

Kolonisatie van afgebrande heide door grondbroedende vogels

Een studie op de Kalmthoutse Heide

Annelies JACOBS



Masterproef Biologie
Afstudeerrichting Ecologie & Milieu
Promotor: dr. Luc De Bruyn
Met medewerking van: Glenn Vermeersch

Faculteit Wetenschappen
Master in de Biologie
Antwerpen, 2012-2013

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	3
SUMMARY	4
1. INLEIDING	5
1.1 BRAND: EEN VERSTORING VAN HET ECOSYSTEEM	5
1.2 EFFECT VAN BRAND OP AVIFAUNA	6
1.3 BRAND IN HEIDEGEBIEDEN	6
1.4 DOELSTELLING EN VERWACHTINGEN	8
2. MATERIAAL EN METHODEN	9
2.1 ONDERZOEKSGEBIED GRENSPARK DE ZOOM – KALMTHOUTSE HEIDE	9
2.1.1 SITUERING EN OMSCHRIJVING	9
2.1.2 BEDREIGINGEN EN BEHEER	10
2.1.3 SPONTANE HEIDEBRANDEN	10
2.2 OPZET BROEDVOGELMONITORING	12
2.2.1 AANDACHTSSOORTEN	12
2.2.2 INVENTARISATIEMETHODE	18
2.3 DATAVERWERKING	20
2.3.1 CLUSTERING BROEDTERRITORIA	20
2.3.2 GIS-ANALYSE BROEDTERRITORIA	22
2.3.3 STATISTISCHE ANALYSE	23
3. RESULTATEN	25
3.1 TERRITORIUMKARTERING 2012	25
3.2 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER JAAR	25
3.3 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER SOORT	30
4. DISCUSSIE	36
4.1 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER JAAR	36
4.2 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER SOORT	37
4.3 IMPLICATIES VOOR BEHEER	41
REFERENTIES	42
DANKWOORD	45
BIJLAGEN	46

SAMENVATTING

Op 25 mei 2011 woedde een hevige spontane brand over ca. 600 hectare heidegebied aan Vlaamse zijde van het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide. De brand veranderde de vegetatiestructuur binnen de getroffen zone. De respons van verschillende soorten grondbroedende vogels op de effecten van deze heidebrand werd onderzocht. In 2012 werd het aantal broedterritoria van 13 verschillende aandachtsoorten geïnventariseerd binnen het getroffen gebied en binnen de aanliggende niet-afgebrande zone. Het aantal en de distributie van de verschillende broedterritoria werd geanalyseerd en vergeleken met gegevens uit vorige inventarisatiejaren. Er werd gekeken naar verschillen tussen deelgebieden in 3 brandcategorieën: de brandzone, de niet-afgebrande zone en de zone van de brandgrens. De gegevens werden getoetst aan effecten van begrazing als beheersmaatregel en aan mogelijke interacties tussen het voorkomen van brand en beheer. Uit de resultaten blijkt dat begrazing algemeen genomen weinig invloed had op het aantal broedterritoria en hun ligging in de verschillende brandcategorieën. Het voorkomen van de heidebrand bleek een significant positieve invloed uit te oefenen op het aantal territoria in 2012 van boomleeuwerik (*Lullula arborea*) binnen de brandzone ($p=0.02$) ten opzichte van vorige inventarisatiejaren. Het aantal territoria van veldleeuwerik (*Alauda arvensis*) werd significant positief beïnvloed door de interactie van brand en begrazing ($p=0.04$). Voor roodborsttapuit (*Saxicola torquata*) werd een significant negatief effect van de heidebrand gevonden op het aantal territoria binnen de brandzone ($p=0.03$). Ook voor kneu (*Carduelis cannabina*) werden aanwijzingen gevonden voor een negatieve invloed van de heidebrand ($p=0.08$). Voor blauwborst (*Luscinia svecica*), boompieper (*Anthus trivialis*), gekraagde roodstaart (*Phoenicurus phoenicurus*) en rietgors (*Emberiza schoeniclus*) werd geen significant effect van brand gevonden. Voor fitis (*Phylloscopus trochilus*), graspieper (*Anthus pratensis*), sprinkhaanzanger (*Locustella naevia*) en wulp (*Numenius arquata*) waren te weinig gegevens beschikbaar om te kunnen spreken van trends.

SUMMARY

On May 25th of 2011 a large unintended fire destroyed almost 600 hectares of heathland at the Flemish side of the reserve Cross-border park De Zoom – Kalmthoutse Heide. The fire altered the vegetation structure within the affected area. The response of 13 different species of ground-breeding birds on the effects of the fire was investigated. In 2012, the number of breeding territories of the species of attention was examined within the burned zone and within the adjacent non-burned area. The number and the distribution of the different breeding territories were analyzed and compared with data from previous years of survey. Differences were examined between subareas in 3 different categories: the area affected by the fire, the non-burned area and the area at the border of the fire. The data were tested for the effects of grazing as a management measure and for possible interactions between the occurrence of fire and grazing management. From the results, it appears that grazing has little impact on the number of breeding territories or on their location in the different subareas. The occurrence of the heath fire appeared to have a significant positive influence on the number of territories of woodlark (*Lullula arborea*) in 2012 within the fire zone ($p = 0.02$), compared to previous years of survey. The number of territories of skylark (*Alauda arvensis*) was influenced significantly positive by the interaction of fire and grazing ($p = 0.04$). The heathland fire had a significant negative effect on the number of territories of European stonechat (*Saxicola torquata*) in the burned area ($p = 0.03$). For Linnet (*Carduelis cannabina*) there was also evidence of a negative impact of the fire on the number of breeding territories in 2012 ($p=0.08$). For bluethroat (*Luscinia svecica*), tree pipit (*Anthus trivialis*), common redstart (*Phoenicurus phoenicurus*) and reed bunting (*Emberiza schoeniclus*), no significant effect of fire was found. For willow warbler (*Phylloscopus trochilus*), meadow pipit (*Anthus pratensis*), grasshopper warbler (*Locustella naevia*) and Eurasian curlew (*Numenius arquata*), insufficient data were available to detect any trends.

1. INLEIDING

1.1 BRAND: EEN VERSTORING VAN HET ECOSYSTEEM

Wereldwijd zijn verschillende ecosystemen onderhevig aan verstoringen. Gebeurtenissen zoals branden, stormen, overstromingen, periodes van droogte of menselijke activiteiten kunnen een landschap hervormen en een diepgaande impact uitoefenen op de aanwezige gemeenschap van organismen (Sousa 1984). In de meeste terrestrische ecosystemen vormt het voorkomen van spontane branden een belangrijke bron van verstoring (Pausas & Vallejo 1999). Naast spontane branden, komen ook door de mens gecontroleerde branden voor, die vaak worden gehanteerd als beheersmaatregel (Pausas & Vallejo 1999).

Ondanks de publieke perceptie dat branden in natuurgebieden een vernietigend effect hebben op de aanwezige fauna, schaadt of doodt een brand meestal slechts een kleine proportie van de aanwezige populaties (Lawrence 1966, Smith 2000). Behalve directe mortaliteit, oefent een brand ook een belangrijke indirecte invloed uit op organismen via veranderingen in de biogeochemische cyclus van het systeem en via veranderingen in vegetatiestructuur. Het al dan niet geschikt zijn van een habitat voor bepaalde diersoorten wordt sterk bepaald door de structuur van de vegetatie, die de aanwezigheid van hulpbronnen zoals voedsel, schuilplaatsen en nestplaatsen bepaalt (Thonicke et al. 2001, Fuhlendorf et al. 2006). Op lange termijn wordt de respons van verschillende diersoorten op een brand gedreven door veranderingen in de aanwezigheid van geschikt habitat in een bepaald gebied (Smith 2000, Herrando et al. 2002).

Verschiedende studies naar de effecten van brand op de fauna in een gebied vonden een reorganisatie van gemeenschappen, met in de getroffen zone een toename van bepaalde soorten en een afname van andere soorten (Lawrence 1966, Smith 2000). Om de huidige toestand van een gebied te evalueren, kan de aanwezigheid, abundantie en verspreiding van indicatorsoorten worden opgevolgd. Zo kan bijvoorbeeld de aanwezigheid van bepaalde vogelsoorten erg informatief zijn om effecten van verstoringen in te schatten. Vanwege hun hoge mobiliteit en groot koloniserend vermogen, worden vogels gebruikt als indicator van aan- of afwezigheid van voor de soort geschikte vegetatiestructuur en kwaliteitsvol habitat (Verstraeten et al. 2011). In deze studie zal het effect van een brand in heidegebied op broedterritoria van avifauna onderzocht worden.

1.2 EFFECT VAN BRAND OP AVIFAUNA

De directe effecten die een brand uitoefent op de verschillende vogelsoorten in een gebied hangen sterk samen met de brandintensiteit en het seizoen waarin de brand plaatsvindt (Smith 2000, Smucker et al. 2005). De grootste mortaliteit bij avifauna kan worden vastgesteld bij het uitbreken van een brand tijdens het broedseizoen (Smith 2000). Adulte individuen zijn algemeen genomen vrij mobiel en kunnen meestal aan het vuur ontsnappen (Lawrence 1966). De grootste verliezen worden geleden bij jongen op het nest of bij pas uitgevlogen jongen. Vooral de nesten van grondbroedende soorten zijn erg kwetsbaar voor branden (Smith 2000).

De respons op lange termijn van vogelpopulaties op een brand hangt af van het initiatief om opnieuw broedsels op te starten (Smith 2000). Het al dan niet vestigen van broedterritoria in een bepaald gebied wordt sterk bepaald door de soortspecifieke voorkeur voor een habitat met welbepaalde vegetatiestructuur (Grant et al. 2010). De aanwezige broedvogels kunnen opnieuw territoria vestigen in de door de brand getroffen zone, of emigreren naar andere gebieden (Pons et al. 2003). Daarnaast kunnen individuen uit andere gebieden immigreren naar de getroffen zone. De evolutie op lange termijn van een gemeenschap van avifauna na een brand kent een dynamisch verloop. Zo oefent een hevige bosbrand bijvoorbeeld een onmiddellijk negatief effect uit op het aantal broedterritoria van soorten die afhangen van de aanwezigheid van oude bossen. Soorten die open plekken in het bos of bosranden prefereren, worden dan weer bevoordeeld. Wanneer struiken en bomen opnieuw opkomen en het bladerdek zich sluit, nemen soorten van open vegetatie en verspreide boomopslag af en nemen soorten van oude bossen opnieuw toe (Smith 2000).

1.3 BRAND IN HEIDEGEBIEDEN

Heidegebieden vormen een semi-natuurlijk ecosysteem met een specifieke vegetatiestructuur en karakteristieke fauna. De vegetatie in heidegebied wordt typisch gedomineerd door dwergstruiken uit de Ericaceafamilie die groeien op nutriëntarme bodems (Webb 1998, Delalieux et al. 2012).

4000 jaar geleden ontwikkelden uitgestrekte heidegebieden zich als gevolg van menselijke activiteiten (Webb 1998). Het kappen van bos op grote schaal gevolgd door traditionele landbouwpraktijken zorgde voor het verschijnen van grote heidegebieden in het landschap. Het traditioneel beheer van heidegebieden omvatte een complexe interactie tussen begrazing door vee, akkercultivering, gecontroleerde branden en het gebruik van turf- en plantenmateriaal voor

brandstof (Webb 1998). Op die manier werd een lage nutriëntstatus in het systeem behouden en werd de regeneratie van bossen voorkomen (Gimingham 1972, Webb 1998). Tot vorige eeuw vormden heidegebieden een intrinsiek deel van het traditioneel landbouwsysteem (Webb 1998).

Het areaal aan heidegebieden in Europa kende de laatste 200 jaar echter een enorme achteruitgang (Gimingham 1992, Aerts et al. 1995, Webb 1998, Piessens et al. 2004). Waar heide zich eens over miljoenen hectaren in het landschap uitstreckte, is de oppervlakte ervan inmiddels teruggedrongen tot minder dan 350.000 ha (Webb 1998). Veranderingen in landgebruik en de opkomst van moderne landbouwtechnieken met de introductie van chemische bemesting en mechanisatie liggen hieraan ten grondslag (Gimingham 1992, Aerts et al. 1995, Webb 1998, Delalieux et al. 2012). Verschillende gebieden werden omgezet naar akkerbouwgrond of bezet met bosaanplant (Aerts et al. 1995). De resterende relictten geraakten sterk geïsoleerd en werden erg kwetsbaar voor verschillende bedreigingen. Tal van heidegebieden kregen te maken met oprukkende successie (Gimingham 1992). Het traditioneel beheer zorgde voor een constante verarming van het systeem door de afvoer van nutriënten. Het stopzetten van traditionele landbouwpraktijken en een substantiële toename in atmosferische depositie resulteerde echter in een omkering van de nutriëntenflow en in een accumulatie van nutriënten in het systeem (Terry et al. 2004). Als gevolg hiervan krijgen vele heidegebieden te lijden onder sterke vergrassing met soorten zoals pijpenstrootje (*Molinia caerulea* (L.) Moench, Brys et al. 2005, Delalieux et al. 2012).

Het frequent voorkomen van ongecontroleerde branden in heidegebieden vormt een extra vorm van verstoring. Een brand zorgt voor een tijdelijke toename van nutriënten naar de bodem toe, wat het opkomen van grassen zoals pijpenstrootje nog verder in de hand werkt. Een studie van Brys et al. (2005) vond dat het jaar na een heidebrand de totale productie van biomassa en zaden door pijpenstrootje dubbel zo hoog lag in getroffen zone in vergelijking met aanliggend gebied dat van de brand werd gespaard. Twee jaar na de brand lag de densiteit aan zaailingen in de brandzone zes keer hoger dan in niet-getroffen gebied. De sterke verhoging in productie van biomassa van pijpenstrootje na een heidebrand kan leiden tot een competitief voordeel ten opzichte van andere soorten in de vegetatie, en tot een uiteindelijke dominantie van de soort (Brys et al. 2005).

Er wordt verwacht dat de komende decennia de frequentie van spontane branden zal toenemen als gevolg van klimaatsopwarming en veranderingen in landgebruik (e.g. Piñol et al. 1998; Flannigan et al. 2000; Pausas 2004, Pausas et al. 2012). Dit gegeven dreigt de vergrassing van heidegebieden nog verder in de hand te werken. De verandering in vegetatiestructuur kan leiden tot sterk verlies van karakteristieke soorten fauna en flora gebonden aan heidevegetatie (Brys et al. 2005).

Anno 2013 zijn verschillende heidegebieden onderworpen aan nationale en internationale regelgevingen om hun specifieke faunistische en floristische biodiversiteit te beschermen. Verschillende heiderelicten werden inmiddels aangeduid als '*special areas of conservation (SAC)*'. Veel heidegebieden vallen onder een wettelijk kader van bescherming onder de Vogel- en Habitatrichtlijn en maken als dusdanig deel uit van het coherent Europees ecologisch netwerk Natura 2000 (Anon 1992, Delalieux et al. 2012). Kennis over de huidige status van heidegebieden is essentieel om beleidsmakers bij te staan in hun beslissingen rond bepaalde beheersmaatregelen (Delalieux et al. 2012). Specifieke beheeracties zoals begrazen, plaggen, maaien of gecontroleerd kleinschalig branden kunnen nodig zijn om waargenomen effecten van omgevingsdruk tegen te gaan, terwijl zones die in uitstekende conditie zijn kunnen profiteren van een voortzetting van het huidige beheer (Gimingham 1992, Delalieux et al. 2012). Een belangrijke indicator voor de kwaliteit van heidegebieden vormt de hoeveelheid aan gras en bomen, die optimaal minder dan 10% bedraagt (T'jollyn et al. 2009). De aanwezigheid van verschillende groeifasen van struikhei (*Calluna vulgaris* (L.) Hull 1808) is eveneens van belang voor het bereiken van een maximale biodiversiteit in heidegebied (De Blust 2007). De morfologie van struikhei varieert sterk tussen de verschillende ontwikkelingsstadia. Elk stadium creëert andere condities en microklimaat waarvan steeds verschillende soorten profiteren. Ongepast beheer of verstoring door ongecontroleerde branden kan resulteren in grote oppervlakten gelijkjarige heide, die als minder waardevol worden beschouwd in termen van biodiversiteit (Gimingham 1992, De Blust 2007, Delalieux et al. 2012).

1.4 DOELSTELLING EN VERWACHTINGEN

Deze studie onderzoekt het effect van een spontane brand in heidegebied op grondbroedende avifauna. Het aantal territoria van verschillende aandachtsoorten wordt vergeleken tussen een door heidebrand getroffen zone en een aanliggende niet-afgebrande zone. Er wordt gekeken naar mogelijke veranderingen in aantal en distributie van territoria in het onderzoeksgebied tussen de periode vóór en na de brand. De veranderingen in aantal en distributie van broedterritoria worden getoetst aan effecten van uitgevoerde beheersmaatregelen en aan de mogelijke interactie tussen brand en beheer. Er wordt verwacht dat verschillende broedvogelsoorten anders reageren op door de brand veroorzaakte veranderingen in vegetatiestructuur. Pioniersoorten die profiteren van het open karakter van de brandvlakte zullen vermoedelijk meer territoria vestigen in het getroffen gebied. Voor soorten die afhangen van de aanwezigheid van oude, structuurrijke heide worden gevoelige verliezen verwacht in de afgebrande zone.

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1 ONDERZOEKSGBIED GRENSPARK DE ZOOM – KALMTHOUTSE HEIDE

2.1.1 SITUERING EN OMSCHRIJVING

Deze studie werd uitgevoerd binnen een onderzoeksgebied op de 'Kalmthoutse Heide'. Het gebied situeert zich ten noorden van Antwerpen nabij de Nederlandse grens en maakt deel uit van het grensoverschrijdend natuurgebied 'Grenspark De Zoom - Kalmthoutse Heide' (51° 24' 0" N, 4° 25' 0" E, Delalieux et al. 2012). Het Grenspark strekt zich in totaal uit over 6000 hectare (Delalieux et al. 2012). Aan Vlaamse zijde vormt een centraal deel van 1000 hectare aan heideareaal één van de grootste heidegebieden in Vlaanderen (De Blust & Sloommaekers 1997).

Grenspark De Zoom - Kalmthoutse Heide is aangeduid als Vogelrichtlijn- en Habitatrictlijngebied en vormt als dusdanig een schakel in het Natura 2000-netwerk (De Blust 2007). Het gebied omvat een waaier aan biotopen waaronder verschillende Natura 2000-habitattypes, gaande van droge zandduinen met *Calluna* en *Genista* (Natura 2000-code: 2310, European Commision 2007) tot landduinen met open graslanden van *Corynephorus* en *Agrostis* (2330), Europese droge heide (4030), Noord-Atlantische natte heide met *Erica tetralix* (4010), depressies op venige substraten van *Rynchosporion* (7150), natuurlijke dystrofe vennen en plassen (3160) en oude acidofiele eikenbossen met *Quercus robur* (9190) op zandige vlaktes (Delalieux et al. 2012). Tevens omvat het gebied belangrijk habitat voor watervogels. Het valt onder de internationale Ramsar-conventie als wetland van internationaal belang (De Blust 2007).

Een gebied van ca. 1200 hectare werd onderzocht aan Vlaamse zijde van Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide. De focus werd gelegd op de deelgebieden Steertse Heide, Biezenkuilen, Drielingvennen, Hazenduinen, Zwarte heuvel, Vossenbergen, Parking Zuid, Zandplaat, Putse Moer en een deel van het Gemeentebos (Figuur 2, sectie 2.1.3).

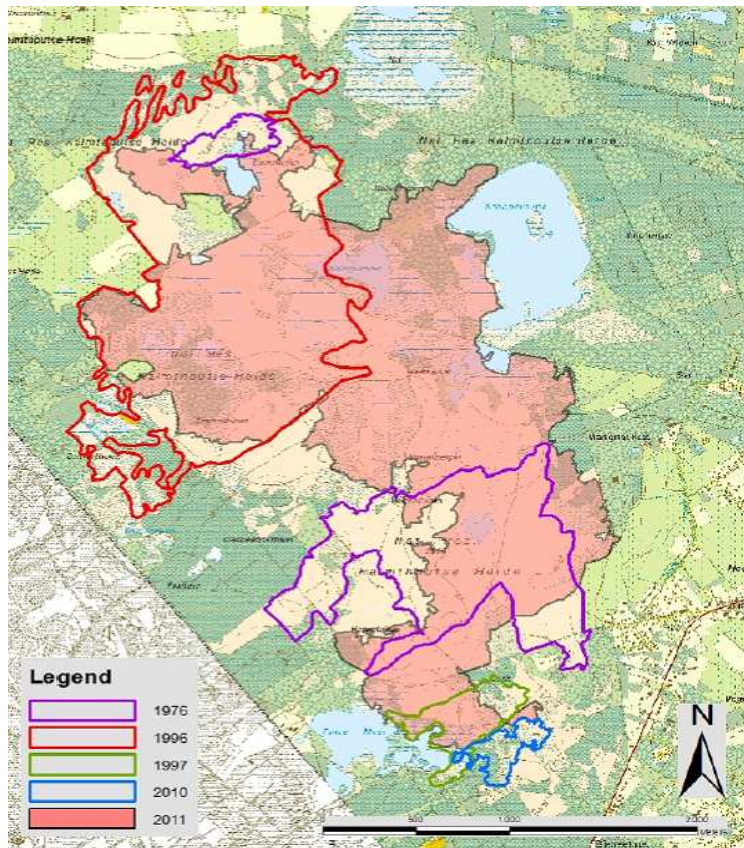
2.1.2 BEDREIGINGEN EN BEHEER

Zoals het verschillende heidegebieden in Europa verging, bleef ook het Grenspark niet gespaard van veranderingen in landgebruik. Het stopzetten van traditioneel beheer en de opkomst van moderne landbouwtechnieken in naburige percelen leidden tot het accumuleren van nutriënten in het gebied en tot een sterke opkomst van grassen zoals pijpenstrootje. De sterke aanwezigheid van grassen zorgde op bepaalde plaatsen voor de accumulatie van een dikke strooisellaag, wat het risico op spontane brand sterk verhoogde (Brys et al 2005). Tevens resulteerde de verandering in vegetatiestructuur in het verlies van geschikt habitat voor verschillende karakteristieke soorten gebonden aan specifieke heidevegetatie. (Delalieux et al. 2012).

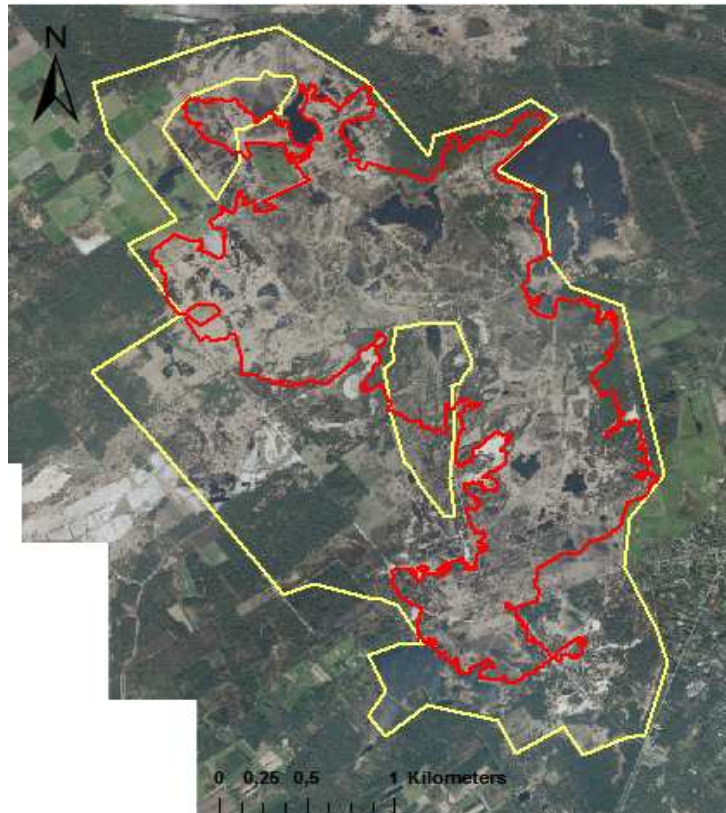
Het huidig beheer van het Grenspark is gericht om de impact van problemen als verdroging, verzuring, eutrofiëring en de daarmee gepaard gaande vergrassing tegen te gaan (Diemont & Oude Voshaar 1994). Ook wordt de successie van open landschap naar climaxvegetatie tegengegaan om het typische heide-ecosysteem en haar karakteristieke soorten te bewaren. Op verschillende plaatsen worden jonge boompjes geveld. Een veelvuldig toegepaste beheersmaatregel is begrazing door Kempische heideschape en Galloway runderen (De Blust 2007). De dieren worden ingezet op verschillende delen van het terrein tijdens het groeiseizoen (mei-september). Naast begrazing vindt ook mechanisch maaien plaats in delen waar grassen domineren. Een faseplan werd opgesteld, dat rekening houdt met de timing van het broedseizoen en met de kwetsbare heidevegetatie (De Blust 2007).

2.1.3 SPONTANE HEIDEBRANDEN

Gedurende de laatste decennia vonden minstens 3 grote spontane branden plaats op de Kalmthoutse Heide (1976, 1996 en 1997, Brys et al. 2005), die telkens substantiële delen van het gebied troffen (Figuur 1). Op 25 mei 2011 werd het Grenspark na een periode van aanhoudende droogte opnieuw getroffen door een zware heidebrand. Rond de Putse Moer ontstond vuur dat woedde over een oppervlakte van 600 hectare aan Vlaamse zijde van het Grenspark. De timing van de brand viel midden in het broedseizoen. Verschillende vogelnesten met eieren of jongen gingen verloren, en vooral grondbroeders of soorten die laag in de begroeiing nestelen, werden zwaar getroffen (Slootmaekers et al. 2012). Na deze brand kreeg het landschap een ander uiterlijk. Een uitgestrekte vlakte met verkoolde resten struikhei, zwartgeblakerde bomen en opkomend pijpenstrootje vormden de basis voor een opnieuw te koloniseren broedbiotoop.



FIGUUR 1: VOORKOMEN VAN SPONTANE BRANDEN OP DE KALMTHOUTSE HEIDE (BRON: WISSELS 2011)



FIGUUR 2: ONDERZOEKSGBIED DE KALMTHOUTSE HEIDE (BRON: GRENSPARK ARCHIEF)

2.2 OPZET BROEDVOGELMONITORING

2.2.1 AANDACHTSSOORTEN

Een intensieve broedvogelmonitoring werd uitgevoerd tijdens het broedseizoen van 2012, één jaar na de zware heidebrand. Van maart tot juli 2012 werden soorten kenmerkend voor het gebied en relevant voor het beheer geïnventariseerd. Het aantal territoria van 13 aandachtsoorten werd opgevolgd, waaronder 11 soorten zangvogels, 1 nachtzwaluwsoort en 1 soort steltloper. Tabel 1 geeft de verschillende aandachtsoorten met huidige beschermingsstatus in Vlaanderen (Devos et al. 2004) en huidige beschermingsstatus in Europa weer (Birdlife 2004).

TABEL 1: AANDACHTSSOORTEN BIJ BROEDVOGELMONITORING 2012

SOORT	LATIJNSE NAAM	STATUS VLAANDEREN	STATUS EUROPA
BLAUWBORST	<i>Luscinia svecica</i>	NIET BEDREIGD	GUNSTIG ANNEX I VOGELRICHTLIJN
BOOMLEEUWERIK	<i>Lullula arborea</i>	KWETSBAAR	ONGUNSTIG ANNEX I VOGELRICHTLIJN
BOOMPIEPER	<i>Anthus trivialis</i>	BEDREIGD	GUNSTIG
FITIS	<i>Phylloscopus trochilus</i>	NIET BEDREIGD	GUNSTIG
GEKRAAGDE ROODSTAART	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	KWETSBAAR	ONGUNSTIG
GRASPIEPER	<i>Anthus pratensis</i>	BEDREIGD	GUNSTIG
KNEU	<i>Carduelis cannabina</i>	ACHTERUITGAAND	ONGUNSTIG
NACHTZWALUW*	<i>Caprimulgus europaeus</i>	KWETSBAAR	ONGUNSTIG ANNEX I VOGELRICHTLIJN
SPRINKHAANZANGER	<i>Locustella naevia</i>	NIET BEDREIGD	GUNSTIG
RIETGORS	<i>Emberiza schoeniclus</i>	BEDREIGD	GUNSTIG
ROOBBORSTTAPUIT	<i>Saxicola torquata</i>	NIET BEDREIGD	GUNSTIG
VELDLEEUWERIK	<i>Alauda arvensis</i>	KWETSBAAR	ONGUNSTIG ANNEX II VOGELRICHTLIJN
WULP	<i>Numenius arquata</i>	NIET BEDREIGD	ONGUNSTIG ANNEX II VOGELRICHTLIJN

* Geïnventariseerd door vrijwilligers van het Grenspark

2.2.1.1 BLAUWBORST

De blauwborst (*L. svecica*, Linnaeus 1758) is een trekvogel die in de winter migreert naar Zuid-Europa (Spanje, Portugal) en Noord- en Centraal-Afrika (BirdLife International 2013). De soort kan in broedgebied worden geïventariseerd van half maart tot half juli. Blauwborsten komen voor in gevarieerde vochtige habitats, van moerassen tot natte heide of langs greppels in cultuurland. Een combinatie van kale bodem om te foerageren met enige opslag van struiken als nest- en schuilplaats vormt ideaal broedbiotoop (Vermeersch et al. 2004, Hustings 2011). Blauwborsten maken hun nest in dichte vegetatie vlak tegen de grond. De eileg vindt plaats van eind april tot half juni. Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar. In sommige gebieden komt de soort in erg hoge dichtheden voor (Hustings 2011). Het dieet van de blauwborst bestaat voornamelijk uit insecten (Smiseth et al. 2003).

2.2.1.2 BOOMLEEUWERIK

Bij boomleeuweriken (*L. arborea*, Linnaeus 1758) migreert een deel van de populatie in de winter naar het mediterrane gebied, Noord-Afrika en het Midden-Oosten (Wernham et al. 2002). De soort kan in broedgebied worden geïventariseerd van half februari tot eind juni. Boomleeuweriken komen voor in heidegebieden, aan randen van zandverstuivingen en in duingebied. Ze worden ook aangetroffen langs zandpaden in cultuurland of op braakliggende of extensief bewerkte akkers (Hustings 2011). Het zijn typische broedvogels van territoria met open zandige foerageergebieden en met aanwezigheid van verspreide boomopslag die wordt gebruikt als zang- en uitkijkpost (Langston et al. 2007, Hustings 2011). De boomleeuwerik is een uitgesproken grondbroeder (Langston et al. 2007). Het nest wordt gemaakt in een kuiltje, vaak tegen een vegetatiepol aan en doorgaans op hooguit enkele tientallen meter van een boom die als zang- en uitkijkpost dient (Hustings 2011). De eileg vindt plaats van eind maart tot half juni, met een piek eind maart en in april. Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de boomleeuwerik bestaat uit insecten en zaden (Harrison & Forster 1959).

2.2.1.3 BOOMPIEPER

De boompieper (*A. trivialis*, Linnaeus 1758) is een trekvogel die overwintert ten zuiden van de Sahara (Wernham et al. 2002). Inventarisatie in broedgebied vindt plaats van half april tot half augustus. Het typische habitat van boompiepers bestaat uit open landschap om te foerageren en te nestelen, met aanwezigheid van verspreide boomopslag die gebruikt wordt als zangpost, en met een gebroken

kruidlaag van heide, jonge aanplant of brede bermen (Cramp 1998, Hustings 2011). Boompiepers komen vaak voor langs bosranden (Hansson 1983). Het zijn grondbroeders waarbij de eileg plaatsvindt van eind april tot begin juli (Petrušková et al. 2008). Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar (Hustings 2011). De soort is insectivoor (Rose 1982).

2.2.1.4 GEKRAAGDE ROODSTAART

De gekraagde roodstaart (*P. phoenicurus*, Linnaeus 1758) overwintert ten zuiden van de Sahara en ook in Marokko, Tunesië of op het Arabisch schiereiland (BirdLife International 2013). De soort wordt in broedgebied geïnventariseerd van half april tot half juli. Gekraagde roodstaarten zijn gebonden aan betrekkelijk open bos en worden ook gevonden in parken en tuinen (Fuchs et al. 2002). Nesten worden gemaakt in grote holen, nissen en nestkasten, doorgaans op maximum enkele meter hoogte (Hustings 2011). De eileg vindt plaats vanaf half april tot in juli, met een piek eind april en in de eerste helft van mei. Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de soort bestaat uit insecten en spinnen (Martinez et al. 2010)

2.2.1.5 GRASPIEPER

Graspiepers (*A. pratensis*, Linnaeus 1758) kennen een partiële migratie, met overwinteringsgebieden van Noord-Afrika tot Turkije, Syrië en Irak. Noordelijke populaties overwinteren in Noordwest-Europa (BirdLife International 2013). De soort wordt in broedgebied geïnventariseerd van begin maart tot half juli. Doortrekkers kunnen nog worden waargenomen tot begin mei. Graspiepers zijn grondbroeders die nestelen in allerlei open gebieden, zowel in agrarisch cultuurlandschap als in kwelder, heide, enzovoort (Kovarik et al. 2009, Hustings 2011). De eileg vindt plaats van midden april tot eind juli, met een hoogtepunt in mei. Koppels produceren één tot drie broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de graspieper bestaat voornamelijk uit insecten (Rose 1982).

2.2.1.6 FITIS

Fitissen (*P. trochilus*, Linnaeus 1758) zijn trekvogels die overwinteren ten zuiden van de Sahara (Ilieva et al. 2012). Ze worden in hun broedgebied geïnventariseerd van begin april tot half juli. Doortrek is mogelijk tot in mei, waarbij doortrekkers soms talrijk zingen in ongeschikt habitat (Hustings 2011). De soort broedt in droog tot vochtig halfopen landschap met voldoende boomopslag, van heide tot bos, moeras en agrarisch cultuurlandschap (Hustings 2011). In bepaalde habitats kunnen dichtheden hoog

oplopen. De eileg vindt plaats van begin mei tot in juni. Koppels produceren één broedsel per jaar (Hustings 2011). De fitis is in hoofdzaak insectivoor (Krupa 2004).

2.2.1.7 KNEU

De kneu (*C. cannabina*, Linnaeus 1758) kent een partiële migratie met overwinteringsgebieden van West-Europa tot Noord-Afrika en Iran (BirdLife International 2013). De soort kan in broedgebied worden geïnventariseerd van begin april tot eind juli. Doortrekkers komen voor tot diep in mei (Hustings 2011). Kneus nestelen vaak semi-koloniaal (Drachmann et al. 2002) en broeden in allerlei landschappen met dichte struiken, veelal kleinschalig agrarisch cultuurland, maar ook in jonge aanplant, oude struikheide met opslag en in tuinen (Hustings 2011). De eileg vindt plaats van half april tot eind juli, met een piek tussen eind april en half juni. Koppels produceren twee tot drie broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de kneu bestaat voornamelijk uit zaden, in mindere mate groene bladeren, en in zeer kleine hoeveelheid insecten (Newton 1967).

2.2.1.8 NACHTZWALUW

Nachtzwaluwen (*C. europaeus*, Linnaeus 1758) zijn schemer- en nachtactieve vogels. Ze overwinteren tot diep in Afrika en keren laat in het voorjaar terug naar hun broedplaatsen (Glutz von Boltzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). Inventarisatie van nachtzwaluwen vindt plaats van begin mei tot half augustus. De soort is nachtactief en kan worden gehoord vanaf 10-70 minuten na zonsondergang tot 60-30 minuten voor zonsopkomst (Hustings 2011). Nachtzwaluwen komen voor in de overgangszone tussen verschillende habitats, zoals in de zone tussen bos en open heide (Langston et al. 2007). Hun karakteristiek habitat is droge halfopen heide op zandige bodems met verspreide boomopslag, zoals *Betula sp.*, *Pinus sylvestris* of *Pinus nigra*. Ze worden ook aangetroffen op kale kapvlakten en langs open bosbestanden (Berry 1979). Plaatselijk kunnen hoge dichtheden worden bereikt. Nachtzwaluwen leggen hun eieren op kale bodem. De eileg vindt plaats van begin juni tot begin augustus. Koppels produceren één of twee broedsels per jaar (Hustings 2011). De soort is insectivoor met een gespecialiseerd dieet van in de vlucht gevangen nachtvlinders (Sierro et al. 2001).

2.2.1.9 RIETGORS

Rietgorzen (*E. schoeniclus*, Linnaeus 1758) zijn trekvogels waarbij populaties van West- en Centraal Europa overwinteren in het Middellandse Zeegebied en Noord-Afrika. Noordelijke populaties overwinteren meestal in de gematigde zones (BirdLife International 2013). Rietgorzen kunnen

worden geïnventariseerd in hun broedgebied van half maart tot half juli. Ze broeden op de grond in moerasvegetaties en lokaal ook in agrarisch cultuurland en langs slootranden (Hustings 2011, Musilová et al. 2011). Dichtheden in moerasvegetaties kunnen hoog oplopen. De eileg vindt plaats van eind april tot eind juni, met een piek in mei. Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de rietgors bestaat voornamelijk uit zaden van ruigtekruiden (Musilová et al. 2011).

2.2.1.10 ROOBBORSTTAPUIT

De roodborsttapuit (*S. torquata*, Linnaeus 1766) is een trekvogel met een partiële migratie, waarbij de noordelijke populaties naar Zuid-Europa en Noord-Afrika trekken (BirdLife International 2013). Inventarisatie van roodborsttapuiten vindt plaats van half maart tot eind juli. De soort broedt in open tot halfopen landschappen, van agrarisch cultuurland (met greppels, brede bermen etc.), halfopen heide tot in grote kaalslagen en in natuurontwikkelingsterrein (Hustings 2011). Vooral de aanwezigheid van een gevarieerde vegetatiestructuur en microreliëf met aanwezigheid van zangposten (struiken, paaltjes) is van belang (Vermeersch et al. 2004, Hustings 2001). Roodborsttapuiten maken een bodemnest in een holte. De eileg vindt plaats van half maart tot eind juli. Koppels produceren twee tot drie broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de roodborsttapuit is toegespitst op insecten (Cramp 1988).

2.2.1.11 SPRINKHAANZANGER

Sprinkhaanzangers (*L. naevia*, Boddaert 1783) overwinteren ten zuiden van de Sahara en in India (Bayly et al. 2011, BirdLife International 2013). Ze worden in hun broedgebied geïnventariseerd van half april tot eind juli. De soort broedt in open tot halfopen landschappen met een goed ontwikkelde kruidlaag en enige boomopslag, zowel in droge als natte habitats (Hustings 2011). De eileg vindt plaats van begin mei tot begin augustus, met een piek in de tweede helft van mei en in juni. Koppels produceren één tot twee broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de sprinkhaanzanger bestaat uit diverse insecten en spinnen (Dempsey & O'Clery 2002).

2.2.1.12 VELDLEEUWERIK

De veldleeuwerik (*A. arvensis*, Linnaeus 1758) kent een partiële migratie. Noordelijke populaties overwinteren in Zuid-Europa, Noord-Afrika, het Arabisch Schiereiland, India en China. Populaties uit West- en Zuid-Europa blijven tijdens de winter in de buurt van hun broedplaats (BirdLife International 2013). Veldleeuweriken worden in hun broedgebied geïnteriseerd van begin maart tot half juli (Hustings 2011). Het zijn grondbroeders die voorkomen in (meestal vrij droge) open landschappen om te foerageren, die deels begroeid zijn met lage vegetatie als schuil- en nestplaats. De soort broedt in heide, duinen of agrarisch cultuurlandschap (Grynderup Poulsen et al. 1998, Vermeersch et al. 2004, Hustings 2011). Zingende mannetjes kunnen in vlucht zeer hoog opvliegen en in hoge dichtheden voorkomen. De eileg vindt plaats van half april tot begin juli, met pieken in half april, half mei en juni. Koppels produceren twee broedsels per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de veldleeuwerik bestaat uit zaden, diverse insecten en wormen (Wilson et al. 1999, Dempsey & O'Clery 2002).

2.2.1.13 WULP

Wulpen (*N. arquata*, Linnaeus 1758) kennen een partiële migratie met overwinteringsgebieden langs de kusten van Noordwest-Europa, de Middellandse zee, Afrika, het Midden-Oosten, het Indisch subcontinent en Zuidoost-Azië tot aan Japan (BirdLife International 2013). Ze worden in hun broedgebied geïnteriseerd van half maart tot half juni. Het zijn grondbroeders die voorkomen in droog tot vochtig (half)open landschap in duinen, heide, hoogveen, grasland en agrarisch cultuurland (Cramp & Simmons 1983, Hustings 2011). Wulpen voeren hun baltsvlucht uit over grote afstanden (Hustings 2011). De eileg vindt plaats van eind maart tot eind mei, met een piek in april. Koppels produceren één broedsel per jaar (Hustings 2011). Het dieet van de wulp bestaat voornamelijk uit wormen en insecten. Ook crustaceëen en mollusken worden gegeten, en occasioneel kleine vissen, amfibieën, hagedissen, jonge vogels en kleine zoogdieren (del Hoyo et al. 1996).

2.2.2 INVENTARISATIEMETHODE

2.2.2.1 OPTEKENEN WAARNEMINGEN

De inventarisatie van de verschillende aandachtsoorten werd uitgevoerd via de methode van uitgebreide territoriumkartering. Er werden 38 verschillende inventarisatierondes gelopen, verspreid over het broedseizoen (maart-juli) van 2012. Per bezoekronde werd een deelgebied van de Kalmthoutse Heide geïnventariseerd. Er werd telkens een traject afgelegd waarbij visuele en auditieve waarnemingen van alle aandachtsoorten werden opgetekend op een veldkaart onder de vorm van recente luchtfoto. Bij elke waarneming werd een broedcode genoteerd en indien mogelijk het geslacht van het geobserveerde individu (Tabel 3). Broedcodes werden gehanteerd analoog aan de codes gebruikt in de Avimap software voor autoclustering van broedterritoria (Sectie 2.3.1).

TABEL 3: OVERZICHT VERSCHILLENDE BROEDCODES

BROEDCODE
0 OVERIG / BUITEN BROEDBIOTOOP
1 VOLWASSEN INDIVIDU
2 ZINGEND OF BALTSEND INDIVIDU
3 PAAR (BIJ BALTS/ZANG CODE 2 OF 5)
5 BALTSEND PAAR (OOK PARING)
6 WAARSCHIJNLIJKE NESTPLAATS
7 ALARMEREN, WAAKS GEDRAG
8 VOGEL MET BROEDVLEKKEN
9 NESTBOUW
10 AFLEIDINGSGEDRAG
11 PAS GEBRUIKT NEST
12 PAS UITGEVLOGEN / DONS JONGEN
13 BEWOOND NEST (BEZOEK OUDERS)
14 TRANSPORT VOEDSEL OF ONTLASTING
15 NEST MET EIEREN
16 NEST MET JONGEN

2.2.2.2 UITSLUITENDE WAARNEMINGEN

Bij de inventarisatie op het veld werd rekening gehouden met uitsluitende waarnemingen. Per bezoekronde werd elk individu slechts één keer opgetekend op de veldkaart, ook wanneer het vermoedelijk meerdere keren werd geobserveerd. Elke waarneming op de veldkaart stelt bijgevolg een ander individu voor: de ene waarneming sluit de andere uit. Uitsluitende waarnemingen zijn: i) tegelijk vastgestelde, met zekerheid verschillende vogels, of ii) vogels die na elkaar langs de route zijn geobserveerd, en waarvan het onwaarschijnlijk is dat het om hetzelfde individu gaat (van Dijk &

Boele 2011). Een correcte interpretatie van uitsluitende waarnemingen is essentieel voor de bepaling van het aantal territoria per soort. Wanneer tijdens een bezoekronde tweemaal hetzelfde punt werd gepasseerd, kon bij de betreffende locatie mogelijk voor de tweede keer een waarneming van een bepaalde soort worden gedaan. Indien het onmogelijk te bepalen was of het om hetzelfde individu ging of om een uitsluitende waarneming, werd de tweede waarneming niet genoteerd.

Bepaalde soorten (zoals wulp) kennen een grote actieradius en kunnen zich in korte tijd over forse afstand verplaatsen (van Dijk & Boele 2011). Er werd aandachtig opgelet voor vermoedelijke verplaatsingen om dubbeltellingen te voorkomen.

2.2.2.3 PERIODE VAN DE DAG

Inventarisaties werden uitgevoerd in zowel voor- als namiddag. De beste periode van de dag voor inventarisatie van de te monitoren soorten is de vroege ochtend, vanaf zonsopgang tot enkele uren daarna (Lambrechts et al. 2003). Het merendeel van de bezoeken vond in deze periode van de dag plaats. In elk deelgebied vonden ook inventarisatierondes plaats vanaf de late namiddag tot de avondschemering, wanneer bepaalde zangvogels opnieuw verhoogde activiteit vertonen. De inventarisatie van nachtzwaluw gebeurde door vrijwilligers van het Grenspark, op gerichte tijdstippen tijdens de schemering en 's nachts.

2.2.2.4 WEERSAFHANKELIJKHEID

Bij voorkeur werd geïnventariseerd bij droog en zonnig weer, of bij buig weer met wisselende opklaringen (Lambrechts et al. 2003). Inventariseren bleek weinig zinvol bij aanhoudende regenbuien en koud weer vanwege verminderde zangactiviteit.

2.3 DATAVERWERKING

2.3.1 CLUSTERING BROEDTERRITORIA

De gegevens verzameld in 2012 werden gedigitaliseerd via de online software Avimap. Het programma werd ontwikkeld door SOVON Vogelonderzoek Nederland en vormt een tool voor autoclustering van broedterritoria (avimap.org, 01-10-2012). Een broedterritorium kan worden omschreven als een gebied dat verdedigd wordt tegen soortgenoten en waarbinnen een broedsel tot stand kan komen (avimap.org, 01-10-2012). De waarnemingen van elke veldkaart werden via Avimap ingevoerd op een digitale luchtfoto met datum van de bezoeker, opgetekende locatie van elke waarneming en bijhorende broedcode (Sectie 2.2.3.1).

Hustings (2011) en Van Dijk et al. (2012) geven een gedetailleerde beschrijving van de gehanteerde criteria voor autoclustering van broedterritoria door Avimap. Hieronder wordt de werkwijze van het programma beknopt omschreven.

De ingevoerde gegevens van elke aandachtsoort werden door Avimap geclusterd tot verschillende territoria op basis van uitsluitende waarnemingen, de soortspecifieke fusieafstand en de soortspecifieke datumgrenzen (Tabel 4). De fusieafstand vormt de minimale afstand tussen 2 niet-uitsluitende waarnemingen, nodig om te besluiten of het om één of meer territoria gaat. Wanneer bij bepaalde territoria uitsluitende waarnemingen ontbreken, bepaalt de fusieafstand of er sprake is van één of meer territoria. (van Dijk & Boele 2011). Datumgrenzen bakenen de periode af waarbinnen een minimaal vereist aantal waarnemingen moet vallen (of één nestwaarneming) voor het aannemen van de aanwezigheid van een territorium (van Dijk & Boele 2011). Het minimaal vereist aantal waarnemingen is soortspecifiek en hangt af van het aantal uitgevoerde bezoeken in het deelgebied. Bij de meeste aandachtsoorten wordt bij minder dan 6 bezoeken in het deelgebied minimum 1 waarneming tussen de datumgrenzen vereist voor het toekennen van een territorium. Bij meer bezoeken, worden meer waarnemingen vereist (Hustings 2011, van Dijk & Boele 2011). Door voor elk territorium een minimum aantal waarnemingen binnen de datumgrenzen te eisen worden niet-broedvogels (trekvogels, zwervers) zo veel mogelijk uitgesloten (van Dijk & Boele 2011).

Het resultaat van de clustering door Avimap geeft het aantal vastgestelde territoria weer als territoriumstippen op een digitale kaart. Elke stip wordt geplaatst op de locatie van de ingevoerde waarneming die het meest centraal in het betreffende territorium ligt.

TABEL 4: SOORTSPECIFIEKE FUSIEAFSTAND EN - DATUMGRENZEN VOLGENS SOVON INVENTARISATIERICHTLIJNEN

SOORT	FUSIEAFSTAND (METER)	DATUMGRENZEN
BLAUWBORST	200	01/04 – 15/07
BOOMLEEUWERIK	300	15/03 – 20/06
BOOMPIEPER	200	15/04 – 10/07
FITIS	100	14/05 – 30/06
GEKRAAGDE ROODSTAART	200	30/04 – 30/06
GRASPIEPER	300	01/04 – 30/06
KNEU	500	25/04 – 20/07
NACHTZWALUW	300	15/05 – 10/08
SPRINKHAANZANGER	200	30/04 – 20/07
RIETGORS	200	15/04 -30/06
ROOBBORSTTAPUIT	200	15/03 – 15/07
VELDLEEUWERIK	300	01/04 – 15/06
WULP	1000	15/03 - 31/05

Sinds 1999 worden verschillende broedvogelsoorten in het Grenspark door vrijwilligers gemonitord (Tabel 5). Telgegevens uit inventarisatiejaren vóór 2012 werden door de betreffende waarnemers manueel geclusterd tot territoriumstippen centraal in elk territorium.

Automatisch clusteren met software zoals Avimap biedt het voordeel dat één klik volstaat om binnen enkele seconden alle gegevens te clusteren tot territoria op basis van welbepaalde en uniform toegepaste criteria (Van Dijk et al. 2012).

TABEL 5: JAREN VAN INVENTARISATIE VAN DE VERSCHILLENDE AANDACHTSOORTEN

SOORT	INVENTARISATIEJAREN
BLAUWBORST	1999, 2004, 2009, 2012
BOOMLEEUWERIK	1999, 2004, 2009, 2010, 2012
BOOMPIEPER	1999, 2004, 2009, 2012
FITIS	2009, 2012
GEKRAAGDE ROODSTAART	1999, 2004, 2009, 2012
GRASPIEPER	2012
KNEU	1999, 2004, 2009, 2012
NACHTZWALUW	1999, 2003, 2007, 2012
SPRINKHAANZANGER	2009, 2012
RIETGORS	1999, 2004, 2009, 2012
ROOBBORSTTAPUIT	1999, 2004, 2009, 2012
VELDLEEUWERIK	1999, 2004, 2009, 2012
WULP	1999, 2004, 2009, 2012

2.3.2 GIS-ANALYSE BROEDTERRITORIA

De resultaten van de autoclustering (2012) en manuele clusterings (<2012) werden ingevoerd in ArcGIS 9.3 software voor analyse van geografische informatiesystemen. Per aandachtsoort werd voor de verschillende inventarisatiejaren een aparte territoriumkaart opgesteld. Voor elk territorium werd op basis van de territoriumstip (= centraal punt uit de clustering) bepaald of het in een begraasde of onbegraasde zone gelegen is. Informatie rond welke zones worden begraasd, werd gevonden via het begrazingsraster uit het Grenspark archief (Tabel 6).

Op basis van soortspecifieke fusieafstanden (SOVON) werd per soort de grootte van een gemiddeld territorium bepaald (Tabel 7). Vervolgens werd voor alle inventarisatiejaren rond elke territoriumstip een cirkel aangebracht in functie van de fusieafstanden. Zo werd rond elke territoriumstip het vermoedelijke territorium afgebakend.

Voor elk afgebakend territorium werd het percentage overlap met de brandzone van 2011 bepaald. Op basis hiervan werd aan elk territorium een 'brandcode' toegekend. Territoria met <40% overlap met de brandzone werden aangeduid als territoria met brandcode 'niet-brand'-zone, tussen 40-60% overlap als zone 'brandgrens' en >60% overlap als 'brand'-zone. Het oprichten van de categorie 'brandgrens' wordt gestaafd door de geleidelijke overgang van brandzone naar niet-brandzone. Mogelijk hebben bepaalde soorten een bepaalde voor- of afkeur voor deze specifieke overgangzone. Voor alle inventarisatiejaren vóór de heidebrand van 2011 kan de categorie 'brand' worden omschreven als 'gebied waar het in 2011 zal branden', de categorie 'niet-brand' als 'gebied waar het tot 2012 niet zal branden' en de categorie 'brandgrens' als 'gebied waar in 2012 de overgang zal zijn van brandzone naar niet-brandzone'.

TABEL 6: BEHEERSMAATREGEL PER ZONE VAN HET BEGRAZINGSRASTER

RASTER	BEHEERSMAATREGEL
B	BEGRAZING
D	BEGRAZING
E	BEGRAZING
F	BEGRAZING
N2	GEEN BEGRAZING
N	GEEN BEGRAZING

TABEL 7: SOORTSPECIFIEKE FUSIEAFSTAND (VOLGENS SOVON) EN BEREKENDE OPPERVLAKTE VAN EEN GEMIDDELD TERRITORIUM

SOORT	FUSIEAFSTAND (M)	OPP. GEMIDDELD TERRITORIUM (M ²)
BLAUWBORST	200	31.400
BOOMLEEUWERIK	300	70.650
BOOMPIEPER	200	31.400
FITIS	100	7.850
GEKRAAGDE ROODSTAART	200	31.400
GRASPIEPER	300	70.650
KNEU	500	196.250
NACHTZWALUW	300	70.650
SPRINKHAANZANGER	200	31.400
RIETGORS	200	31.400
ROODBORSTTAPUIT	200	31.400
VELDLEEUWERIK	300	70.650
WULP	1000	785.000

Elke zone van het begrazingsraster werd opgesplitst in verschillende deelgebieden volgens de aanwezige brandcodes binnen die zone. Zones waar in 2011 een deel van gebrand heeft en een ander deel niet, kregen automatisch ook de categorie ‘brandgrens’ toegewezen. Zo werd de zone D onderverdeeld in de deelgebieden ‘D-brand’, ‘D-niet-brand’ en ‘D-brandgrens’, De zones E, F, N2 en NI werden analoog opgesplitst. De zone B ligt volledig in brandzone, en werd bijgevolg aangeduid als ‘B-brand’. In totaal werden 16 deelgebieden onderscheiden. Per aandachtsoort werd voor elk inventarisatiejaar het aantal territoria in elk deelgebied bepaald. Aan elk territorium werd dus een zone van het begrazingsraster toegekend, en een bepaalde brandcode.

2.3.3 STATISTISCHE ANALYSE

2.3.3.1 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER JAAR

De gegevens bekomen uit ArcGIS werden geanalyseerd met het statisch softwareprogramma R 2.14.1. Er werd gebruik gemaakt van de packages FactoMineR, plyr en ape4. Voor elk inventarisatiejaar werd onderzocht welke variabelen de distributie van het aantal broedterritoria van de aandachtsoorten over de verschillende deelgebied konden verklaren. Via *Principal Component Analyse* (PCA) werden de gegevens voor blauwborst, boomleeuwerik, boompieper, gekraagde roodstaart, kneu, nachtzwaluw, rietgors, roodborsttapuit, veldleeuwerik en wulp gezamenlijk onderzocht. Nachtzwaluw werd niet geheel analoog geïnventariseerd aan de andere soorten (inventarisaties in 1999, 2003, 2007 en 2012 t.o.v. 1999, 2004, 2009 en 2012). De soort werd evenwel opgenomen in de gezamenlijke analyse, omdat het aantal broedterritoria per deelgebied in 2003-2007 representatief worden geacht voor de mogelijke trends van 2004-2009. Vóór het uitvoeren van de PCA-analyse werd op alle gegevens een logtransformatie uitgevoerd volgens $i =$

$\log(j+1)$ om een normaalverdeling te bekomen. De gegevens werden gestandaardiseerd naar *unit variance*. De spreidingspatronen werden onderzocht van i) verschillende deelgebieden op basis van het aantal aanwezige broedterritoria van de aandachtsoorten, ii) de verschillende aandachtsoorten op basis van het aantal broedterritoria in de deelgebieden.

Vervolgens werden de resultaten van de PCA-analyse gepaard vergeleken tussen inventarisatiejaren op basis van de RV-coëfficiënt. Deze coëfficiënt vormt een maat voor de gelijkenis tussen twee matrices. De waarden van de RV-coëfficiënt variëren tussen 0 en 1: hoe hoger de coëfficiënt, hoe sterker de gelijkenis tussen de datasets. Er wordt verwacht dat de RV-coëfficiënten van de inventarisatiejaren vóór de zware heidebrand van 2011 onderling dichter bij elkaar liggen in vergelijking met de RV-coëfficiënt van het jaar 2012, als gevolg van veranderingen in het aantal broedterritoria van elke aandachtsoort per deelgebied na de heidebrand.

Tot slot werd per jaar een hiërarchische clusteranalyse uitgevoerd op basis van het Wardscriterium (beschreven in Husson et al. 2010). Er werd gekeken welke deelgebieden samenvallen op basis van het aantal broedterritoria per aandachtsoort. Tevens werd getest welke broedvogelsoorten verklarend zijn voor het geobserveerde clusterpatroon van de verschillende deelgebieden.

De distributie van de broedterritoria van fitis, graspieper en sprinkhaanzanger werden louter beschrijvend geanalyseerd, vanwege de beschikbaarheid van gegevens uit slechts één of twee inventarisatiejaren.

2.3.1.2 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER SOORT

Voor elke soort werd nagegaan of veranderingen in het totaal aantal broedterritoria over de verschillende inventarisatiejaren konden verklaard worden door het voorkomen van de heidebrand, door aanwezigheid van beheer (begrazing) of door een interactie tussen de brand en het beheer. De categorie 'brandgrens' werd niet meegenomen in deze analyse omwille van het lage aantal territoria binnen de klasse voor alle aandachtsoorten. Een *generalised mixed model* werd opgesteld met een poissonverdeling. Als beginmodel werden de variabelen brand, beheer, jaar en de interacties brand*beheer en jaar*beheer in het model opgenomen. Vervolgens werd een *backward stepwise variable selection* gedaan met *log-likelihood ratio* testen, om in het eindmodel alleen significante variabelen over te houden. In elk model werden *intercept* en *slope* voor jaar en brand als *random effect* toegevoegd. Voor deze analyses werd gebruik gemaakt van het package `lme4` in het statisch softwareprogramma R 2.14.1.

3. RESULTATEN

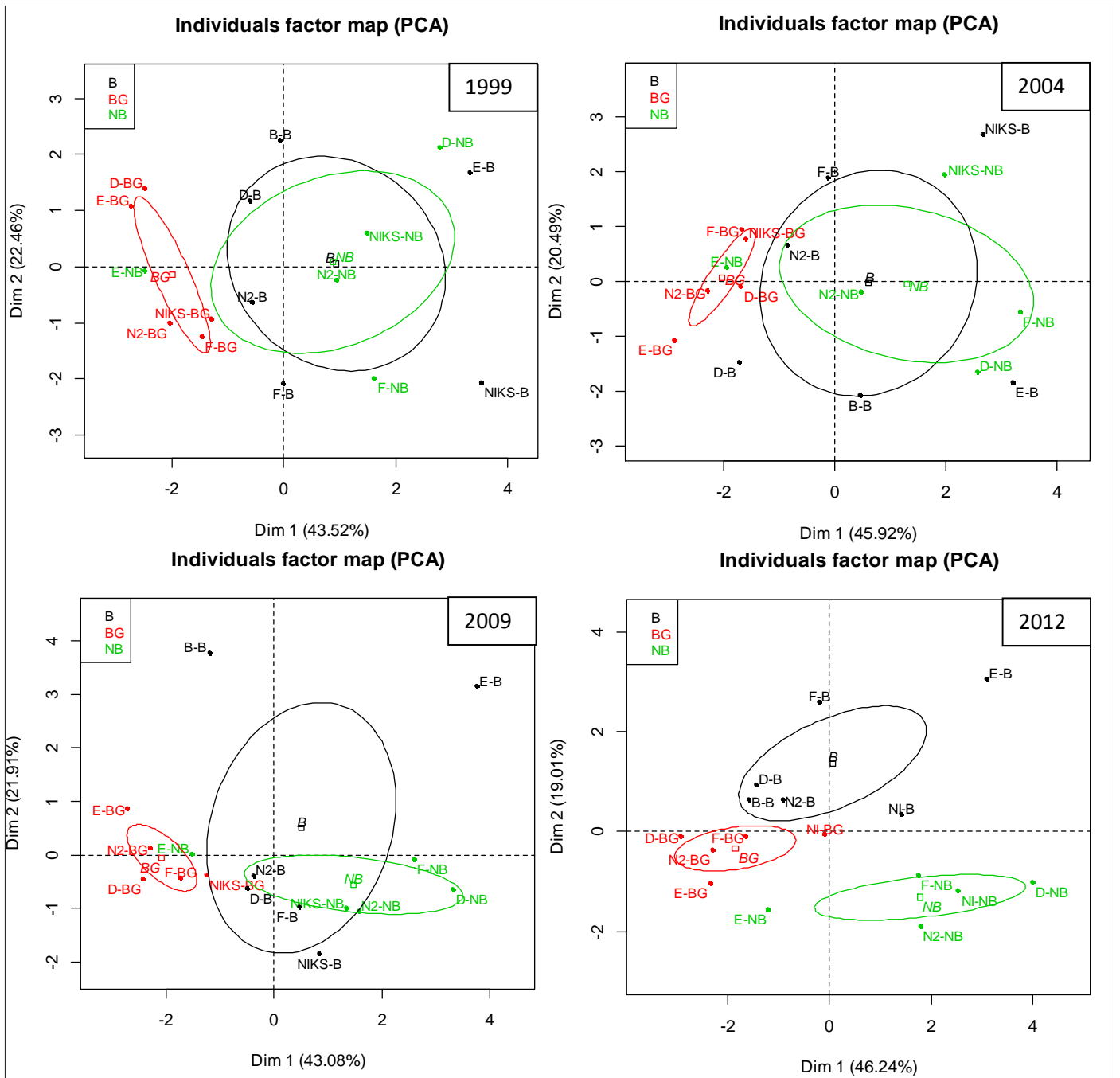
3.1 TERRITORIUMKARTERING 2012

Voor elke aandachtsoort werden territoriumkaarten opgesteld. Figuren 3-15 (Bijlagen) tonen de broedterritoria in 2012 van de verschillende aandachtsoorten. In 2012 werden binnen het onderzoeksgebied 8 territoria aangetroffen van blauwborst, 64 van boomleeuwerik, 117 van boompieper, 86 van fitis, 45 van gekraagde roodstaart, 34 van graspieper, 17 van kneu, 54 van nachtzwaluw, 12 van rietgors, 75 van roodborsttapuit, 4 van sprinkhaanzanger, 15 van veldleeuwerik en 7 van wulp.

3.2 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER JAAR

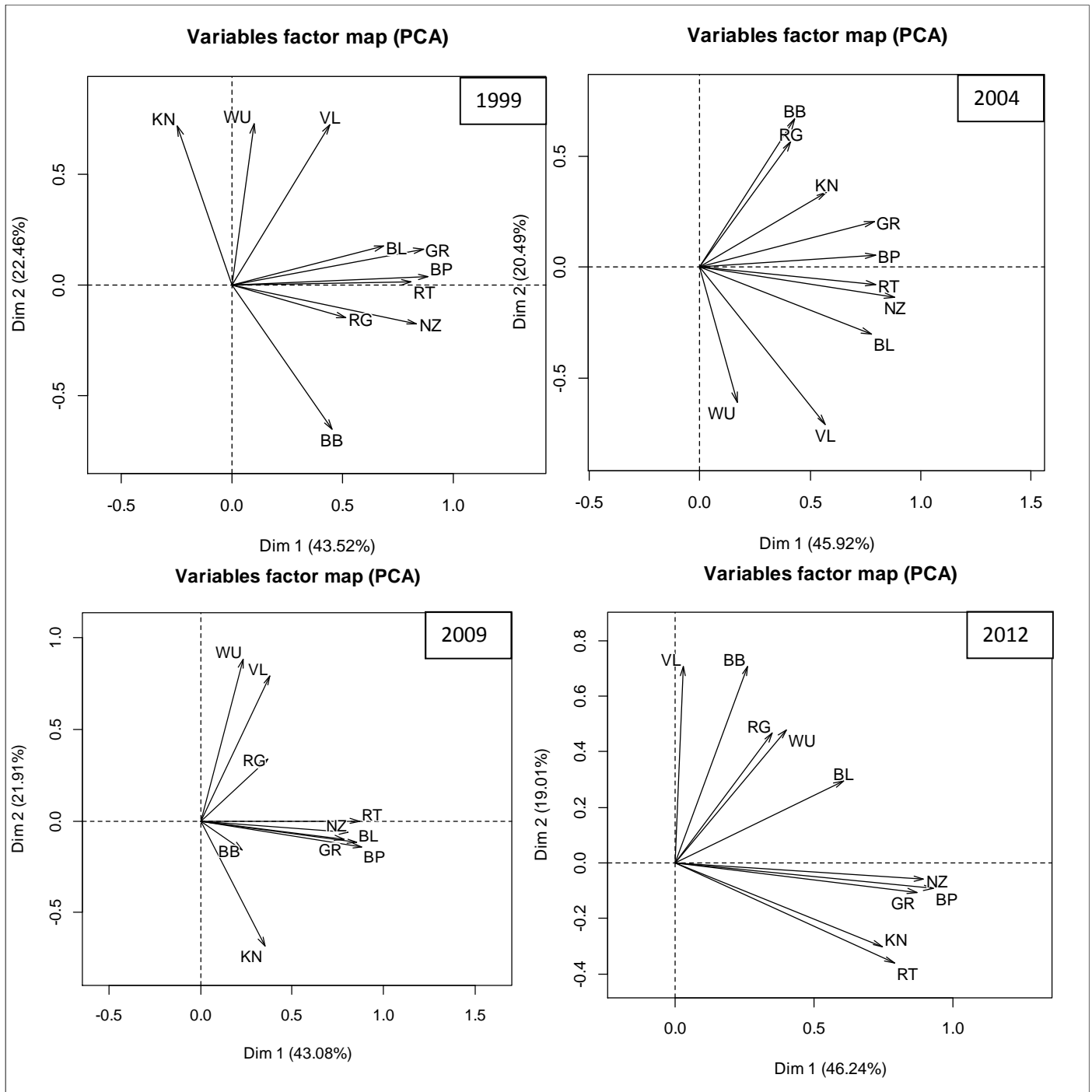
Figuren 16-17 tonen verschillende spreidingsplots die werden bekomen via PCA-analyse. Gegevens voor blauwborst, boomleeuwerik, boompieper, gekraagde roodstaart, kneu, nachtzwaluw, rietgors, roodborsttapuit, veldleeuwerik en wulp werden in de analyse opgenomen.

In Figuur 16 wordt voor elk inventarisatiejaar voorgesteld hoe de verschillende deelgebieden, uitgaande van hun soortensamenstelling en abundantie van broedterritoria, zich tot elkaar verhouden volgens de eerste twee hoofdassen van de PCA. Deelgebieden werden bepaald op basis van zone van het begrazingsraster en bijhorende brandcode (sectie 2.3.2). De resultaten tonen duidelijke verschillen tussen de inventarisatiejaren vóór en na de heidebrand van 2011. In de jaren vóór de brand blijkt dat er op basis van het aantal broedterritoria per aandachtsoort weinig verschil is tussen de deelgebieden binnen de (toekomstige) brandzone en binnen de zone die van de brand gespaard blijft. In de inventarisatiejaren 1999 en 2004 overlappen beide zones zeer sterk. In 2009 wordt de overlap tussen de brandzone en de niet-afgebrande zone kleiner. In 2012, het jaar na de zware heidebrand, onderscheidt de brandzone zich opmerkelijk van de niet-afgebrande zone. Beide zones verschillen duidelijk op basis van het aantal territoria van de verschillende aandachtsoorten. De zone 'brandgrens' onderscheidt zich in elk inventarisatiejaar van de andere zones.



FIGUUR 16: SPREIDINGSPATRONEN VAN DE VERSCHILLENDE DEELGEBIEDEN VOLGENS DE EERSTE TWEI HOOFDASSEN VAN DE PCA, INGEKLEURD VOLGENS BRANDCODE (B=BRAND, BG=BRANDGREN NB=NIET-BRAND).

Figuur 17 toont voor verschillende inventarisatiejaren het spreidingspatroon van verschillende aandachtsoorten (uitgaande van het aantal broedterritoria per deelgebied) volgens de eerste twee hoofdassen van de PCA.



FIGUUR 17: SPREIDINGSPATROON VAN VERSCHILLENDE AANDACHTSSOORTEN VOLGENS DE EERSTE TWEE HOOFDASSEN VAN DE PCA

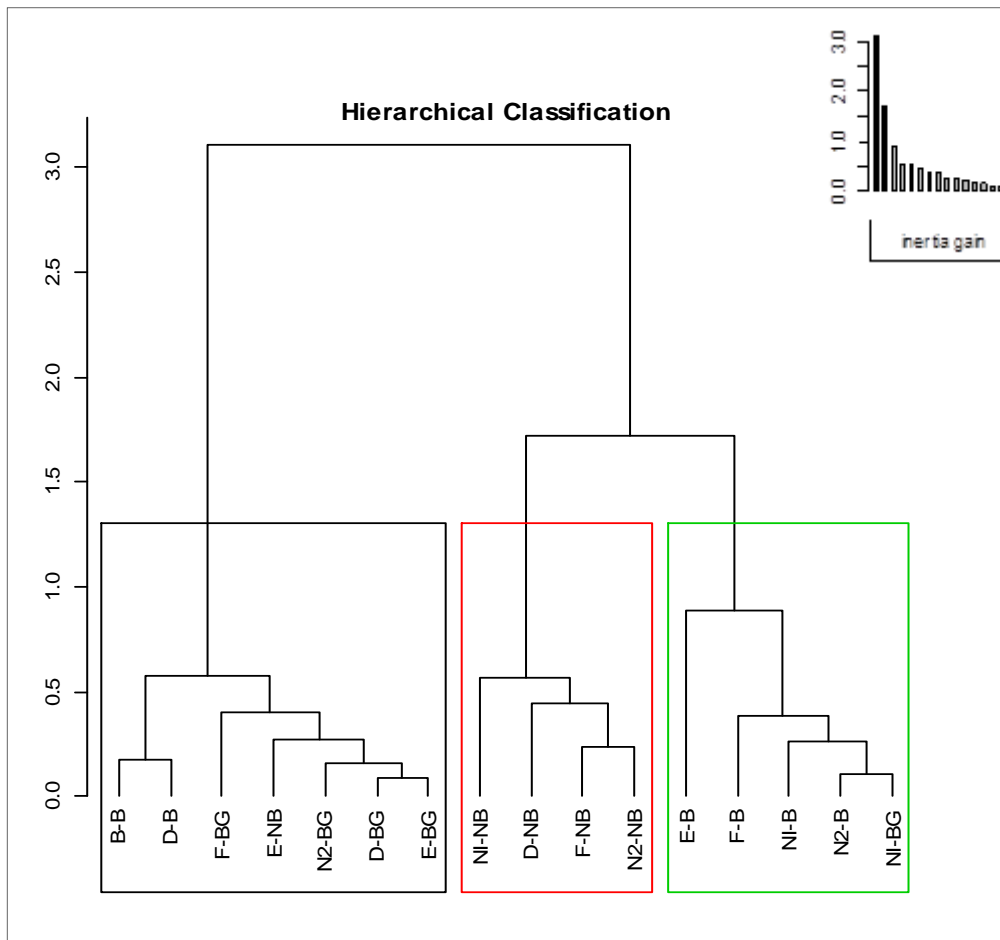
Omdat alleen voor 2012 de verschillende deelgebieden duidelijk kunnen worden onderscheiden, wordt voor dit jaar een uitgebreide bespreking gegeven. Voor de PCA-analyse van de gegevens van 2012 verklaren de eerste twee dimensies respectievelijk 46.21% en 19.01% van de totale variatie. De eerste drie dimensies verklaren samen 79.48% van de totale variatie. Wanneer de spreidingsplot van 2012 van de verschillende aandachtsoorten wordt vergeleken met de spreidingsplot van de verschillende deelgebieden, kunnen een aantal verbanden worden gelegd tussen bepaalde soorten en hun voorkomen in de verschillende brandcategorieën (Figuur 17). Zo zijn in 2012 de soorten boompieper, gekraagde roodstaart, nachtzwaluw, kneu, rietgors en roodborsttapuit significant positief gecorreleerd met de eerste hoofdas ($p < 0.05$). De variabele 'brandcode' is eveneens significant gecorreleerd met de eerste hoofdas ($p = 0.03$), waarbij de categorie 'brandgrens' een negatieve correlatie kent met deze as ($p = 0.01$). De soorten wulp en blauwborst zijn positief geassocieerd met de tweede hoofdas, alsook de categorie 'brand' ($p < 0.001$). De aantallen van kneu zijn negatief gecorreleerd met de tweede hoofdas, evenals de deelgebieden uit niet-afgebrande zone ($p < 0.001$). Voor de derde dimensie werd een positieve correlatie gevonden voor boomleeuwerik ($p < 0.001$) en veldleeuwerik (0.002).

De resultaten van de RV-coëfficiënten uit de paarwijze vergelijking tussen jaren worden voorgesteld in Tabel 8. Voor 1999 en 2004 is de RV-coëfficiënt het hoogst voor opeenvolgende jaren, en het laagst voor de vergelijking met 2012. Het inventarisatiejaar 2009 heeft een gelijke RV-coëfficiënt voor de vergelijking met de jaren 2004 en 2012.

TABEL 8: RV-COËFFICIËNT VOOR DE VERGELIJING TUSSEN INVENTARISATIEJAREN

	2004	2009	2012
1999	0.82	0.75	0.74
2004		0.78	0.76
2009			0.78

Een clusteranalyse werd uitgevoerd op de resultaten van de PCA-analyse voor de verschillende inventarisatiejaren. Er werd onderzocht of de factor 'brandcode' een invloed had op het indelen van de verschillende deelgebieden in clusters. Voor de inventarisatiejaren 1999, 2004 en 2009 blijkt de factor 'brandcode' geen significante invloed te hebben in het toewijzen van deelgebieden aan bepaalde clusters. Voor 2012 blijkt 'brandcode' wel een significante invloed ($p = 0.009$) uit te oefenen op het indelen van deelgebieden in verschillende clusters. De resultaten van de hiërarchische clustering voor de gegevens van 2012 worden voorgesteld in een dendrogram in Figuur 18.



FIGUUR 18: HIËRARCHISCH DENDROGRAM VAN GEGEVENS UIT 2012: DEELGEBIEDEN WERDEN GEORDEND VOLGENS HUN POSITIE T.O.V. DE EERSTE HOOFDCOMPONENTENAS (B=BRAND, BG=BRANDGRENNS, NB=NIET-BRAND).

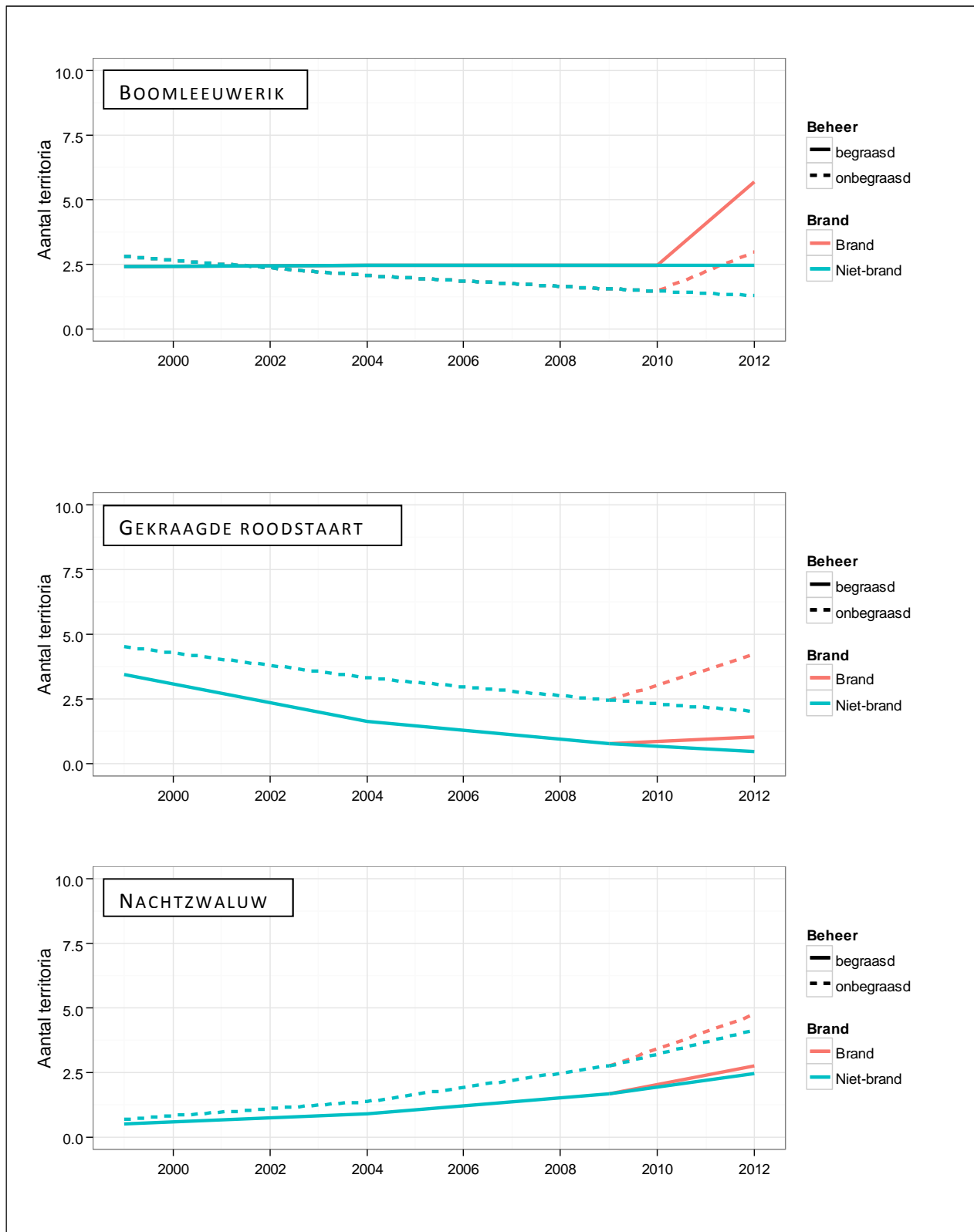
In het hiërarchisch dendrogram worden drie grote clusters onderscheiden (Figuur 18). De factor 'brandcode' blijkt een significante invloed ($p=0.009$) uit te oefenen op de indeling van de deelgebieden in verschillende clusters. De categorie 'niet-brand' vormt een verklarende factor ($p=0.005$) voor het toewijzen van bepaalde deelgebieden aan de tweede cluster (rood). De eerste cluster (zwart) bestaat uit verschillende deelgebieden uit de zone van de brandgrens, en daarnaast nog enkele deelgebieden uit de brandzone en de niet-afgebrande zone. De cluster wordt verklaard door significant minder territoria van kneu ($p=0.04$), boompieper ($p=0.002$), roodborsttapuit ($p=0.01$), nachtzwaluw ($p=0.001$) en gekraagde roodstaart ($p=0.0008$) ten opzichte van de andere clusters. De tweede cluster (rood) wordt gevormd door deelgebieden gelegen in niet-afgebrande zone. Deze cluster wordt verklaard door significant meer territoria van kneu ($p=0.001$), roodborsttapuit ($p=0.004$), boompieper ($p=0.004$), nachtzwaluw ($p=0.01$) en gekraagde roodstaart ($p=0.01$), ten opzichte van de andere clusters. De derde cluster (groen) wordt gedomineerd door deelgebieden gelegen in de brandzone. De cluster wordt verklaard door significant meer territoria van blauwborst ($p=0,0004$) en rietgors ($p=0.03$) ten opzichte van de andere clusters.

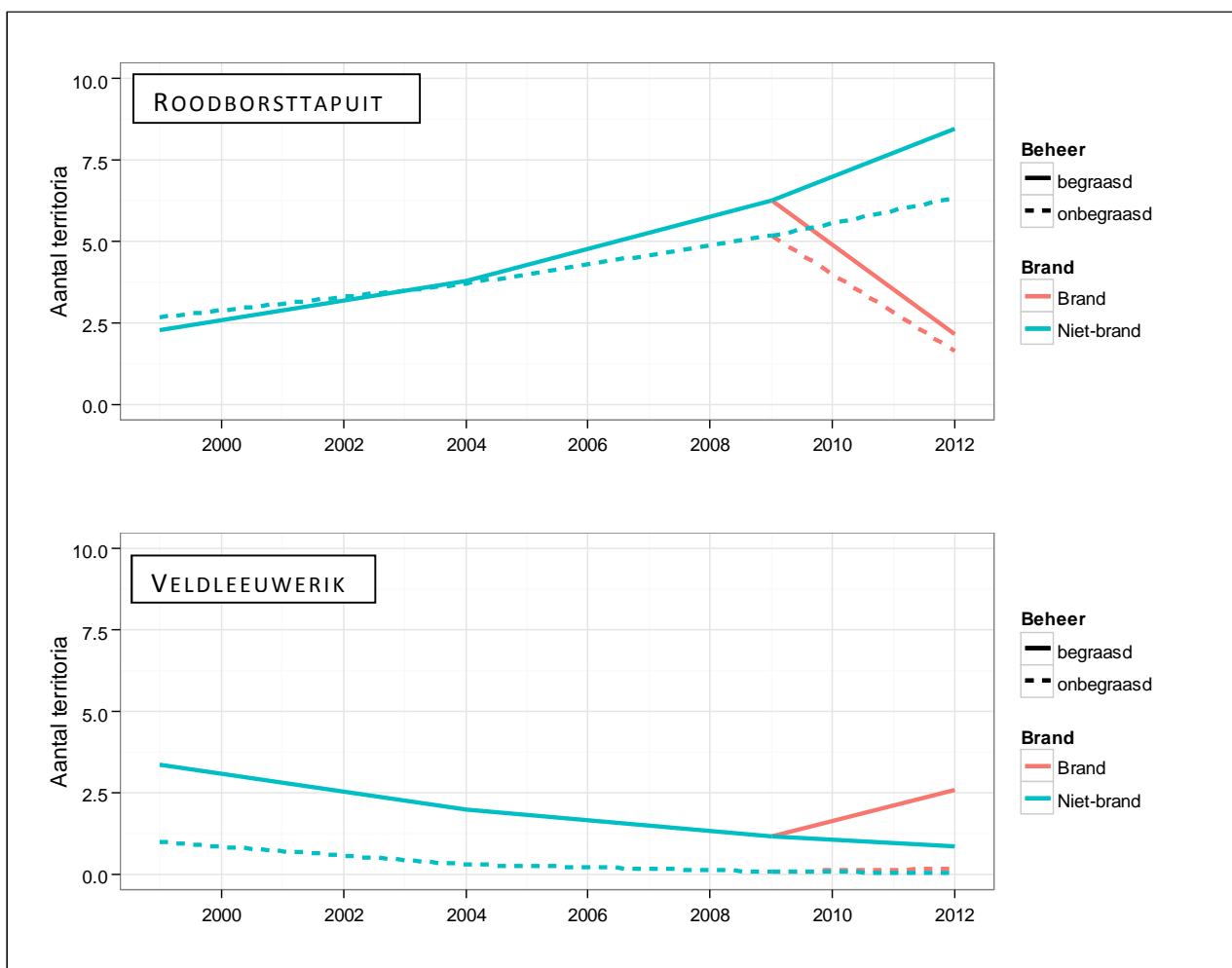
3.3 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER SOORT

Tabel 9 toont voor de *backward stepwise variable selection* de resultaten van de *loglikelihood ratio* testen die bepaalden welke variabelen wel of niet in het eindmodel werden opgenomen. Voor boomleeuwerik werd in het eindmodel een significant positief effect gevonden van brand op het aantal territoria binnen de brandzone ($p=0.02$). Voor roodborsttapuit werd een significant effect gevonden voor jaar ($p=0.006$) en voor brand ($p=0.003$). Voor gekraagde roodstaart en nachtzwaluw werd een significant effect gevonden voor jaar (p -waarden respectievelijk 0.002 en 0.0003). Voor veldleeuwerik blijken de interacties beheer*jaar en beheer*brand significant (p -waarden respectievelijk 0.02 en 0.04). De resultaten voor bovenstaande soorten werden uitgezet in Figuur 19. Voor kneu blijkt geen enkele factor significant, hoewel brand als factor toch neigt naar significantie ($p=0.08$). Voor blauwborst, boompieper en rietgors werden geen significante factoren gevonden (finaal model met brand als factor, p -waarden respectievelijk 0.3, 0.2 en 0.4). Voor wulp kon deze analyse niet worden uitgevoerd wegens het lage aantal territoria in verschillende inventarisatiejaren.

TABEL 9: RESULTATEN VAN LOGLIKELIHOOD RATIO TEST VOOR DE BEPALING VAN VARIABLE(N) IN HET EINDMODEL

SOORT	BRAND X BEHEER	BEHEER X JAAR	BRAND	BEHEER	JAAR
BLAUWBORST	$\chi^2_1 = 0.76$ $P = 0.384$	$\chi^2_1 = 1.10$ $P = 0.295$	$\chi^2_1 = 1.13$ $P = 0.2871$	$\chi^2_1 = 0.46$ $P = 0.499$	$\chi^2_1 = 2.83$ $P = 0.092$
BOOMLEEUWERIK	$\chi^2_1 = 0.013$ $P = 0.908$	$\chi^2_1 = 2.40$ $P = 0.121$	$\chi^2_1 = 5.71$ $P = 0.02 *$	$\chi^2_1 = 0.02$ $P = 0.890$	$\chi^2_1 = 1.03$ $P = 0.310$
BOOMPIEPER	$\chi^2_1 = 0.76$ $P = 0.383$	$\chi^2_1 = 0.29$ $P = 0.591$	$\chi^2_1 = 0.19$ $P = 0.665$	$\chi^2_1 = 1.05$ $P = 0.306$	$\chi^2_1 = 2.43$ $P = 0.119$
GEKRAAGDE ROODSTAART	$\chi^2_1 = 0.08$ $P = 0.782$	$\chi^2_1 = 2.61$ $P = 0.11$	$\chi^2_1 = 0.95$ $P = 0.330$	$\chi^2_1 = 0.05$ $P = 0.820$	$\chi^2_1 = 10.07$ $P = 0.002 **$
KNEU	$\chi^2_1 = -1.28$ $P = 1$	$\chi^2_1 = 0.740$ $P = 0.390$	$\chi^2_1 = 3.06$ $P = 0.08$	$\chi^2_1 = 0.01$ $P = 0.944$	$\chi^2_1 = 2.27$ $P = 0.132$
NACHTZWALUW	$\chi^2_1 = 0.02$ $P = 0.903$	$\chi^2_1 = 0.08$ $P = 0.779$	$\chi^2_1 = 0.07$ $P = 0.796$	$\chi^2_1 = 1.00$ $P = 0.318$	$\chi^2_1 = 13.16$ $P < 0.001 **$
RIETGORS	$\chi^2_1 = 0.070415$ $P = 0.7907$	$\chi^2_1 = 0.05$ $P = 0.823$	$\chi^2_1 = 0.80$ $P = 0.372$	$\chi^2_1 = 1.09$ $P = 0.297$	$\chi^2_1 = 0.01$ $P = 0.964$
ROODBORSTAPUIT	$\chi^2_1 = 2.36$ $P = 0.124$	$\chi^2_1 = 1.71$ $P = 0.190$	$\chi^2_1 = 8.36$ $P = 0.004 **$	$\chi^2_1 = 0.38$ $P = 0.537$	$\chi^2_1 = 7.47$ $P = 0.006 **$
VELDLEEUWERIK	$\chi^2_1 = 4.06$ $P = 0.043 *$	$\chi^2_1 = 5.14$ $P = 0.023 *$			





FIGUUR 19: VOORSTELLING VAN TIJDRENDS IN AANTAL EN DISTRIBUTIE VAN TERRITORIA OVER VERSCHILLENDE DEELGEBIEDEN VOOR VERSCHILLENDE AANDACHTSOORTEN.

Uit de resultaten van de analyse van mogelijke trends in aantal en distributie van broedterritoria blijkt het aantal broedterritoria van boomleeuwerik vrij stabiel tussen 1999 en 2009 (Figuur 19), met een lichte afname in de onbegraasde zone. In 2012 wordt een sterke stijging van het aantal territoria vastgesteld binnen de brandzone, zowel in de begraasde zone als in de onbegraasde zone. In de niet-afgebrande zone blijft het aantal territoria stabiel. 'Brand' blijkt een significante factor ($p=0.02$) voor het verklaren van deze trend.

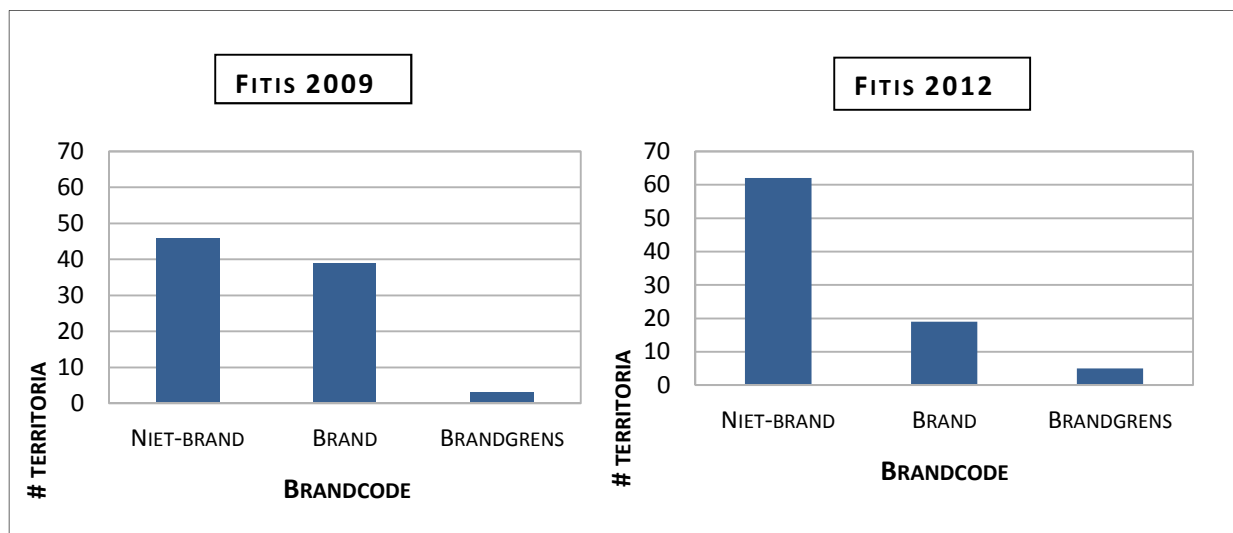
Bij gekraagde roodstaart kent het aantal territoria na 1999 een sterk afnemende trend (Figuur 19), zowel in de begraasde als de onbegraasde zone. Na de heidebrand nemen de aantallen in de brandzone toe in zowel de begraasde als de onbegraasde zone. Voor de niet-afgebrande zone zet de dalende trend zich verder. Het effect van brand blijkt niet significant ($p>0.05$). 'Jaar' vormt wel een verklarende factor ($p=0.002$) voor de trend in het aantal territoria van de soort.

Het aantal broedterritoria van nachtzwaluw kent een stijgende trend over heel de periode van 1999 tot 2012, zowel in de begraasde als de onbegraasde zone (Figuur 19). Na de heidebrand neemt het aantal nog sterker toe ten opzichte van de periode ervoor. 'Jaar' blijkt een significante factor in het verklaren van de algemeen toenemende trend ($p=0.0003$).

Voor roodborsttapuit kent het aantal territoria een stijgende tendens tussen 1999 en 2009, zowel in de begraasde als de onbegraasde zone (Figuur 19). Na de heidebrand neemt het aantal territoria binnen de brandzone sterk af in zowel de begraasde als de onbegraasde zone. In de zone die van de brand werd gespaard, gaat het aantal territoria vooruit, met een sterkere toename dan de jaren vóór de brand. Er werd een significant effect gevonden van jaar ($p=0.006$) en brand ($p=0.003$) op het aantal broedterritoria in de verschillende deelgebieden.

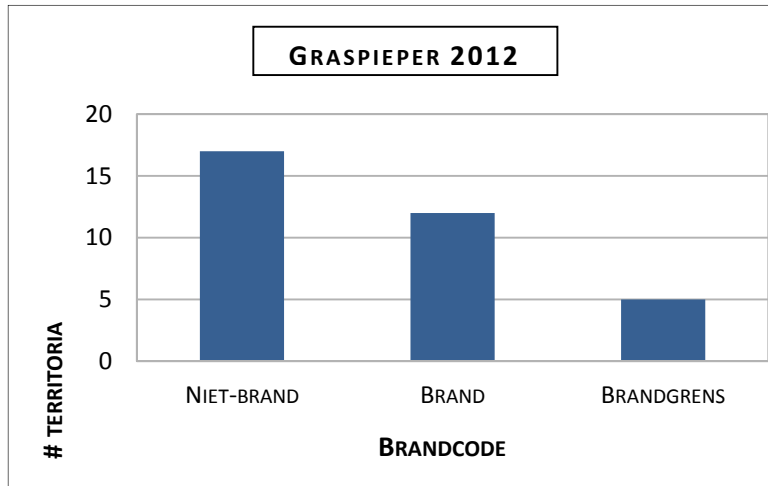
De territoria van veldleeuwerik kennen tussen 1999 en 2009 een afname, met in de begraasde zone een sterkere achteruitgang dan in de onbegraasde zone (Figuur 19). Na de heidebrand neemt het aantal territoria duidelijk toe in het begraasde deel van de brandzone. De interacties beheer*jaar en beheer*brand blijken significant (p -waarden respectievelijk 0.02 en 0.04).

Voor fitis, graspieper, sprinkhaanzanger en wulp wordt de distributie van territoria over verschillende brandcategorieën in verschillende inventarisatiejaren voorgesteld in Figuren 20-23.



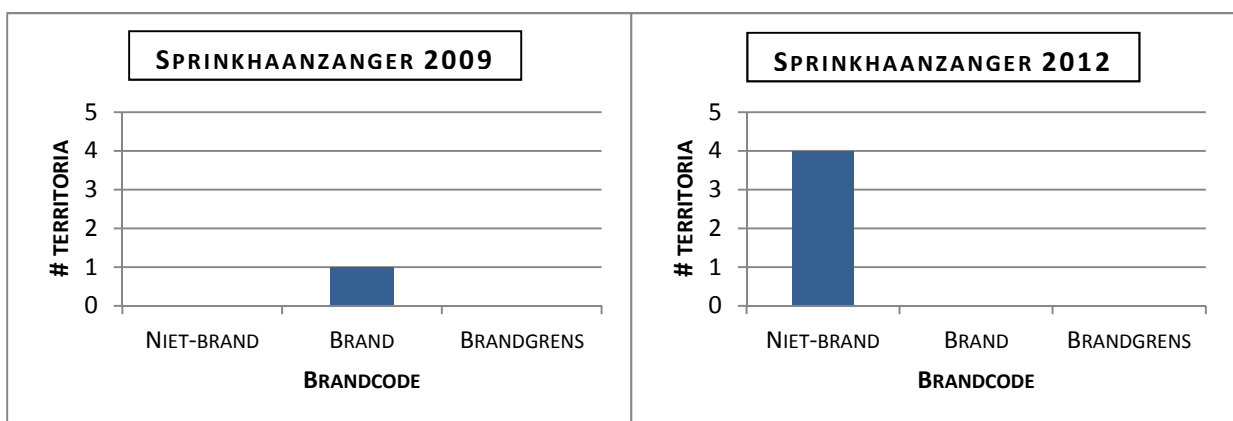
FIGUUR 20: AANTAL EN DISTRIBUTIE VAN TERRITORIA VAN FITIS IN 2009 EN 2012

De gegevens voor fitis (Figuur 20) geven aan dat het aantal broedterritoria binnen de brandzone in 2012 is afgenomen ten opzichte van 2009. Het aantal territoria in de niet-afgebrande zone blijkt gestegen. Het aantal binnen de zone van de brandgrens blijft vrijwel stabiel.



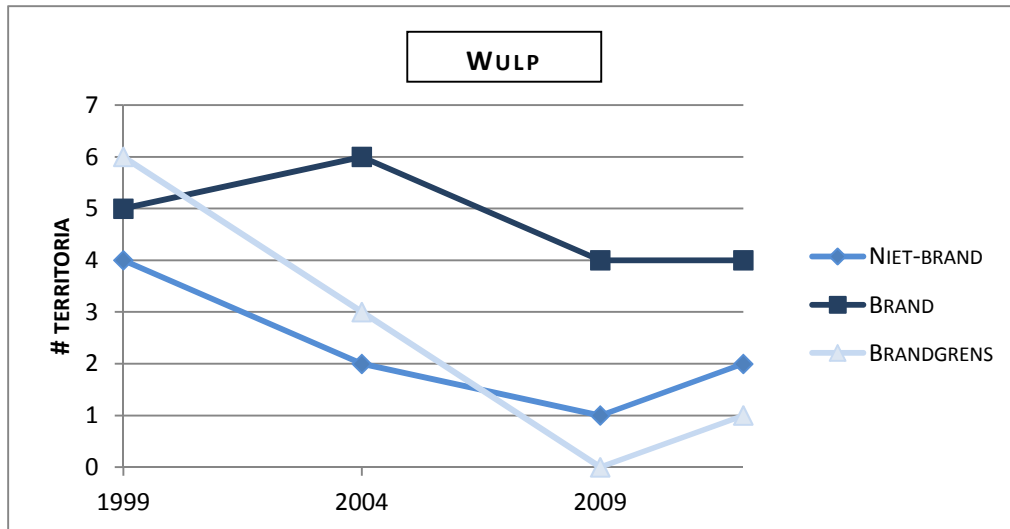
FIGUUR 21: AANTAL EN DISTRIBUTIE VAN TERRITORIA VAN GRASPIEPER IN 2012

Het aantal broedterritoria van graspieper ligt in 2012 hoger in niet-afgebrande zone in vergelijking met de brandzone (Figuur 21). Het ontbreken van gegevens van de soort uit vorige inventarisatiejaren maakt het niet mogelijk om een trend te bepalen.



FIGUUR 22: AANTAL EN DISTRIBUTIE VAN TERRITORIA VAN SPRINKHAANZANGER IN 2009 EN 2012

Ook voor sprinkhaanzanger blijkt het bepalen van een trend niet mogelijk. Het aantal territoria van de soort ligt erg laag in zowel 2009 als 2012, met in 2009 1 territorium in de brandzone, en in 2012 alle 4 territoria in niet-afgebrande zone (Figuur 22).



FIGUUR 23: AANTAL EN DISTRIBUTIE VAN TERRITORIA VAN WULP VAN 1999 TOT 2012

Na de heidebrand blijft het aantal broedterritoria van wulp stabiel zowel binnen als buiten de brandzone (Figuur 23). In de jaren vóór de heidebrand vond telkens een daling plaats van het aantal territoria binnen de zone van de brandgrens. Het kleine aantal broedterritoria van de soort laat echter niet toe om te spreken over bepaalde trends.

4. DISCUSSIE

4.1 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER JAAR

De resultaten van de gezamenlijke analyse van het aantal broedterritoria van de verschillende aandachtsoorten tonen een opmerkelijk verschil tussen de jaren vóór en het jaar na de zware heidebrand van 2011. In het jaar 2012 onderscheiden de brandzone en de niet-afgebrande zone zich duidelijk van elkaar op basis van het aantal territoria van de aandachtsoorten in de verschillende deelgebieden (Figuur 16). Dit vormt een sterk contrast tegenover de voorgaande inventarisatiejaren. Tevens worden alleen voor het inventarisatiejaar 2012 de deelgebieden met dezelfde brandcode duidelijk toegewezen aan dezelfde clusters (Figuur 18). De drie gevormde clusters tonen een duidelijke overeenkomst met de resultaten van de spreidingsplots van verschillende soorten in 2012 (Figuur 16). Deze bevindingen geven een sterke aanwijzing dat de heidebrand van 2011 een effect heeft gehad op het aantal en de distributie van broedterritoria van verschillende aandachtsoorten.

De zone 'brandgrens' onderscheidt zich in elk inventarisatiejaar duidelijk van de andere zones. De categorie is negatief gecorreleerd met de eerste hoofdas van de PCA, terwijl het aantal territoria van verschillende soorten (boompieper, gekraagde roodstaart, nachtzwaluw, kneu, rietgors en roodborsttapuit) er positief mee gecorreleerd is. Dit geeft aan dat in 2012 binnen deze zone in vergelijking met de brandzone en de niet-afgebrande zone voor verschillende soorten slechts een klein aantal broedterritoria aanwezig was. In de hiërarchische clusteranalyse worden de deelgebieden uit deze zone samen gegroepeerd met deelgebieden uit andere zones, waar ook weinig broedterritoria werden aangetroffen.

Voor blauwborst en kneu kan een patroon worden gevonden in de resultaten van de spreidingsplots en de hiërarchische clusteranalyse. Zo is het aantal territoria van blauwborst in 2012 positief geassocieerd met de tweede hoofdas van de PCA, alsook de categorie 'brand' ($p < 0.001$). Tevens wordt de cluster gedomineerd door deelgebieden binnen de brandzone verklaard door o.a. significant meer territoria van blauwborst ($p < 0.001$) ten opzichte van de andere clusters. De soort verkiest in 2012 duidelijk de brandzone boven de andere zones. De aantallen van kneu zijn negatief gecorreleerd met de tweede hoofdas van de PCA, evenals de deelgebieden uit niet-afgebrande zone ($p < 0.001$). De cluster gevormd door deelgebieden gelegen in niet-afgebrande zone wordt verklaard door o.a. significant meer territoria van kneu ($p = 0.001$) ten opzichte van de andere clusters. De

territoria van deze soort komen in 2012 duidelijk meer voor in niet-afgebrande zone in vergelijking met de brandzone. In Sectie 4.2 worden per aandachtsoort mogelijke trends in de tijd besproken en een verklaring gegeven voor de gevonden bevindingen vanuit de broedbiologie van elke soort.

De waardes van de RV-coëfficiënten tonen geen duidelijk verschil tussen de inventarisatiejaren vóór en het jaar na de heidebrand. De dalende tendens van de RV-coëfficiënt in de vergelijkingen tussen 1999 en de daarop volgende inventarisatiejaren wijst wel op een geleidelijke verandering in aantal broedterritoria van elke aandachtsoort per deelgebied (Tabel 8).

4.2 ANALYSE BROEDTERRITORIA PER SOORT

Verschillende onderzoeken naar de effecten van een brand op de fauna in een bepaald gebied vonden een reorganisatie van gemeenschappen, met in de getroffen zone een toename van bepaalde soorten en een afname van andere soorten (Lawrence 1966, Smith 2000). Het veranderen van vegetatiestructuur als gevolg van een brand kan een positief effect uitoefenen op bepaalde vogelsoorten (Cox & Widener 2008). Zo werd ook in deze studie gevonden dat bepaalde soorten positieve effecten ondervinden van een brand en toenemen in aantal, terwijl andere soorten juist afnemen in aantal binnen de getroffen zone. Er werd gekeken naar effecten van de heidebrand van 2011, naar het effect van begrazing als beheersmaatregel, en naar mogelijke effecten van 'jaar' als verklaring van een trend (misschien vonden reeds vóór de heidebrand belangrijke veranderingen plaats in het aantal en de distributie van territoria).

Dé soort bij uitstek die positief reageerde op de zware brand op de Kalmthoutse Heide is boomleeuwerik. Zoals blijkt uit zijn broedbiologie (Sectie 2.2.1.2), heeft de soort een sterke voorkeur voor habitat met open zandige gebieden om te foerageren, met aanwezigheid van enkele bomen als uitkijk- en zangpost. De boomleeuwerik is een echte pioniersoort die snel nieuw gecreëerd open habitat koloniseert, zoals bijvoorbeeld brandvlakten en stormvlakten. Ook gebieden waar recent bos gekapt werd, zijn erg geschikt (Langston et al. 2007). In verschillende heidegebieden in Nederland werd na het voorkomen van zware branden een stijging van het aantal broedterritoria van boomleeuwerik gevonden (Bijlsma et al. 1985). Zoals verwacht blijkt ook op de Kalmthoutse Heide het pioniersbiotoop met open plekken gevormd door de heidebrand van 2011 zeer geschikt nieuw broedhabitat.

Net zoals de boomleeuwerik, is de nachtzwaluw een soort die snel nieuw geschikt habitat koloniseert, zoals open brandvlakten, stormvlakten of gekapte gebieden in een bos (Langston et al. 2007). Er werd dan ook verwacht dat de soort een sterkere toename zou kennen binnen de brandzone in vergelijking met de niet-afgebrande zone. Het aantal broedterritoria bleek echter in beide zones toe te nemen volgens een zelfde tendens, in zowel begraasd als de onbegraasd gebied. Het voorkomen van de heidebrand heeft blijkbaar het aantal territoria dat wordt gevestigd niet significant verhoogd. De factor 'jaar' blijkt wel verklarend voor de geobserveerde trend ($p=0.0003$). Nachtzwaluwen ondervonden in Europa gedurende lange tijd een sterke achteruitgang. De laatste decennia kent de soort echter een herstel van aantal broedterritoria (Langston et al. 2007). De bevindingen van deze studie bevestigen dit gegeven en wijzen aan dat zowel binnen de brandzone als binnen de niet-afgebrande zone erg geschikt habitat voor nachtzwaluw aanwezig is, dat in de loop van de jaren steeds verder werd gekoloniseerd.

Veldleeuweriken broeden typisch in open landschappen deels begroeid met lage vegetatie (Sectie 2.2.1.12). De soort ondervindt in Vlaanderen de laatste jaren een significante achteruitgang (Vermeersch & Onkelinx 2012). Ook op de Kalmthoutse Heide nam het aantal broedterritoria tussen 1999 en 2009 duidelijk af, met in de begraasde zone een sterkere achteruitgang dan in de onbegraasde zone (Figuur 19). Na de heidebrand neemt het aantal territoria opmerkelijk toe in het begraasde deel van de brandzone, waar de vegetatie steeds meer open en lager gehouden wordt in vergelijking met de onbegraasde zone. De interacties beheer*jaar en beheer*brand blijken significant (p -waarden respectievelijk 0.02 en 0.04). De positieve effecten van brand en begrazing zijn erg interessant naar een soortbeschermingsplan toe.

De gekraagde roodstaart is een soort die gebonden is aan open bos. Lokaal kan na het voorkomen van branden erg geschikt broedgebied ontstaan (Vermeersch et al. 2004). Er werd dan ook verwacht dat het aantal territoria in de brandzone zichtbaar zou toenemen. Tegen de verwachtingen in blijkt het effect van brand echter niet significant ($p>0.05$). 'Jaar' vormt wel een verklarende factor ($p=0.002$) voor de trend in het aantal territoria van de soort.

Roodborsttapuit en kneu zijn beide soorten die afhangen van een vegetatie met structuurrijke, oude heide (secties 2.2.1.7 en 2.2.1.10). Voor beide soorten werden sterke verliezen in aantal territoria verwacht binnen de brandzone. De resultaten voor roodborsttapuit tonen aan dat de soort op de Kalmthoutse Heide sinds 1999 een toenemende trend kende in het aantal broedterritoria, zowel binnen de begraasde als de onbegraasde zone. Het jaar na de heidebrand neemt het aantal echter zichtbaar af binnen het getroffen gebied, voor zowel de begraasde als de onbegraasde zone. Binnen

de niet-afgebrande zone blijft het aantal stijgen. Er werd een significant effect gevonden van jaar ($p=0.006$) en van brand ($p=0.003$). Voor kneu werden ook verliezen verwacht binnen de getroffen zone. Het effect van brand is echter net niet significant ($p=0.08$). Uit de hiërarchische clusteranalyse (Sectie 3.2) blijkt dat voor beide soorten in 2012 significant meer territoria voorkwamen in de cluster van de deelgebieden binnen de niet-afgebrande zone in vergelijking met de andere clusters. Dit wordt geïllustreerd in Figuren 9 en 12 (Bijlagen). Binnen de door de brand getroffen zone blijkt weinig geschikt habitat aanwezig te zijn voor beide soorten.

Voor blauwborst en rietgors werden geen significante factoren gevonden om een tendens in aantal broedterritoria te verklaren. Uit de hiërarchische clusteranalyse (Sectie 3.2) blijkt dat blauwborst in 2012 significant meer voorkwam in de cluster van de deelgebieden binnen de brandzone in vergelijking met de andere clusters. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 3 (Bijlagen). De deelgebieden binnen de brandzone beschikken duidelijk over erg geschikt habitat voor de soort. Het broedbiotoop voor blauwborst omvat een combinatie van kale bodem om te foerageren met enige opslag van struiken als nest- en schuilplaats (Sectie 2.2.1.1). In het verleden nam de soort telkens na een brand toe in aantal territoria op de Kalmthoutse Heide (Schauvliege 2012). Mogelijk creëerde ook de heidebrand van 2011 lokaal geschikt broedbiotoop voor de soort. Het kleine aantal territoria laat echter niet toe om te kunnen spreken van een trend. Analoog aan blauwborst, blijken ook de broedterritoria van rietgors significant meer voor te komen in de cluster van deelgebieden binnen de brandzone. Deze bevinding duidt op de aanwezigheid van voor de soort geschikt broedhabitat met moerasvegetatie binnen deze deelgebieden. Er werd echter geen trend gevonden in het aantal territoria van rietgors over de verschillende deelgebieden. De soort lijkt weinig of geen effect te ondervinden van de heidebrand.

Ook voor boompieper werden geen significante factoren gevonden die een mogelijke trend in aantal broedterritoria verklaren. Omdat de soortspecifieke voorkeur voor broedhabitat sterk lijkt op die van boomleeuwrik (Sectie 2.2.1.3), werd echter verwacht dat het aantal territoria binnen de deelgebieden van de brandzone sterk zou toenemen. Uit de clusteranalyse blijkt de soort in 2012 meer voor te komen in deelgebieden gelegen in niet-afgebrande zone. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 5 (Bijlagen). Het gebied van de niet-afgebrande zone omvat in 2012 mogelijk een grotere hoeveelheid voor de soort geschikt habitat.

Vanwege de beschikbaarheid van een beperkt aantal gegevens, kon voor de soorten fitis, graspieper, sprinkhaanzanger en wulp geen trend worden onderzocht. Graspieper werd alleen geïnventariseerd in het jaar 2012. Het aantal broedterritoria lag een weinig hoger in niet-afgebrande zone in vergelijking met de brandzone (Figuur 21). Op basis van hun broedbiologie (Sectie 2.2.1.5) kan worden verwacht dat graspiepers positief zouden reageren op aanwezigheid van nieuw gecreëerd open gebied. Het verder opvolgen van het aantal broedterritoria de komende jaren is erg interessant om effecten van begrazing of oprukkende vergrassing na te gaan (Sectie 4.3).

Fitissen zijn afhankelijk van de aanwezigheid van voldoende boomopslag en struikgewas (Sectie 2.2.1.6). Door veranderingen in vegetatiestructuur kende de hoeveelheid geschikt broedbiotoop binnen de brandzone vermoedelijk een gevoelige afname. Er werd binnen het getroffen gebied dan ook een achteruitgang van het aantal territoria verwacht. De resultaten van de inventarisaties geven aan dat het aantal territoria binnen de brandzone in 2012 is afgenomen ten opzichte van 2009. Het aantal territoria in de niet-afgebrande zone blijkt gestegen. De soort lijkt negatieve effecten van de brand te ondervinden. Deze bevindingen liggen in lijn van de verwachtingen.

Het erg lage aantal territoria van sprinkhaanzanger maakt het niet mogelijk om te spreken over een bepaalde trend of tendens. In 2009 werd 1 territorium gevonden binnen de brandzone, in 2012 4 territoria binnen de niet-afgebrande zone (Figuur 13). Sprinkhaanzangers zijn afhankelijk van de aanwezigheid van een lage vegetatie met voldoende ruigtekruiden (Sectie 2.2.1.11). Er kan worden vermoed dat in 2012 binnen de brandzone wellicht weinig geschikt habitat voor de soort zou voorkomen.

Tot slot werden de gegevens voor wulp onderzocht. Wulpen broeden in open gebieden (Sectie 2.2.1.13) en konden mogelijk voordelige gevolgen ondervinden van de zware heidebrand. De soort lijkt echter niet te worden beïnvloed door de brand (Figuur 23). Uit de resultaten van de PCA-analyse blijkt de soort positief geassocieerd met de tweede hoofdas, alsook de categorie 'brand' ($p < 0.001$). Het gebied binnen de brandzone omvat blijkbaar erg geschikt habitat voor de soort. De distributie van het aantal territoria van wulp binnen het onderzoeksgebied wordt geïllustreerd in Figuur 15 (Bijlage).

4.3 IMPLICATIES VOOR BEHEER

De respons van verschillende aandachtsoorten op de zware heidebrand van 2011 biedt waardevolle inzichten in termen van beheer. Binnen de brandzone zijn in 2012 broedterritoria van roodborsttapuit en kneu vrijwel verdwenen (Figuur 9, 12). De brand trof een groot deel van de oude, structuurrijke heide. Het herstel van de oorspronkelijke vegetatiestructuur zal ongetwijfeld tijd vragen. Voor andere soorten creëerde de heidebrand dan weer erg geschikt broedbiotoop, met bijvoorbeeld open ruimtes en een geleidelijke overgang van bos naar heide. Dé soort bij uitstek die profiteerde van de effecten van de heidebrand is boomleeuwerik. Ook veldleeuwerik genoot van een positief effect van de brand, in combinatie met een effect van begrazing. Het aantal territoria van beide soorten zal in de toekomst vermoedelijk echter dalen indien grassen de komende jaren verder opkomen en open plekken opnieuw verdwijnen.

In verschillende heidegebieden, onder andere in Nederland en Duitsland, wordt gecontroleerd kleinschalig branden als beheersmaatregel toegepast (Mause et al. 2009, sallandseheuveelrug.nl 2013). Het doel hiervan is om geschikt broedbiotoop te creëren en te behouden voor soorten zoals boomleeuwerik en nachtzwaluw. De gevolgen van de spontane heidebrand van 2011 tonen dat ook een gericht gecontroleerd brandbeheer mogelijk een gunstig effect kan hebben voor een aantal broedvogelsoorten op de Kalmthoutse Heide.

De grootste uitdaging voor het beheer naar de komende jaren toe wordt het terugdringen van de opkomende vergrassing. De resultaten van de studie van Brys et al. (2005) naar het effect van voorgaande heidebranden op de Kalmthoutse Heide, doen vermoeden dat ook de heidebrand van 2011 het oprukken van pijpenstrootje sterk in de hand zal werken. Dit kan mogelijk leiden tot het verdwijnen van geschikt broedbiotoop voor een aantal broedvogelsoorten. Verdere opvolging van het aantal en de distributie van territoria tijdens de volgende broedseizoenen is dan ook erg interessant. Het herstel en behoud van droge en natte heide met verspreide boomopslag en voldoende open plekken zal het bereiken van stabiele, duurzame populaties van de verschillende aandachtsoorten naar de toekomst toe ten goede komen (Schauvliege 2012).

REFERENTIES

- Aerts, R., & Heil, G. W. (1993). *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Press.
- Aerts R., Huiszoon A., Van Oostrum J.H.A., Van De Vijver C.A.D.M., Willems J.H. (1995). The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 32: 4, 827–835.
- Anon (1992). Council of the European Communities European Union Habitats Directive. Council Directive 92/43/EEC of 21 May on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, 7-50
- Bayly N.J., Rumsey S.J.R. & Clark J.A (2011). Crossing the Sahara desert: migratory strategies of the Grasshopper Warbler *Locustella naevia*. *J Ornithol*, 152:9, 33–946
- Bijlsma R.G., Lensink R. & Post .F (1985). De Boomleeuwerik *Lullula arborea* als broedvogel in Nederland in 1970 - 1984. *Limosa* 58:3, 89-96.
- BirdLife International (2004). *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.
- BirdLife International (2013). Species factsheets, IUCN Red List for birds. Downloaded from birdlife.org on 25/05/2013.
- Berry, R. (1979). Nightjar habitats and breeding in East Anglia. *BirdStudy* 70, 207–218.
- Brys R, Jacquemyn H, De Blust G. (2005). Fire increases aboveground biomass, seed production and recruitment success of *Molinia caerulea* in dry heathland. *Acta Oecologica* 28, 299–305.
- Cox J., Widener B. (2008). *Lightning-Season Burning: Friend or Foe of Breeding Birds*. Tall Timbers Research Station & Land Conservancy, Tallahassee, FL.
- Cramp S., Simmons K.E.L. (1983). *The Birds of the Western Palearctic Volume III*. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Cramp S. (1985). *The Birds of the Western Palearctic*, Vol 4. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Cramp S. (1988). *The Birds of the Western Palearctic*, Vol 5. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Cramp S. (1998). *Cramp's the complete birds of the Western Palearctic*. Oxford: Optimedia, Oxford University Press. Oxford, UK.
- De Blust G. (2007). Heathland, an ever changing landscape. Chapter 11 in Pedrolì B., Van Doorn A., De Blust G., Paracchini M.L., Wascher D. & Bunce F. (2007). *Europe's living landscapes. Essays on exploring our identity in the countryside*. Landscape Europa/KNNV, 179-192.
- De Blust G., & Sloomackers M. (1997). *De Kalmthoutse heide*. Davidsfonds, Leuven.
- Delalieux S., Somers B., Haest B., Spanhove T., Vanden Borre J., Mùcher C.A. (2012). Heathland conservation status mapping through integration of hyperspectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Remote Sensing of Environment* 126, 222–231.
- Dempsey, O' Clery (2002). *Complete Guide to Ireland's Birds*. Gill & Macmillan, Hushion House, 2nd edition.
- Devos K., Anselin A. & Vermeersch G. (2004). Een nieuwe Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (versie 2004). *Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002* (ed. door Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J., Van Der Krieken B.), INBO, Brussel.
- Diemont W. H., & Oude Voshaar J. H. (1994). Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *Journal of Applied Ecology* 31, 709–716
- del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (1996). *Handbook of the Birds of the World 3: Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Drachmann J., Broberg M., Sogaard P. (2002). Nest predation and semicolonial breeding in Linnets *Carduelis cannabina*. *Bird Study* 49, 35–41.
- European Commission, DG Environment (2007). *Interpretation Manual of European Union Habitats*. EUR 27, D July 2007, Brussels.
- Flannigan M.D. et al. (2000). Forest fires and climate change. *Science of the Total Environment*, 262, 221 - 230.
- Fuchs R., Svkopek J., Formánek J. & Exnerová A. (2002). *Atlas of breeding birds in Prague*. Cveská společnost ornitologická/Consult, Praha.
- Fuhlendorf S.D., Harrell W., Engle D.M., Hamilton R.G., Davis C.A., Leslie D.M. (2006). Should Heterogeneity Be the Basis for Conservation? *Grassland Bird Response to Fire and Grazing*. *Ecological Applications* 16:5, 1706-1716.

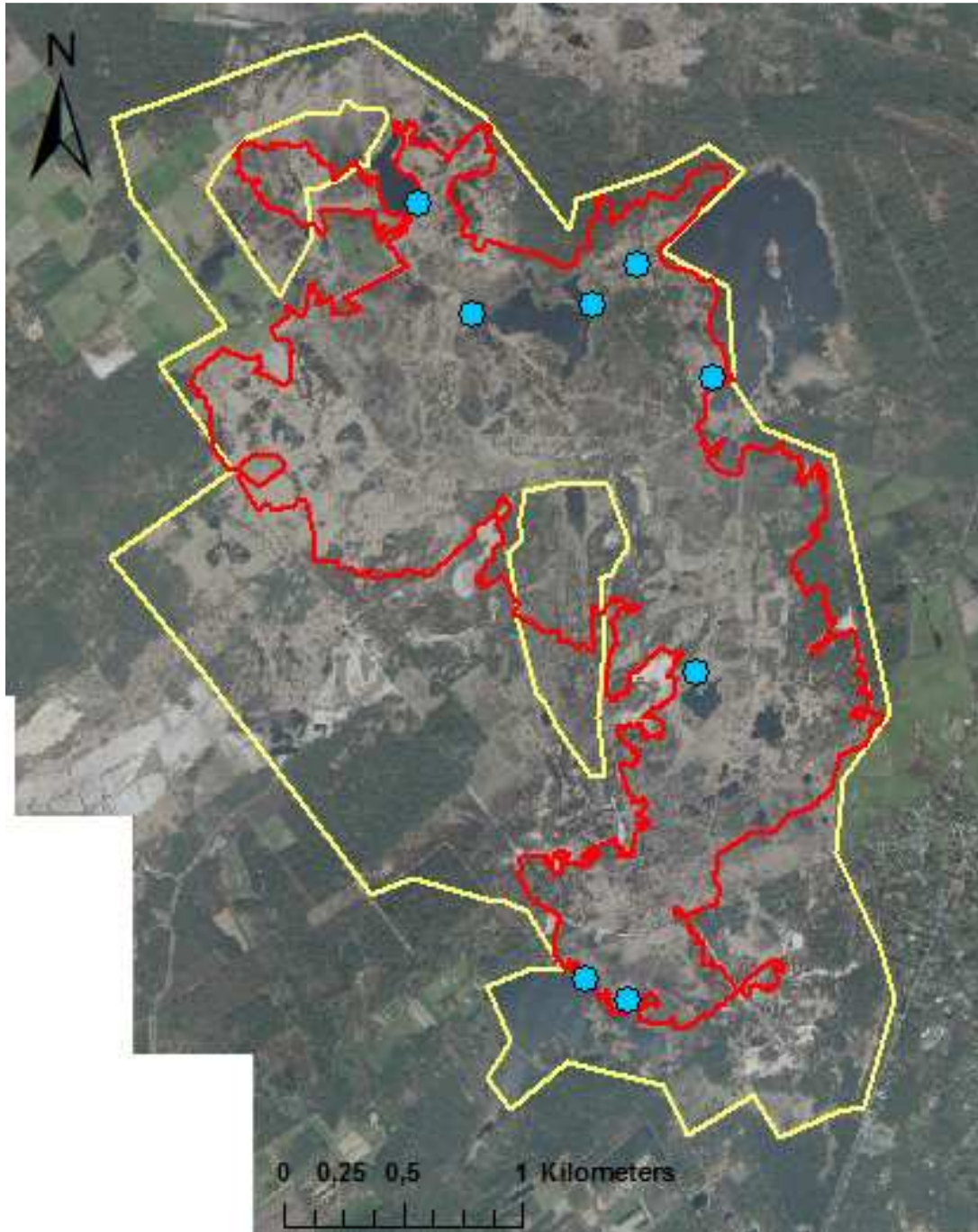
- Gimingham C.H. (1992). The lowland heathland management handbook. English Natural Science, English Nature.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. (1980). Handbuch der Vögel Mitteleuropas 9. Aula, Wiesbaden, Germany.
- Grant T.A., Madden E.M., Shaffer T. L., Dockens J.S. (2010). Effects of Prescribed Fire on Vegetation and Passerine Birds in Northern Mixed-Grass Prairie. *Journal of Wildlife Management* 74:8,1841–1851.
- Grynderup Poulsen J., Sotherton N.W., Aebischer N.J. (1998). Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology* 35:1, 131–147.
- Hagemeyer E.J.M., M.J. Blair (1997). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance. T. & A.D. Poyser, London.
- Hansson L. (1983). Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in central Sweden. *Ornis Scand* 14, 97–103.
- Harrison C.J.O, Forster J. (1959). Woodlark Territories, *Bird Study*, 6:2, 60-68.
- Herrando S., Brotons L., Delamo R., Llacuna S. (2002). Bird community succession after fire in a dry mediterranean shrubland. *ARDEA* 90:2, 303-311
- Husson F., Josse J., Pagès J. (2010). Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data?. Technical report.
- Hustings F. (2011) Inventarisatierichtlijnen per soort: SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON Vogelonderzoek Nederland.
- Ilieva M., Toews D.P., Bensch S., Sjöholm C., Akesson S. (2012). Autumn migratory orientation and displacement responses of two willow warbler subspecies (*Phylloscopus trochilus trochilus* and *P. t. acredula*) in South Sweden. *Behavioural Processes* 9:253–261
- Kovarik P., Pavel V., Chutny B. (2009). Incubation behaviour of the Meadow Pipit (*Anthus pratensis*) in an alpine ecosystem of Central Europe. *J Ornithol* 150, 549–556
- Krupa M. (2004). Food of the Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* Nestlings: Differences Related to the Age of Nestlings and Sex of Feeding Parents. *Acta Ornithologica*, 39(1):45-51. 2004.
- Lambrechts J., De Coster K. & M. Indeherberg (2003). Handleiding voor monitoring van Grenspark De Zoom - Kalmthoutse heide. AEOLUS in opdracht van Grenspark De Zoom – Kalmthoutse heide.
- Langston R.H.W., Wotton S.R., Conway G.J., Wright L.J., Mallord J.W., Currie F.A., Drewitt A.L., Grice P.V., Hoccom D.G., Symes N. (2007). Nightjar *Caprimulgus europaeus* and Woodlark *Lullula arborea* – recovering species in Britain? *Ibis* 149:2, 250–260.
- Lawrence G.E. (1996). Ecology of Vertebrate Animals in Relation to Chaparral Fire in the Sierra Nevada Foothills. *Ecology* 47: 2, 278-291.
- Martinez N., Jenni L., Wyss E., Zbinden N. (2010). Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *J. Ornithol.* 151, 297–307.
- Musilova Z. (2011). Territory settlement and site fidelity in Reed Buntings *Emberiza schoeniclus*, *Bird Study*, 58:1, 68-77.
- Newton I. (1967). The adaptive radiation and feeding ecology of some British finches, *Ibis* 109:1, 33-96.
- Pausas J.G., Vallejo R. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In: Chuvieco E. (ed.) Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin, Springer Verlag 3-16.
- Pausas J.G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change* 63: 337-350.
- Pausas J.G., Fernández-Muñoz S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110, 215-226.
- Petrusková T., Osiejuk T.S., Linhart P., Petrusek A. (2008). Structure and Complexity of Perched and Flight Songs of the Tree Pipit (*Anthus trivialis*). *Annales Zoologici Fennici* 45:2, 135-148.
- Piessens K., Honnay O., Nackaerts K., Hermy M. (2004). Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect?. *Journal of Biogeography* 31:10, 1683–1692.
- Piñol J., Terradas J., Lloret F. (1998). Climate Warming, Wildfire Hazard, and Wildfire Occurrence in Coastal Eastern Spain. *Clim. Change* 38, 345–357.
- Pons P., Henry P.Y., Gargallo G., Prodon R., Lebreton J.D. (2003). Local survival after fire in Mediterranean shrublands: combining capture-recapture data over several bird species. *Popul Ecol* 45:187–196.
- Questiau S., Eybert M.C., Gaginskaya A.R., Gielly L., Taberlet P. (1998). Recent divergence between two morphologically differentiated subspecies of bluethroat (Aves: muscipidae: *Luscinia svecica*) inferred from mitochondrial DNA sequence variation. *Molecular Ecology* 7, 239–245.

- Rose L.N. (1982). Breeding ecology of British pipits and their Cuckoo parasite, *Bird Study* 29:1, 27-40.
- Schauvliege J. (2012). Antwoord op vraag nr. 601 van 5 juli 2012 van Dirk van Mechelen, geraadpleegd via vlaamsparlement.be op 20/01/2013.
- Sierro A., Arlettaz R., Naef-Daenzer B., Strebel S., Zbinden N. (2001). Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. *Biological Conservation* 98, 325–331.
- Slootmaekers D., Jacobs A., Baeten S. (2012) Grondbroedende vogelsoorten en natuurbeheer op de Kalmthoutse Heide. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, *Vogelnieuws* 19,21.
- Smiseth P.T., Bu R.J., Eikenaes A.K., Amundsen T. (2003). Food limitation in asynchronous bluethroat broods: effects on food distribution, nestling begging, and parental provisioning rules. *Behavioral Ecology* 14: 6, 793–801.
- Smith J.K. (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42 1. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Smucker K.M., Hutto R.L., Steele B.M. (2005). Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications* 15:5, 1535–1549.
- Sousa W.P. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 353-391.
- Terry A.C., Ashmore M.R., Power S.A., Allchin E.A., Heil G.W. (2004). Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 41, 897–909.
- Thonicke K., Venevsky S., Sitch S., Cramer W. (2001). The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology & Biogeography* 10, 661–677.
- T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A. (2009). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000-habitattypen. Versie 2.0. Brussels: Research Institute for Nature and Forest (INBO).
- van Dijk A.J. & Boele A. (2011). Handleiding SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- van Dijk A.J., Noback M., Sierdsema H., Troost G., Vergeer J. (2012). Handleiding autoclustering in BMP (1.08 juli). Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Vermeersch G. et al. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels: 2000-2002 Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 23 Instituut voor Natuurbehoud: Brussel.
- Vermeersch G., Onkelinx T. (2012) ABV-project: trends na de tweede volledige telcyclus. *Vogelnieuws* 19, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 29-31.
- Verstraeten G., Baeten L., Verheyen K. (2011). Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* 58:2, 120-129.
- Webb N.R. (1998). The traditional management of European heathlands. *J. of applied ecology* 35: 987-990.
- Wernham C., Toms M., Marchant J., Clark J., Siriwardena G., Baillie S. (2002). *The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland*. London: T. & A.D. Poyser.
- Wilson J.D., Morris A.J., Arroyo B.E. Clark S.E., Bradbury R.B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75,13–30.

DANKWOORD

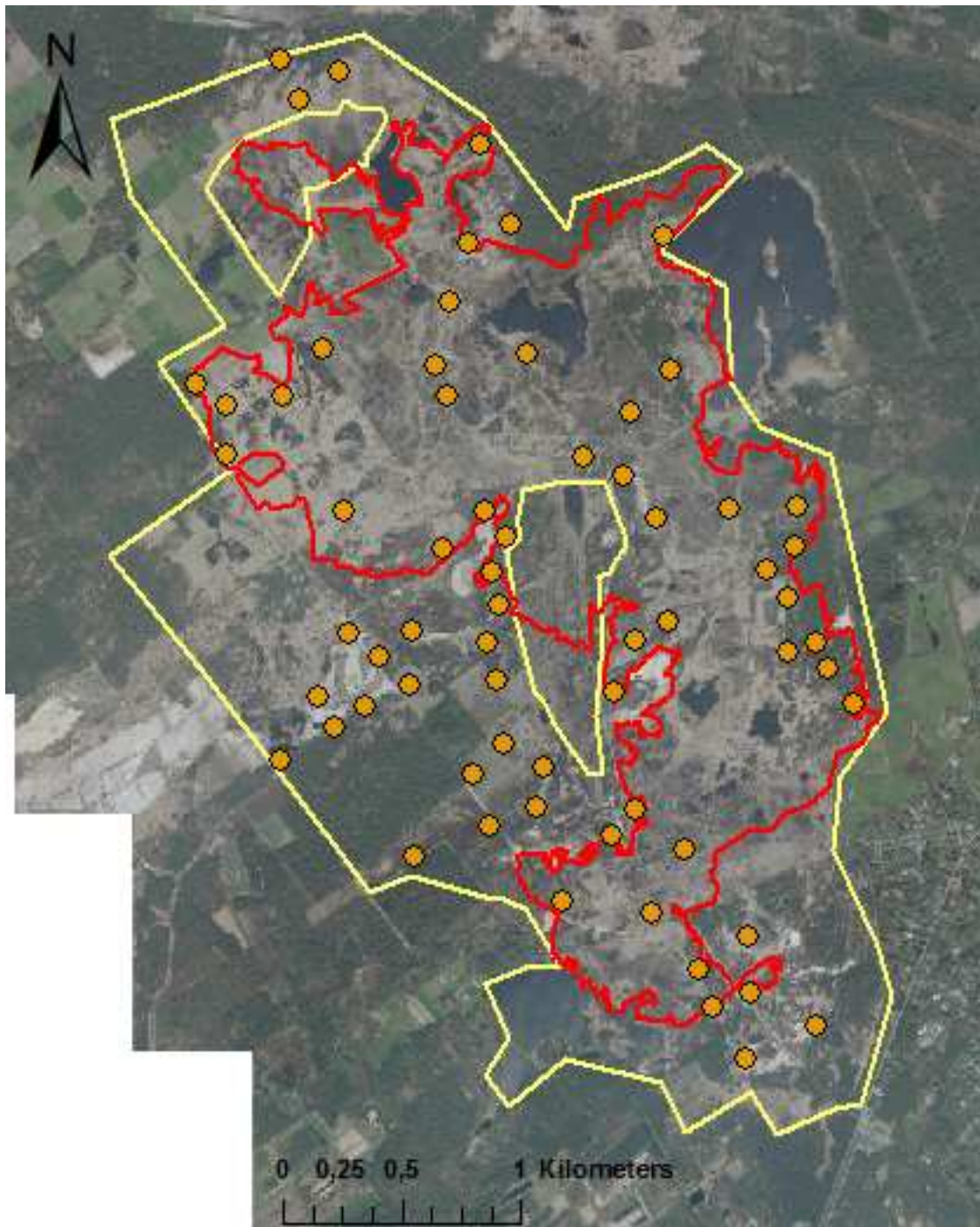
Speciale dank gaat uit naar Luc De Bruyn voor zijn bijstand, geduld en aanmoediging bij het vormen van deze thesis. Verder gaat dank uit naar Glenn Vermeersch en Ignace Ledegen voor het nabij opvolgen van de resultaten van de broedvogelinventarisatie in 2012. Erg veel dank aan Glenn Vermeersch, FiliepT'Jollyn en Stijn Baeten voor hun inbreng van interessante 'tips & tricks' tijdens het veldwerk. Dank aan Carine Wils voor haar bijstand bij alle 'GIS-vragen'. Tevens erg veel dank aan medestudenten Thomas Gyselinck, Steven Jacobs en Robbe Van Hoofstat voor hun verstandige tips en raad. Tot slot dank aan Luc Jacobs, Carina Hernot en Simon De Smedt voor hun voortdurende steun.

BIJLAGEN



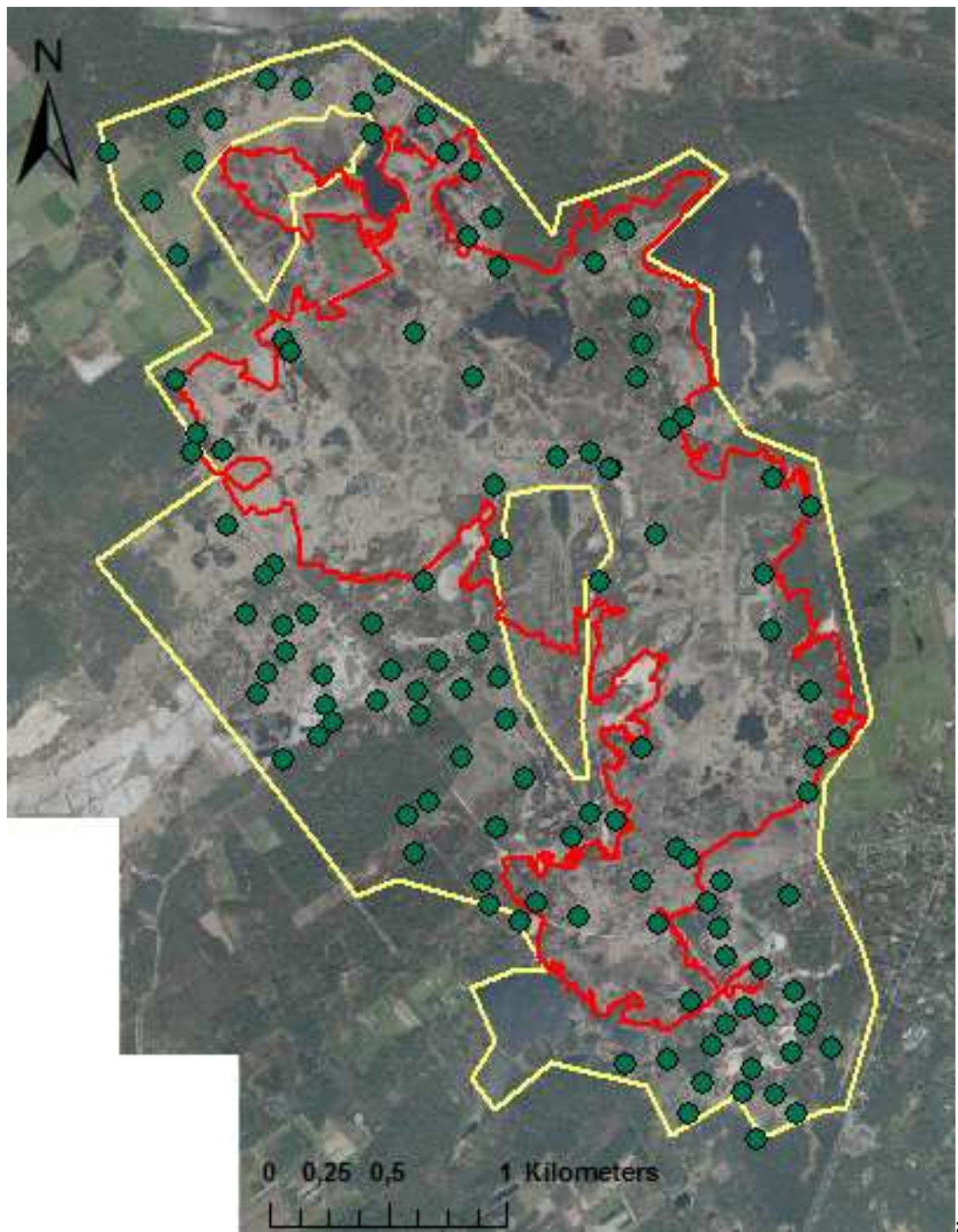
FIGUUR 3: OVERZICHT TERRITORIA BLAUWBORST IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



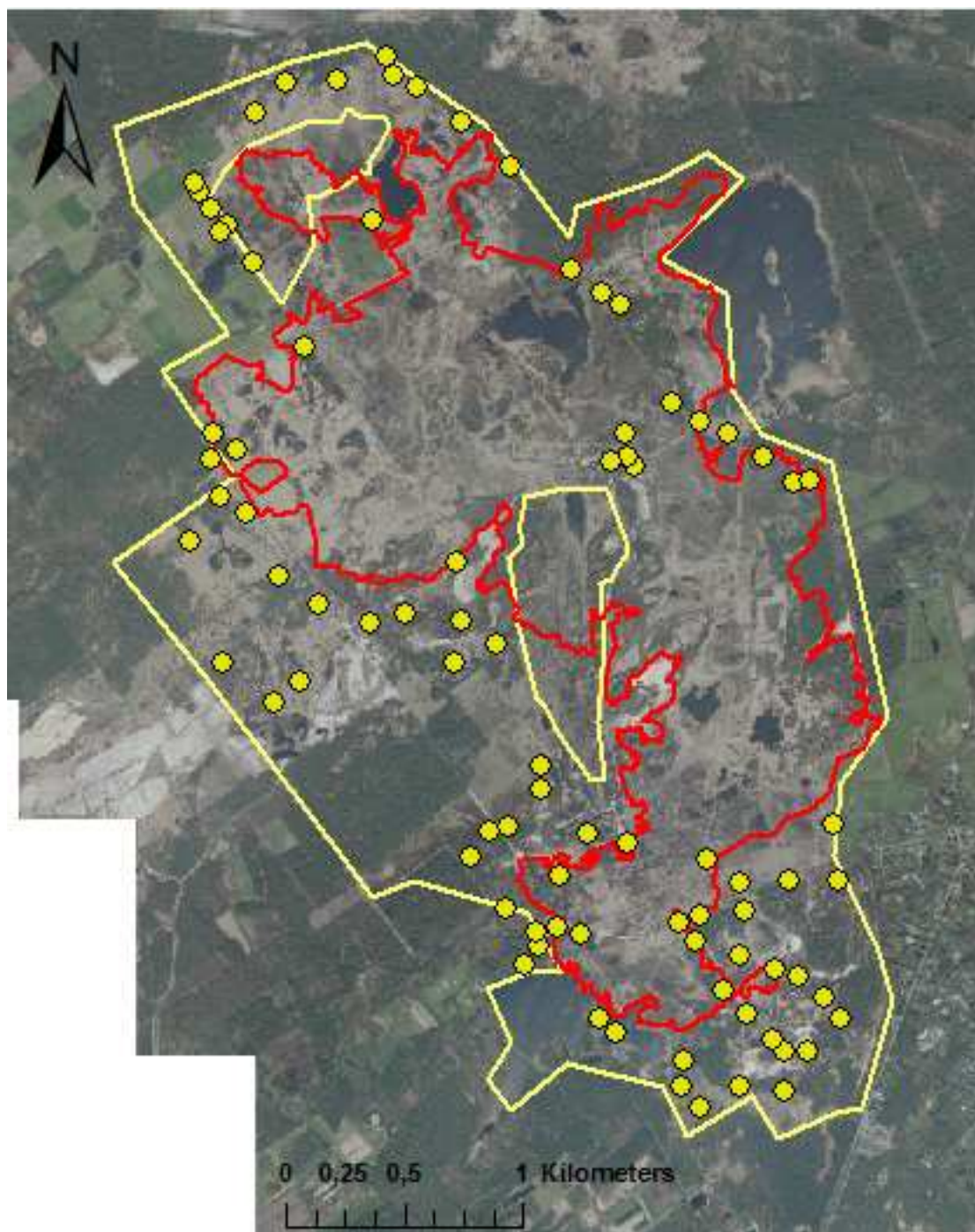
FIGUUR 4: OVERZICHT TERRITORIA BOOMLEEUWERIK IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



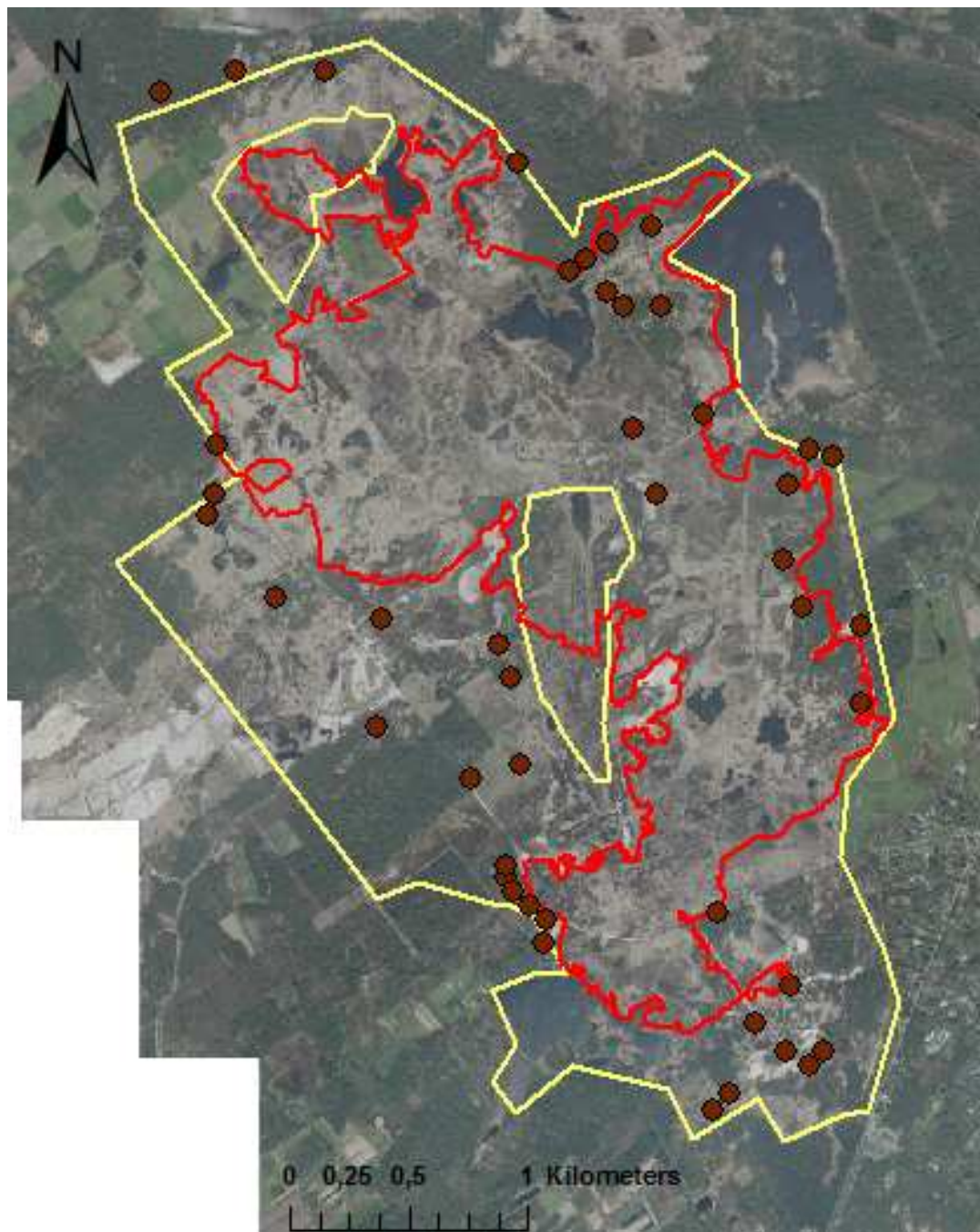
FIGUUR 5: OVERZICHT TERRITORIA BOOMPIEPER IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



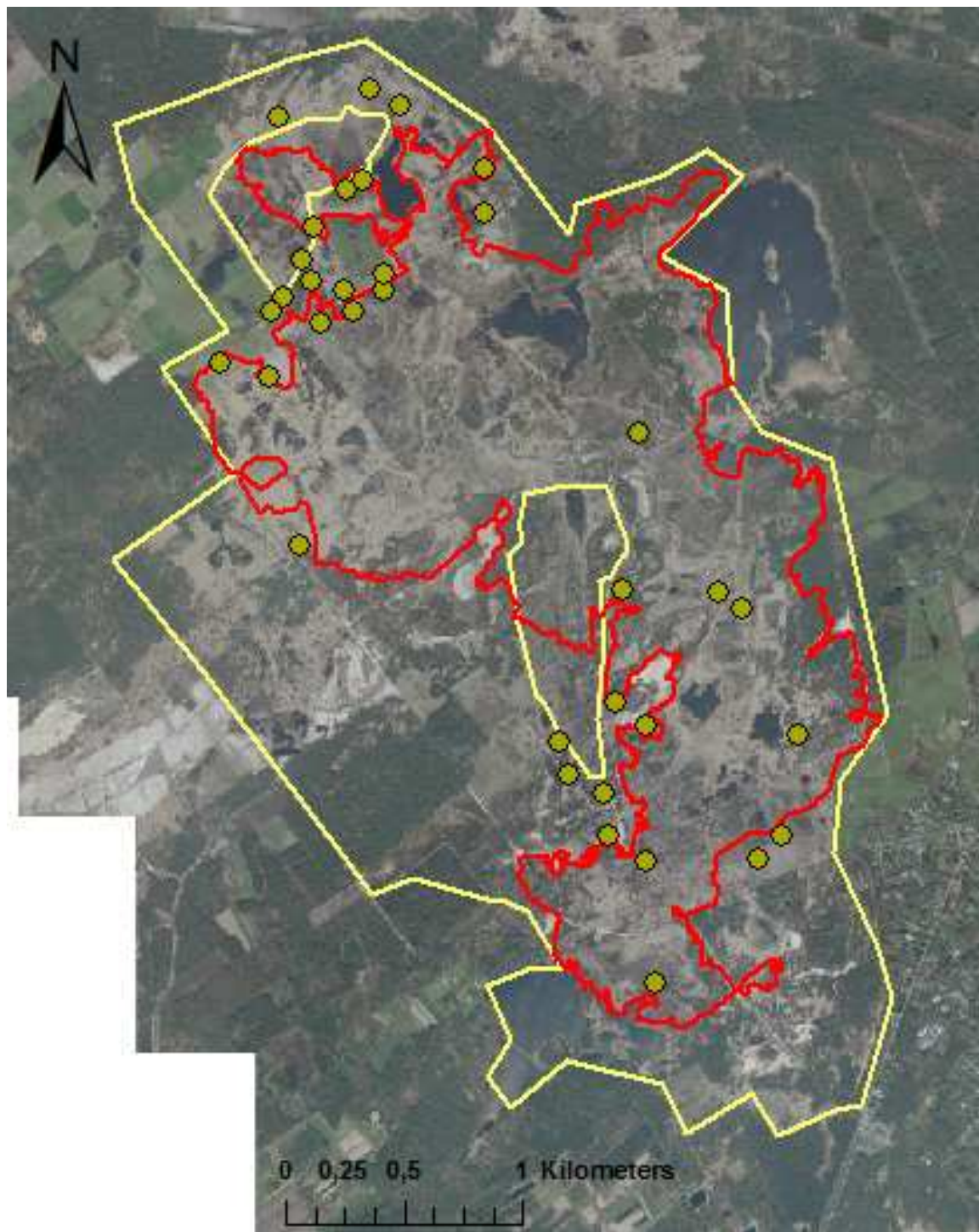
FIGUUR 6: OVERZICHT TERRITORIA FITIS IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



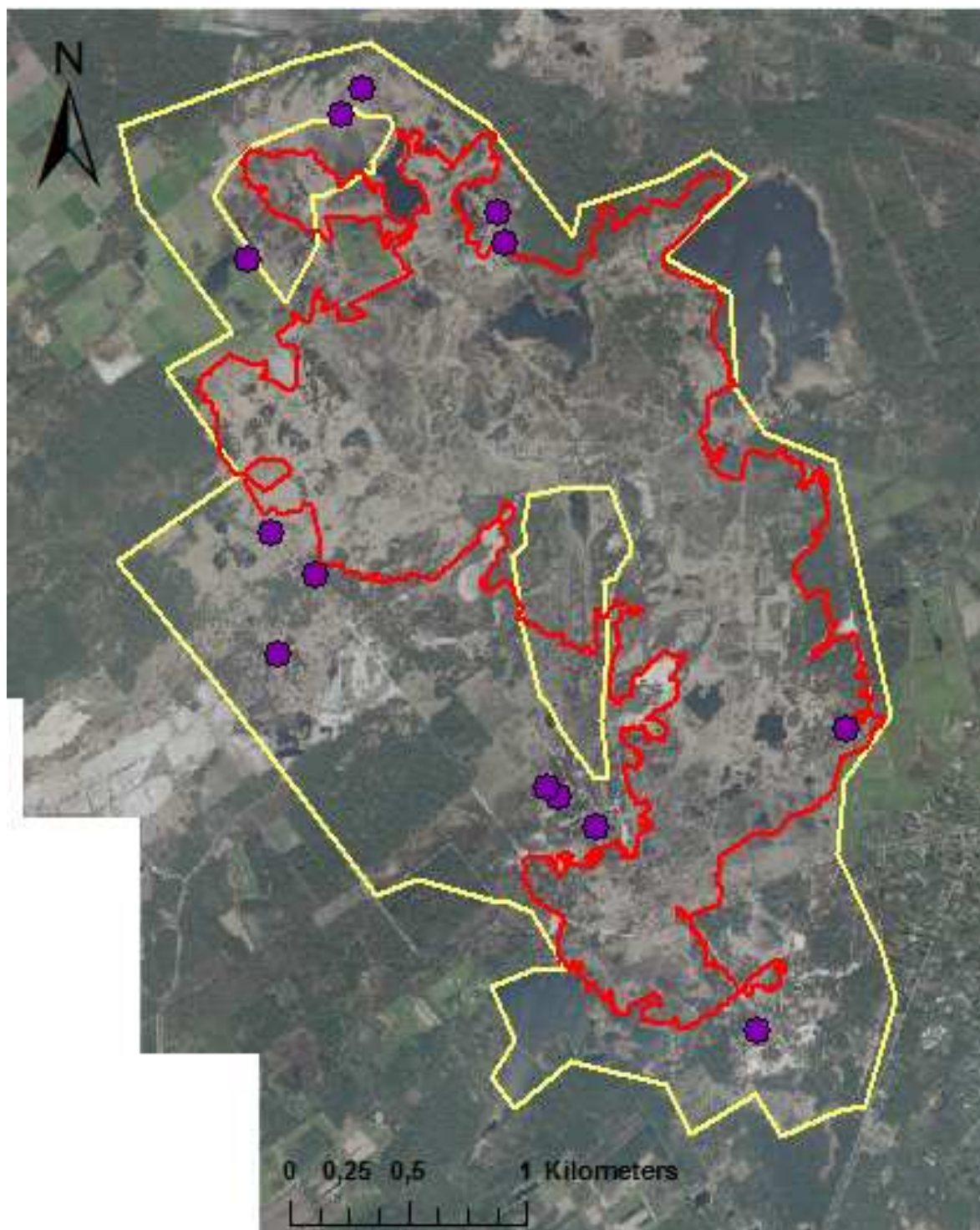
FIGUUR 7: OVERZICHT TERRITORIA GEKRAAGDE ROODSTAART IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



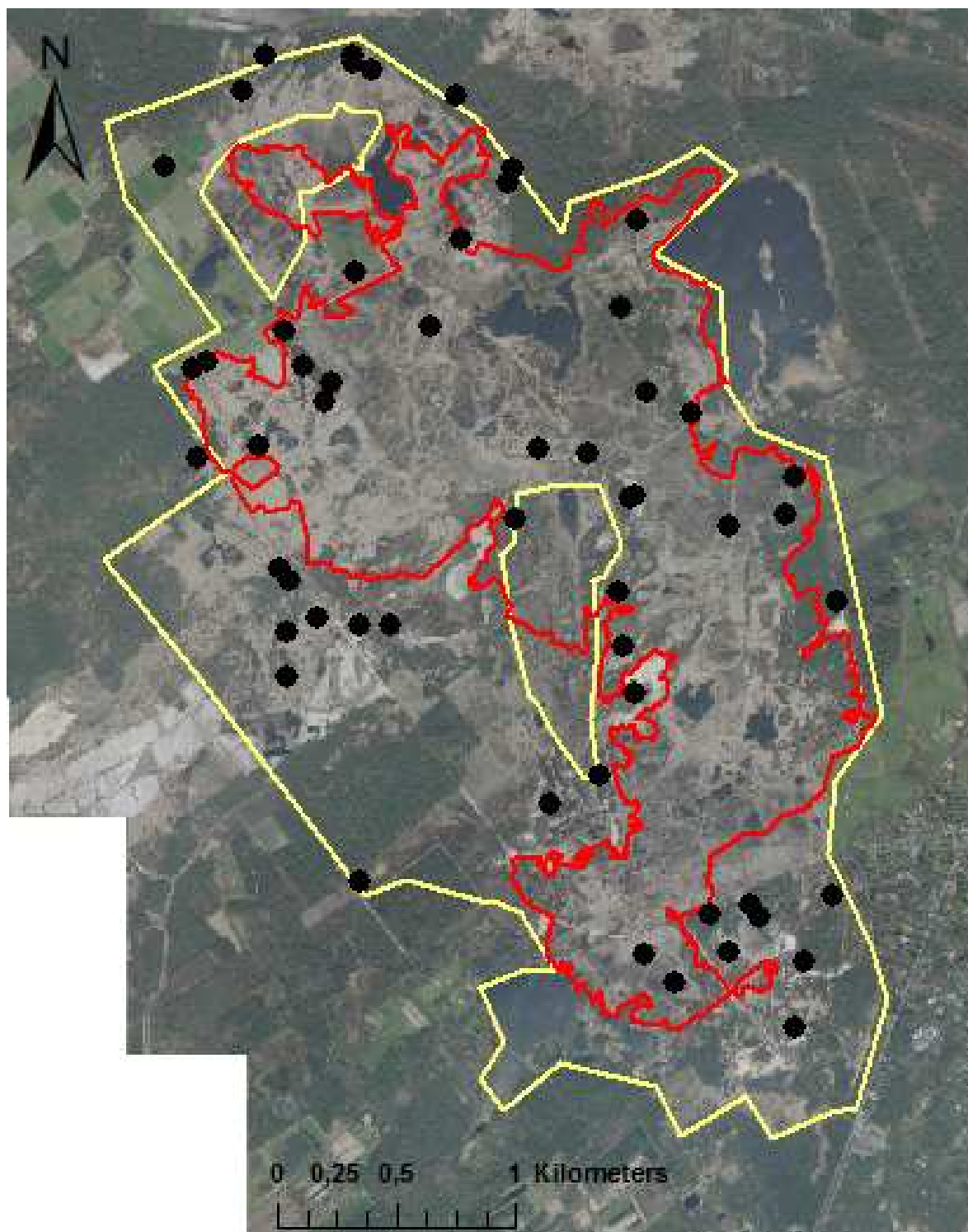
FIGUUR 8: OVERZICHT TERRITORIA GRASPIEPER IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



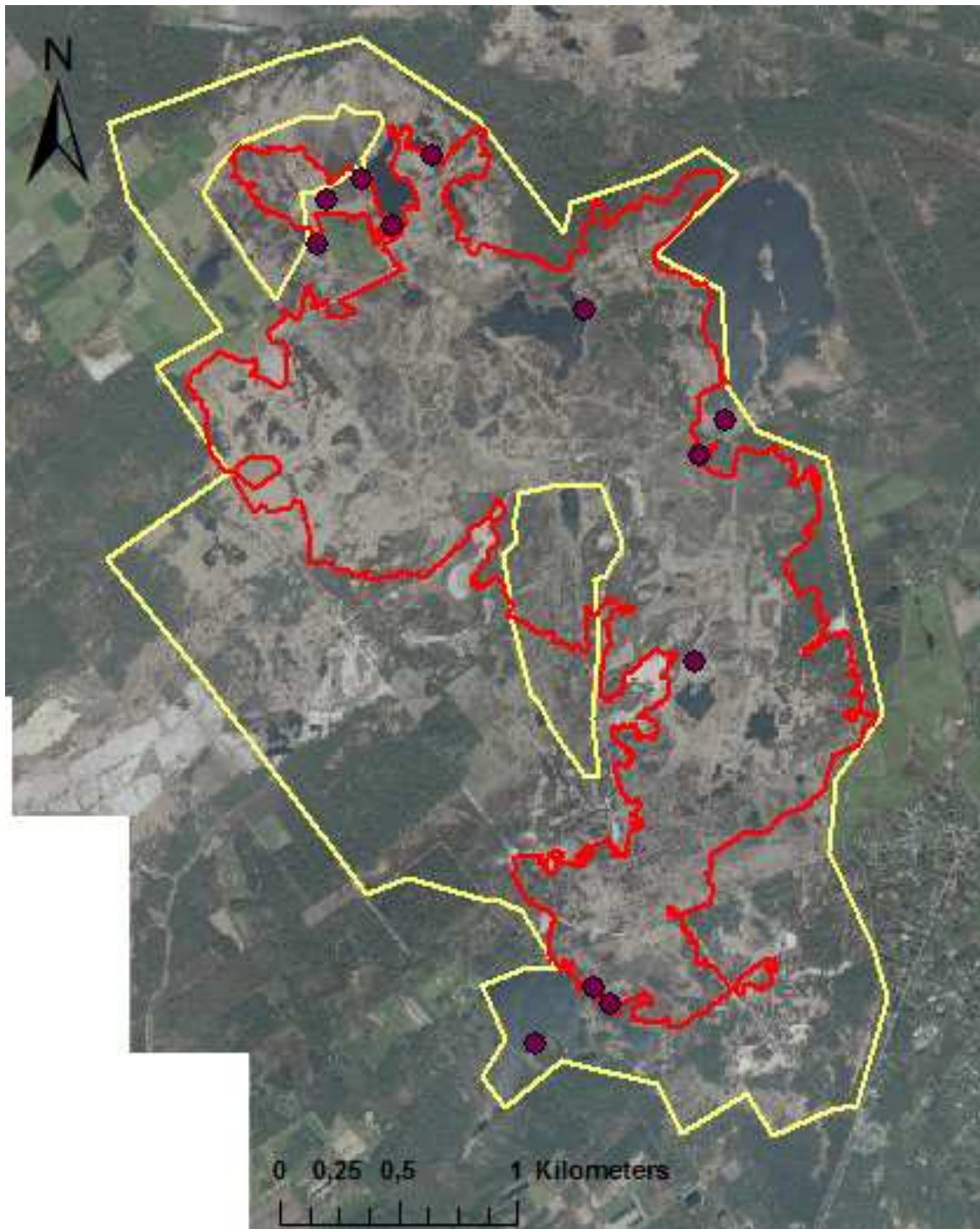
FIGUUR 9: OVERZICHT TERRITORIA KNEU IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



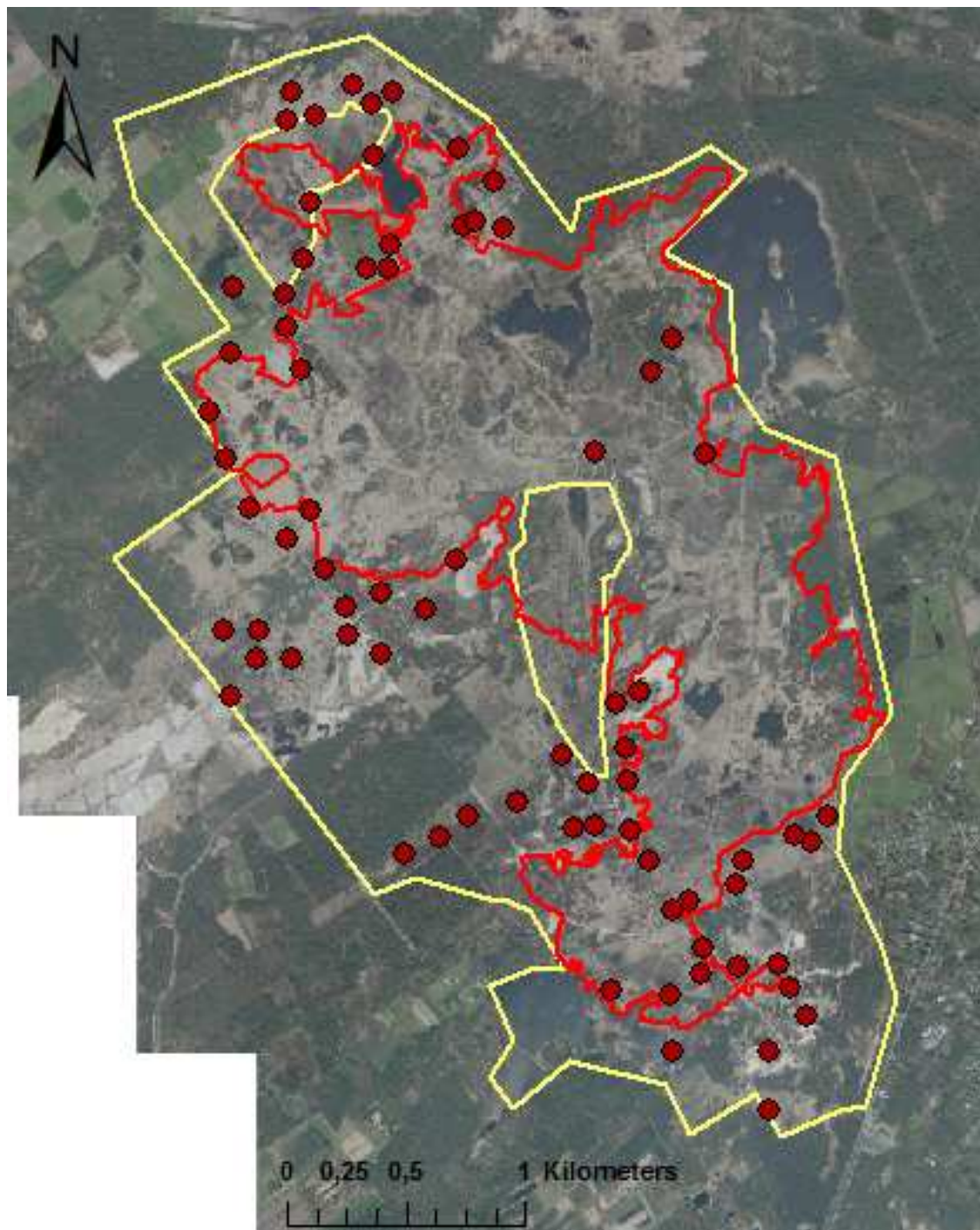
FIGUUR 10: OVERZICHT TERRITORIA NACHTZWALUW IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



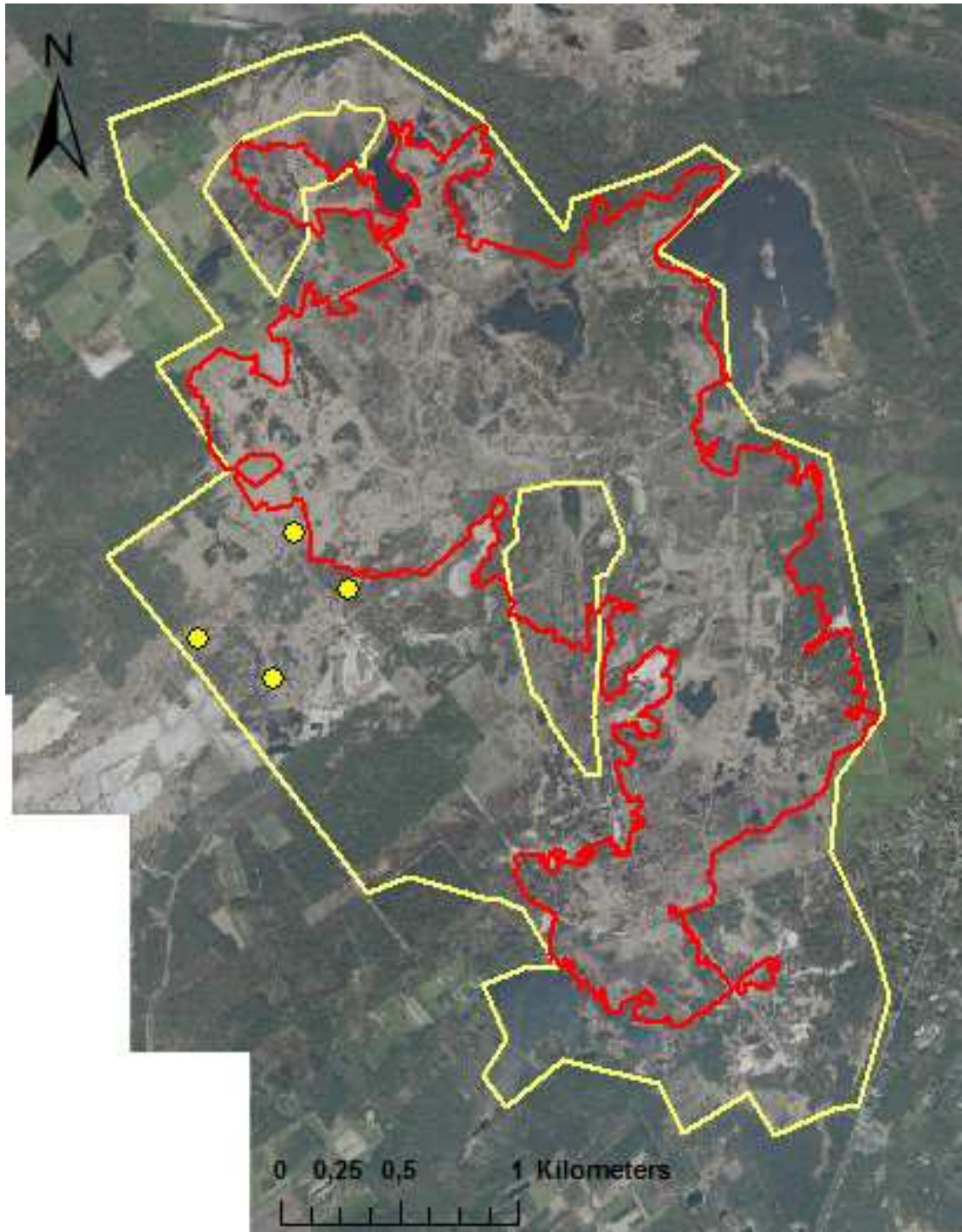
FIGUUR 11: OVERZICHT TERRITORIA RIETGORS IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



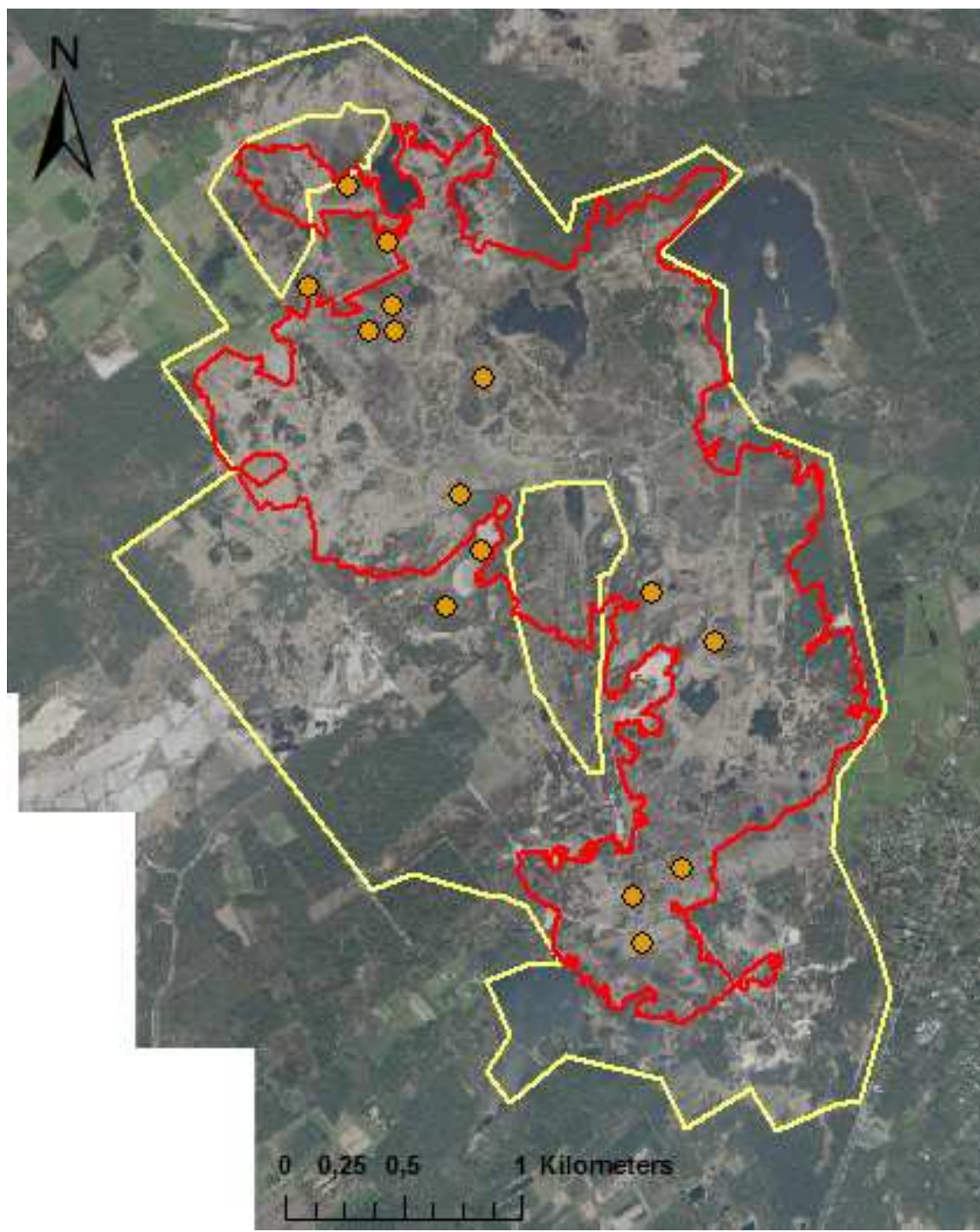
FIGUUR 12: OVERZICHT TERRITORIA ROOBBORSTAPUIT IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



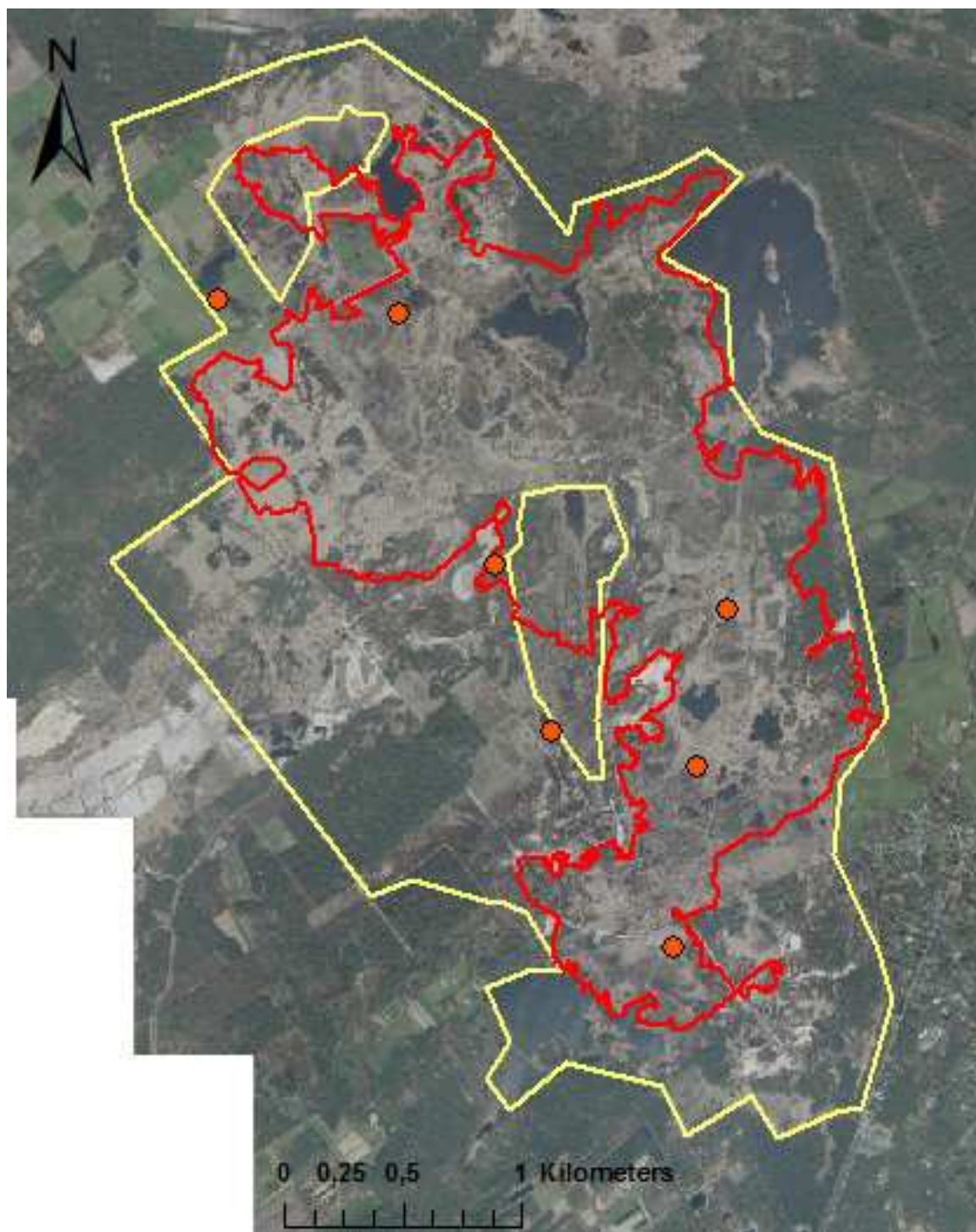
FIGUUR 13: OVERZICHT TERRITORIA SPRINKHAANZANGER IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



FIGUUR 14: OVERZICHT TERRITORIA VELDLEEUWERIK IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip



FIGUUR 15: OVERZICHT TERRITORIA WULP IN 2012

- Brandzone 2012
- Inventarisatiegrens
- Territoriumstip