)



**Beheerder:** ANB, Privé.

**Oppervlakte:** Montenakenbos 16 ha (onderste ellips), Zoot 36.5 ha (bovenste ellips).

**Beschermingsstatus:** buiten SBZ.

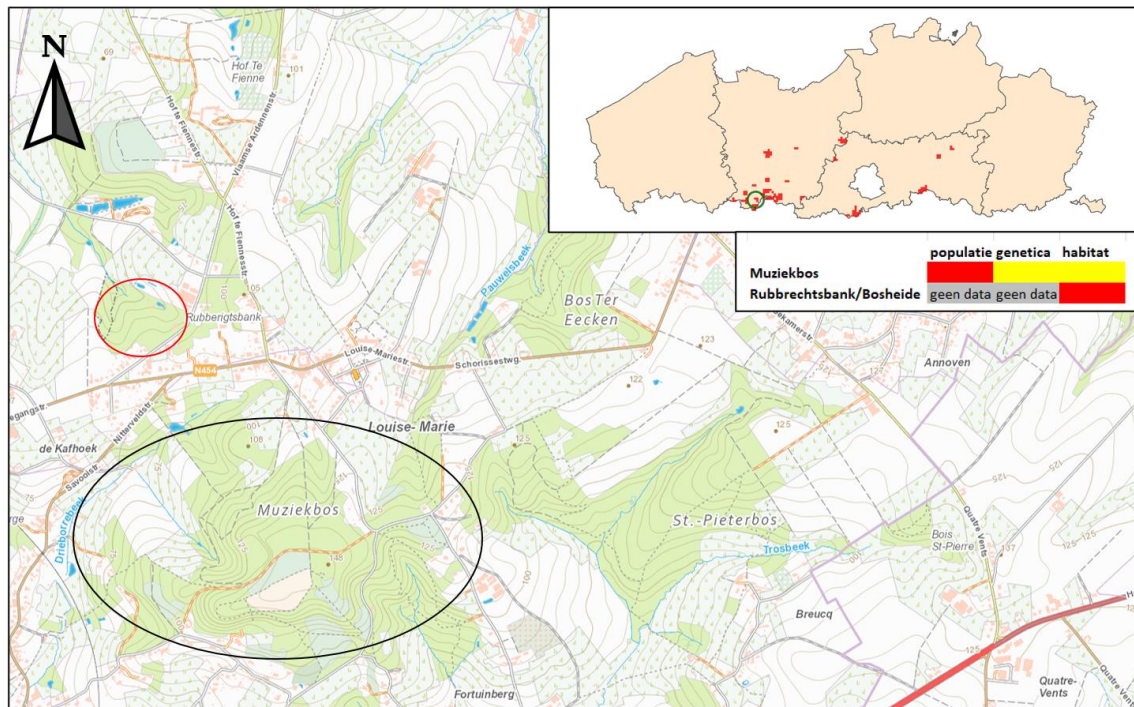
**Landschapsschaal:** de populaties zijn sterk geïsoleerd en bezetten slechts twee bossen. De aantallen in het noordelijke bos zijn zeer laag. Verbinding van deze bossen met elkaar en andere omliggende bossen is noodzakelijk om deze relicten een kans te geven. Verschillende bosjes in de onmiddellijke omgeving van Montenakenbos zijn slechts beperkt (enkel door ons) onderzocht, maar huisvesten ook de soort, inclusief voortplanting in sommige ervan.

**Knelpunten:** overstroming, hierdoor delen met ongeschikt habitat.

**Actueel beheer:** nulbeheer in Montenaken, houtopbrengst in Zoot.

**Aanbevelingen:** bosuitbreiding en het verbinden van de populaties met geschikt leefgebied. Populatie Zoot minder gekend, bijkomende inventarisatie nodig voor gericht beheeradvies. Genetische bijplaatsing kan hier aansluitend op verbetering van het habitat.

### 3.2.3.21 Muziekbos (MUZ) en Rubbrechtsbank/Bosheide



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 162 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

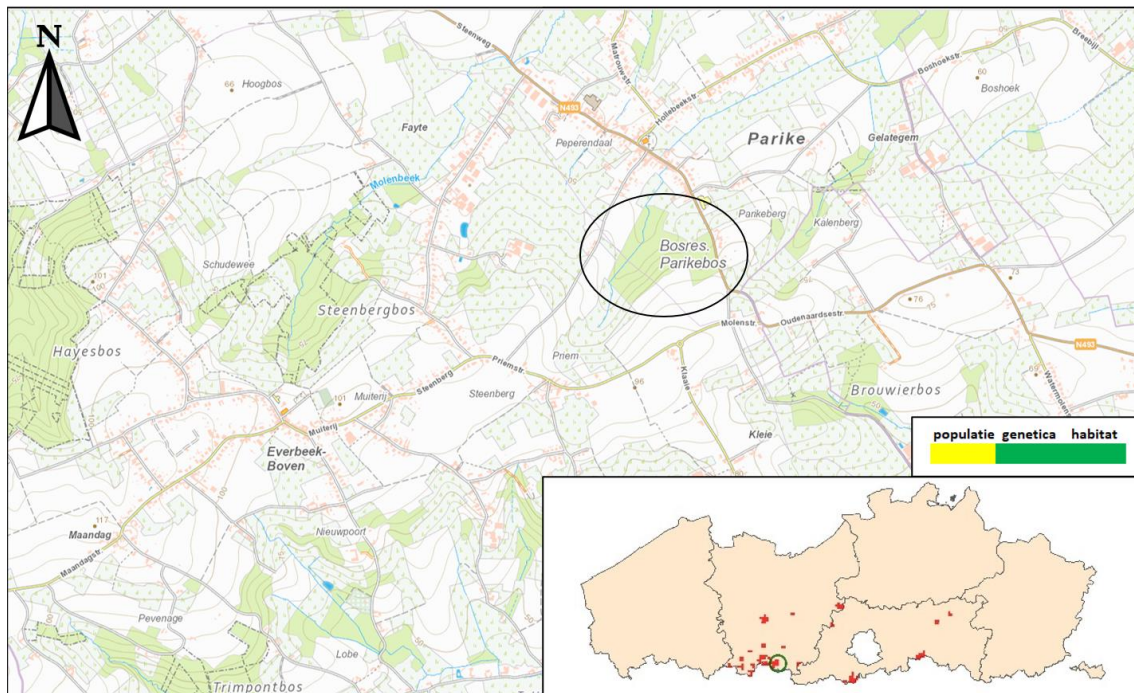
**Landschapsschaal:** het Muziekbos (zwarte ellips) ligt relatief geïsoleerd. Een populatie is recent ontdekt (2019) net ten noorden ervan in Rubbrechtsbank/bosheide (rode ellips), hier is nog geen verdere informatie over beschikbaar. Populaties zijn (nog) niet gevonden in het St. Pietersbos en het Bos Ter Eecken. De populatie in het Muziekbos lijkt klein en het versterken en verbinden van de populatie richting de bossen in het noorden en oosten verdient prioriteit.

**Knelpunten:** verdroging, erosie, inspoeling, schaarste aan waterhabitat, recreatie.

**Actueel beheer:** dood hout laten liggen, geleidingsstructuren aanbrengen, plaatsen van stuwen, paden sluiten en herplaatsen, gefaseerd ruimen poelen, exotenbestrijding.

**Aanbevelingen:** om de populatie te versterken op korte termijn is het aanleggen van geschikt waterhabitat (bospoelen) aangeraden. Deze kunnen via stapstenen leiden tot kolonisatie van de rest van het Muziekbos. Het gebied Rubbrechtsbank/Bosheide is bijkomende inventarisatie noodzakelijk.

### 3.2.3.22 Parikebos (PRI)



**Beheerder:** ANB.

**Oppervlakte:** 10 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

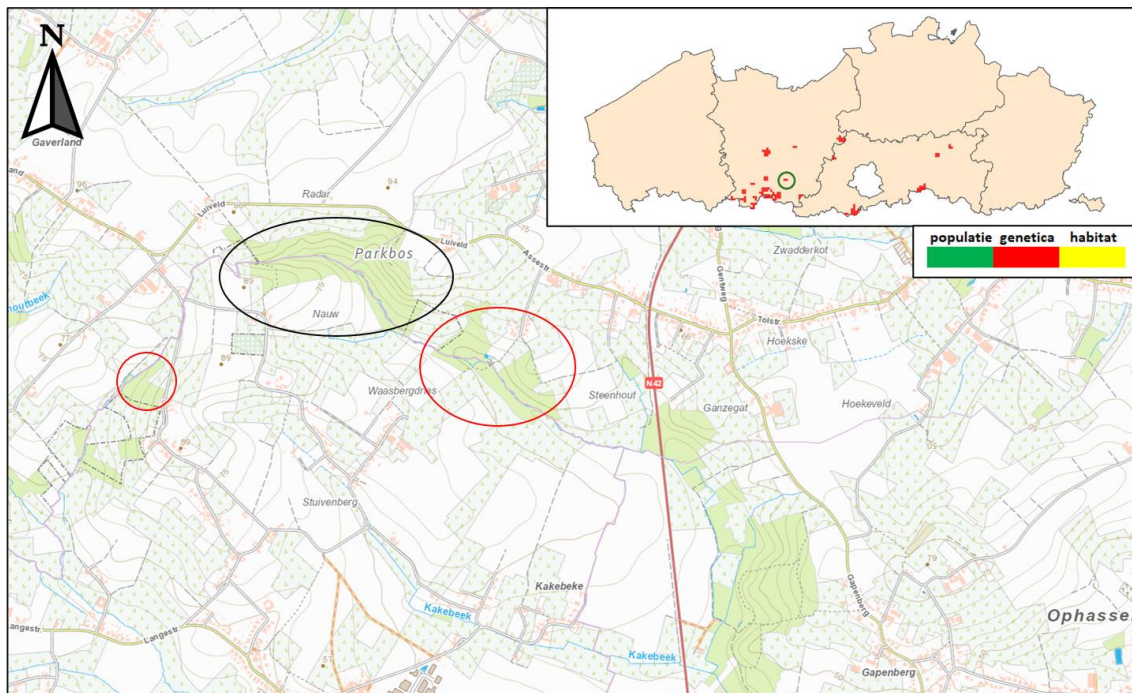
**Landschapsschaal:** het Parikebos is één van de versnipperde bosfragmenten in het zuidoosten van Brakel. In vele van deze fragmenten komt vuursalamander voor, maar nog niet alle fragmenten zijn goed onderzocht. Op termijn dient naar verdere verbinding van deze relicten toe gewerkt worden.

**Knelpunten:** verdroging, erosie, inspoeling, schaarste aan waterhabitat, klein oppervlak landhabitat.

**Actueel beheer:** nulbeheer binnen bosreservaat.

**Aanbevelingen:** optimalisatie en aanleggen bijkomend waterhabitat.

### 3.2.3.23 Parkbos/Uilenbroek (PAR)



**Beheerder:** Privé en Natuurpunt.

**Oppervlakte:** 22 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

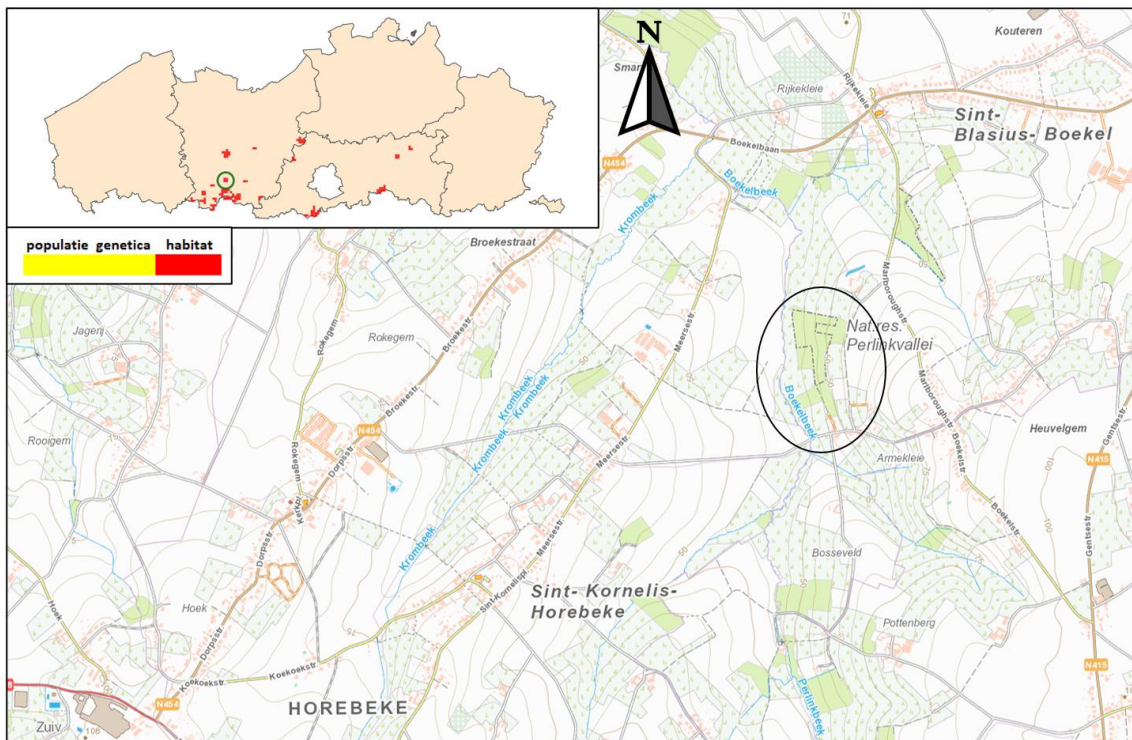
**Landschapsschaal:** sterk geïsoleerde populatie binnen een beperkt habitat (zwarte ellips). Verbinding met naastgelegen bosgebieden is nodig om de populatie op lange termijn veilig te stellen. Van deze bosgebieden zijn waarnemingen bekend (rode ellipsen).

**Knelpunten:** beperkt habitat.

**Actueel beheer:** bospoelen graven.

**Aanbevelingen:** bosuitbreiding en connectie. De huidige kleine poeltjes in de vallei uitbreiden en verdiepen. Genetische bijplaatsing is hier aangewezen.

### 3.2.3.24 Perlinkvallei, Sint-Blasius-Boekel (SBB)



**Beheerder:** Natuurpunt.

**Oppervlakte:** 4.8 ha.

**Beschermingsstatus:** buiten SBZ.

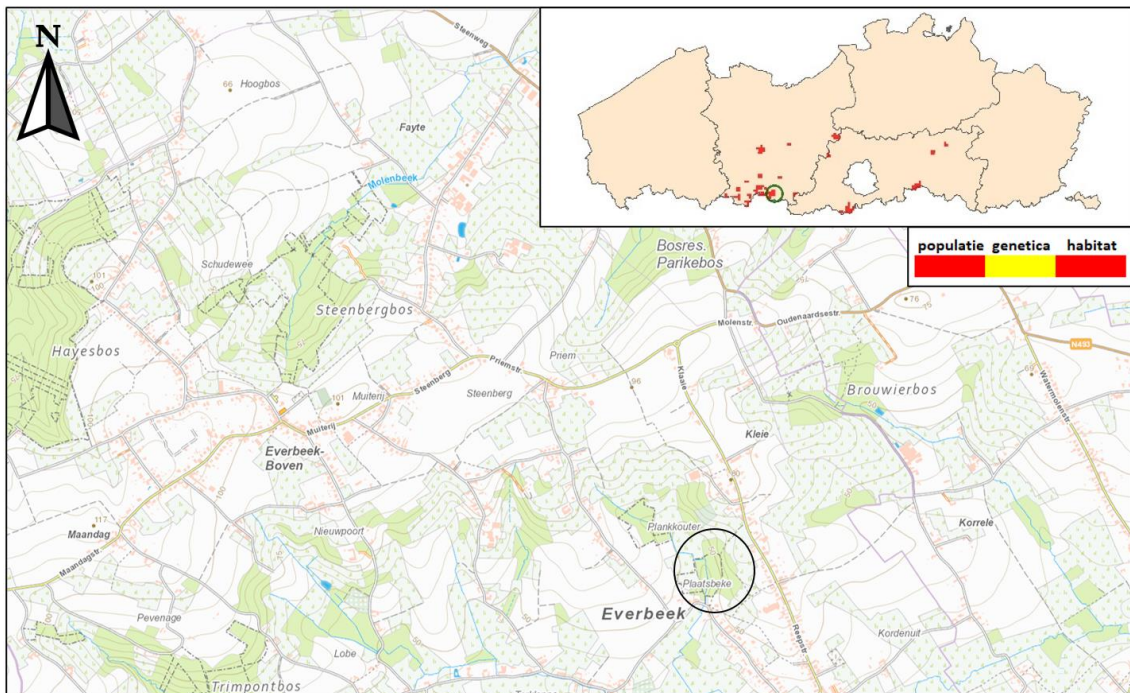
**Landschapsschaal:** kleine, geïsoleerde populatie in atypisch landhabitat. Veiligstellen door bosuitbreiding en maturatie van habitat.

**Knelpunten:** beperkt habitat.

**Actueel beheer:** bosuitbreiding, nulbeheer.

**Aanbevelingen:** omwille van de geïsoleerde situatie is verdere bosuitbreiding de beste optie om de populatie te laten toenemen. Aanleggen van bijkomend waterhabitat (bospoelen) is ook aangewezen.

### 3.2.3.25 Plaatsbeek/Bos De Kollibroeken (PLA)



**Beheerder:** Niet bepaald.

**Oppervlakte:** 3.4 ha.

**Beschermingsstatus:** Binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** het Bos De Kollibroeken is één van de versnipperde bosfragmenten in het zuidoosten van Brakel. In vele van deze fragmenten komt vuursalamander voor, maar nog niet alle fragmenten zijn goed onderzocht. De gegevens van UGent geven aan dat deze populatie (zeer) klein is. Op termijn dient naar versterking van verbinding tussen deze relictten toe gewerkt te worden.

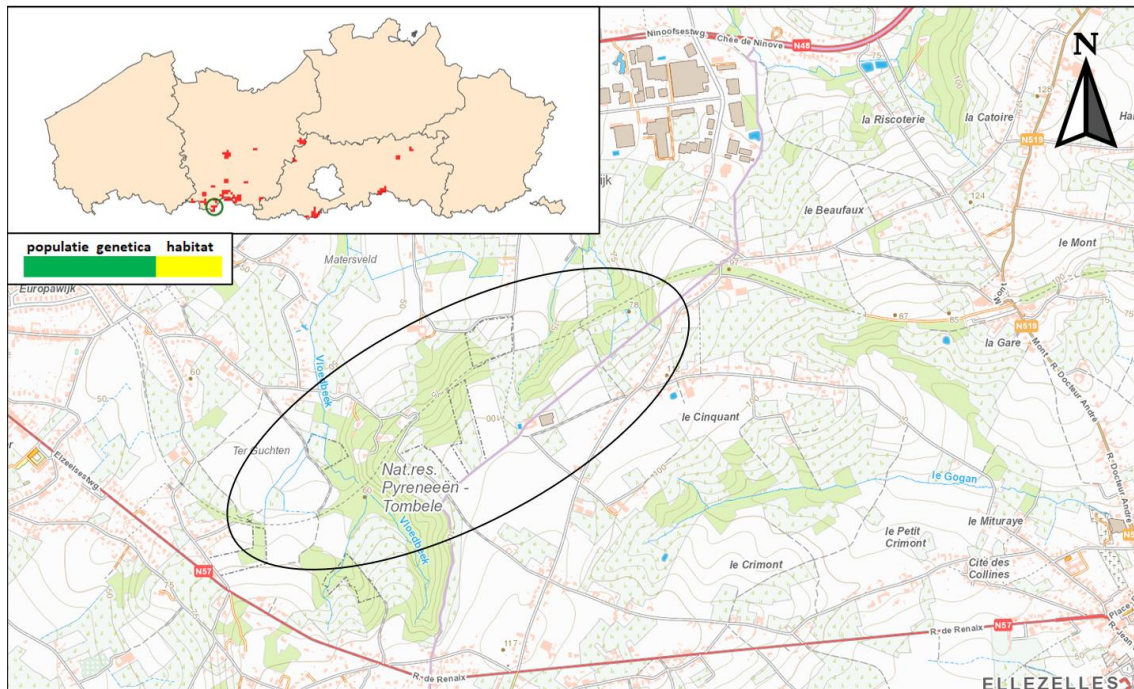
**Knelpunten:** tekort aan water, beperkt habitat, ongeschikt habitat.

**Actueel beheer:** Niet bepaald.

**Aanbevelingen:** prioritair is het versterken van verbinding van dit fragment met de naastgelegen bosfragmenten samengaan met de creatie van waterhabitat om de densiteit op te krikken.



### 3.2.3.26 Pyreneeën/Ter Guchten (PYR)



**Beheerder:** Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** 45 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

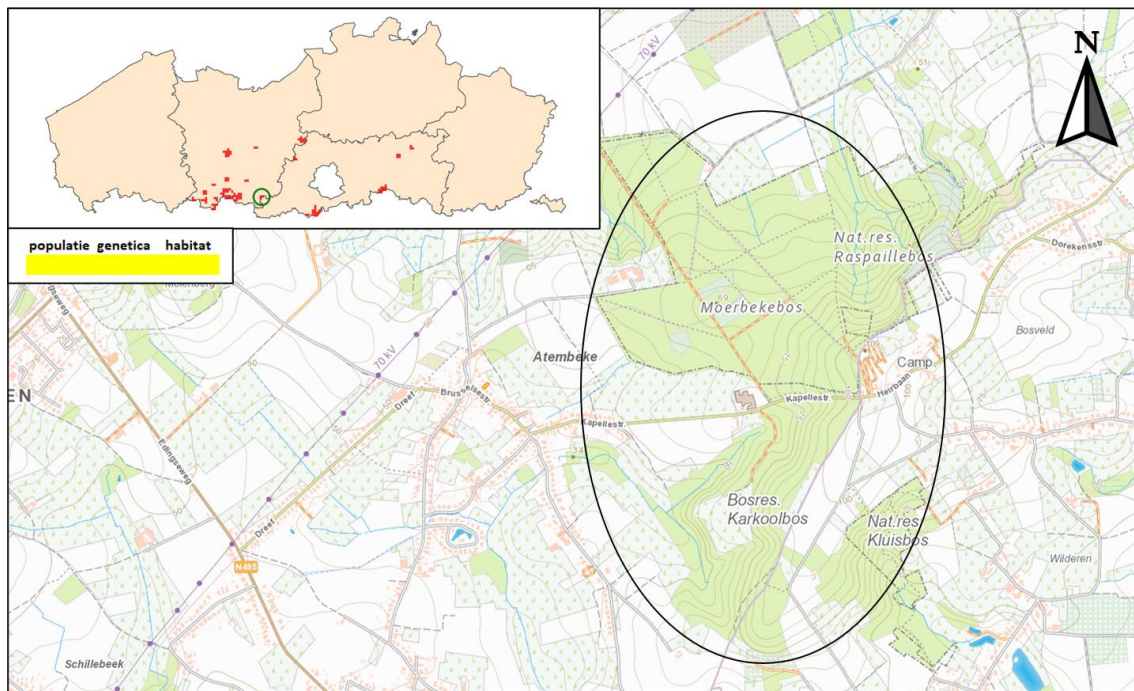
**Landschapsschaal:** versnipperde bosfragmenten verbonden door een verboste voormalige spoorweg. De spoorweg functioneert als boscorridor. Door de beperkte grootte van de individuele bossen hebben invloeden van buitenaf een groot effect. Uitbreiding en optimalisatie van de fragmenten is nodig om de deelpopulaties te behouden.

**Knelpunten:** inspoeling, verdroging, fragmentatie.

**Actueel beheer:** aanleggen van bospoelen, omvorming van bos.

**Aanbevelingen:** waterhabitat realiseren in elk van de fragmenten om lokaal uitsterven te voorkomen. Bosuitbreiding en robuuste verbindingen zullen nodig zijn op lange termijn.

### 3.2.3.27 Raspaillebos/Karkoolbos/Moerbekebos (RAS)



**Beheerder:** ANB, Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** 144.3 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

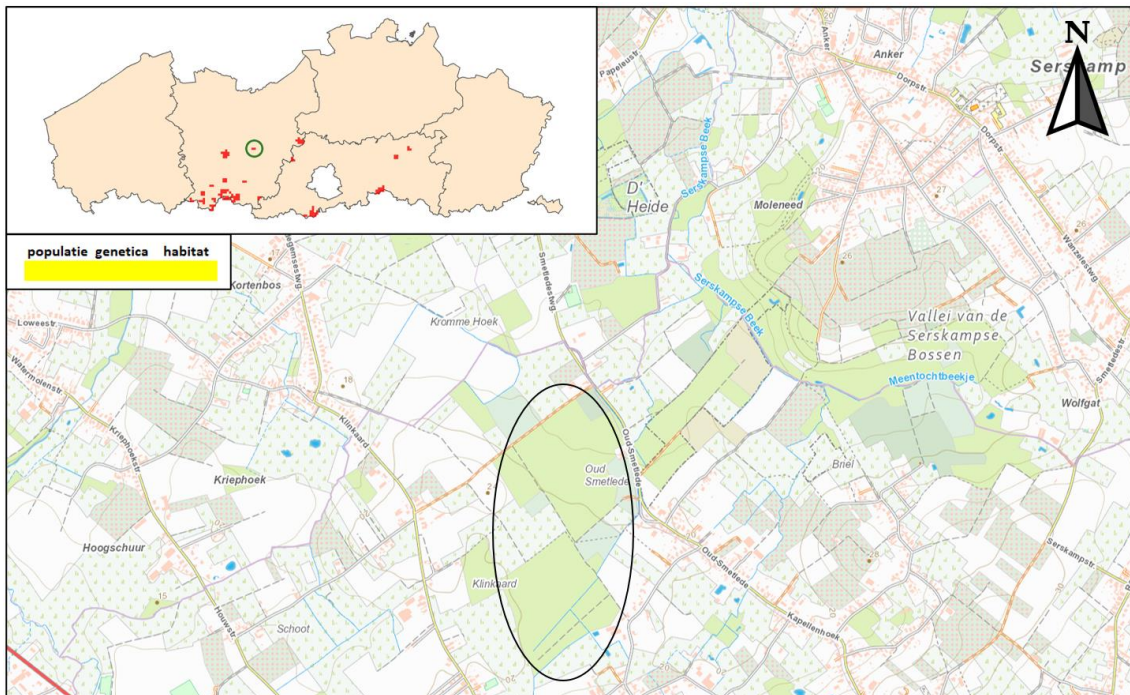
**Landschapsschaal:** deze populatie ligt sterk geïsoleerd t.o.v. de andere populaties in de oostelijke Vlaamse Ardennen. Binnen het boscomplex lijkt de populatie zich enkel in het noordoostelijke deel op te houden (Raspaillebos). Versterking hiervan en stapstenen om kolonisatie van de rest van het bosgebied mogelijk te maken is prioritair.

**Knelpunten:** beperkte beschikbaarheid waterhabitat, weginfrastructuur (Kapellenstraat/Heirbaan).

**Actueel beheer:** aanleggen en beheren van bijkomende bospoeltjes in de bronzones van de beken.

**Aanbevelingen:** waar mogelijk bospoelen aanleggen om de densiteiten te verhogen en kolonisatie van het volledige bosgebied mogelijk te maken.

### 3.2.3.28 Smetledebos (SME)



**Beheerder:** ANB

**Oppervlakte:** 49 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

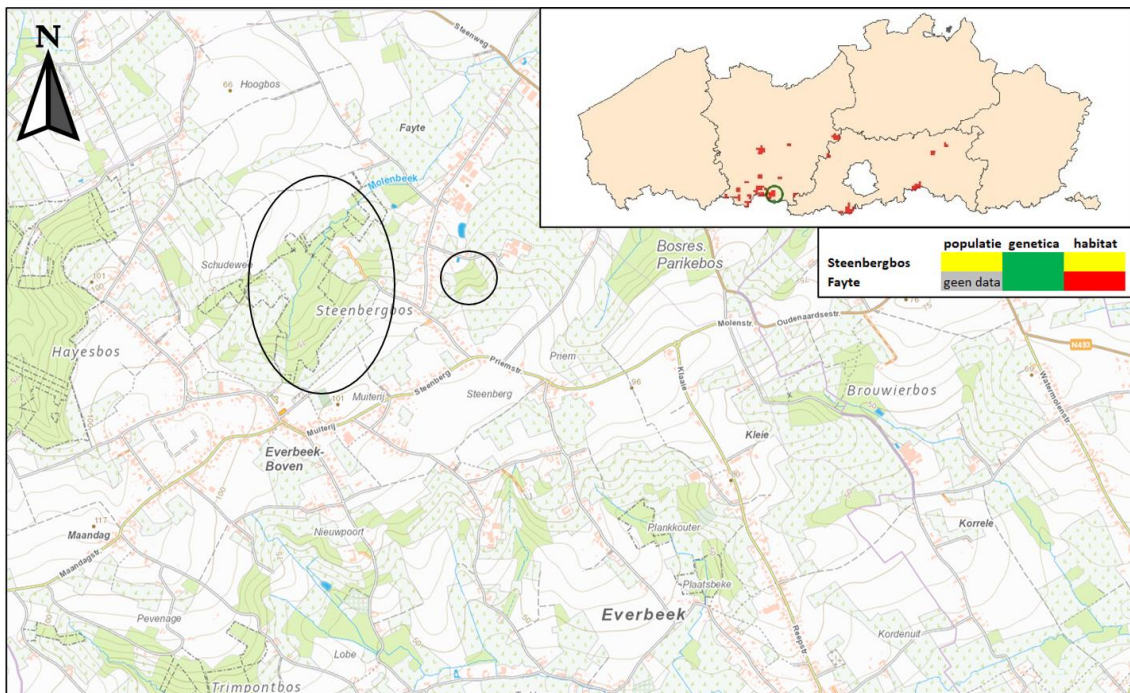
**Landschapsschaal:** deze populatie ligt sterk geïsoleerd t.o.v. de andere Oost-Vlaamse populaties. Versterking hiervan en stapstenen richting de rest van de Serskampse bossen is nodig.

**Knelpunten:** landhabitat niet in het gehele bos even geschikt (naaldbos), instroom van vervuild water, beperkte aanwezigheid waterhabitat.

**Actueel beheer:** vergroten van de bestaande waterhabitats om langer water te houden.

**Aanbevelingen:** geleidelijke omvorming van het bos tot geschikt landhabitat, aanleg van bospoelen in beide bosdelen en richting de valleij.

### 3.2.3.29 Steenbergbos (STE) en Fayte (FAY)



**Beheerder:** Natuurpunt, privé.

**Oppervlakte:** Steenbergbos 19.5 ha (linkse ellips), Fayte 1.5 ha (rechtse ellips).

**Beschermingsstatus:** Steenbergbos binnen SBZ. Fayte buiten SBZ.

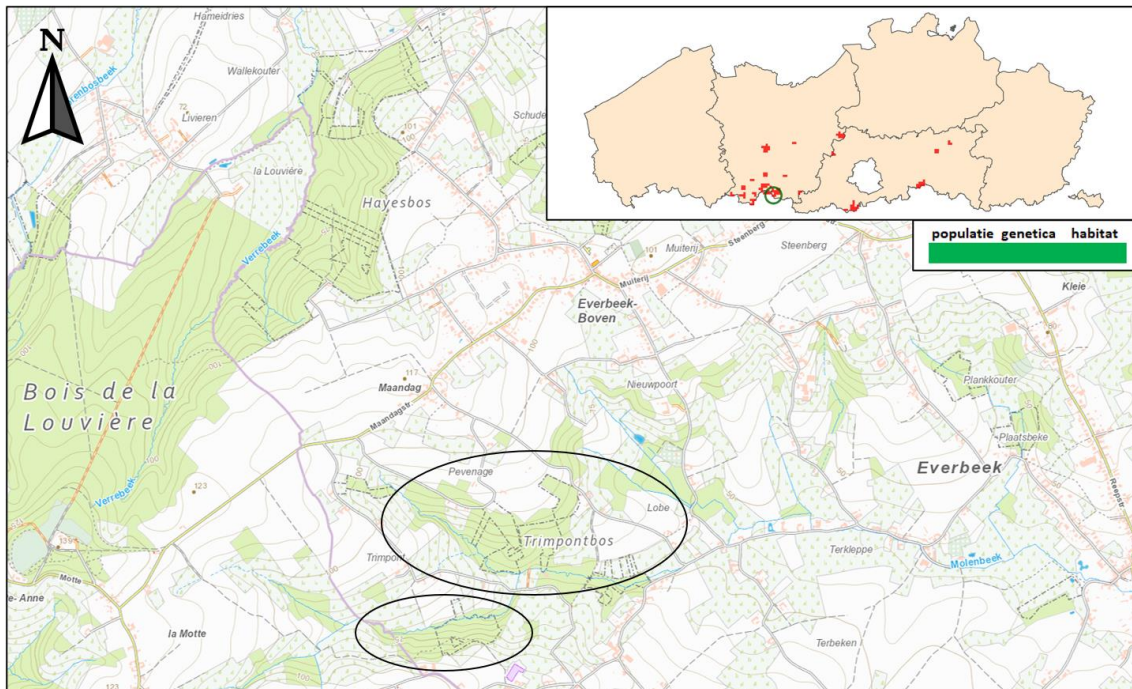
**Landschapsschaal:** het Steenbergbos en Fayte behoren beide tot de versnipperde bosfragmenten in het zuidoosten van Brakel. In vele van deze fragmenten komt vuursalamander voor, maar nog niet alle fragmenten zijn goed onderzocht. Op termijn dient naar versterking van verbinding tussen deze relicten toe gewerkt te worden.

**Knelpunten:** verdroging (Steenbergbos) en beperkt habitat (Fayte).

**Actueel beheer:** nulbeheer, geleiding aanbrengen.

**Aanbevelingen:** waterproblematiek aanpakken m.b.v. stuwen en aanleggen bospoelen. Fayte: versterken (waterhabitat) en via bosaanplant verbinden met het Steenbergbos (en het Hayesbos) en/of het Parikebos.

### 3.2.3.30 Trimpont (TRI) en Kapellenbos/Terkleppebeek (KAP)



**Beheerder:** Natuurpunt, privé

**Oppervlakte:** Trimpont 27.5 ha, Kapellenbos 7.9 ha.

**Beschermingsstatus:** binnen SBZ.

**Landschapsschaal:** verbinding via landhabitat voor beide bossen op korte termijn verbeteren. Verbinding naar de versnipperde bosfragmenten ten oosten en het Hayesbos/Bois de la Louvière westwaarts op lange termijn te realiseren.

**Knelpunten:** verdroging, erosie.

**Actueel beheer:** nulbeheer, geleiding aanbrengen, bronzone Trimpontbos verbeteren.

**Aanbevelingen:** reeds veel aandacht voor de soort, vinger aan de pols houden met name voor het waterhabitat. Waar mogelijk meer waterhabitat en verbindingen realiseren.

### 3.2.3.31 Recent ontdekte populaties

We (her)bevestigden vier populaties binnen de voorliggende studie. De status wordt kort beschreven en is gebaseerd op telkens één terreinbezoek. Vermoed wordt dat er binnen het Vlaamse verspreidingsgebied nog meer onontdekte/te bevestigen populaties voorkomen (zie box onder 1.2.3).

#### **Begijnenbos – Dworp (27 ha)**

populatie	genetica	habitat
	geen data	

Waterhabitat is gelimiteerd tot één enkele bron die in het begijnenbos ontspringt. Na enkele tientallen meters verlaat de beek het bos. De populatie is klein en komt enkel lokaal rond de bron voor. Verschillende larven en adulten zijn bij geschikt weer gevonden. Bijkomend waterhabitat binnen het bos is noodzakelijk om de populatie te behouden en te laten uitbreiden. Uitbreiding van de populatie binnen het Begijnenbos met mogelijke verbinding met het provinciedomein Huizingen, waar zich geschikt habitat bevindt, is prioritair. Verbinding met het Hallerbos kan op lange termijn beoogd worden (zie ook Lambrechts et al. 2011).

#### **Vlasmarkt (Hallerbos) – Halle (32 ha)**

populatie	genetica	habitat
geen data	geen data	

Deze populatie bevindt zich ten westen van de R0. In het voorjaar van 2022 zijn enkele larven en één adult gevonden. De populatie lijkt klein, maar bijkomende veldbezoeken zijn nodig. Genetische verbinding met het Hallerbos is waarschijnlijk via de afwateringskanalen die onder de ring lopen. De ecotunnel onder de R0 is erg droog en ligt niet in de buurt van de populatie. Waterhabitat is sterk gelimiteerd in dit kleine bosfragment. Bospoelen en stuwen zullen de populatie ten goede komen. Het geplande ecoduct kan, mits doordachte inrichting, positief zijn voor deze populatie

#### **Bouvelobos - Wortegem-Petegem (35 ha)**

populatie	genetica	habitat
geen data	geen data	geen data

Enkele historische waarnemingen van adulten en larven waren beschikbaar. In kader van de voorliggende studie zijn in 2022 larven gevonden. Dit geïsoleerde bos in privé-eigendom lijkt grotendeels uit geschikt habitat te bestaan. Waterbeschikbaarheid doorheen het seizoen is niet bekend. Bijkomende terreinbezoeken zijn nodig om de populatie en habitatcriteria voor deze populatie te bepalen. Vooral nog lijkt het om een (zeer) kleine populatie te gaan. Deze ligt buiten het gekende verspreidingsgebied van de soort. In tegenstelling tot de populaties van de Vlaamse Ardennen, die zich langs de rechteroever van de Schelde bevinden, ligt het Bouvelobos aan de linkeroever.

#### **Zevenbronnen – Sint-Genesius-Rode (1 ha)**

populatie	genetica	habitat
geen data	geen data	

De landhabitat van deze populatie bevindt zich quasi volledig in het Waals gewest, terwijl de waterhabitat zich in Vlaanderen bevindt. De populatie was oorspronkelijk vermoedelijk een deel

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

van die van het Hallerbos. Omwille van de zeer beperkte aanwezigheid van waterhabitat wordt verondersteld dat deze populatie zich in een precare toestand bevindt. Bijkomende inventarisaties zijn nodig om beheeradvies te kunnen formuleren.

### 3.3 TRANSLOCATIEPLAN

Translocaties zijn maatwerk. In dit onderdeel wordt een methodiek uitgewerkt om het behalen van vooropgestelde translocatiedoelen zo kansrijk mogelijk te maken. Het is weliswaar niet mogelijk een gedetailleerde en kwantitatieve standaardmethodiek uit te werken die zonder meer in elke situatie toepasbaar is. Translocaties zijn te complex om te worden herleid tot een eenvoudig standaardprotocol. Het is daarom belangrijk bij elke case de nodige experts in te schakelen voor strategie en opvolging.

#### 3.3.1 Translocatie in verschillende contexten

Verschiedende doelstellingen kunnen aanleiding geven tot het uitvoeren van translocaties. We gebruiken de term hier zoals gedefinieerd door Mergeay & Verbist (2021): als een verzamelnaam voor bijplaatsingen (waar dieren worden toegevoegd aan bestaande populaties) en (geassisteerde) herintroducties (waar dieren worden uitgezet in 'lege' leefgebieden). Met herintroductie wordt het introduceren van individuen op een plaats binnen het historisch areaal van de soort, waar geen (meta)populatie meer aanwezig is, bedoeld. Daarnaast is er nog 'geassisteerde herkolonisatie' binnen een bestaande metapopulatie, waarbij individuen van een deelpopulatie naar niet lange bezet leefgebied verplaatst worden. Tenslotte kan het nodig zijn om populaties genetisch te versterken door individuen van een andere populatie toe te voegen (bijplaatsing). Een bijplaatsing is enkel een optie als genenuitwisseling met omliggende populaties niet mogelijk is of verbindingen niet kunnen gecreëerd worden. Omdat we translocatie enkel beogen binnen het historisch areaal, is zuivere introductie (geassisteerde kolonisatie buiten het historische areaal) hier niet van toepassing. Voor elke translocatie dient er een opvolgingsprogramma te zijn (Mergeay & Verbiest 2021) dat zowel een monitoring in het veld als een genetische opvolging omvat gedurende meerdere generaties.

We onderscheiden vier motieven om tot translocaties van vuursalamanders in Vlaanderen over te gaan. Hybridevormen zijn mogelijk, afhankelijk van de situatie. Vooraleer tot translocatie kan worden overgegaan, dient een translocatie-aanvraag ingevuld te worden, doorgestuurd aan de afdeling Adviezen, Vergunningen, Erkenningen en Subsidies (AVES) van het Agentschap Natuur en Bos en goedgekeurd te worden.

##### 1. *Translocaties in geval van uitbraak van Bsal in Vlaanderen*

De dreiging van de salamanderetende schimmel Bsal is reëel en ernstig (1.2.7). In geval van een Vlaamse uitbraak is er nood aan duidelijke maatregelen. Een internationale review over mitigatiemogelijkheden met betrekking tot Bsal benadrukt dat actie dient te worden ondernomen vóór uitbraak van de schimmel (Thomas et al. 2019). Enkel hoog-efficiënte ingrepen kunnen een gunstig resultaat leveren. Aandacht voor preventie blijft cruciaal, waaronder het rigoreus toepassen van de biosafety protocols en het beperken van menselijke toegang tot vuursalamanderhabitats. Er is geen bewijs voor het ontwikkelen van immuniteit voor Bsal bij inheemse salamandersoorten en door het bestaan van duurstadia van Bsal (ingekapselde sporen) en de aanwezigheid van inheemse salamandersoorten die een blijvend reservoir voor Bsal vormen, is de kans op herintroductie van vuursalamanders in uitbraaksites onwaarschijnlijk, wat pleit voor het onderzoeken van de opties voor het verplaatsen van geïmpacteerd populaties. Na de Bsal-uitbraak in Nederland werden de resterende overlevende



dieren ingezameld, behandeld tegen Bsal en in gevangenschap gehouden. Ruim tien jaar later is Bsal nog steeds aanwezig in de uitbraaksite. Zicht op het terugplaatsen van de ingezamelde dieren op korte of middellange termijn is er daardoor niet.

Om in Vlaanderen een vergelijkbaar traject van langdurig houden van dieren in gevangenschap te vermijden, kunnen in geval van uitbraak ingezamelde gezonde dieren van de uitbraaksite getransloceerd worden naar een Bsal-vrij geschikt leefgebied waar de soort voordien ontbreekt. Hiervoor dient te worden gezocht naar geschikte doellocaties. Dit zijn bosgebieden die voldoen aan de habitatgeschiktheidscriteria (zie 3.3.4). Ook voormalige leefgebieden (zie verder) kunnen hiervoor in aanmerking komen. De eerste stap bij uitbraak is hiertoe een maximaal aantal dieren inzamelen, ongeacht hun besmettingsstatus (of indien nodig zo snel mogelijk besmette populaties te isoleren). Gezien de hoog virulente aard van Bsal zou zelfs een hoog-efficiënte in situ behandeling van besmette dieren de neergang van de populatie slechts vertragen en de kans op overdracht naar andere populaties vergroten (Canessa et al. 2018). De ingezamelde dieren worden behandeld tegen chytrid, ongeacht hun ziektebeeld.

Aangezien bij uitbraak vermoedelijke grote mortaliteit onder adulte vuursalamanders zal optreden in de uitbraaksite, zal de kwantiteit aan dieren die kan worden verplaatst naar alle waarschijnlijkheid te gering zijn om succesvol een populatie in de doellocatie te stichten. Om de kwantiteit aan uitzetbare dieren op te drijven is het daarom aan te raden een (in de tijd beperkte) ex situ kweek ter ondersteuning van de uitzet in te lassen. Aangezien het ontsmetten van (potentieel) zieke dieren tijd en geld kost alsook niet zonder gevaar is, valt te overwegen de verloren gegane populatie uitsluitend met dieren van ziektevrije locaties te compenseren. Ook in functie van voldoende hoge genetische diversiteit in de te stichten populatie is het niet wenselijk enkel met dieren uit de uitbraaksite te werken.

Om de Bsal-aanwezigheid in de uitbraaksite te beheersen, is het ook van belang aandacht te schenken aan andere potentiële reservoirs van Bsal, met name andere salamandersoorten. De aanwezigheid van Bsal in watersalamanders moet daarom onderzocht worden. Wegvangen van watersalamanders, hoewel praktisch vaak moeilijk haalbaar, dient te worden overwogen om de aanwezigheid en verdere verspreiding van Bsal te beperken.

De toegankelijkheid tot de uitbraaksites wordt bij voorkeur sterk aan banden gelegd, inclusief strikte toepassing van het hygiëneprotocol. Waar het federaal actieplan voorziet in stopzetten van afwijkingen op het Soortenbesluit, gaat passieve verspreiding van Bsal ook via argeloze recreanten en andere bosgebruikers.

## 2. Herintroductie in voormalige leefgebieden

In de laatste halve eeuw gingen verschillende populaties verloren of werden geen recente gegevens verzameld sinds De Fonseca (1979) (zie ook 1.2.3), die we hieronder tentatief aan een van beide categorieën toekennen. De meeste van deze bossen werden (weliswaar doorgaans enkel overdag op aanwezigheid van larven) onderzocht door Jacobs (2008) en beoordeeld naar habitatgeschiktheid. Sommige bossen zijn (erg) klein en waarnemingen betreffen daarom mogelijk slechts zwervende individuen uit naburige populaties, zonder plaatselijke voortplanting.

Uitgestorven:

- Bos t' Ename (Oudenaarde)
- Heuvelland
- Koppenbergbos Noord (Oudenaarde)





- Voerstreek
- Vlaams deel van het Zoniënwoud, onderzocht door Lambrechts et al. (2011) en binnen de huidige studie

Geen gegevens na 1978 (tenzij recenter jaartal vermeld):

- Bosfragmenten in het noorden van Ronse (Bois Joly, Hemelberg)
- Feelbos (Kluisbergen)
- Fonteinbos & Beiaardbos (Kluisbergen; onderzocht binnen de huidige studie)
- Grote Buizemont (Geraardsbergen; onderzocht binnen de huidige studie)
- Kleinere potentiële leefgebieden in de periferie van de populatie van Sint-Blasius-Boekel (Zwalm): Perlinckmolen (1999) en Vissegem (2007)
- Louise-Marie (Maarkedal)
- Nieuwenhove (Geraardsbergen)

Gezien de geïsoleerde ligging van sommige voormalige populaties vormen deze in de Vlaamse context belangrijke onderdelen van het (voormalige) Vlaamse areaal (bv. Heuvelland, Voerstreek). Voor de bossen waarvan onzeker is of de populatie effectief is uitgestorven, dient te worden nagegaan of er nog dieren aanwezig zijn. Dit kan door klassieke surveys ('s nachts met zaklamp zoeken naar adulten en larven, scheppen van larven, ...) of door eDNA-bemonstering.

Indien translocatie in voormalige leefgebieden wenselijk is, dienen de habitatgeschiktheidscriteria (zie verder) gescoord te worden en dient ook hier een translocatie-aanvraag ingediend en goedgekeurd te worden voordat tot effectieve translocatie wordt overgegaan.

### *3. Bijplaatsing in populaties met lage genetische diversiteit*

Populaties die in het voorliggende onderzoek als laag-divers inzake genetische diversiteit worden aangeduid (2.2), kunnen worden aangerijkt door het bijplaatsen van (een mengeling van) dieren uit andere populaties. Dit is vooral een optie voor die populaties waar de habitat qua oppervlakte en kwaliteit toereikend is en genenuitwisseling met omliggende populaties niet mogelijk/realiseerbaar is. Aangezien dit echter in de bewuste populaties niet het geval is, dient er habitattherstel en/of -uitbreiding te gebeuren alvorens er aan bijplaatsing gedacht kan worden. Populaties waarop bijplaatsing potentieel van toepassing is zijn behandeld onder de prioriteringsoefening (3.2.2) en de site-specifieke richtlijnen (3.2.3).

### *4. Geassisteerde herkolonisatie*

In sommige grotere bosgebieden/complexen is het niet mogelijk voor vuursalamanders om op natuurlijke wijze een metapopulatie te ontwikkelen en worden delen van het potentiële (lokale) leefgebied niet gebruikt door de soort. Deze problematiek kan zich historisch ontwikkeld hebben door het uitsterven van deelpopulaties, resulterend in kleine relictpopulaties die niet voldoende dispersie en/of migratie vertonen om het voormalig leefgebied te herkoloniseren. Hierbij dient de habitat grondig geanalyseerd te worden om uit te sluiten dat het uitblijven van kolonisatie te wijten is aan de kwaliteit van de habitat en om na te gaan dat de historische knelpunten die tot (lokale) extinctie geleid hebben opgeheven zijn. Translocatie mag in geen geval worden uitgevoerd naar ongeschikte leefgebieden.

Voorbeelden van gebieden waar, na aanvullend onderzoek, potentieel voor geassisteerde herkolonisatie zou kunnen gekozen worden zijn het Meerdaalwoud en het Zoniënwoud (zie van Doorn 2021). Ook hier dient echter eerst de geschiktheid van de leefgebieden onder de loupe



te worden genomen. Zo kampen beide populaties onder meer met een gebrek aan geschikte waterhabitats. Dit dient te worden aangepakt via leefgebiedherstel.

### 3.3.2 Bronlocaties

De keuze van de bronpopulaties hangt sterk af van het translocatietype. Voor elk van de vier translocatie-opties bespreken we enkele richtlijnen naar de keuze van bronpopulaties toe. Bij elke afweging primeert genetische diversiteit van de mogelijke bronpopulatie(s) op de afstand tot het doelgebied. De kans op uitkruising wordt binnen de Vlaamse context (erg) laag ingeschat, door het beperkte areaal en de grote overeenkomsten in habitat binnen het areaal. Daarnaast is er geografische spreiding in het voorkomen van genetisch gezonde populaties, waardoor er geen nood is aan het selecteren van bronpopulaties die ver van de doellocaties liggen.

#### *Bsal-uitbraak*

In geval van uitbraak in een populatie met een hoge genetische diversiteit en als er voldoende dieren kunnen verzameld worden, zijn bijkomende bronpopulaties voor translocatie niet nodig. In geval van een lage genetische diversiteit, kan worden overwogen genen uit andere Vlaamse populaties in te mengen volgens de voorwaarden hieronder opgesteld voor genetische bijplaatsingen. Het aantal dieren dat na uitbraak kan gevonden worden is vaak echter laag.

#### *Herintroductie*

Mogelijke bronpopulaties voor herintroducties dienen gekozen te worden uit de genetisch meest diverse Vlaamse populaties en bij voorkeur uit deelgebieden met gekende hoge dichtheden. Uit deze studie blijkt dat de volgende populaties de hoogste genetische diversiteit bevatten: Hallerbos, Kapellenbos - Trimont, Pyreneeën Ter Guchten, Brakelbos, Hayesbos, Buggenhoutbos, Bos Terriest, Hoog Deurne, 't Burreken - Ganzenberg, Steenbergbos en Parikebos. Bepaalde deelpopulaties die deel uitmaken van de metapopulatie in de oostelijke Vlaamse Ardennen vertonen ook een hoge gendiversiteit, maar situeren zich in kleine bosfragmenten. Deze worden daarom best ontzien als bronpopulaties voor herintroducties. Daarnaast zijn er nog populaties die een vrij hoge genetische diversiteit vertonen en die (gedeeltelijk) als mogelijke bronpopulatie kunnen dienen. Individuen afkomstig van verschillende bronpopulaties kunnen ook samen als stichterpopulatie fungeren. Bij herintroductie is het aan te raden de genetische diversiteit op de doellocatie te maximaliseren door dieren van minstens drie verschillende bronpopulaties samen te plaatsen.

#### *Bijplaatsing*

De Vlaamse vuursalamanderpopulaties maken fylogenetisch en biogeografisch allemaal deel uit van eenzelfde clade (genetische groep) waarbij outbreeding zo goed als zeker geen gevaar vormt. Bij voorkeur worden genen van verschillende bronpopulaties ingebracht. De genetische diversiteit van de bronpopulaties moet hoger zijn, en best zo hoog mogelijk, dan deze van de doelpopulatie. Maximaal 50% van de allelen na bijplaatsing (en dus kruising) mogen immigrantenallelen zijn (Frankham, 2015) om het genetisch overspoelen van de doelpopulatie te vermijden.

#### *Geassisteerde herkolonisatie*

Voor geassisteerde herkolonisatie zijn dieren uit de nog aanwezige deelpopulaties binnen de metapopulatie het meest geschikt als bronpopulaties, gesteld dat deze een voldoende hoge genetische diversiteit bevatten. Daarbij is het ook mogelijk om individuen van meerdere deelpopulaties te gebruiken om op die manier de variatie te verhogen.



### 3.3.3 Kweek en uitzet

We geven twee mogelijke pistes van aanpak weer voor het stichten en ontwikkelen van robuuste, nieuwe vuursalamanderpopulaties.

#### 3.3.3.1 Ex situ kweek

Mergeay et al. (2015) leverden reeds advies over de opzet van een ex situ kweek van vuursalamander. Inmiddels is de context echter gewijzigd. Waar INBO toendertijd nog geen ervaring had met het kweken van amfibieën, is dat anno 2024 duidelijk anders, met kweekactiviteiten rond kamsalamander, vroedmeesterpad, knoflookpad, rugstreppad en, in het kader van deze studie, vuursalamander. Daarnaast is ook de infrastructuur in het Onderzoekscentrum voor Aquatische Fauna van het INBO te Linkebeek de laatste jaren aangepast en uitgebreid voor een kwantitatieve en kwalitatieve kweek van amfibieën met faciliteiten voor begeleidend en ondersteunend onderzoek.

Vuursalamanders zijn in gevangenschap vrij eenvoudig te kweken. Doordat het K-strategen zijn (lange levensduur, geringe reproductieve output per jaar en een langzame groei) is het echter niet eenvoudig snel grote aantallen dieren te produceren. Daarom kan een kweek (in ruime zin) verschillende vormen aannemen. De praktische aspecten van het houden en kweken van vuursalamanders worden uitvoerig beschreven in Bogaerts et al. (2021). Uitzet van dieren gebeurt in alle omstandigheden enkel na screening voor pathogenen.

#### *Headstarting*

Jonge larven kunnen in het wild worden ingezameld vanaf de herfst tot de lente. Efficiënter is echter gravide vrouwtjes uit de bronpopulatie (al dan niet tijdelijk, afhankelijk van Bsal-context of niet) te verzamelen, om zo makkelijk een groter aantal larven (+/- 30 larven per gravide vrouw) te bekomen, met minimale impact op de bronpopulatie. Dit kan best gebeuren van oktober tot maart. In gevangenschap kunnen de larven ad libitum gevoed worden, zodat de groei snel verloopt en larvale sterfte en kannibalisme tot een minimum wordt beperkt. Best worden oude larven of gemetamorfoseerde juvenielen uitgezet, om de fase met hogere mortaliteit tijdens de larvale groei op te vangen.

#### *Ex situ kweek*

Volwassen, in het wild verzamelde, vuursalamanders (bij voorkeur van minstens drie verschillende bronpopulaties) kunnen tot voortplanten worden gebracht in gevangenschap. De daaruit resulterende larven worden opgekweekt naar analogie met het headstartingverloop (zie hoger). Inzamelen kan best gebeuren in de maanden september en oktober en dient te worden gevolgd door ontsmetting en quarantaine met betrekking tot ziektes.

In het Onderzoekscentrum voor Aquatische Fauna van het INBO te Linkebeek is binnen het kader van de voorliggende studie een testkweek uitgevoerd met zes adulte vuursalamanders (drie vrouwtjes en drie mannetjes) verzameld in het Kapellenbos in het najaar van 2020. Hierna werden ze onderzocht op amfibieënziekten door Wildlife Health Ghent (Universiteit Gent). De adulte dieren zijn gedurende de volledige periode gehuisvest in een binnenterrarium. De drie vrouwtjes waren gravide bij aankomst en hebben enkele maanden later, in het voorjaar van 2021, succesvol larven afgezet. In 2022 werden door twee van de drie vrouwtjes opnieuw larven afgezet (**Figuur 97**), duidend op succesvolle voortplanting en een goede conditie van de ouderdieren in gevangenschap. De larven uit 2021 zijn in het onderzoekscentrum opgekweekt tot juvenielen en vertoonden een snelle groei.





**Figuur 97** Binnenterrarium voor vuursalamanderkweek. De larven van een in gevangenschap bevrucht vrouwtje zijn afgezet in de waterbak (en worden vervolgens verhuisd naar een groter aquarium). Op deze manier kunnen relatief grote aantallen larven gekweekt worden conform de huisvestings- en hygiëneprotocollen.

### *Uitzet*

We raden aan om zowel met juveniele als larvale levensstadia te werken via een ex-situ kweek. In het geval van een Bsal-infectie is het niet waarschijnlijk dat er voldoende adulten in de geïnfecteerde populatie over zijn om tot een succesvolle translocatie van adulten over te gaan. Het voordeel van juvenielen is dat deze het gevoelige metamorfosestadium reeds hebben doorgemaakt en de overleving groter is. Het nadeel is dat er mogelijk minder binding is met de waterhabitat en de kans op dispersie uit het doelgebied groter kan zijn. Werken met larven is minder arbeidsintensief, maar geeft een grotere onzekerheid over de overleving tot juveniel. Door op beide stadia in te zetten worden de voordelen van beide ten volle benut en de kans op een succesvolle translocatie verhoogd.

Vuursalamanders worden geslachtsrijp na drie tot vijf jaar. Voor de opbouw van een duurzame populatie is het raadzaam jaarlijks gedurende minstens vijf opeenvolgende jaren larven en juvenielen uit te zetten. Zo wordt getracht een natuurlijke leeftijdsopbouw te ontwikkelen die de beste kansen biedt voor robuuste voortplanting onder (van jaar tot jaar) variërende omstandigheden (met name temperatuur en neerslag).

Het kwalitatieve aspect van een uitzet is beschreven onder het onderdeel bronlocaties. Het kwantitatieve aspect van een uitzet is contextafhankelijk. Voor genetische bijplaatsingen wordt een lager aantal dieren uitgezet dan voor een herintroductie waarbij rekening gehouden wordt met de effectieve grootte en genetische variatie van de doelpopulatie (Frankham, 2015). Het aantal larven dat uitgezet kan worden is daarnaast afhankelijk van de kwaliteit en kwantiteit van de waterhabitat in het beoogde leefgebied. Op basis van de kweekresultaten in het onderzoekscentrum en de ecologie van de soort in Vlaanderen wordt een grote kans op succes

verwacht bij het transloceren van 500-1000 larven/juvenielen per jaar voor herintroducties en geassisteerde herkoloniserings en 100-200 larven/juvenielen per jaar voor genetische bijplaatsingen. Deze dieren kunnen binnen het jaar (na geboorte) uitgezet worden. 1000 larven/juvenielen vereist een maximum van ongeveer 40 vrouwelijke ouderdieren en een gelijkaardig aantal aan mannetjes. De benodigde aantallen zijn slechts indicatief en kunnen variëren naargelang de keuze tussen headstarting of ex situ kweek. Het succes van de translocatie zal naast kwalitatieve en kwantitatieve aspecten in grote mate afhangen van de kwaliteit van het leefgebied. Voorafgaand aan de uitzet dienen de kweekdieren opnieuw te worden gescreend op ziektes.

### 3.3.3.2 In situ kweek

Hoewel een ex situ kweek toelaat een maximaal gerichte en kwantitatieve opvolging van de aantallen dieren en de genetica te verrichten, is dergelijke kweek vrij complex, arbeidsintensief en relatief duur. Daarom kan overwogen worden de populatieopbouw reeds vroeger te trachten te realiseren in de doelsite. Dit kan door middel van een zogeheten “soft release”, waarbij de uit te zetten levensstadia in eerste instantie worden ingebracht in de doellocatie binnen een deels of volledig afgesloten enclosure. Zo kan verlies van dieren door random dispersie in de eerste fase na uitzet worden beperkt. De dieren worden zo als het ware gedwongen te aarden in een deelzone van de doellocatie. Belangrijke te overwegen aspecten worden hieronder besproken.

#### *Uit te zetten levensstadia en aantallen*

Gezien de relatief hoge mortaliteit van vuursalamanderlarven, kan het uitzetten van larven slechts worden overwogen indien voldoende grote aantallen larven kunnen worden ingezameld. Veelal is dit niet eenvoudig. Bovendien dient te worden vermeden dat de stichtende dieren te nauw aan elkaar verwant zijn (broers en zussen) om voldoende genetische diversiteit in de nieuwe populatie te bekomen. Tenslotte betekent het uitzetten van larven dat het minstens vijf jaar duurt voordat de uitgezette dieren zelf tot voortplanting kunnen overgaan.

Aangezien er in Vlaanderen nog voldoende populaties aanwezig zijn die zowel genetisch divers als individuenrijk zijn, is het mogelijk zonder noemenswaardige impact op de bronpopulaties meerdere tientallen adulte vuursalamanders in te zamelen en te transloceren. In tegenstelling tot larven, is de jaarlijkse mortaliteit van adulte vuursalamanders laag. Daarom volstaat het gedurende een generatie (vijf jaar) een honderdtal adulte dieren uit te zetten (min. 20 per jaar). Hoewel dit aantal in één keer uitzetten sneller tot een hoge reproductieve output kan leiden, is enige vorm van risicospreiding in het uitzetten aan te raden. Ook spreidt dit de (weliswaar lage) druk op de bronpopulaties. Het gros van de uitgezette dieren zal onder normale omstandigheden ook na de periode van vijf jaar nog meerdere jaren bijdragen aan de voortplanting.

#### *Timing*

Larven kunnen worden uitgezet wanneer ze in het wild beschikbaar zijn (veelal talrijkst februari-maart). Adulte salamanders kunnen best worden ingezameld in de vroege herfst (september-oktober), even veel mannen als vrouwen. Indien selectief vrouwtjes die reeds drachtig zijn kunnen gevangen worden, kan dit de populatie-opbouw via snellere larvenafzet bespoedigen.



### *Selectie uitzetzone*

De grootte van de uitzetzone (enclosure) hangt samen met het aantal beschikbare dieren en het gekozen levensstadium (zie hoger). Een minimale grootte van 500 m<sup>2</sup> wordt vooropgesteld als vuistregel. De kwaliteit van deze zone is cruciaal. Alle noodzakelijke functies voor alle levensstadia moeten binnen deze zone beschikbaar zijn (zie 3.3.4). Best wordt hierbij advies ingewonnen bij experts.

### *Aard en duur van enclosure*

Het materiaal van de afsluiting dient te worden gekozen in functie van stevigheid en duurzaamheid. Er kan worden gekozen voor een gesloten of halfopen afsluiting. Een gesloten afsluiting laat de beste opvolging toe van de uitgezette populatie, maar soms kan het terrein enkel een gedeeltelijke afsluiting accommoderen.

Indien gewerkt wordt met adulte vuursalamanders stellen we voor de afsluiting te laten staan tot minstens anderhalf jaar na uitzet.

### *In situ niet altijd mogelijk*

In situ kweek is bovenal te overwegen in situaties waar bospoelen of andere eerder vlak- dan lijnvormige potentiële larvale habitats beschikbaar zijn. Het is namelijk veel eenvoudiger een enclosure op te stellen rondom een poel dan langs (en dwars door) een bosbeek. Indien bospoelen ontbreken in de doelllocatie, kan worden overwogen meerdere (ten behoeve van risicospreiding, cf. habitatgeschiktheidscriteria) aan te leggen. Dit komt niet alleen de kansen voor in situ kweek ten goede, maar zorgt ook voor toename in waterhabitat, wat in veel populaties een belangrijk knelpunt is.

In zeldzame gevallen waarin grote grazers deel uitmaken van het bosbeheer is het wellicht niet mogelijk met exclusures te werken, aangezien deze zeer waarschijnlijk schade zullen oplopen.

### 3.3.4 Habitatgeschiktheidscriteria

Voor een succesvolle translocatie is het van belang dat het habitat in het ontvangende gebied van hoge kwaliteit is. Teneinde translocaties op een verantwoorde en onderbouwde manier uit te voeren dienen eerst criteria afgetoest te worden waaraan het leefgebied dient te voldoen. Deze zijn ook opgemaakt of in opmaak voor de andere amfibieënsoorten waar translocaties voor uitgevoerd worden, met het verschil dat er voor vuursalamander niet kan voortgebouwd worden op de LSVI-tabellen, aangezien het geen N2000-soort betreft. De opgestelde criteria steunen op voorliggend onderzoek en beschikbare literatuur.

**Tabel 17** Habitatgeschiktheidscriteria voor translocatie van vuursalamander.

onderwerp	criterium	waarde
<b>leefgebied</b>	oppervlakte	min. 10 ha
<b>water</b>	kwantiteit	min. 3 waterpartijen en min. 250 m <sup>2</sup>
<b>water</b>	aanwezigheid vis	geen
<b>water</b>	waterbeschikbaarheid	min. continu van januari tot en met mei
<b>water</b>	zuurtegraad	6-8
water	beschaduwing	100%
water	temperatuur januari-mei	< 15°C
<b>water</b>	zuurstofgehalte	> 5 mg/L
<b>water</b>	submerse & emerse vegetatie	weinig of geen
<b>water</b>	doorzicht	helder water
<b>land</b>	boomlaag	100% kroondekking
<b>land</b>	overstroming	min. 60% niet overstromingsgevoelig
land	bomensamenstelling	min. 60% loofboomsoorten met trage bladdecompositie
<b>land</b>	struik- en kruidlaag	min. 50% zonder permanente struik/kruidlaag (met name bramen)
<b>land</b>	bodem	min. 80% met humusdikte > 10 cm
<b>land</b>	dood hout	10%
land	context t.a.v. waterhabitat	waterpartijen zijn 100% omgeven door geschikt landhabitat
<b>land</b>	dispersie en migratie	knelpunten afwezig
<b>beheer</b>	herhaling habitatgeschiktheidstoets	1x per 5 jaar
<b>beheer</b>	beheersgaranties	voorhanden
<b>beheer</b>	uitvoerder toets	vastgelegd

### 3.3.5 Monitoring

Het al dan niet succesvol verloop van translocaties dienen te worden geëvalueerd aan de hand van specifieke projectmonitoring. De monitoringsinspanning zoals gedefinieerd voor het gewestelijk meetnet (Speybroeck et al. 2020) is hiervoor ontoereikend.

#### Adulten

De adulte populatie kan worden gemonitord zoals beschreven in Speybroeck et al. (2020), zij het hogere frequentie, omdat de te verwachten aantallen aan adulte dieren lager zullen liggen dan in de gemiddelde natuurlijke populatie. Het meetnet beperkt zich tot twee bezoeken in de



herfst. Om larvenafzet door volwassen vrouwtjes te kunnen documenteren is het aangewezen minimaal zes bezoeken te verrichten in de periode van oktober tot en met april.

#### *Voortplantingssucces*

Het volstaat niet enkel volwassen vuursalamanders op te volgen. De adulte dieren kunnen immers lang leven (20 jaar en meer), zodat een falende voortplanting slechts met grote vertraging op te pikken valt uit de abundantie van de adulten. Het voortplantingssucces kan worden opgevolgd door 's nachts (eventueel in combinatie met rondes voor adulte dieren) alle waterpartijen af te speuren met zaklamp (februari-april).

Om kolonisatie van waterpartijen na te gaan is het bemonsteren van eDNA een uitstekende methode.

#### *Staat van enclosure*

In geval van in situ kweek met afsluiting, dient de staat van de afsluiting nauwlettend te worden opgevolgd. Ook tijdens de zomer is dit van belang: hoewel de adulte salamanders dan een lage activiteitsgraad vertonen, is het wenselijk dat er waterbeschikbaar blijft in de enclosure en er geen gaten in de afsluiting komen.





## 4 AANVULLEND ONDERZOEK

Het voorliggend onderzoek geeft een gedetailleerde stand van zaken op vlak van genetica, populatie en habitat van de gekende Vlaamse vuursalamanderpopulaties. Toch zijn er nog lacunes die onderzocht kunnen worden binnen de huidige en toekomstige uitdagingen. Deze zijn opgesplitst in verschillende onderwerpen. Er is overlap tussen deze onderwerpen en in sommige gevallen een afhankelijkheid van elkaar.

### 1. Bijkomend onderzoek naar nog niet gekende populaties

Binnen deze studie zijn enkele populaties (her)bevestigd. Het is zeer waarschijnlijk dat er nog meerdere populaties voorkomen die niet gekend zijn. De kans is ook groter dat deze populaties slecht scoren op de genetische -, populatie- en habitatcriteria. Na bevestiging van een populatie kan toetsing van de verschillende criteria uitgevoerd worden. Mede daardoor is een bijkomende inventarisatie aan te raden. Een lijst met potentieel te onderzoeken locaties is binnen deze studie reeds opgesteld. Inventarisatietechnieken kunnen naast het traditionele zoeken naar adulten en larven uitgebreid worden met environmental DNA (eDNA) technieken, die met verminderde arbeidsintensiviteit toelaten hoogkwalitatieve bemonsteringen uit te voeren.

### 2. Gedetailleerde habitatstudie

De habitatstudie gerealiseerd in voorliggende studie was beperkt in tijd en ruimte. Een diepgaandere typering van land en water-habitat kan het beheer verder verfijnen. Gedetailleerde kennis over land- en waterhabitat ontbreekt voor Vlaamse populaties en is van fundamenteel belang voor de gezondheid van de populaties op lange termijn. Samengaand hiermee kan een geschiktheidsoefening voor de verschillende waterhabitats gemaakt worden. Uit gesprekken met beheerders en ervaring met de soort lijkt het erop dat er grote verschillen bestaan tussen de reproductieve output van de verschillende waterhabitats.

### 3. Translocatietestcases

In de huidige studie wordt translocatie van een populatie die door Bsal is geïnfecteerd aanbevolen. Er is evenwel nog nooit (legaal) een populatie getransloceerd in Vlaanderen. Ter voorbereiding van een uitbraak/op basis van het translocatieplan, lijkt een translocatietestcase dan ook noodzakelijk om ervaring op te doen met kweek, uitzet en monitoring van vuursalamanders. De translocatie kan met inzichten o.b.v. historisch areaal en uitgestorven populaties tot een hoger niveau getild worden door verschillende doelstellingen te combineren. Het is van belang doellocaties zo snel mogelijk te selecteren, willen we voorbereid zijn op Bsal-uitbraak in Vlaanderen.



#### 4. Landschapsgenetisch onderzoek

Voor deze studie is hoogkwalitatieve genetische data verzameld van alle gekende vuursalamanderpopulaties. Daarbij is connectie en dispersie/migratie aangetoond in sommige (deel)populaties (Vlaamse Ardennen en Makegemse bossen). Via een analyse van landschapselementen samen met deze genetische resultaten kunnen landschapselementen die al dan niet gene flow beïnvloeden geïdentificeerd worden. Deze resultaten zullen bijdragen tot een hogere mate van effectiviteit van het beheer van de populaties en hun leefgebied. Bovendien kan dergelijk onderzoek ook inzichten bieden over de wegen waarlangs de verspreiding van een Bsal-infectie zou kunnen verlopen (d.i. via dispersie van besmette individuen). Deze kennis is van belang om een besmetting in te perken.







- Franken T. (2012). Conservation genetics of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) in Flanders [Master thesis]. Antwerp: University of Antwerp. 55 p.
- Frankham R. (2015). Genetic rescue of small inbred populations: meta-analysis reveals large and consistent benefits of gene flow. *Molecular Ecology* 24(11): 2610-2618.
- Galpern P., Manseau M., Hettinga P., Smith K., Wilson P. (2012). Allelmatch: an R package for identifying unique multilocus genotypes where genotyping error and missing data may be present. *Mol Ecol Resour* 12(4):771-778.
- Goudet J., Jombart T. (2020). hierfstat: Estimation and Tests of Hierarchical F-Statistics. Version R package version 0.5-7.
- Hardy O.J., Vekemans X. (2002). SPAGeDi: a versatile computer program to analyse spatial genetic structure at the individual or population levels. *Mol Ecol Notes* 2(4):618-620.
- Hendrix R., Hauswaldt J.S., Veith M., Steinfartz S. (2010). Strong correlation between cross-amplification success and genetic distance across all members of ‘True Salamanders’ (Amphibia: Salamandridae) revealed by *Salamandra salamandra*-specific microsatellite loci. *Molecular Ecology Resources* 10(6):1038-1047.
- Hendrix R., Schmidt B.R., Schaub M., Krause E.T., Steinfartz S. (2017). Differentiation of movement behaviour in an adaptively diverging salamander population. *Mol Ecol* 26(22):6400-6413.
- Hermey M., De Blust G., Sloommaekers M. (2004). Natuurbeheer. Davidsfonds.
- Horter M., Greven H. (1981). Zur relativen Genießbarkeit juveniler Feuersalamander, *Salamandra salamandra* (L.) (Amphibia, Urodela). *Amphibia-Reptilia* 2: 15-21.
- Huggins R.M. (1989). On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76: 133-140.
- Jacob J.-P., Percsy C., de Wavrin H., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Percsy N., Remacle A. (2009). Amphibiens et reptiles de Wallonie. Aves – RAINNE & Centre de Recherche de la Nature, Forêts et du Bois.
- Jacobs I. (2008). Toestand van de Vuursalamander in Oost-Vlaanderen. Ecologie, verspreiding en aanzet tot soortbescherming. Eindrapport van de studie ‘Soortbeschermingsplan voor de Vuursalamander in Oost-Vlaanderen’ Rapport Natuurpunt Studie 2008/7, Mechelen, België.
- Jaeger R.G., Gollman B., Anthony C.D., Gabor C.R., Kohn N.R. (2016). Behavioral ecology of the eastern red-backed salamander. 50 years of research. Oxford University Press.
- Joly J. (1968). Données écologiques sur la salamandre tachetée *Salamandra salamandra* (L.). *Annales des Sciences naturelles Zoologie et Biologie animale* 10(12): 301-366.
- Jombart T. (2008). adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics* 24(11):1403-1405.
- Jombart T., Devillard S., Balloux F. (2010). Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC Genet* 11.
- Jones O.R., Wang J. (2010). COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources* 10(3):551-555.
- Kästle W. (1986). Rival combats in *Salamandra salamandra*. *Studies in Herpetology*, Rocek Z. (ed.) pp. 525 – 528.
- Klewen R. (1985). Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède, 1788) an einer isolierten Population im Kreis Paderborn. *Adhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster* 47: 1-51.
- Kopp-Hamberger M. (1998). Eine Methode zur individuellen Erkennung von Feuersalamandern (*Salamandra salamandra terrestris*) anhand des Zeichnungsmusters. *Salamandra* 3: 239-244.

//

- Laking A.E., Li Z., Goossens E., Miñarro M., Beukema W., Lens L., Bonte D., Verheyen K., Pasmans F., Martel A. (2021). Salamander loss alters litter decomposition dynamics. *Science of the Total Environment* 776(1): 145994.
- Lambrechts J., Stijnen T., Vanderheyden I. (2011). Onderzoek naar de verspreiding van en opmaak van een soortbeschermingsplan voor de Vuursalamander (*Salamandra salamandra* L.). Arcadis Belgium iov ANB Vlaams-Brabant.
- Legendre P., Legendre L. (2012). *Numerical Ecology*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Limongi L., Ficetola G.F., Romeo G., Manenti R. (2015). Environmental factors determining growth of salamander larvae: A field study. *Current Zoology* 61(3): 421–427.
- Lötters S., Wagner N., Albaladejo G., Böning P., Dalbeck L., Düssel H., Feldmeier S., Guschal M., Kirst K., Ohlhoff D., Preissler K., Reinhardt T., Schlüpmann M., Schulte U., Schulz V., Steinfartz S., Twietmeyer S., Veith M., Vences M., Wegge J. (2020). The amphibian pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in the hotspot of its European invasive range: past – present – future.
- Lourenço A., Antunes B., Wang I.J., Velo-Antón G. (2018a). Fine-scale genetic structure in a salamander with two reproductive modes: Does reproductive mode affect dispersal? *Evol Ecol* 32(6):699-732.
- Lourenço A., Sequeira F., Buckley D., Velo-Antón G. (2018b). Role of colonization history and species-specific traits on contemporary genetic variation of two salamander species in a Holocene island-mainland system. *J Biogeogr* 45(5):1054-1066.
- Luthardt G., Roth G. (1982). The Interaction of the Visual and the Olfactory Systems in Guiding Prey Catching Behaviour in *Salamandra salamandra* (L.). *Behaviour* 83(1/2): 69-79.
- Maes D., Everaert, J., Anselin A., De Bruyn L., Decler, K., De Knijf G., Gouwy J., Pollet M., Speybroeck J., Thomaes A., Van Den Berge K. & Verhaeghe F. (2016). Afbakenen van actueel relevante potentiële leefgebieden voor een selectie van habitattypische Europese en Vlaamse prioritaire diersoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (INBO.R.2016. 11534907). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Maes D., De Knijf G., Devos K., Gouwy J., Gyselings R., Packet J., Speybroeck J., Swinnen K.R.R., Thomaes A., Van Den Berge K., Van Landuyt W., Van Thuyne G., Vermeersch G. (2021). Provinciaal Prioritaire Soorten in de provincie Oost-Vlaanderen. Versie 2021. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.54728844
- Manenti R., Ficetola G.F., De Bernardi F. (2009). Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia-Reptilia* 30: 7-15.
- Martel A., Spitzen-van der Sluijs A., Blooi M., Bert W., Ducatelle R., Fische, M.C., Woeltjes A., Bosman W., Chiers K., Bossuyt K., Pasmans F. (2013). *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 110, 15325–15329.
- Martel A., Blooi M., Adriaensen C., van Rooij P., Beukema W., Fisher M.C., Farrer R.A., Schmidt B.R., Tobler U., Goka K., Lips K.R., Muletz C., Zamudio K.R., Bosch J., Lötters S., Wombwell E., Garner T.W.J., Cunningham A.A., Spitzen-van der Sluijs A., Salvidio S., Ducatelle R., Nishikawa K., Nguyen T.T., Kolby J.E., van Bocxlaer I., Bossuyt F., Pasmans F. (2014). Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. *Science* 346: 630-631.
- Martel A., Vila-Escale M., Fernandez-Giberteau D., Martinez-Silvestre A., Canessa S., Van Praet S., Pannon P., Chiers K., Ferran A., Kelly M., Picart M., Piulats D., Li Z., Pagone V., Pérez-Sorribes L., Molina C., Tarragó-Guarro A., Velarde-Nieto R., Carbonell F., Obon E.,

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

- Martínez-Martínez D., Guinart D., Casanovas R., Carranza S., Pasmans F. (2020). Integral Chain Management of Wildlife Diseases. *Conserv. Lett.* 13(2): e12707.
- Mebis D., Pogoda, W. (2005). Variability of alkaloids in the skin secretion of the European fire salamander (*Salamandra salamandra* [sic] *terrestris*). *Toxicon* 45: 603–606.
- Mergeay J., Cox K., Speybroeck J. (2015). Advies over de opzet van een ex situ kweek van vuursalamander in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3309.
- Mergeay J., Verbist V. (2021). Leidraad Translocaties voor Biodiversiteit in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.34130911
- Nei M. (1978). Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89(3):583-590.
- Paetkau D., Slade R., Burden M., Estoup A. (2004). Genetic assignment methods for the direct, real-time estimation of migration rate: a simulation-based exploration of accuracy and power. *Mol Ecol* 13(1):55-65.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., Team R.C. (2021). Linear and nonlinear mixed-effects models. Version R package version 3.1-152.
- Piry S., Luikart G., Cornuet J.M. (1999). BOTTLENECK: A computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. *J Hered* 90(4):502-503.
- Piry S., Alapetite A., Cornuet J.M., Paetkau D., Baudouin L., Estoup A. (2004). GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *J Hered* 95(6):536-539.
- Ponette Q. (2010). <https://bosrevue.bosplus.be/bosrevue/editie/2010/06/01/Effecten-van-boomsoortenmenging-op-de-strooiselafbraak-en-de-nutrintencyclus>. *Bosrevue* 2010. Bosplus.
- Pope N. (2021). corMLPE: A correlation structure for symmetric relational data. Version R package version 0.0.3.
- Prevosti A. (1974). La distancia genetica entre poblaciones. *Miscellanea Alcobe* 68:109-118.
- Prevosti A., Ocaña J., Alonso G. (1975). Distances between populations of *Drosophila subobscura*, based on chromosome arrangement frequencies. *Theor Appl Genet* 45(6):231-241.
- Pulleman M.M., Kooistra M.J., Hommel P.W.F.M., de Waal R.M. (2005). Strooiselafbraak onder verschillende loofboomsoorten op de stuwwal bij Doorwerth. *Alterra-Rapport* 1052. Alterra, Wageningen.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rannala B., Mountain J.L. (1997). Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proc Natl Acad Sci U S A* 94(17):9197-9201.
- Rebelo R., Leclair M.H. (2003). Site tenacity in the terrestrial salamandrid *Salamandra salamandra*. *Journal of Herpetology* 37(2): 440-445.
- Reinhardt T., Steinfartz S., Weitere M. (2015). Inter-annual weather variability can drive the outcome of predator prey match in ponds. *Amphibia-Reptilia* 36: 97-109.
- Reynolds J., Weir B.S., Cockerham C.C. (1983). Estimation of the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics* 105(3):767-779.
- Ribeiro Jr P.J., Diggle P.J., Sclather M., Bivand R., Ripley B. (2020). geoR: Analysis of Geostatistical Data. Version R package version 1.8-1.
- Rogers J.S. (1972). Measures of genetic similarity and genetic distances. *Studies in Genetics, University of Texas Publication* 7213:145-153.

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

- Rousset F. (2008). genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources* 8(1):103-106.
- RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.
- Sannolo M., Gatti F., Mangiacotti M., Scali S., Sacchi R. (2016). Photo-identification in amphibian studies: a test of I<sup>3</sup>S Pattern. *Acta Herpetologica* 11: 63-38.
- Schafft M., Wagner N., Schuetz T., Veith M. (2022). A near-natural experiment on factors influencing larval drift in *Salamandra salamandra*. *Scientific Reports* 12: 3275.
- Schmidt B., Schaub M., Steinfartz S. (2007). Apparent survival of the salamander *Salamandra salamandra* is low because of high migratory activity. *Frontiers in Zoology* 4: 19.
- Schmidt B.R., Schaub M., Anholt B.R. (2002). Why you should use capture-recapture methods when estimating survival and breeding probabilities: on bias, temporary emigration, overdispersion, and common toads. *Amphibia-Reptilia* 23: 375-388.
- Schmidt B.R., Feldmann R., Schaub M. (2005). Demographic processes underlying population growth and decline in *Salamandra salamandra*. *Conservation Biology* 19(4): 1149-1156
- Schulte U., Küsters D., Steinfartz S. (2007). A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat. *Amphibia-Reptilia* 28: 531-536
- Seidel U., Gerhardt P. (2016). The genus *Salamandra*. Edition Chimaira.
- Seifert D. (1991). Untersuchungen an einer ostthüringischen Population des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*). *Artenschutzreport Heft 1*: 1-16.
- Speybroeck J., Beukema W., Bok B. Van Der Voort J., Velikov I. (2016). Field guide to the amphibians and reptiles of Britain and Europe. Bloomsbury Publishing.
- Speybroeck J., Steenhoudt K. (2017). A pattern-based tool for long-term, large-sample capture-mark-recapture studies of fire salamanders *Salamandra* species (Amphibia: Urodela: Salamandridae). *Acta Herpetologica* 12(1): 55-63.
- Speybroeck J., De Bruyn L., Van de Poel S., Ledegen H., Westra T. (2020). Monitoringsprotocol amfibieën en reptielen. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Spitzen-van der Sluijs A., Spikmans F., Bosman W., de Zeeuw M., van der Meij T., Goverse E., Kik M., Pasmans F., Martel A. (2013). Rapid enigmatic decline drives the fire salamander (*Salamandra salamandra*) to the edge of extinction in the Netherlands. *Amphibia-Reptilia* 34: 233-239.
- Steinfartz S., Küsters D., Tautz D. (2004). Isolation and characterization of polymorphic tetranucleotide microsatellite loci in the Fire salamander *Salamandra salamandra* (Amphibia: Caudata). *Mol Ecol Notes* 4(4):626-628.
- Steinfartz S., Stemshorn K., Kuesters D., Tautz D. (2006). Patterns of multiple paternity within and between annual reproduction cycles of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) under natural conditions. *Journal of Zoology* 268: 1-8.
- Steinfartz S., Weitere M., Tautz D. (2007). Tracing the first step to speciation: ecological and genetic differentiation of a salamander population in a small forest. *Molecular Ecology* 16(21): 4550-4561.
- Šukalo G., Dorđević S., Golub D., Dmitrović D., Tomović L. (2013). Novel, non-invasive method for distinguishing the individuals of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) in capture-mark-recapture studies. *Acta Herpetologica* 8: 41-45.
- Tang Q., Fung T., Rheindt F.E. (2020). ResDisMapper: An R package for fine-scale mapping of resistance to dispersal. *Molecular Ecology Resources* 20(3): 819-831.
- Thiesmeier B. (1988). Zur Ökologie und Populationsdynamik des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède, 1788) im Niederbergischen Land unter

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





- Waples R.S., Do C. (2008). LDNE: a program for estimating effective population size from data on linkage disequilibrium. *Molecular Ecology Resources* 8(4):753-756.
- Waples R.S., Do C. (2010). Linkage disequilibrium estimates of contemporary  $N_e$  using highly variable genetic markers: a largely untapped resource for applied conservation and evolution. *Evol Appl* 3(3):244-262.
- Weir B.S., Cockerham C.C. (1984). Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38(6):1358-1370.
- Westendorp P.J., Loeb R., Thannhauser M., Roskam G., Ebbens F., Smolders A.J.P., Bijkerk R., Bulstra C.A., van Herk M.J. (2014). Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel Resultaten vervolgmonitoring 2013. STOWA 2014-17.



## Bijlage

### Bijlage 1

Lijst van het aantal beschikbare genotypes voor beide staalnameperiodes (T1 en T2) per locatie. De aantallen zijn exclusief zussen/broers onder de larven en exclusief hervangsten. De locatiecodes worden doorheen het hele rapport gebruikt. Het aantal individuen per geslacht levenstadium en geslacht (adulte vrouwtjes: V, adulte mannetjes: M, subadulten: S, larven: L) en per jaar. N T1: totaal aantal stalen voor T1; N T2: totaal aantal stalen voor T2.

(Deel)populatie	Code	T1	geslacht/levenstadium				N T1	T2			geslacht/levenstadium				N T2
		2011	V	M	S	L	2017	2018	2020	V	M	S	L		
Nerenbos (+ Luisdonk)	Nerenbos & Luisdonk	146	12	17		117	146	26		3	15	12	2		29
Bruinbos	Bruinbos	33	4	12		17	33	26		5	5	19	7		31
Harentbeekbos (+ Makegebos)	Harentbeekbos & Makegebos	52			1	51	52	26		8	6	27	1		34
Heilig Geestgoed	Heilig Geestgoed	143	3	11	1	128	143	27		5	1	29	2		32
Makenbos	Makenbos							18		15	9	23	1		33
Smetledebos	Smetledebos							25		10	8	27			35
Kravaalbos	Kravaalbos							28		4	7	25			32
Buggenhoutbos	Buggenhoutbos	51	1	6		44	51	26		4	9	21			30
Montenakenbos	Montenakenbos							10		22	15	14	3		32
Kasteel van Horst	Kasteel van Horst	2	1	1			2	24			11	12	1		24
Meerdaalwoud (Mollendaalbos)	Meerdaalwoud (Mollendaalbos)	95 <sup>a</sup>	15		1	79	95		27	14	27			14	41
Zoniënwoud	Zoniënwoud								28		18	6	4		28
Hallerbos	Hallerbos							28			8	18	2		28
Lembeekbos	Lembeekbos								30		2	26	2		30
Parkbos	Parkbos							25		7	7	23	2		32
Raspaillebos	Raspaillebos	13	1			12	13	27		1	7	15	6		28
Perlinkvallei (Maalbroekbos, Sint-Blasius-Boekel)	Perlinkvallei (Sint-Blasius-Boekel)							14	22		9	21	6		36
Eeckhoutbos	Eeckhoutbos	4	1			3	4	2			1	1			2

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

(Deel)populatie	Code	T1	geslacht/levenstadium				N T1	T2			geslacht/levenstadium				N T2
		2011	V	M	S	L		2017	2018	2020	V	M	S	L	
Longkruidbosje Ladeuze	Longkruidbosje Ladeuze	8		1		7	8	1				1			1
Burreken	't Burreken							29				7	22		29
Ganzenberg	Ganzenberg								8			8			8
Hauwstraat/Kanakkendries	Hauwstraat/Kanakkendries								7			1	6		7
Hul/Wolvenweg/Kanakkendries	Hul/Wolvenberg/Kanakkendries								6			6			6
Hoog Deurne - Tombele	Hoog Deurne (Tombele)								30			13	16	1	30
Pyreneeën (Ter Guchten)	Pyreneeën (Ter Guchten)							29				6	22	1	29
Muziekbos	Muziekbos								27			7	15	5	27
Bos Terrijst	Bos Terrijst	70	2	1		67	70		30			9	14	7	30
Brakelbos	Brakelbos	38		7		31	38	17		14		9	20	2	31
Bois de la Louvière	Bois de la Louvière/Livierenbos								6			2	3	1	6
Hayesbos	Hayesbos	68	13	14	2	39	68	27				14	13		27
Steenbergbos	Steenbergbos	62	3	1		58	62		29			3	26		29
Fayte	Fayte								7			3	3	1	7
Parikebos	Parikebos	76	3	1		72	76		28			7	21		28
Brouwierbos (Gerrebroekbeek)	BRO								11			3	8		11
Plaatsbeek (Bos de Kollebroeken)	PLA								30			12	17	1	30
Kapellenbos	Kapellenbos	14				14	14	10		28		11	23	4	38
Trimpont	Trimpont	41	1	1		39	41		30			5	24	1	30
Kluisbos	Kluisbos							21		11		10	16	6	32
Heynsdaele	Heynsdaele								29			3	19	7	29
Hotond-Scherpenberg	Hotond							29				7	19	3	29
Spijkerbos (Elenebos)	Spijkerbos/Elenebos							28				6	20	2	28
Paapschure-Noord	Paapschure-Noord								7			3	4		7

<sup>a</sup> inclusief 15 dode vrouwtjes verzameld in 2010.



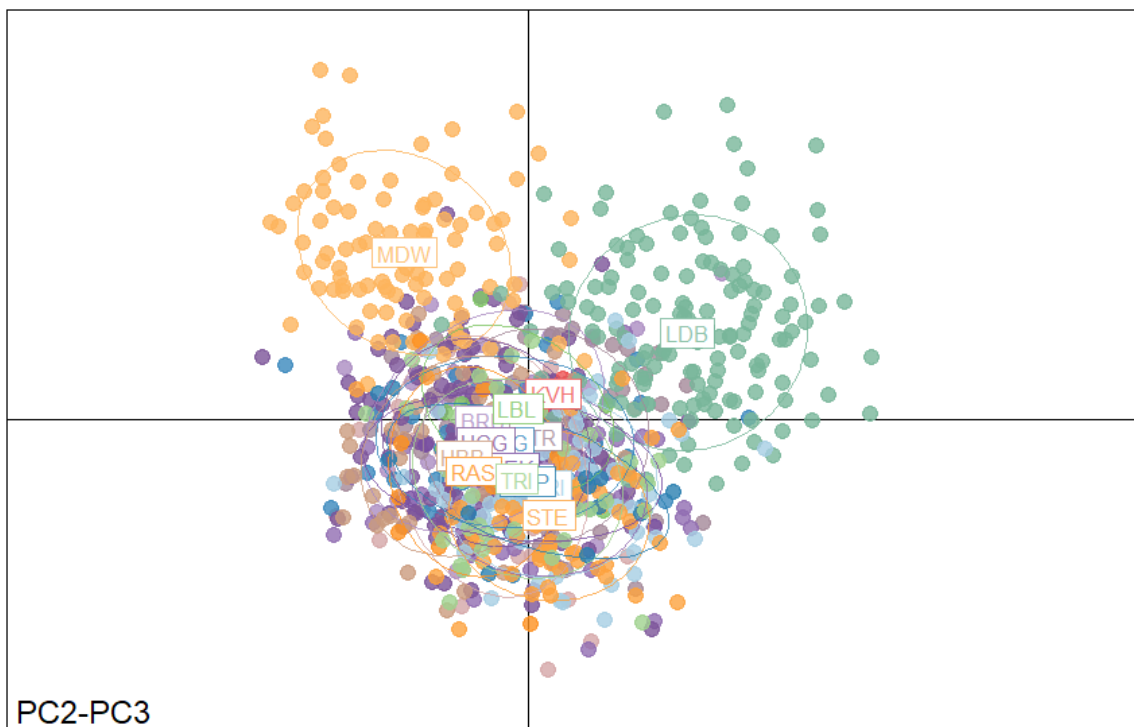
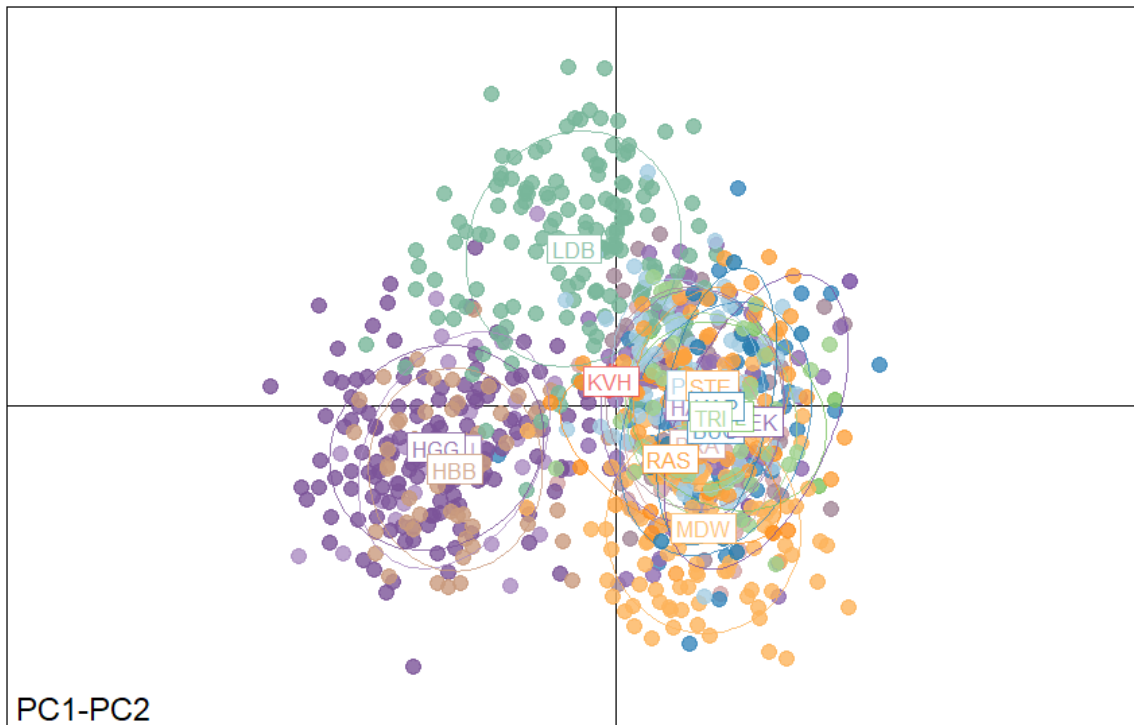


Locus	Fluorescent label	MP	Primer sequenties	Volume primerset (µl)	Repeat	Range
SASA410	VIC	5	F: GGCCCTGGTTTGAGGACTAA R: ACCACTTCATCCAGACGGAA	0,05	(AGAT)9	123-135
SST_E11 <sup>a</sup>	VIC	5	F: AGACAAAAATGGGGACTAACCAC R: TGTCTACCTGTTTGTATCTACTGG	0,20	(TAGA)15	231-311
SASA301	NED	5	F: CCTCCATGCAGAAGGTAAC R: CAATTGTCTTGCGGGTCAG	0,10	(ATC)15	110-149
SASA402	PET	5	F: GACAATCGCCACTGGGTT R: GGCCTTGGGATGGGATAAAT	0,20	(AGAT)15	83-111
SASA404	PET	5	F: TCAGCGTCTTGAGACCCACT R: CTTGCCCTTGCTAGGATTTG	0,10	(AGAT)14	134-158

<sup>a</sup> ontwikkeld door Hendrix et al. (2010) maar met aangepaste primers voor SST\_A6\_II (nu genaamd SST\_A6\_IIB).



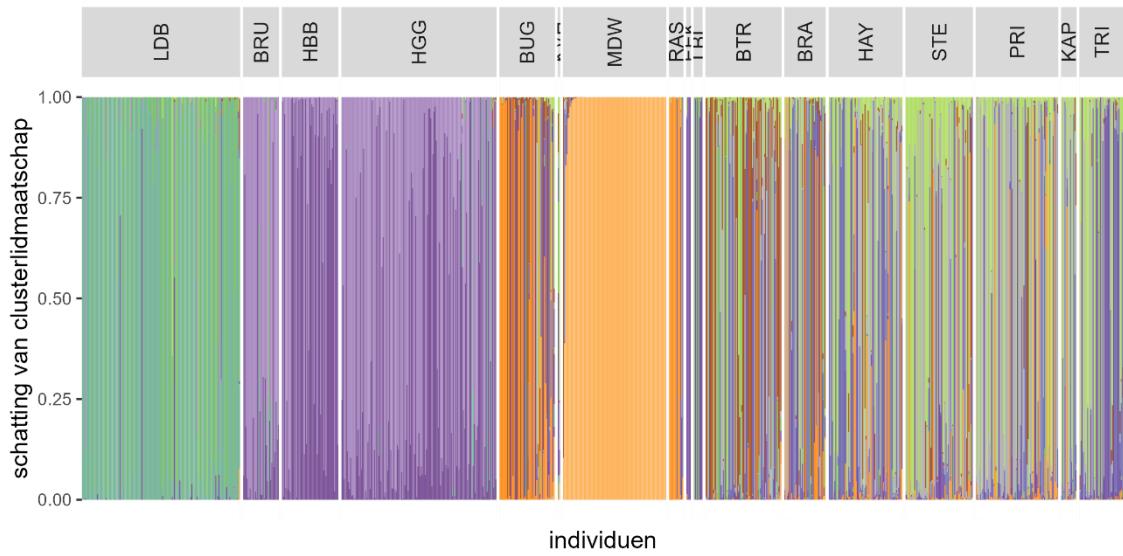
**Bijlage 3**



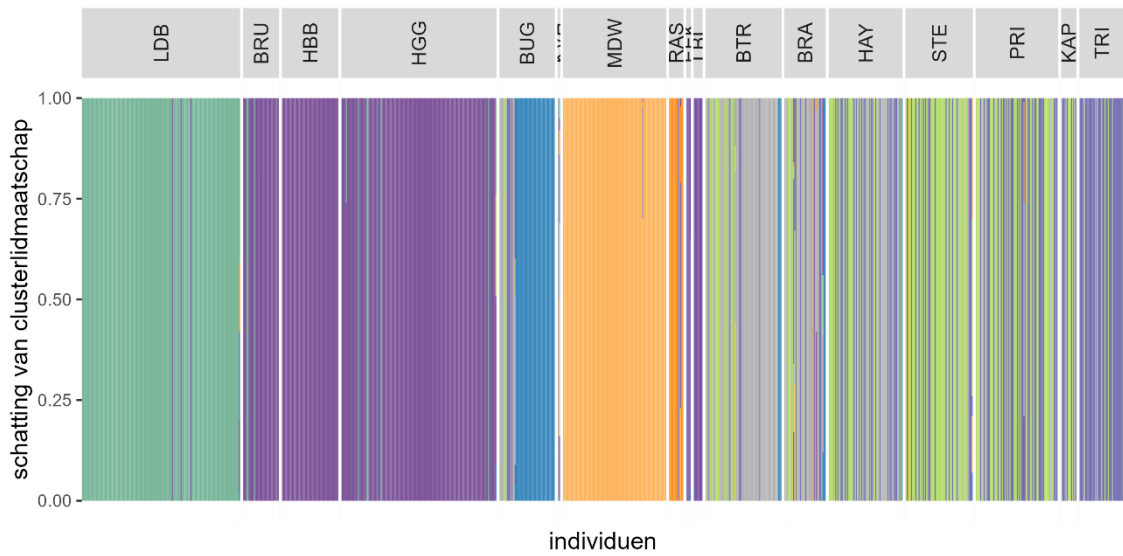
Principale Componentenanalyse (PCA) van paarsgewijze genetische afstanden tussen vuursalamanders bemonsterd in 2010-2011. De eerste twee principale componenten worden in het bovenste plot weergegeven en de tweede en derde componenten in het onderste plot. De verschillende locaties zijn aangeduid in verschillende kleuren en met de locatiecode als centroïde van de populatiecluster.



#### Bijlage 4



Schattingen van genetische samenstelling van de bemonsterde vuursalamanders in 2010-2011 bepaald met de *snappclust* methode. Per locatie is een staafdiagram gegeven. De 11 clusters hebben elk een andere kleur.

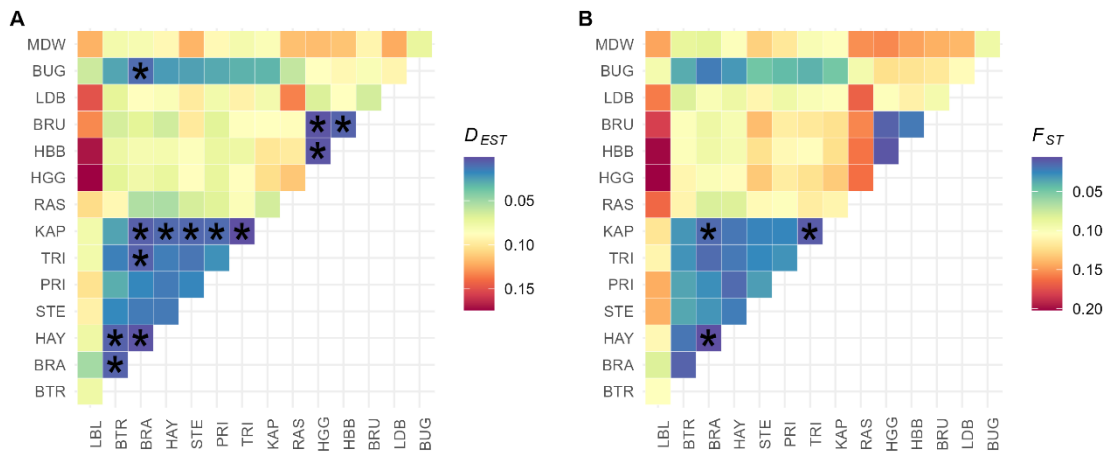


Bayesiaanse individuele clustering resultaten verkregen met de BAPS software weergegeven als een staafdiagram per locatie. De negen clusters worden met verschillende kleuren weergegeven.





## Bijlage 5



Genetische differentiatie, (A)  $D_{EST}$  en (B)  $F_{ST}$ , tussen populaties van vuursalamander bemonsterd in 2010-2011. De waarden worden weergegeven volgens een kleurschaal in de legende. Wanneer de 90 % betrouwbaarheidsintervallen nul bevatten, wordt dit met een ster (\*) aangeduid.







Spijkerbos/Elenebos	157,5 (45,9; $\infty$ )	25 (15;
Paapschure-Noord	181 (12,3; $\infty$ )	42 (11;
Paapschure-Noord-Spijkerbos/Elenebos	258,5 (54,6; $\infty$ )	30 (17;

